



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS
ÁREA DE METALOGÊNESE

AURÉLIO AZEVEDO BARRETO NETO

MODELAGEM DINÂMICA DE PROCESSOS AMBIENTAIS

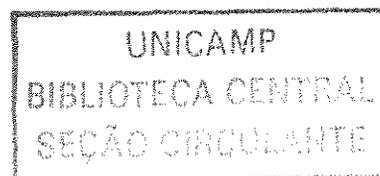
Tese apresentada ao Instituto de Geociências como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Geociências.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Roberto de Souza Filho

Este exemplar corresponde à
redação final da tese defendida
por Aurélius Azevedo Barreto Neto
e aprovada pelo Conselho Julgador
em 09/03/2004
Carlos R. de Souza Filho
ORIENTADOR

CAMPINAS - SÃO PAULO

Março - 2004



UNIDADE	SC
Nº CHAMADA	T/Unicamp
	B275m
V	EX
TOMBO BCI	58635
PROC.	16-117-04
C	<input type="checkbox"/>
D	<input checked="" type="checkbox"/>
PREÇO	11,000
DATA	29-06-04
Nº CPD	

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO IG - UNICAMP

CM00198110-0

Bib id: 317262

Barreto Neto, Aurélio Azevedo
B275m Modelagem dinâmica de processos ambientais / Aurélio Azevedo
Barreto Neto.- Campinas,SP.: [s.n.], 2004.

Orientador: Carlos Roberto de Souza Filho

Tese (doutorado) Universidade Estadual de Campinas, Instituto de
Geociências.

1. Modelos Matemáticos. 2. Métodos de Simulação. 3. Hidrologia –
Modelos. 4. Escoamento. 5. Erosão. 6. Sistema de Informação
Geográfica . I. Souza Filho, Carlos Roberto. II. Universidade Estadual
de Campinas, Instituto de Geociências III. Título.



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS
ÁREA METALOGÊNESE**

AUTOR: Aurélio Azevedo Barreto Neto

TÍTULO DA TESE: Modelagem Dinâmica de Processos Ambientais

ORIENTADOR: Prof. Dr. Carlos Roberto de Souza Filho

Aprovada em: 08/03/2004

EXAMINADORES:

Prof. Dr. Carlos Roberto de Souza Filho (Presidente)

Prof. Dr. Ardemírio de Barros Silva

Prof. Dr. Archimedes Perez Filho

Prof. Dr. Francisco Lombardi Neto

Prof. Dr. Gilberto Câmara Neto

Carlos R. S. Filho

Ardemirio de Barros Silva

Archimedes Perez Filho

Francisco Lombardi Neto

Gilberto Câmara Neto

Campinas, 08 de março de 2004.

*A minha amada esposa Cida
A minha amada mãe Nilda
Com todo o meu amor...*

AGRADECIMENTOS

- Ao Prof. Dr. Carlos Roberto de Souza Filho, meu orientador, que com sabedoria, confiança e determinação, colaborou para a realização desta tese de doutorado;
- Aos Professores Drs. Francisco Lombardi Neto, Gilberto Câmara Neto e Archimedes Perez pelo apoio e preciosa contribuição que deram no exame de qualificação;
- Ao Professor Dr. Francisco Lombardi Neto, pelas valiosas discussões realizadas no Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) que ajudaram-me a ampliar meus conhecimentos científicos e a trilhar esse trabalho;
- Ao Eng. Sergio e ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas do Estado de São Paulo, pelas discussões técnicas e pela disponibilização dos dados pluviográficos e fluviográficos utilizados nesta tese;
- A Valdirene, pela amizade e indispensável suporte técnico;
- Aos amigos do Instituto de Geociências e de outros Institutos da Unicamp, que ajudaram, incentivaram, ou simplesmente me escutaram;
- A Cida pelo carinho e colaboração nos momentos de dificuldades;
- Aos meus tios e tias, pelo carinho e amizade;
- A minha irmã, sobrinhos e cunhado pelo carinho;
- A Alba Valéria, minha grande amiga-irmã, pelo carinho e amizade;
- Ao Centro de Apoio ao Ensino Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudo para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

Dedicatória.....	iv
Agradecimentos.....	v
Sumário.....	vi
Lista de Figuras.....	vii
Lista de Siglas e Abreviaturas.....	x
Lista de Tabelas.....	xi
Resumo.....	xiii
Abstract.....	xiv
Capítulo 1. Apresentação.....	1
Capítulo 2. Fundamentação metodológica.....	6
Capítulo 3. Modelagem dinâmica do escoamento superficial em uma bacia hidrográfica tropical utilizando dados multi-escalares e diferentes resoluções de grade.....	31
Capítulo 4. Modelagem hidrológica utilizando lógica fuzzy e sistemas de informações geográficas.....	58
Capítulo 5. Modelagem dinâmica para avaliação e simulação De perda de solo causada por mudanças no uso e Ocupação da terra.....	82
Capítulo 6. Conclusões Finais.....	113
Anexo.....	116

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2

- 2.1 – Gráfico demonstrando o método de cálculo do ângulo de declive em uma linha de direção de drenagem e o mapa de direção de drenagem local.
- 2.2 – Tipos de discretização utilizadas em modelos hidrológicos. (a) concentrado; (b) sub-bacia; (c) distribuído por módulos.
- 2.3 – Métodos de estruturação de um MDT: (a) grade regular; (b) grade irregular triangular (TIN – Triangulated Irregular Network); e (c) curvas de nível (modificado de Moore *et al.* 1993).
- 2.4 - Desenho esquemático de linhas de fluxo geradas a partir de um MDT representado por uma grade regular quadrada.
- 2.5 - Definição de um elemento de área típico obtido a partir de linhas de fluxo de drenagem construídas de um MDT estruturado por curvas de nível (modificado de Rennó e Soares (2001)).

Capítulo 3

- 3.1 – Mapa de localização da área de estudo.
- 3.2 – (A) Representação computacional do grupo hidrológico do solo, originário do mapa de solos na escala 1/100.000. (B) Representação computacional do grupo hidrológico do solo, originário do mapa de solos na escala 1/500.000.
- 3.3 – Representação computacional do uso da terra.
- 3.4 – Simulação do escoamento superficial (em mm) referente ao evento 3, para sete intervalos de tempo Δt ($\Delta t = 6$ horas).
- 3.5 – Representação computacional do grupo hidrológico do solo em diferentes resoluções espaciais: 1920m (A), 960m (B), 480m (C), 240m (D), 120m (E), 60m (F), 30m (G), 15m (H).
- 3.6 – Representação computacional do uso da terra em diferentes resoluções espaciais: 1920m (A), 960m (B), 480m (C), 240m (D), 120m (E), 60m (F), 30m (G), 15m (H).

Capítulo 4

- 4.1 – Mapa de localização da área de estudo.
- 4.2 – Representação digital do LPI, representando a cobertura vegetal da bacia do Rio Quilombo.
- 4.3 – Representação digital do grupo hidrológico do solo.
- 4.4 – Gráfico com a função de pertinência linear demonstrando metodologia utilizada na conversão dos dados de solo em conjuntos *fuzzy*.
- 4.5 – Representação de uma unidade do mapa de solos (organossolo) utilizando a modelagem por lógica booleana.
- 4.6 - Representação de uma unidade do mapa de solos (organossolo) utilizando a modelagem por lógica *fuzzy*.
- 4.7 - Funções de pertinência e suas respectivas equações matemáticas, utilizadas na representação digital do LPI: (A) função de pertinência linear e (B) função de pertinência sino.
- 4.8 - Representação digital da distribuição espacial do parâmetro CN: (A) utilizando o MHSCSF, (B) utilizando o MHSCS.

Capítulo 5

- 5.1 – Mapa de localização da área de estudo
- 5.2 – Representação computacional do MDT (cotas em m) da bacia estudada.
- 5.3 – Representação digital do tipo de uso da bacia estudada.
- 5.4 – Representação digital do grupo hidrológico do solo.
- 5.5 – (A) Gráfico demonstrando o método de cálculo do ângulo de declive em uma linha de direção de drenagem. y é a diferença de cotas entre a célula analisada e a célula imediatamente inferior ao fluxo de drenagem, α é o ângulo de declive. (B) Espacialização da direção de drenagem local, x distância entre os centros das duas células (x' = resolução da célula, para a direção vertical e horizontal e $x'' = 1,4142$ multiplicado pela resolução da célula, para direção diagonal) (modificado de Hickey (2000)).
- 5.6 – Representação digital da declividade (%) em sete classes e suas respectivas áreas em %.
- 5.7 - Representação digital do fator L (m) da bacia estudada.

- 5.8 - Representação digital do fator C da bacia estudada, considerando o mapa de uso da terra atual.
- 5.9 - Representação digital do fator K da bacia estudada.
- 5.10 - Simulação do modelo dinâmico de perda de solo para os tempos Δt_1 (1) a Δt_7 (7), utilizando um evento de chuva de 120 mm e cenário de uso atual.
- 5.11 - Resultado final da modelagem dinâmica de perda de solo (tonelada) para um evento de chuva de 120mm utilizando cinco cenários distintos de uso da terra. Uso atual (1), cobertura com floresta (2), cobertura com pastagem (3), cobertura com cultura permanente (4) e solo exposto (5).
- 5.12 - Gráfico com distribuição da proporção de área da bacia para cada intervalo de classe de perda de solo, provocado por uma chuva de 140 mm.
- 5.13 - Gráfico com distribuição da proporção de área da bacia para cada intervalo de classe de perda de solo, provocado por uma chuva de 122,6 mm.
- 5.14 - Gráfico com distribuição da proporção de área da bacia para cada intervalo de classe de perda de solo, provocado por uma chuva de 87 mm.
- 5.15 - Gráfico com distribuição da proporção de área da bacia para cada intervalo de classe de perda de solo, provocado por uma chuva de 56,5 mm.
- 5.16 - Gráfico com distribuição da proporção de área da bacia para cada intervalo de classe de perda de solo, provocado por uma chuva de 35,5 mm.

LISTA DE ABREVIATURAS

AMC	<i>Antecedent Moisture Condition</i>
ASCII	<i>American Standard Code for Information Interchange</i>
ASTER	<i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Radiation Radiometer</i>
CN	Curva Número
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EI	Índice de Erosão
EUPS	Equação Universal de Perdas de Solo
GHS	Grupo Hidrológico do Solo
LPI	<i>Leaf Pigment Index</i>
MDT	Modelo Digital de Terreno
MEUPS	Equação Universal de Perdas de Solo Modificada
MHSCS	Modelo Hidrológico SCS
MHSCSF	Modelo Hidrológico SCS <i>Fuzzy</i>
MSI	<i>Moisture Stress Index</i>
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
PMA	Programa de Modelagem Ambiental
SCS	<i>Soil Conservation Service</i>
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
TIN	<i>Triangular Irregular Network</i>

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2

2.1 - Valores utilizados para o fator C .

2.2 - Grupo hidrológico do solo e fator K para solos da bacia estudada.

Capítulo 3

3.1 - Tipos de solos, percentagem de abrangência e os seus respectivos grupos hidrológicos obtidos de Lombardi -Neto *et al.* (1991) e modificado conforme nova nomenclatura de solos do Brasil (Embrapa 1999).

3.2 - Série temporal do evento 3, codificada para oPMA PCRaster.

3.3 - Determinação do numero de células de cada complexo solo-cobertura e seus respectivos CN.

3.4 - Apresentação dos dados de chuva e vazão obtidos em campo e as vazões calculadas para mapas de solos em escalas distintas, para uma região de clima tropical do Estado de São Paulo, Brasil.

3.5 - Percentagem de área para cada tipo de GHS nas oito resoluções da grade.

3.6 - Percentagem de área para cada tipo de uso da terra nas oito resoluções da grade.

3.7 - Escoamento superficial calculado (em mm) para oito resoluções de grade, em cinco eventos de chuva.

Capítulo 4

4.1 - Definição das características do GHS.

4.2 - Tipos de solos, percentagem de abrangência e os seus respectivos grupos hidrológicos obtidos de Lombardi Neto *et al.* (1991) e modificado conforme nova nomenclatura de solos do Brasil (Embrapa 1999).

4.3 - Regras *fuzzy* para a determinação do parâmetro CN no MHSCSF.

4.4 - Escoamento superficial simulado com o MHSCS e com o MHSCSF utilizando quatro eventos de chuva.

Capítulo 5

5.1 - Tipos de solos, percentagem de abrangência e os seus respectivos grupos hidrológicos obtidos de Lombardi Neto *et al.* (1991) e modificado conforme nova nomenclatura de solos do Brasil (Embrapa 1999).

5.2 - Valores utilizados para o fator C.

5.3 - Grupo hidrológico do solo e fator *K* para solos da bacia estudada.

5.4 - Apresentação dos dados de eventos de chuva.

5.5 - Tabulação da área e da proporção de cada cenário nos intervalo de classe de perda de solos, para uma chuva de 140 mm.

5.6 - Tabulação da área e da proporção de cada cenário nos intervalo de classe de perda de solos, para uma chuva de 122,6 mm.

5.7 - Tabulação da área e da proporção de cada cenário nos intervalo de classe de perda de solos, para uma chuva de 87 mm.

5.8 - Tabulação da área e da proporção de cada cenário nos intervalo de classe de perda de solos, para uma chuva de 56,5 mm.

5.9 - Tabulação da área e da proporção de cada cenário nos intervalo de classe de perda de solos, para uma chuva de 35,5 mm.



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS/
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS
ÁREA METALOGÊNESE**

MODELAGEM DINÂMICA DE PROCESSOS AMBIENTAIS

RESUMO

TESE DE DOUTORADO

Aurélio Azevedo Barreto Neto

As mudanças no uso da terra são processos evolutivos e contínuos, sendo a mais importante manifestação da interação humana com a biosfera. A degradação do meio ambiente devido à falta de planejamento e uso inadequado dos recursos naturais é um fato atual cujo cenário foi criado ao longo dos anos, fundamentalmente pela gerência inadequada do uso e ocupação da terra, e ao descaso com o planejamento hídrico. Esse trabalho possui três objetivos principais: (i) a modelagem dinâmica do escoamento superficial utilizando dados multi-escalares e representados sob diferentes resoluções de grade; (ii) a modelagem do escoamento superficial utilizando lógica *fuzzy*, e (iii) a modelagem dinâmica de perda de solo causada por mudanças no uso e ocupação da terra. Para atingir esses objetivos, foram utilizados modelos computacionais desenvolvidos com o programa de modelagem ambiental PCRaster, o qual possui capacidade para modelar dados espaciais e temporais. A pesquisa foi realizada na bacia hidrográfica do Rio Quilombo, localizada no Vale do Ribeira, Estado de São Paulo. Foram utilizados dados de solo em duas escalas distintas (1/100.000 e 1/500.000), mapa de uso da terra (extraído de imagem orbital ASTER), dados pluviográficos e fluviográficos. O escoamento superficial foi calculado com base no modelo hidrológico SCS (*Soil Conservation Service*), e a erosão do solo com base no modelo da Equação Universal de Perda de Solo Modificada. Numa primeira fase da pesquisa, o escoamento superficial calculado dessa forma foi avaliado sob dois enfoques: utilizando-se dados de solos em diferentes escalas de mapeamento e com oito tipos de resolução de grade. Numa segunda fase, foi desenvolvido um modelo *fuzzy*, adaptado do modelo SCS, para calcular o escoamento superficial. Nessa etapa foi também desenvolvido um método computacional para conversão de representações computacionais matriciais na forma booleana para representações computacionais matriciais no formato *fuzzy*. Em uma terceira etapa, a Equação Universal de Perda de Solo Modificada foi implementada para realizar a modelagem dinâmica da perda de solo devido a um evento de chuva individual. Foram realizadas simulações utilizando cinco eventos de chuva e cinco cenários de uso da terra. O escoamento superficial calculado utilizando dados de solo extraídos do mapa na escala de 1/100.000 foi o que mais se aproximou dos valores medidos em campo. O escoamento superficial calculado com dados de solo extraídos do mapa de solos na escala de 1/500.000 também apresentou resultados satisfatórios, podendo ser utilizado para uma análise regional ou em regiões sem dados de solos em escalas maiores. As variações na resolução da grade dos dados de entrada (solo e uso da terra) tiveram muito pouca influência no cálculo do escoamento superficial. O escoamento superficial calculado pelo modelo SCS *fuzzy* apresentou resultados mais próximos dos valores medidos em campo do que aqueles calculados pelo modelo booleano. A simulação da perda de solo para os diferentes cenários de uso da terra foram compatíveis com os fatores utilizados na Equação Universal de Perda de Solo Modificada, ou seja, a cobertura florestal foi a que proporcionou a menor perda de solo, visto que as florestas possuem um alto potencial de retenção de água. O cenário de solo exposto apresentou os maiores valores de perda de solo, um resultado algo previsível, uma vez que nessa situação o solo não apresenta nenhuma proteção contra as chuvas e o escoamento superficial. O programas computacionais desenvolvidos nessa pesquisa podem ser úteis para a obtenção de informações quantitativas e qualitativas sobre outras bacias hidrográficas, desde que haja disponibilidade de um inventário de dados similar ou superior ao aqui utilizado, e a partir de pequenas alterações nos scripts dos programas e no banco de dados. Essas informações, por sua vez, podem ser utilizadas para um melhor gerenciamento e planejamento de bacias hidrográficas.



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS/
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS
ÁREA METALOGÊNESE**

DINAMIC MODELING OF ENVIRONMENTAL PROCESS

ABSTRACT

PhD THESIS

Aurélio Azevedo Barreto Neto

Land use change is an evolving and continuous process and is an important manifestation of the human interaction with the biosphere. The degradation of the environment, particularly in recent years, is due to the lack of planning and mishandling of natural resources.

This thesis has three main objectives: (i) dynamic modeling of runoff using data with scale and grid-size variations; (ii) modeling of runoff using fuzzy logic, and (iii) dynamic modeling of soil loss caused by land use changes. To reach these objectives, computer models were developed within the PCRaster environmental modeling software, which supports the design of spatio-temporal models.

The research was carried out in Rio Quilombo's watershed, located in the Ribeira Valey, State of São Paulo. The data employed in the computer modeling comprised soil maps at different scales, land use maps (extracted of ASTER imagery), rain and stream-flow data. Runoff was calculated on the basis of the SCS (Soil Conservation Service) model, whereas the calculation of soil erosion was made via the Modified Universal Soil Loss Equation. In a first stage of the research, the calculated runoff was evaluated using soil data at different scales (1/100,000 and 1/500,000) and eight types of grid-sizes. In a second stage, a fuzzy model was incorporated to the SCS model and a computer method to convert boolean raster map to fuzzy raster map was developed. In a third stage, the Modified Universal Soil Loss Equation was applied to soil loss modeling linked to a rain event. Simulations were accomplished using five rain events and five scenarios of land use. The calculated runoff using soil data at 1/100,000 scale showed the best outcome when compared against measured runoff in field. The calculated runoff with soil data at 1/500,000 scale also yielded satisfactory results and could be used for regional analysis or applied to areas lacking in detailed soil maps. The grid-size variations of the input data had very little influence on calculated runoff. The calculated runoff using the fuzzy SCS model agreed closely with real runoff values, and transcended the calculated runoff derived from the boolean model. The soil loss simulation for different land use scenarios was well-matched with the factors used in the Modified Universal Soil Loss Equation - the forest cover setting displayed the smallest soil loss, as the forests have high potential to retain water; the bare soil setting presented the largest soil loss value, a predictable result, as the soil is simply unprotected against rain and runoff effects under such circumstances. The computer program developed here can be used to increase quantitative and qualitative information about other watersheds - as far as there are similar data available and through minor alterations in the script and the database format - and this gain in information can potentially enhance management and planning of watersheds.

CAPÍTULO 1

Apresentação

As mudanças no uso da terra são processos evolutivos e contínuos, sendo a mais importante manifestação da interação humana com a biosfera. As escalas e taxas de mudanças no uso do solo são bem maiores atualmente do que no passado, devido principalmente às mudanças tecnológicas e ao crescimento da população. O uso do espaço é determinado por fatores ambientais tais como, solo, clima, vegetação e relevo, sendo que todos estes estão também associados a fatores sociais e de produção econômica, principalmente os relacionados à produção de alimentos e bens de consumo (Adger e Brown 1994).

As trocas ocorridas no uso da terra podem acarretar conseqüências hidrológicas locais, regionais e até mesmo globais. As mais visíveis são as de efeito direto e imediato, relacionadas com a quantidade e qualidade das águas dos rios. Significativas mudanças em escala espacial e temporal podem também levar a alterações climáticas e conseqüentes mudanças no ciclo hidrológico (Calder 1992).

A degradação do meio ambiente devido à falta de planejamento e uso inadequado dos recursos naturais é um fato atual e um problema grave principalmente nos países em desenvolvimento, como o Brasil. A carência de bancos de dados apropriados e sistemas de análise funcionais tem sido um fator limitante para que se possa qualificar, quantificar, simular e prever riscos ambientais.

A incidência de problemas ambientais no Brasil é muito evidente. Este cenário foi criado ao longo dos anos, fundamentalmente pela gerência inadequada do uso e ocupação da terra e ao descaso com o planejamento hídrico. O desmatamento das florestas e matas ciliares, a ocupação desordenada e inadequada da terra, bem como a filosofia equivocada dos projetos de engenharia, tem contribuído para a acentuação gradual de enchentes, perda de solo por erosão, variações climáticas, assoreamento e contaminação de redes de drenagens, proporcionando um elevado prejuízo econômico e social.

O uso de modelos estocásticos e modelos determinísticos têm contribuído para o conhecimento da evolução dos sistemas ambientais, bem como têm auxiliado o planejamento e gerenciamento das organizações espaciais e uso dos recursos naturais em escala local, regional e global (Christofoletti 1999).

Uma parcela significativa dos fenômenos ambientais, tais como escoamento superficial e erosão, apresentam variabilidade temporal e são inadequados para serem representados por sistemas estáticos, como muitos sistemas de informações geográficas (SIG). Desta forma, o desenvolvimento de técnicas capazes de representar fenômenos espaço-temporais, que possam fazer previsibilidades e simulações dos impactos provocados ao meio ambiente, contribuirão na determinação dos limites de vulnerabilidade causados pelo uso dos recursos naturais, podendo proporcionar resultados reais e mensuráveis devido às mudanças ocorridas e possíveis de ocorrerem na biosfera.

As simulações de processos ambientais com modelos computacionais dinâmicos estão expandindo-se rapidamente nas comunidades científicas, principalmente em campos da ecologia, hidrologia, degradação de solos, climatologia, geomorfologia, mudanças no uso da terra e expansão urbana (Van Deursen *et al.* 1993; Camara 1996; Burrough 1998; Batty 1999; Soares-Filho *et al.* 2002; Pedrosa e Câmara 2002; Almeida *et al.* 2003; Barreto-Neto e Souza Filho 2003). Modelos dinâmicos ajudam em uma melhor representação e entendimento das características dos fenômenos ambientais e permitem a realização de diagnósticos e prognósticos de impactos ao meio ambiente.

Esse trabalho tem como objetivo o desenvolvimento de um modelo dinâmico de simulação de escoamento superficial e erosão em uma bacia hidrográfica, sujeita a ocorrência de mudanças nos tipos de uso e ocupação da terra. O modelo pode ser utilizado como uma ferramenta para obtenção de informações quantitativas e qualitativas a serem utilizadas no gerenciamento e planejamento de bacias hidrográficas.

Como os processos ambientais são dinâmicos, ou seja, apresentam variabilidade temporal e espacial, a interação entre a modelagem dinâmica e SIG constitui-se em uma poderosa ferramenta para o modelamento ambiental. Nesse sentido, essa pesquisa foi desenvolvida utilizando o programa computacional PCRaster (Wesseling *et al.* 1996), concebido para modelagem ambiental dinâmica e que possui interação espacial e temporal, além de interface de visualização estática e dinâmica (animação).

A presente tese de doutorado é composta de três capítulos principais, estruturados na forma de artigos. O primeiro é intitulado “Modelagem dinâmica do escoamento superficial em uma bacia tropical utilizando dados multi-escalares e diferentes resoluções de grade”. Neste artigo, foi realizada a modelagem dinâmica do escoamento superficial em uma bacia hidrográfica cartografada em duas escalas distintas. Na seqüência, foi feita uma avaliação do modelo SCS (*Soil Conservation Service*), desenvolvido pelo Departamento de Conservação do Solo Norte Americano, (SCS 1973) para dados com diferentes grades de resolução.

No segundo artigo, intitulado “Modelagem hidrológica utilizando lógica *fuzzy* e sistemas de informações geográficas”, foi desenvolvido um método computacional para conversão de representações computacionais matriciais na forma booleana em representações computacionais matriciais no formato *fuzzy*. Na seqüência, foi desenvolvido um modelo hidrológico *fuzzy* a partir de adaptações do modelo SCS. O modelo hidrológico *fuzzy* realizou simulações do escoamento superficial utilizando os fundamentos matemáticos da teoria dos conjuntos *fuzzy* (Zadeh 1965).

O terceiro artigo, intitulado “Modelagem dinâmica para avaliação e simulação de perda de solo causada por mudanças no uso e ocupação da terra” teve como objetivo o desenvolvimento de um modelo dinâmico, capaz de fazer avaliação da perda de solo em uma bacia hidrográfica. Neste artigo foram feitas simulações utilizando distintos eventos de chuva e distintos cenários de uso da terra.

Os artigos proporcionam um conjunto de ferramentas que poderão contribuir para o planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas a pequeno, médio e longo prazo. A experiência realizada na bacia do Rio Quilombo pode ser facilmente adaptada para outras áreas do país a partir de simples mudanças no programa e no banco de dados.

Referências

- Adger, W. N.; Brown, K., 1994. Land use and the causes of global warming. John Wiley & Sons, England, 271 p.
- Almeida, C.M.; Monteiro, A.M.V.; Câmara, G.; Soares-Filho, B. S.; Cerqueira, G. C.; Araújo, W.L.; Pantuzzo, A.E. 2003. Simulating urban land use change through CA-BASED

- modeling and logistic regression. Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, INPE, 1687-1694 p.
- Batty, M. 1999. Modeling urban dynamics through GIS-based cellular automata. *Computers, Environment and Urban Systems* 23:205-233.
- Barreto-Neto e de Souza Filho, 2003. Modelagem Dinâmica de Escoamento Superficial. Anais do XI SBSR. Belo Horizonte, Brasil, INPE, 2427-2434 p.
- Burrough, P. A. 1998. Dynamic modeling and geocomputation. In: Longley, P.A.; Brooks, S.M.; McDonnel, R.; Macmillan, B. (eds.). *Geocomputation: a primer*. London, John Wiley & Sons, 165-191 p.
- Calder, I. R.; 1992. Hydrologic Effects of Land Use Change. In: *Handbook of Hydrology*, Maidment, D. R. (ed.). McGraw-Will, USA.
- Camara, A.S. 1996. Spatial Simulation Modelling. In: Fisher, M.(ed.). *Spatial Analytical Perspectives on GIS*. London, Taylor & Francis, 213-218 p.
- Christofoletti, A., 1999. Modelagem de Sistemas Ambientais. Editora Edgard Blücher, São Paulo, 236p.
- Pedrosa, B.; Câmara, G. 2002. Modelagem Dinâmica. In: Druck, S.; Carvalho, M.S.; Câmara, G.; Monteiro, A.M.V. (eds.). *Análise Espacial de Dados Geográficos*. Versão on-line: www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/analise/
- SCS - Soil Conservation Service, 1972. *National Engineering Handbook*, USDA.
- Soares-Filho, B.S.; Pennachin, C.; Cerqueira, G. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, v.154, 217-235 p.

Wesseling, C. G., Karssen D., Van Deursen, W. P. A., Burrough, P. A., 1996. Integrating dynamic environmental models in GIS: The development of a Dynamic Modelling language. *Transactions in GIS* 1:40-48.

Van Deursen, W.P.A and Heil, G.W. 1993. Analysis of heathland dynamics using a spatial distributed GIS model. *Scripta Botanica* 21:17-28.

Zadeh, L. A., 1965. Fuzzy sets. *Information and Control*, 8:338-353.

Fundamentação metodológica

1. Introdução

Esse capítulo tem como objetivo descrever a metodologia utilizada nos artigos desenvolvidos nesse trabalho. Serão descritos os modelos matemáticos envolvidos no estudo, suas variáveis, suas aplicações e desempenho, bem como as características de conexão entre modelos de processos ambientais estáticos e dinâmicos com Sistema de Informações Geográficas (SIG). Neste trabalho foi utilizado o programa de modelagem ambiental PCRaster como ambiente computacional para o desenvolvimento dos programas desenvolvidos no decorrer da pesquisa. Algumas características desse programa, tais como vantagens, limitações e algoritmos implementados serão também discutidos.

2. Modelos matemáticos

2.1 O Modelo hidrológico SCS

O Modelo Hidrológico SCS (MHSCS) (SCS 1972) é um modelo amplamente experimentado e utilizado para estimar o escoamento superficial e, conseqüentemente, o fluxo de rios, a recarga de água, infiltração, umidade do solo e transporte de sedimentos. Portanto, o modelo pode ser continuamente adaptado para auxiliar projetos de obras hidráulicas, trabalhos de conservação de solos e controle de enchentes (SCS 1972; Engel et al. 1993; Mack 1995; Johnson e Miller 1997; Thompson 1999; Pullar e Springer 2000; Tucci 2000).

Na aplicação do MHSCS, as características físicas da bacia, tais como o grupo hidrológico do solo (GHS), uso da terra, condição hidrológica do solo e umidade antecedente, são de fundamental importância, uma vez que a combinação destas características determina a escolha

do parâmetro curva número (CN), o qual estima o escoamento superficial gerado por uma chuva. O parâmetro CN é um parâmetro adimensional que varia de 0 (ex., sem geração de escoamento superficial) a 100 (ex., toda a chuva é convertida em escoamento superficial). Esta escala relata as condições de cobertura do solo, variando desde uma cobertura muito permeável até uma cobertura completamente impermeável, e de um solo com grande capacidade de infiltração para um solo com baixa capacidade.

O cálculo do escoamento superficial gerado por uma chuva, através do MHSCS, é realizado em quatro etapas (SCS 1972): (1) determinação do GHS; (2) determinação do parâmetro CN do escoamento superficial com base no GHS, tipo de uso da terra, tratamento dado à cultura agrícola e condição hidrológica do solo; (3) determinação da umidade do solo com base nas chuvas dos cinco dias pretéritos à uma determinada precipitação diária registrada, a qual se deseja simular o escoamento superficial; (4) cálculo do escoamento superficial gerado pela precipitação selecionada na etapa 3.

2.1.1 Grupos hidrológico do solo

Neste modelo, os solos são classificados com base nos quatro GHS definidos pelo SCS (SCS 1972; Rawls *et al.* 1992). Esta classificação foi realizada a partir de análise das características do solo de permitir uma maior ou menor capacidade de infiltração de águas provenientes de precipitações. A descrição de cada GHS é apresentada a seguir:

Grupo A: solos com altas taxas de infiltração e transmissão de água e baixo potencial de escoamento superficial, mesmo quando completamente molhados. São solos arenosos profundos ou muito profundos, porosos; areias e cascalhos bem drenados a excessivamente drenados.

Grupo B: solos com moderadas taxas de infiltração e moderado escoamento superficial direto, mesmo quando completamente molhados. Variam de moderadamente bem drenados para solos bem drenados, com textura entre moderadamente fina a moderadamente grosseira. Este grupo inclui solos arenosos menos profundos e menos permeáveis do que os do grupo A.

Grupo C: solos com taxas de infiltração e transmissão de água baixa. Este grupo consiste principalmente de solos com uma camada que impede o movimento de água do topo para a base. São solos com textura moderadamente fina a fina.

Grupo D: solos com taxas de infiltração e transmissão de água muito baixas, proporcionando um alto potencial de escoamento superficial. Este grupo compreende solos pouco profundos, solos argilosos, além de solos em contato com lençol freático permanentemente alto. Também estão alocados neste grupo os solos com coberturas impermeáveis.

2.1.2 Classe de tratamento, uso e condição hidrológica do solo

No MHSCS, as condições de superfície da bacia hidrográfica são avaliadas em função da classe de tratamento, uso e condição hidrológica do solo.

O tipo de uso da terra representa a cobertura que está sobre a bacia, tais como floresta, pântanos, pastagem, solo descoberto, áreas impermeáveis (telhados, rodovias), entre outras. O tipo de tratamento dado a terra, muito aplicado em áreas de solos agricultáveis, está relacionado a práticas mecanizadas, tais como plantação em contorno e em terraços, e a práticas de gerenciamento, tais como controle de pastagens, rotação, redução e associação de culturas. A associação entre o tipo de uso e o tipo de tratamento da terra é denominada de classe. Alguns exemplos de classes encontradas sobre bacias são: plantação de cereais em curva de nível; florestas muito esparsas; florestas densas; pastagem densa, solo descoberto plano, estradas pavimentadas, entre outros.

A associação de um GHS (A, B, C ou D) a um determinado tipo de uso e tratamento dado a terra é denominado complexo hidrológico solo-cobertura. A caracterização deste complexo permite a identificação do valor numérico do parâmetro CN em tabelas publicadas em bibliografia especializada (SCS 1972; Rawls *et al.* 1992; Pilgrim e Cordery 1992; Tucci, 1998; Thompson 1999; Tucci 2000).

2.1.3 Umidade antecedente do solo

A condição de umidade antecedente (*Antecedent Moisture Condition* - AMC) é um parâmetro relacionado à umidade do solo devido à chuva acumulada nos cinco dias que antecedem àquela chuva a ser simulada. As três AMCs consideradas são:

- AMC I: situação em que os solos estão secos. A precipitação acumulada dos cinco dias anteriores é menor que 13 mm (estação seca) e 36 mm (estação úmida).
- AMC II: umidade média do solo. A precipitação acumulada dos cinco dias anteriores está entre 13 e 28 mm (estação seca) e entre 36 e 53 mm (estação úmida).
- AMC III: situação em que ocorreram precipitações consideráveis nos cinco dias anteriores e o solo encontra-se saturado. A precipitação acumulada dos cinco dias anteriores é maior que 28 mm (estação seca) e 53 mm (estação úmida).

Os parâmetros CN foram originalmente determinados através de medidas realizadas em um grande número de bacias hidrográficas para uma AMC II. A conversão do CN obtido pela AMC II para o CN da AMC I e AMC III é feita através da tabela de conversão apresentada pelo SCS (SCS 1972).

2.1 4 Desenvolvimento matemático do MHSCS

O escoamento superficial se inicia quando as parcelas de chuva perdidas por infiltração, evapotranspiração, interceptação e armazenamento em depressões, denominadas perdas iniciais, são menores do que a precipitação total.

A equação do escoamento superficial definida pelo MHSCS e detalhada no *National Engineering Handbook* (SCS 1972) é:

$$Q = \frac{(P-Ia)^2}{(P-Ia)+S} \quad (1)$$

sendo Q o escoamento superficial ou chuva excedente, P a precipitação, S o potencial de retenção máximo após o início do escoamento superficial e Ia as perdas iniciais (todas as unidades em polegadas).

Apesar do parâmetro Ia ser bastante variável, estudos realizados pelo SCS em muitas bacias de drenagens, mostraram que o Ia representa 20% de S , conforme equação empírica abaixo:

$$Ia = 0,2 S \quad (2)$$

Logo, substituindo a equação (2) na equação (1), temos:

$$Q = \frac{(P-0,2S)^2}{P+0,8S} \quad (3)$$

A equação (3) é utilizada no MHSCS para a estimativa do escoamento superficial gerado por um volume de chuva acumulada em determinado intervalo de tempo.

O parâmetro S está relacionado com o solo e a condição de cobertura da bacia hidrológica através do parâmetro CN, conforme equação (4), com S em polegadas, ou equação (5), com S em milímetros.

$$S = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (4)$$

$$S = \frac{25.400}{CN} - 254 \quad (5)$$

2.2 Modelo da Equação Universal de Perdas de Solo

A Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) (Wischmeier e Smith 1978) exprime a ação dos principais fatores que influenciam a erosão provocada pela chuva.

A EUPS é definida por:

$$A = R . K . L . S . C . P \quad (6)$$

onde A é a perda de solo calculada por unidade de área ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), R o fator de erodibilidade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), K o fator de erodibilidade dos solo ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), L o fator comprimento de rampa (adimensional), S a declividade (adimensional), C o fator de uso e manejo (adimensional) e P o fator práticas conservacionistas (adimensional).

2.2.1 Fator erosividade da chuva (R)

O fator erosividade, R , é um índice numérico que expressa a capacidade de uma chuva causar erosão. Wischmeier e Smith (1978) verificaram que a perda de solo provocada pelas chuvas nos terrenos cultivados é diretamente proporcional ao produto da energia cinética da chuva pela sua intensidade máxima em 30 minutos. Esse produto é denominado índice de erosão (EI_{30}) e é considerado como a melhor relação para medir a potencialidade erosiva da chuva. Os valores de intensidade máxima, em trinta minutos, e energia cinética das chuvas são calculados por diagramas de pluviógrafos. Devido à escassez ou inexistência de registros de pluviógrafos, além da sua complexidade de análise, diversos autores tentaram correlacionar o índice de erosão com fatores climáticos que não dependem de registros de intensidade de chuva.

Lombardi-Neto e Moldenhauer (1980), utilizando vinte e dois anos de registros de precipitações em Campinas, encontraram um alto coeficiente de correlação para regressão linear entre a média mensal do índice de erosão (EI_{30}) e a média mensal do coeficiente de chuva (relação entre a precipitação mensal e a anual de uma localidade), desenvolvendo, a partir daí, um modelo para o cálculo da erosividade.

2.3 A Equação Universal de Perdas de Solo Modificada

A Modificada Equação Universal de Perdas de Solo (MEUPS) (Williams 1975) é uma derivação da EUPS. Na MEUPS, o fator erosividade da chuva foi substituído pelo produto do volume de enxurrada (Q) e a vazão de pico (q_p). A variável dependente nesta equação é o aporte de sedimento (Y) no exutório da bacia provocado por uma chuva individual, ao invés da perda de solo média anual determinada pela EUPS.

Devido a essa característica de calcular a perda de solo por uma chuva individual, a MEUPS é mais indicada para a modelagem dinâmica de perda de solo provocada por eventos de chuva.

A MEUPS possui a seguinte forma:

$$Y = 89,6 (Q \cdot q_p)^{0,56} K.LS.C.P \quad (7)$$

onde Y é o aporte de sedimentos (t), Q é o volume de escoamento superficial gerado pelo evento de chuva (m^3); q_p é a vazão de pico (m^3/s); K é a erodibilidade do solo (t.h/MJ.mm); LS é o fator declividade/comprimento de rampa (adimensional); C é o fator de uso e manejo das culturas (adimensional) e P o fator de práticas conservacionistas (adimensional). Os coeficientes 89,6 e 0,56 da equação 1 foram determinados por Williams (1975) com base em várias bacias hidrográficas.

2.3.1 O Fator Q

A estimação do volume de escoamento superficial, Q , foi feita utilizando o MHSCS (SCS 1972; Thompson 1999) o qual é definido pela equação:

$$Q = \frac{(I-0,2S)^2}{I+0,8S} \quad (8)$$

sendo Q o volume do escoamento superficial ou chuva excedente (mm), I a precipitação (mm) e S o potencial de retenção máximo após o início do escoamento superficial, o qual, por sua vez, é calculado por:

$$S = \frac{25.400}{CN} - 254 \quad (9)$$

sendo o parâmetro CN relacionado ao tipo de solo, tipo de cobertura, às práticas conservacionistas e a umidade antecedente. Dessa forma, foi calculado o volume do escoamento superficial (a lâmina d'água) para todas as células da bacia em estudo.

2.3.2 O Fator q_p

O cálculo da vazão de pico (q_p) foi realizado utilizando o modelo do hidrograma triangular (SCS 1972; Chaves 1991; Righetto 1998; Thompson 1999), e é definido por:

$$q_p = 0,0021Q.A / T_p \quad (10)$$

sendo q_p a vazão de pico (m^3/s), determinada de um hidrograma triangular sintético, Q o volume do escoamento superficial (mm), A a área da bacia hidrográfica (ha) e T_p o tempo de pico do hidrograma (hr). A equação utilizada para o cálculo do T_p (SCS 1973; Schwab *et al.* 1981; Chaves 1991) foi a seguinte:

$$T_p = \{D/2 + (3,28.L)^{0,8} [(S/25,4) + I]^{0,7}\} / 1900 y^{1/2} \quad (11)$$

sendo D a duração da precipitação (hr), L o comprimento da bacia (m) e y a declividade média da bacia (%).

2.3.3 O fator LS

Para realizar o cálculo do ângulo de declive, o Fator S, alguns algoritmos utilizam uma média entre as células contidas em uma janela de 3x3 células. Outros algoritmos utilizam o método do declive máximo, o qual posiciona o máximo ângulo para o centro da janela. Ambos algoritmos consideram unicamente as quatro direções cardeais (N, S, E, e W) (Hickey 2000). Essas abordagens proporcionam uma super estimação do ângulo de declive e, conseqüentemente, um aumento da estimativa de erosão do solo (Srinivasan *et al.* 1994; Dunn e Hickey 1997).

Visando levar em consideração a variabilidade local do ângulo de declive e eliminar as falhas na estimativa desses ângulos, uma técnica para cálculo do ângulo de declive a partir das

linhas de direção de drenagem local foi utilizada (Hickey 2000). Essa técnica leva em consideração o valor da cota da célula em análise, bem como o valor de cota da célula imediatamente abaixo (na direção e sentido do fluxo das linhas de direção de drenagem). Para células contidas na direção horizontal ou vertical, o valor da distância entre duas células é igual à resolução da célula. Para células na diagonal, multiplica-se 1,4142 ($\sqrt{2}$) pelo resolução da célula. Na Figura 2.1, pode ser observado um desenho esquemático apresentando um perfil da superfície na qual foi formada uma linha de direção de drenagem e um mapa esquemático apresentando linhas de drenagens. Esse desenho esquemático é apresentado para demonstrar o método de cálculo do ângulo de declive utilizado nesse trabalho.

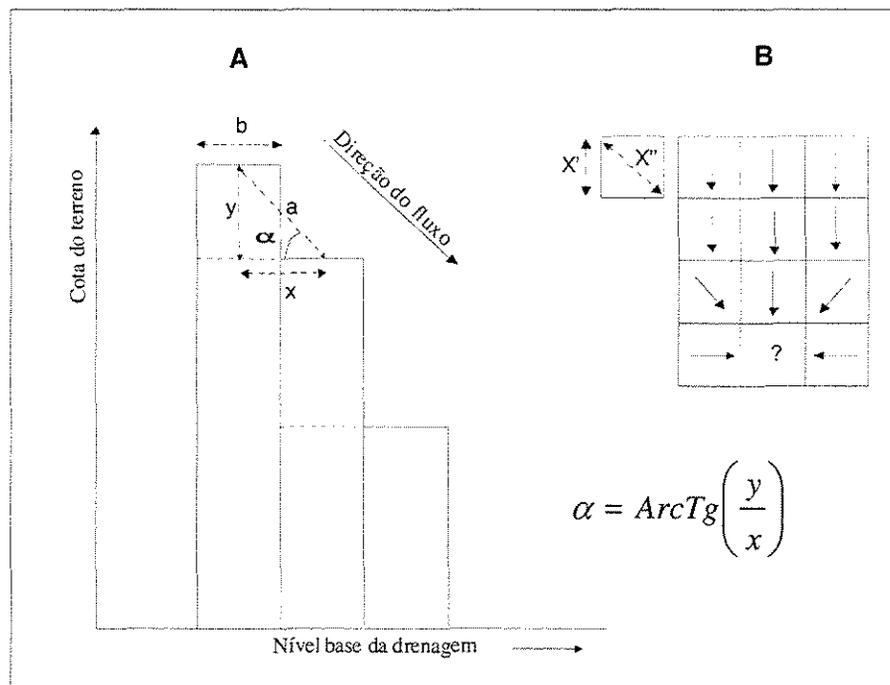


Figura 2.1: (A) Gráfico demonstrando o método de cálculo do ângulo de declive em uma linha de direção de drenagem. y é a diferença de cotas entre a célula analisada e a célula imediatamente inferior ao fluxo de drenagem; α é o ângulo de declive. (B) Mapa de direção de drenagem local; x distância entre os centros das duas células; x' = resolução da célula, para a direção vertical e horizontal; x'' = 1,4142 multiplicado pela resolução da célula, para direção diagonal) (modificado de Hickey (2000)).

O fator L representa o comprimento de rampa. A intensidade de erosão provocada pela ação do escoamento da água é muito afetada pelo comprimento de rampa e por seu gradiente.

Quanto maior o comprimento de rampa maior a erosão (Wischmeier e Smith 1978; Bertoni e Lombardi-Neto 1990; Desmet e Govers 1996).

O fator L foi calculado de forma cumulativa utilizando o programa PCRaster. O procedimento utilizado permitiu que o comprimento de rampa de cada célula (comprimento de rampa não cumulativo) fosse somado ao longo das linhas de direção de drenagem, iniciando-se nos pontos (cotas) mais altos (divisores de água) e finalizando nas intercessões com os rios. Em áreas de convergência de linhas de direção de drenagem, o comprimento de rampa acumulado de maior valor tem prioridade.

Calculado os valores de S e L , o próximo passo foi o cálculo do fator topográfico LS utilizando a equação apresentada por Bertoni e Lombardi-Neto (1990):

$$LS = 0,00984 \cdot C^{0,63} \cdot D^{1,18} \quad (12)$$

sendo C o comprimento de rampa acumulado (m) e D a declividade (%).

2.3.4 Fator C

O fator C está associado ao uso e manejo do solo e representa a eficiência da proteção oferecida ao solo pela cobertura vegetal e pelos variados manejos adotados para as culturas agrícolas em uma dada região.

Os valores para o fator C , utilizados nesse trabalho, foram obtidos de Cavalieri (1998), que estabeleceu a proteção oferecida ao solo por diferentes culturas e sistemas de manejo, com base em dados de uso da terra e índices médios de erosão acumulada (Tabela 2.1).

Tabela 2.1: Valores utilizados para o fator C .

Uso	Fator C
Cultura Permanente	0,0653
Pastagem	0,0010
Floresta	0,0004
Solo descoberto	1

2.3.5 Fator *K*

O fator erodibilidade, *K*, expressa a suscetibilidade de um solo em sofrer erosão. A sua magnitude varia conforme algumas propriedades inerentes ao solo, principalmente textura e estrutura, que vão influir de maneira direta na capacidade e velocidade de infiltração. O fator *K* tem seu valor quantitativo determinado experimentalmente em parcelas unitárias, sendo expresso como a perda de solo por unidade de índice de erosão da chuva. Uma parcela unitária possui 25m de comprimento e uma declividade uniforme de 9%, preparada no sentido do declive, em um terreno livre de vegetação por um período mínimo de dois anos (Bertoni e Lombardi-Neto 1990). Medidas experimentais desse tipo são custosas e requerem muitos anos para determinações. Por tais motivos, tornou-se necessária a estimativa da erodibilidade do solo por outros meios (Bertoni e Lombardi-Neto 1990). A erodibilidade para solos do Estado de São Paulo foi determinada por Lombardi-Neto e Bertoni (1975), utilizando um método adaptado dos procedimentos pioneiros estabelecidos por Middleton (1930). A erodibilidade dos solos da bacia em estudo, apresentada na Tabela 2.2, foi obtida de Bertoni e Lombardi-Neto (1990).

Tabela 2.2: Grupo hidrológico do solo e fator *K* para solos da bacia estudada.

Tipo de solo	Grupo Hidrológico do solo	Fator <i>K</i> (t.h.MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)
Latossolo	A	0,015
Argissolo	B	0,039
Cambissolo	C	0,035
Organossolo	D	0,01

2.3.6 Fator *P*

O uso de práticas conservacionistas (ex: utilização de curvas de nível e terraceamento) e seus efeitos na perda de solos é definido como fator de prática conservacionista ou fator *P* (Bertoni e Lombardi-Neto 1990; Renard *et al.* 1997). O fator *P* foi definido por Wischmeier e Smith (1978) como a razão entre a quantidade de solo perdido por uma determinada prática conservacionista, e a quantidade de solo perdido sob cultivo no sentido do declive (morro abaixo), considerando-se iguais as condições para os demais fatores. Quanto menor o valor do fator *P*, mais efetiva são as práticas conservacionistas na redução da erosão do solo. Naquelas

situações onde práticas conservacionistas não são aplicadas ao solo utiliza-se o fator P igual a 1 (Renard *et al.* 1997; Millward e Mersey 1999).

3.0 Modelo hidrológico

Modelos são classificados, dentre outras formas, de acordo com o tipo de variáveis utilizadas na modelagem (determinísticos ou estocásticos), o tipo de relação entre essas variáveis (conceitual ou empírico), quanto a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos), quanto a existência ou não de relações espaciais (pontuais ou distribuídos) e quanto a existência de dependência temporal (estáticos ou dinâmicos) (Moore *et al.* 1993; Van Deursen 1995; Tucci 1998; Thompson 1999)

Um modelo é considerado determinístico quando, para uma mesma variável de entrada, o modelo produz sempre o mesmo valor de saída. Entretanto, quando a relação entre variável de entrada e saída é estatística, o modelo é dito estocástico.

Um modelo é dito conceitual, quando as funções utilizadas na sua elaboração levam em consideração os processos físicos. Os modelos conceituais podem ser classificados em semiconceituais e físicos. Os semiconceituais são modelos que descrevem os sistemas baseados nas leis físicas, utilizando-se de equações empíricas. Os físicos utilizam as principais equações diferenciais do sistema físico na representação dos processos, e os seus parâmetros são aqueles que mais se aproximam da física do sistema. Os modelos empíricos são aqueles que utilizam relações baseadas em observações; neles se ajustam os valores calculados aos dados observados através de funções que não têm nenhuma relação com os processos físicos envolvidos.

Um modelo é dito contínuo quando os fenômenos modelados são contínuos no tempo. Quando as mudanças de estado dos fenômenos modelados ocorrem em intervalos definidos, estes são ditos modelos discretos. Os fenômenos naturais variam de forma contínua no tempo. Entretanto, na maioria das vezes, as representações desses fenômenos são discretizados em intervalos de tempo. A definição do intervalo de tempo está relacionada principalmente ao custo, precisão desejada e disponibilidade de dados. Em geral, quanto menor o intervalo de tempo maior a precisão dos resultados e conseqüentemente maior os custos envolvidos na computação desses dados.

Um modelo é considerado concentrado quando o mesmo não leva em consideração a variabilidade espacial dos dados, todas as variáveis de entrada e saída são consideradas como representativas de toda a área estudada. Um modelo distribuído leva em consideração a variabilidade espacial das variáveis utilizadas. Na prática não existem modelos puramente distribuídos já que são utilizadas discretizações numéricas, as quais tornam o modelo distribuído concentrado em uma pequena subdivisão.

Finalmente, um modelo é considerado estático quando as variáveis de entrada produzem um resultado de saída que representa uma única etapa do processo. Um modelo dinâmico, por sua vez, utiliza a saída gerada na primeira etapa do processo como entrada da segunda etapa, a saída da segunda etapa como entrada da terceira etapa, e assim sucessivamente. O modelo dinâmico é a forma mais realista de representação dos fenômenos ambientais (Wesseling *et al.* 1996, Burrough 1998).

3.1 Discretização de bacia hidrográfica

Os processos hidrológicos são contínuos no tempo e no espaço. Entretanto, a sua representação por modelagem matemática implica em um grau de discretização dos dados utilizados.

Modelos hidrológicos utilizam critérios de subdivisão espacial para representar bacias hidrográficas. De forma geral, os modelos utilizam Van Deursen 1995am uma das seguintes estruturas para discretização: (1) concentrado, (2) distribuído por sub-bacias e (3) distribuídos por módulos (Tucci 1998), conforme ilustrado na Figura 2.2.

- Concentrado: os processos hidrológicos são representados por variáveis concentradas no espaço delimitado pela bacia; as propriedades são espacialmente homogêneas. Toda a bacia hidrográfica é representada por uma precipitação média, uma infiltração média, uma vazão média, entre outras variáveis (Figura 2.2a);
- Distribuído por sub-bacias: o modelo permite a divisão da bacia hidrográfica em sub-bacias hidrográficas, de acordo com a drenagem principal da mesma (Figura 2.2b);
- Distribuído por módulos: a bacia é discretizada em módulos que podem apresentar diversas formas geométricas (quadrados, retângulos, triângulos), denominados células. Cada célula, individualmente, representa os componentes dos processos (declividade,

solo, tipo de uso da terra) na área compreendida pelas mesmas. Esse tipo de representação apresenta um grau de detalhamento maior do que os descritos anteriormente (Figura 2.2c).

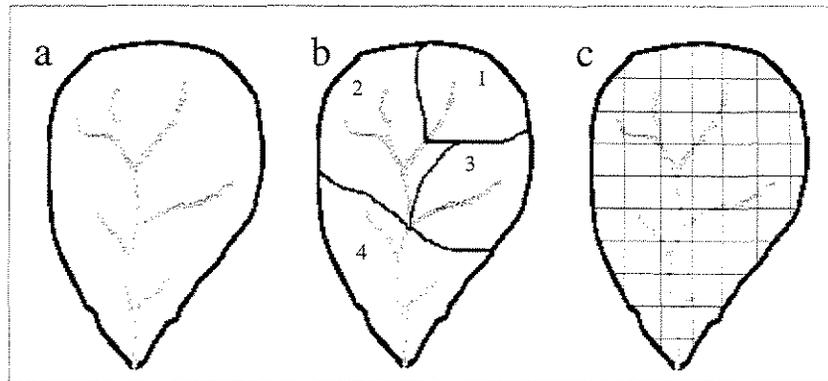


Figura 2.2: Tipos de discretização utilizadas em modelos hidrológicos. (a) concentrado; (b) sub-bacia; (c) distribuído por módulos.

A água e o vento são os principais agentes erosivos e os principais mecanismos de transporte dos processos superficiais; a topografia é o principal fator determinante da erosão e dos processos de transporte de materiais. Dessa forma, modelos de simulação de processos superficiais utilizam dados topográficos para a determinação de bacias e sub-bacias hidrográficas, declividade, comprimento de rampa, forma da rampa, orientação de vertentes, canais de drenagem e conectividade entre áreas, os quais são denominados atributos topográficos e definem a forma como a água se movimenta na superfície (Moore *et al.* 1993).

Esses atributos topográficos podem ser computados de um modelo digital de terreno (MDT) utilizando uma variedade de técnicas de análise de terreno. A estrutura ideal para um MDT depende do objetivo de uso dos dados e de como o MDT pode se relacionar com a estrutura de um modelo. As três principais formas de estruturas de um MDT são: (1) grades regulares, (2) grades triangulares irregulares (TIN – Triangulated Irregular Network) e (3) curvas de nível (Moore *et al.* 1991) (Figura 2.3).

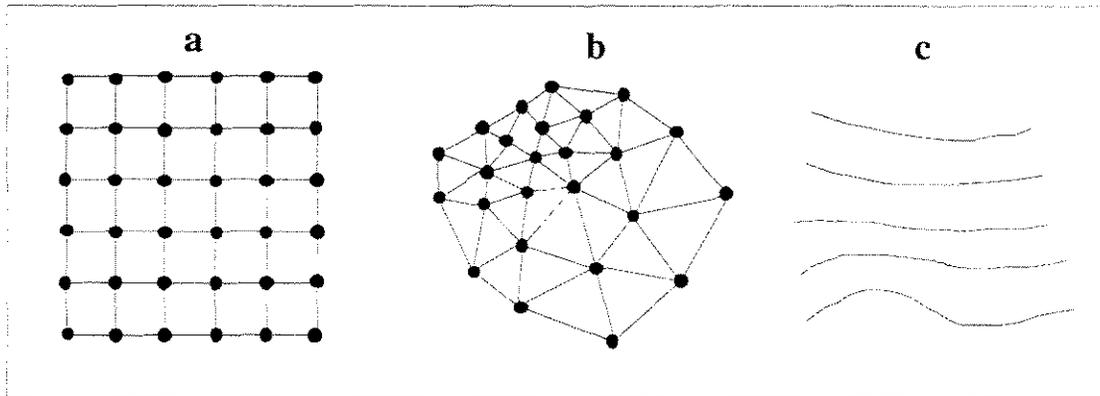


Figura 2.3: Métodos de estruturação de um MDT: (a) grade regular; (b) grade irregular triangular (TIN – Triangulated Irregular Network); e (c) curvas de nível (modificado de Moore *et al.* 1993).

A estrutura de dados mais utilizada consiste de grades regulares quadradas devido a sua fácil implementação e eficiência computacional (Collins e Moon 1981). Essa estrutura, entretanto, apresenta algumas desvantagens: (1) dificuldade de representar mudanças abruptas na elevação; (2) o espaçamento da malha da grade afeta os resultados obtidos e a eficiência computacional; (3) há redundância de dados em áreas mais planas do terreno, visto que a grade regular deve ser ajustada para a rugosidade do terreno (Moore *et al.* 1991). As grades irregulares triangulares são mais eficientes e flexíveis em tais circunstâncias, embora a irregularidade das grades triangulares proporcione maior dificuldade na computação de atributos do que para grades regulares. A estrutura de curva de nível requer uma maior complexidade no sistema de armazenamento de dados e não apresenta vantagem computacional; entretanto, representa, de forma mais clara, regiões de convergência e divergência (Moore *et al.* 1993).

A grade regular quadrada é a estrutura mais utilizada em modelos hidrológicos. Alguns exemplos de modelos hidrológicos baseados nessa estrutura incluem o ANSWERS (Beasley e Huggins 1982), o AGNPS (Young *et al.* 1987; Young *et al.* 1989) e o TOPMODEL (Beven e Kirkby 1979). O modelo ANSWERS foi desenvolvido com o objetivo de simular os processos hidrológicos da quantidade de água e sedimentos, visando estudar o comportamento de pequenas bacias rurais sujeitas ao uso agrícola. Para cada módulo da grade (célula) é efetuado o balanço do volume vertical na qual são consideradas a precipitação, interceptação, infiltração e evapotranspiração. A interação entre os módulos ocorre através do escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo entre módulos adjacentes. O modelo AGNPS produz informações

relacionadas a qualidade da água devido à problemas de poluição por fontes não pontuais, em bacias hidrográficas com uso agrícola. Esse modelo de parâmetro distribuído prevê volume e pico de escoamento, produção de sedimentos, erosão em canais, nitrogênio (N), fósforo (P) e demanda química de oxigênio (DQO). O TOPMODEL é um modelo conceitual utilizado para a previsão de escoamento com base em dados topográficos e de solo. Uma característica do modelo TOPMODEL é a simulação de zonas de saturação (Thompson 1999) obtidas a partir de um fator topográfico extraído do MDT. O TOPMODEL é mais utilizado com estrutura baseada em módulos (grade), mas pode ser adaptado facilmente para métodos com estrutura baseada em curva de nível, conforme apontado por Vertessy e Elsenbeer (1999).

O conhecimento das rotas de movimento de água é uma ferramenta útil para estimativa de escoamento de água e sedimento sobre uma superfície (Maidment 1993; Van Deursen 1995; Burrough e McDonnell 1998). Muitos algoritmos foram desenvolvidos para a geração de linhas de fluxo de drenagem a partir de MDT discretizados em grades regulares (Burrough e McDonnell 1998). De maneira geral, os algoritmos consideram as direções de fluxo em intervalos de 45°, com cada elemento da grade (célula) correspondendo a uma das 8 direções possíveis (N, S, L, W, NE, SE, NW, SW). A Figura 2.4 apresenta um desenho esquemático de linhas de fluxo geradas a partir de um MDT representado por uma grade regular quadrada.

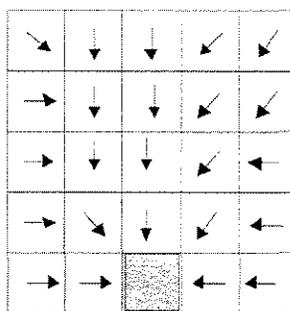


Figura 2.4: Desenho esquemático de linhas de fluxo geradas a partir de um MDT representado por uma grade regular quadrada.

O método de discretização de bacias e análise de terreno baseado em estrutura de curva de nível proporciona uma forma natural de estruturação de modelos hidrológicos e de qualidade da água, devido ao fato, dessa partição, ser baseada na hidráulica dos fluídos sobre superfície. Essa é

uma técnica vetorial e foi primeiramente proposta por Onstad e Brakensiek (1968). Os modelos TAPES-C (*Terrain Analysis Programs for the Environmental Sciences-Contour version*) (Moore *et al.* 1988; Moore e Grayson 1991), TOPOG (Dawes e Short 1988) e SASHI (Rennó 2003) são exemplos de modelos computacionais para análise de terreno, que utilizam essa estrutura. Nesse conceito, um elemento de área típico é delimitado por um par de curvas de nível e um par de linhas de fluxo (Figura 2.5). Em cada elemento somente ocorre fluxo de água em uma dimensão. Um estudo comparativo entre esse método de discretização espacial e o de grade regular realizado por Rennó e Soares (2001), indicou que as linhas de fluxo de drenagem foram melhor estimadas pela discretização em curvas de nível do que pela discretização de grade regular.

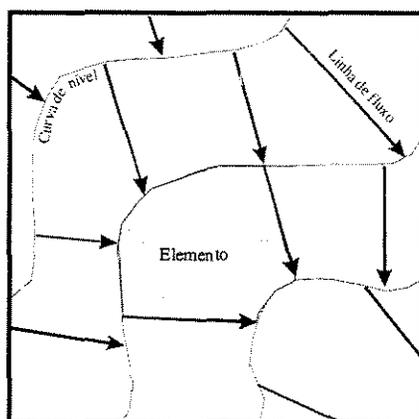


Figura 2.5: Definição de um elemento de área típico obtido a partir de linhas de fluxo de drenagem construídas de um MDT estruturado por curvas de nível (modificado de Rennó e Soares (2001)).

4.0 Modelagem dinâmica e sistemas de informações geográficas

Um Sistema de Informação Geográfica (SIG) pode ser definido como um sistema capaz de armazenar, manipular, analisar, modelar e visualizar dados espaciais georeferenciados (Burrough e McDonnell 1998). Os dados armazenados nos SIGs auxiliam na tomada de decisões dos responsáveis pelo gerenciamento e planejamento de áreas geográficas.

Muitos SIGs são utilizados para modelar fenômenos do mundo real utilizando representações estáticas. Entretanto, o mundo real é um sistema dinâmico, ou seja, mudanças são realizadas continuamente e cada subsistema apresenta diferentes etapas de evolução. Dessa

forma, os SIGs estáticos são incapazes de realizar modelagem dos fenômenos ambientais ocorridos no mundo real (Burrough 1998; Wesseling *et al.* 1996).

O interesse cada vez maior de representar a dinâmica dos fenômenos ambientais bem como a modelagem de cenários futuros, tem estimulado pesquisas objetivando a integração de modelos dinâmicos com SIGs (Langran 1992; Van Deursen 1995; Wesseling *et al.* 1996; Van Deursen e Burrough 1998).

Existem três tipos de integração entre modelo dinâmico e SIG: (1) conexão solta (2) conexão forte e (3) conexão embutida (Wesseling *et al.* 1996).

(1) Conexão solta (*loose coupling*): o SIG e o modelo dinâmico são separados. Modelos existentes podem ser usados, mas arquivos de entrada e saída necessitam de formatação durante intercâmbio de dados, o qual envolve considerável esforço.

(2) Conexão forte (*tight coupling*): o intercâmbio de dados entre o modelo e o SIG é completamente automático. O modelo necessita ser escrito de forma que entrada e saída de dados sejam compatíveis com o SIG, o qual requer um maior esforço de programação.

(3) Conexão embutida (*embedded coupling*): essa integração pode ser de duas formas; ou o SIG é acrescentado em um sistema de modelagem, ou o modelo é escrito em uma linguagem de programação provida pelo SIG. Uma integração completa somente é possível se o SIG suporta todas as operações requeridas pela modelagem dinâmica e permite que o usuário possa codificar um modelo.

Neste trabalho, a integração entre o modelo e o SIG foi realizada por conexão embutida, utilizando o programa de modelagem ambiental PCRaster (Wesseling *et al.* 1996).

5.0 O programa de modelagem ambiental PCRaster

O programa de modelagem ambiental (PMA) PCRaster (Wesseling *et al.* 1996), é um programa computacional desenvolvido para modelagem de processos ambientais, que permite interação de dados espaciais e temporais, sendo assim, adequado para a modelagem dinâmica.

O PMA PCRaster utiliza para processamento dos programas nele desenvolvidos, dados no formato matricial e no formato texto, os quais ficam armazenados em arquivos. Os arquivos podem compreender os dados básicos (solos, MDT, uso da terra, entre outros), bem como podem ser utilizados para armazenar os resultados intermediários e finais de processamento. O PMA

PCRaster possui software de visualização que possibilita o acesso a resultados de pré ou pós-modelagem dos dados.

Além disso, o PMA PCRaster oferece opções de operadores cartográficos que podem ser combinados da mesma forma que em computações matemáticas. Com estes operadores, um modelo dinâmico pode ser programado, incorporando uma estrutura para interação temporal. Uma vantagem do PMA PCRaster é que ele foi desenvolvido para modelamento ambiental, sendo desta forma mais fácil e rápida a sua utilização para esses fins (Karssenbergh 2002).

As entidades dos dados utilizados são arquivos no formato matricial aos quais podem ser inseridos atributos espaciais e temporais, séries temporais para dados temporais não espaciais e tabelas contendo atributos espaciais. O PMA PCRaster contém 125 funções genéricas que podem operar sobre os três tipos de entidades de dados (Karssenbergh *et al.* 2001).

Segundo Karssenbergh *et al.* (2001), o PCRaster é um ambiente ideal para a construção de modelos, pois: (1) apresenta um grande quantidade de algoritmos e funções padrão utilizadas em modelagem ambiental; (2) não é necessário ao usuário conhecimento em programação de linguagem computacional tais como, FORTRAN ou C++, sendo necessário somente uma familiaridade com notações matemáticas; (3) sua interface é baseada em arquivo texto e suporta modelagem estática e dinâmica; (4) apresenta conexão embutida, evitando, desta forma, a necessidade de exportação entre arquivos gerados pelo modelo e o SIG; (5) é uma linguagem portátil e pode ser rodada em diferentes ambientes operacionais, sem a necessidade de computadores de grande performance.

Algumas limitações podem ser observadas no PMA PCRaster: (1) o usuário, no momento de desenvolvimento do programa, fica restrito aos conceitos e aos operadores disponíveis; (2) como o programa PCRaster possui uma estrutura distribuída por módulos (células), incorpora as deficiências inerentes a esse tipo de estrutura; (3) o programa não suporta entidades espaciais tri-dimensionais e não inclui padrão de funcionalidade para modelagem estocástica.

Algumas dessas deficiências poderão ser resolvidas num futuro próximo, pelo simples fato de que os conceitos para tanto já existem (Karssenbergh *et al.* 2000; Pebesma *et al.* 2000).

O *script* de um programa escrito em PCRaster é estruturado em quatro seções: *binding*, *initial*, *timer* e *dynamic*. A seção *binding* apresenta a lista de variáveis do programa que estão ligadas a nomes de arquivos. Essa ligação possui dupla direção - tanto podem determinar quais variáveis serão gravadas nos arquivos especificados, quanto podem indicar quais variáveis

receberão valores provenientes dos arquivos especificados. A seção *initial* determina o estado inicial do modelo (no tempo = 0) e os valores das variáveis constantes, usando os operadores do PCRaster. Essa seção é executada antes da primeira execução da seção *dynamic*. A seção *timer* determina o tempo inicial e final da execução do modelo, bem como o número de passos e seqüência em que o modelo deve ser executado. A seção *dynamic* é uma seção interativa e seqüencial, que realiza “*loops*” baseados no número de intervalos de tempo definido na seção *timer*. Essa seção descreve as mudanças temporais das variáveis do modelo.

Referências

- Beasley, D. B., Huggins, L. F., 1982. ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environmental Response Simulation): user's manual. EPA-905/9-82-001, Chicago, IL: U. S. Environmental Protection Agency, 54 pp.
- Beven, K. L., Kirkby, M. J., 1979. A physically-based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin* 24: 43-49.
- Burrough, P. A. 1998. Dynamic modeling and geocomputation. In: Longley, P.A.; Brooks, S.M.; McDonnell, R.; Macmillan, B. (eds.). Geocomputation: a primer. London, John Wiley & Sons, 165-191 p.
- Burrough, P. A.; McDonnell, R. A., 1998. Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, England, 336p.
- Cavalieri, A., 1998. Estimativa da adequação de uso das terras na quadrícula de Moji-Mirim (SP) utilizando diferentes métodos. Tese de Doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP, Campinas , 112p.
- Chaves, H. M. L., 1991. Análise Global de Sensibilidade dos Parâmetros da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE). *Revista Bras. Ciência Solo* 15: 345-350.

- Collins, S. H., Moon, G. C., 1981. Algorithms for dense digital terrain models. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 47: 71-76.
- Dawes, W. R., Short, D. L., 1988. "TOPOG" Series Topographic Analysis and Catchment Drainage Modeling Package. User Manual-VAX/VMS Version, Canberra: Australian Center for Catchment Hydrology, CSIRO Division of Water Resources, 74 p.
- Desmet, P.; Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5), 427-433.
- Dunn, M.; Hickey, R., 1997. The Effect of Slope Algorithms on Slope Estimates within a GIS. *Cartography*, v.27, no.1, pp.9-15.
- Engel, B. A.; Srinivasan, R.; Rewerts, C.; 1993. A spatial decision support system for modeling and managing agricultural non-point-source pollution. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (eds.), *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press, New York, 231-237 p.
- Hickey, R., 2000. Slope Angle and Slope Length Solutions for GIS. *Cartography*, v.29, no.1, pp.1-8.
- Johnson, D. L.; Miller, A C.; 1997. A spatially distributed hidrologic model utilizing raster data structure. *Computers & Geosciences*, vol. 23, 3:267-272.
- Karszenberg, D., de Jong, K., Burrough, P. A., 2000. A prototype computer language for environmental modeling in a temporal, 3D spatial and stochastic dimension. In *Proceedings of the 4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling*, 2-8 September, Banff, Canada.

- Karssenber, D.; Burrough, P. A.; Sluiter, R.; de Jong, K.; 2001. The PCRaster software and Course Materials for Teaching Numerical Modelling in the Environmental Sciences. *Transactions in GIS* 5(2):99-110.
- Karssenber, D., 2002. The value of environmental modelling languages for building distributed hydrological models. *Hydrological Processes*. (in press)
- Langran, G.; 1992. Time in geographic information systems. Taylor & Francis, London, 189p.
- Lombardi-Neto, F.; Bertoni, J., 1975. Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo. Boletim Técnico do Instituto Agrônômico de Campinas No. 28, Campinas, São Paulo, 12 pp.
- Lombardi-Neto, F., Moldenhauer, W. C., 1980. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. In: Anais do Encontro Nacional de Pesquisa Sobre Conservação do Solo. Recife, p. 13.
- Lombardi-Neto, F.; Junior, R. B.; Lepsh, I. G.; Oliveira, J. B.; Bertolini, D.; Galeti, P. A.; Drugowich, M. I.; 1991. Terraceamento Agrícola. Boletim técnico 206, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, CATI, Campinas, 39 p
- Maidment, D. R.; 1993. Gis and hidrologic modeling. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (eds.), Environmental Modeling with GIS. Oxford University Press, New York, 147-167 p.
- Middleton, H. E., 1930. Properties of soils which influence soil erosion. Technical Bulletin N° 178, Washington, D.C., USDA, 16 pp.
- Millward, A. A., Mersey, J. E., 1999. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *Catena* 38, 109-129.

- Moore, I. D., Turner, A. K., Wilson, J. P., Band, L. E., 1993. GIS and Land-Surface_Subsurface Process Modeling. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (eds.), *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press, New York, 198-230 p.
- Moore, I. D., Grayson, R. B., Ladson, A. R., 1991. Digital terrain modeling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes* 5: 3-30.
- Moore, I. D., Grayson, R. B., 1991. Terrain-based catchment partitioning and runoff prediction using vector elevation data. *Water Resources Research* 27: 1177-1191.
- Moore, I. D., O'Loughlin, E. M., Burch, G. J., 1988. A contour-based topographic model for hydrological and ecological applications. *Earth Surface Processes and Landforms*. 13: 305-320.
- Onstad, C. A., Brakensiek, D. L., 1968. Watershed simulation by stream path analogy. *Water Resources Research* 4: 965-971.
- Pebesma, E. J., Karssenbergh, D., de Jong, K., 2000. The stochastic dimension in a dynamic GIS. In *Proceeding of Compstat 2000, 14th Conference of the International Association for Statistical Computing*. 21-25 August, Utrecht.
- Pilgrim, D. H.; Cordery, I.; 1992. Flood Runoff. In: *Handbook of Hydrology*, Maidment, D. R. (ed.). McGraw-Will, USA, 9.1-9.42 p.
- Pullar, D.; Springer, D.; 2000. Towards integrating GIS and catchment models. *Environmental Modelling & Software* 15:451-459.
- Rawls, W. J.; Ahuja, L. R.; Brakensiek, D. L.; Shirmohammadi, A., 1992. Infiltration and Soil Water Movement. In: *Handbook of Hydrology*, Maidment, D. R. (ed.), McGraw-Hill, New York, 5.1-5.51 p.

- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., Yoder, D. C., 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Handbook No. 703, US Department of Agriculture, 404 pp.
- Rennó, C. D., Soares, J. V., 2001. Discretização espacial de bacias hidrográficas. In: Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 10, Foz do Iguaçu, 485-492 p.
- Rennó, C. D., 2003. SASHI: Sistema de Análise de Simulação Hidrológica. Tese de Doutorado, INPE, São José dos Campos, São Paulo.
- Righetto, A. M., 1998. Hidrologia e Recursos Hídricos. EESC/USP, São Carlos, São Paulo, 819 pp.
- Schwab, G.O.; Frevert, R.K.; Edminster, T.W.; Barnes, K.K. 1981. Soil and Water Conservation engineering. 3 ed., New York, John Wiley & Sons, 524p.
- SCS, Soil Conservation Service, 1972. National Engineering Handbook, USDA.
- Srinivasan, R.; Engel, B. A.; Wright, J. R.; Lee, J. G.; Jones, D. D., 1994. The impact of GIS_derived topographic attributes on the simulation of erosion using AGNPS. *Applied Engineering in Agriculture*, 7(6), 779-783.
- Thompson, S. A., 1999. Hydrology for water management. A.A. Balkema, 1 ed. Rotterdam, the Netherlands, 362 pp.
- Tucci, C. E. M.; 2000. Hidrologia ciência e aplicação. Ed. da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2ed., Porto Alegre, 943p.
- Tucci, C. E. M.; 1998. Modelos Hidrológicos. Ed. da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1ed., Porto Alegre, 669p.

- Van Deursen, W.P.A., 1995. Geographical Information Systems and Dynamic Models. PhD thesis, Utrecht University, NGS Publication 190, 198 pp.
- Van Deursen, W. P. A., Burrough, P. A., 1998. Dynamic modelling with GIS. Oxford University Press, England.
- Vertessy, R. A., Elsenbeer, H. 1999. Distributed modeling of storm flow generation in a Amazonian rain forest catchment: effects of model parameterization. *Water Resour. Res.*, 35(7):2173-2187.
- Wesseling, C. G., Karssenber D., Van Deursen, W. P. A., Burrough, P. A., 1996. Integrating dynamic environmental models in GIS: The development of a Dynamic Modelling language. *Transactions in GIS* 1:40-48.
- Williams, J. R., 1975. Sediment yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources. USDA-ARS Handbook S-40, 244-252 p.
- Wischmeier, W. H.; Smith, D. D., 1978. Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning. Agricultural Handbook n° 537, Sci. and Educ. Admin., U.S. Dept. Agr., Washington, D.C.
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D., Anderson, W. P., 1987. AGNPS: Agricultural Non-Point-Source Pollution Model. A Watershed Analysis Tool. US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Conservation Report 35, National Technical Information Service, Springfield, Virginia.
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D., Anderson, W. P., 1989. AGNPS: a nonpoint source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation* 44: 168-173.

Modelagem dinâmica do escoamento superficial em uma bacia hidrográfica tropical utilizando dados multi-escalares e diferentes resoluções de grade

Resumo

O desenvolvimento de um método simples e de baixo custo para a simulação dinâmica de escoamento superficial pode contribuir, significativamente, no planejamento e gerenciamento de bacias de drenagem carentes de dados hidrológicos e em constantes mudanças no uso do solo. Os objetivos deste artigo foram (1) calcular e avaliar o volume do escoamento superficial gerado por uma bacia de drenagem, com dados de solos mapeados em duas escalas (1/100.000 e 1/500.000) e mapa de uso e ocupação do solo obtidos a partir de imagem de satélite ASTER, (2) Avaliar o desempenho do escoamento superficial a partir de variações do tamanho da grade dos dados de entrada. O modelo hidrológico utilizado foi o SCS adaptado para poder utilizar uma série temporal de chuva. Os cálculos e integração dos dados foram realizadas usando uma rotina escrita no programa de modelagem ambiental PCRaster. Os resultados obtidos na modelagem comprovaram a sensibilidade do modelo hidrológico para variações de escalas de mapeamento de solo, na qual a maior escala de mapeamento proporcionou resultados mais próximos aos dados medidos em campo. As variações no tamanho da grade não apresentaram mudanças significativas no escoamento superficial calculado, os quais se mantiveram muito próximos dos valores medidos em campo. Entretanto, observou-se uma sensível variação no tempo de processamento e no tamanho do banco de dados.

1. Introdução

Modelos matemáticos de fenômenos ambientais têm contribuído para um melhor conhecimento da evolução do meio ambiente, bem como, auxiliado o planejamento e o gerenciamento do espaço e uso dos recursos naturais em diferentes escalas (Christofoletti 1999; Steyaert 1993). A simulação desses fenômenos em modelos computacionais permite o conhecimento pretérito de suas possíveis conseqüências no mundo real, contribuindo assim para que os recursos naturais sejam conservados e utilizados de forma mais adequada e racional.

A integração de modelos hidrológicos com sistemas de informação geográfica (SIG) tem sido discutida, analisada e utilizada por muitos pesquisadores (ex., Goodchild 1993; Maidment 1993; Fedra 1993; Browne 1995; Goodchild et al. 1996; Karimi e Houston 1997; Coroza et al. 1997; Burrough e McDonnel 1998; Sui e Maggio 1999; Pullar e Springer 2000; Millward e Mersey 2001). Esta tendência é um reflexo da grande capacidade do SIG de armazenar, manipular, analisar, recuperar e visualizar informações geográficas (Burrough e McDonnel 1998). Embora o tempo seja um parâmetro explícito em muitos modelos hidrológicos, a sua representação é quase inexistente, mesmo nas últimas gerações de SIGs comerciais, sustentando a tradição em modelagem estática (Camara et al. 1996; Burrough e McDonnel 1998). Entretanto, propostas para a incorporação do parâmetro temporal em SIG têm sido testadas (Langran 1992; Van Deursen 1995; Wesseling *et al.* 1996; Mitsova *et al.* 1996; Van Deursen e Burrough 1998), no sentido de prover tais sistemas de representações realistas de processos espaço-temporais.

Como os processos ambientais são dinâmicos, ou seja, os *inputs* apresentam variabilidade temporal e espacial, os dados necessários para modelagem são compostos por séries temporais (ex. chuvas, vazões) e dados com variabilidade espacial (ex. modelo digital de terreno, solos, cobertura vegetal). Em geral, modelos dinâmicos podem ser descritos como $S = f(I, P, \dots, t)$, no qual S , estado do sistema, é uma função de I, P (parâmetros do modelo a ser utilizado) e de t (tempo). Na modelagem dinâmica, o banco de dados precisa suportar a distribuição espacial de dados geográficos e a distribuição temporal (Van Deursen 1995).

Além do espaço e do tempo, a escala também deve ser compatibilizada na modelagem de processos ambientais (Sui e Maggio 1999). Embora a influência da escala e do tamanho da célula nos resultados de modelagens sejam objeto de constantes discussões (Garbrecht e Martz 1994; Zhang e Montgomery 1994; Feddes 1995; Kalma e Sivapalan 1995; Mitra *et al.* 1998), as

interações entre processos ambientais locais, regionais e globais são ainda pouco entendidas (Sui e Maggio 1999).

A necessidade de uma linguagem computacional genérica para a modelagem de processos ambientais, de fácil entendimento para cientistas não familiarizados com linguagens computacionais tais como, C++, C, FORTRAN e que possa ser escrita de forma flexível (ex. em módulos) em computadores usuais, incentivou o desenvolvimento do Programa de Modelagem Ambiental (PMA) PCRaster. O PCRaster é um software desenvolvido para modelagem ambiental (Van Deursen 1995; Wesseling *et al.* 1996) e sua estrutura é baseada em sistema matricial. Esse software pode ser utilizado em modelagem cartográfica estática (como um SIG convencional) e em modelagem dinâmica, com dados espaço-temporais (incluindo funções de autômatos celulares) utilizando uma sintaxe similar as notações matemáticas (Karssenber *et al.* 2001).

A precipitação efetiva, que representa a porção de chuva que não foi perdida por infiltração, interceptação, evaporação e retida em depressões da superfície, proporciona a geração do escoamento superficial, que é responsável pelo aumento do fluxo de água na rede de drenagem e pelo encadeamento dos processos erosivos. O escoamento superficial contribui para o transporte de sedimentos, que pode resultar na perda de solos férteis, na contaminação dos rios por agrotóxicos e fertilizantes químicos, no aumento de turbidez das águas e no assoreamento de rios, além de provocar aumento na vazão das drenagens, com possíveis riscos de inundações (Calder 1992; Carvalho 1994). O escoamento superficial e seus efeitos provocados ao meio ambiente dependem da intensidade, duração e frequência da precipitação, do tipo de solo, tipo de uso da terra, da topografia e da cobertura vegetal.

O Modelo Hidrológico SCS (MHSCS) (SCS 1972), desenvolvido pelo Departamento de Conservação do Solo dos Estados Unidos, é sintetizado pelo parâmetro curva número (CN), que representa a relação entre chuva e escoamento superficial gerado. O CN é escolhido com base na associação de quatro fatores: (1) grupo hidrológico do solo; (2) tipo de cobertura do solo; (3) condição hidrológica; (4) umidade antecedente. Apesar de ter sido concebido para pequenas bacias, o modelo CN pode ser facilmente aplicado em grandes áreas, com diversificada variedade espacial de solos e cobertura, se integrado a um SIG (Johnson e Miller 1997; Thompson 1999).

Este artigo tem dois objetivos principais. O primeiro, calcular e avaliar o volume do escoamento superficial gerado por uma bacia hidrográfica em diferentes escalas, no sentido de demonstrar a influência da escala de mapeamento de solo na modelagem do escoamento

superficial, a partir de uma série temporal de chuva. Para tanto, foram utilizados mapas de solos nas escalas 1/100.000 e 1/500.000 e mapa de uso e ocupação da terra (gerados a partir do processamento e interpretação de imagens do sensor orbital *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Radiation Radiometer* - ASTER). O segundo, avaliar o desempenho do escoamento superficial a partir de variações no tamanho da grade dos dados de entrada. Para isso foram utilizados o MHSCS e a PMA PCRaster, cujos resultados foram confrontados com dados obtidos em campo.

2. Área de estudo

A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do Rio Quilombo, localizada no vale do Ribeira, porção sul do Estado de São Paulo, Brasil (Figura 3.1). Segundo o sistema de classificação de Pilgrim e Cordery (1992) a bacia, com uma área de 270 km², é classificada como de tamanho médio. A cobertura vegetal da área é composta por floresta (em sua maior parte), pastagem e plantações permanentes. A escolha dessa área foi motivada pela existência de dados de mapeamento de solo em duas escalas, dados pluviográficos e fluviográficos.

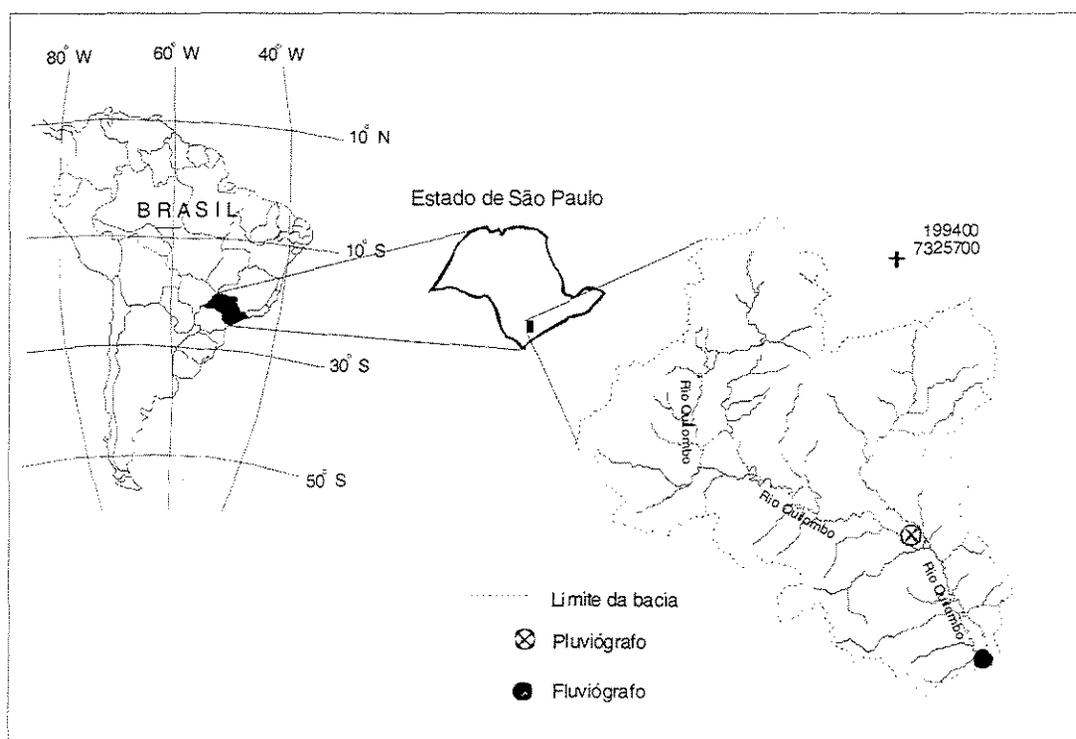


Figura 3.1: Mapa de localização da área de estudo.

3. O Modelo hidrológico SCS (MHSCS)

O MHSCS é um método bem conhecido e amplamente utilizado para estimar o escoamento superficial e, conseqüentemente, o fluxo de rios, a recarga de água, infiltração, umidade do solo e transporte de sedimentos. Portanto, o método pode auxiliar projetos de obras hidráulicas, trabalhos de conservação de solos e controle de enchentes (SCS 1972; Engel *et al.* 1993; Mack 1995; Johnson e Miller 1997; Thompson 1999; Pullar e Springer 2000; Tucci 2000).

Na aplicação do MHSCS, as características físicas da bacia, tais como o grupo hidrológico do solo (GHS), uso, condição hidrológica do solo e umidade antecedente, são de fundamental importância, uma vez que a combinação destas características determina a escolha do CN, o qual estima o escoamento superficial gerado por uma chuva. O CN é um parâmetro adimensional que varia de 0 (ex., sem geração de escoamento superficial) a 100 (ex., toda a chuva é convertida em escoamento superficial). Esta escala relata as condições de cobertura do solo, variando desde uma cobertura muito permeável até uma cobertura completamente impermeável, e de um solo com grande capacidade de infiltração para um solo com baixa capacidade.

O cálculo do escoamento superficial gerado por uma chuva pelo MHSCS é realizado em quatro etapas (SCS 1972): (1) determinação do GHS; (2) determinação do parâmetro CN do escoamento superficial com base no GHS, tipo de uso da terra, tratamento dado a cultura agrícola e condição hidrológica do solo; (3) determinação da umidade do solo com base nas chuvas dos cinco dias antecedentes a uma precipitação diária registrada, a qual se deseja simular o escoamento superficial; (4) cálculo do escoamento superficial gerado pela precipitação selecionada na etapa 3.

3.1 Grupos hidrológico de solos

Neste modelo, os solos são classificados com base nos quatro GHS definidos pelo SCS (SCS 1972; Rawls *et al.* 1992). Esta classificação foi realizada a partir de análise das características do solo de permitir uma maior ou menor capacidade de infiltração de águas provenientes de precipitações. A descrição de cada grupo, baseado nas características do solo para o Estado de São Paulo (Lombardi Neto *et al.* 1991), é apresentada a seguir:

Grupo A: solos com altas taxas de infiltração e transmissão de água e baixo potencial de escoamento superficial, mesmo quando completamente molhados. São solos arenosos profundos ou muito profundos, porosos; areias e cascalhos bem drenados a excessivamente drenados, solos argilosos.

Grupo B: solos com moderadas taxas de infiltração e moderado escoamento superficial direto, mesmo quando completamente molhados. Variam de moderadamente bem drenados para solos bem drenados, com textura entre moderadamente fina a moderadamente grosseira. Este grupo inclui solos arenosos menos profundos e menos permeáveis do que os do grupo A.

Grupo C: solos com taxas de infiltração e transmissão de água baixa. Este grupo consiste principalmente de solos com uma camada que impede o movimento de água do topo para a base. São solos com textura moderadamente fina a fina.

Grupo D: solos com taxas de infiltração e transmissão de água muito baixas, proporcionando um alto potencial de escoamento superficial. Este grupo compreende solos pouco profundos, além de solos em contato com lençol freático permanentemente alto. Também estão alocados neste grupo os solos com coberturas impermeáveis.

3.2 Classe de tratamento, uso e condição hidrológica do solo

No MHSCS, as condições de superfície da bacia hidrográfica são avaliadas em função da classe de tratamento, uso e condição hidrológica do solo.

O tipo de uso da terra representa a cobertura que está sobre a bacia, tais como floresta, pântanos, pastagem, solo descoberto, áreas impermeáveis (telhados, rodovias), entre outras. O tipo de tratamento dado a terra, muito aplicado em áreas de solos agricultáveis, está relacionado a práticas mecanizadas, tais como plantação em contorno e em terraços, e a práticas de gerenciamento, tais como controle de pastagens, rotação, redução e associação de culturas. A associação entre o tipo de uso e o tipo de tratamento da terra é denominada de classe. Alguns exemplos de classes encontradas sobre bacias são: plantação de cereais em curva de nível; florestas muito esparsas; florestas densas; pastagem densa, solo descoberto plano, estradas pavimentadas, entre outros.

A associação de um GHS (A, B, C ou D) a um determinado tipo de uso e tratamento dado a terra é denominado complexo hidrológico solo-cobertura. A caracterização deste complexo permite a identificação do valor numérico do parâmetro CN em tabelas publicadas em bibliografia especializada (SCS 1972; Rawls *et al.* 1992; Pilgrim e Cordery 1992; Tucci 1998; Thompson 1999; Tucci 2000).

3.3 Umidade antecedente do solo

A condição de umidade antecedente (*Antecedent Moisture Condition* - AMC) é um parâmetro que está relacionado à umidade do solo devido a chuva acumulada nos cinco dias que antecedem a chuva a ser simulada. As três AMC consideradas são:

- AMC I: situação em que os solos estão secos. A precipitação acumulada dos cinco dias anteriores é menor que 13 mm (estação seca) e 36 mm (estação úmida).
- AMC II: umidade média do solo. A precipitação acumulada dos cinco dias anteriores está entre 13 e 28 mm (estação seca) e entre 36 e 53 mm (estação úmida).
- AMC III: situação em que ocorreram precipitações consideráveis nos cinco dias anteriores e o solo encontra-se saturado. A precipitação acumulada dos cinco dias anteriores é maior que 28 mm (estação seca) e 53 mm (estação úmida).

Os CNs foram originalmente determinados através de medidas realizadas em um grande número de bacias hidrográficas para uma AMC II. A conversão do CN obtido pela AMC II para o CN da AMC I e AMC III é feita através da tabela de conversão apresentada pelo SCS (SCS 1972).

4.0 O programa de modelagem ambiental PCRaster

O programa de modelagem ambiental (PMA) PCRaster (Wesseling *et al.* 1996), é um programa computacional criado para modelagem ambiental, que permite interação de dados espaciais e temporais. Para o processamento de programas desenvolvidos no seu ambiente, o PMA PCRaster utiliza dados armazenados em arquivos. Os arquivos armazenam os dados básicos (solos, MDT, uso da terra, entre outros), bem como são utilizados para armazenar os

resultados intermediários e finais de processamento. O PMA PCRaster possui software de visualização que possibilita o acesso à resultados derivados de pré ou pós-modelagem dos dados.

Além disso, o PMA PCRaster oferece opções de operadores cartográficos que podem ser combinados da mesma forma que em computações matemáticas. Com estes operadores, um modelo dinâmico pode ser programado, incorporando uma estrutura para interação temporal. Uma vantagem do PMA PCRaster é que ele foi desenvolvido para modelamento ambiental, sendo desta forma mais fácil e rápida a sua utilização para esses fins (Karssenber 2002).

As entidades dos dados utilizados são arquivos no formato matricial, aos quais podem ser atribuídos atributos espaciais e temporais, séries temporais para dados temporais não espaciais, e tabelas contendo atributos espaciais. O PMA PCRaster contém 125 funções genéricas que podem operar sobre os três tipos de entidades de dados (Karssenber *et al.* 2001).

Segundo Karssenber *et al.* (2001), o PCRaster é um ambiente ideal para a construção de modelos, pois: (1) apresenta um grande quantidade de algoritmos e funções padrão utilizadas em modelagem ambiental; (2) não é necessário ao usuário conhecimento em programação de linguagem computacional tais como, FORTRAN ou C++, sendo necessário somente uma familiaridade com notações matemáticas; (3) sua interface é baseada em arquivo texto e suporta modelagem estática e dinâmica; (4) a linguagem trabalha como em um ambiente SIG, evitando desta forma, a necessidade de uma conexão entre o modelo e o SIG; (5) é uma linguagem portátil e pode ser rodada em diferentes plataformas, sem a necessidade de computadores de grande performance.

5. Materiais e métodos

5.1 Fonte de dados

5.1.1 Representação computacional dos dados de solo

Na modelagem do escoamento superficial utilizando o modelo CN, é imprescindível a existência de mapeamento de solos e de cobertura vegetal. No Brasil, os mapas de solos em escalas detalhadas são escassos. Os principais mapeamentos realizados no país foram elaborados na escala 1/1.000.000, pelo Projeto Radambrasil (Brasil 1982) e não estão disponíveis para todos

os estados. Mapeamentos nas escalas 1/500.000, 1/100.000 e em escalas maiores são raros e estão disponíveis principalmente para alguns estados do sul e sudeste do Brasil.

Os dados de solos da bacia do Rio Quilombo, utilizados neste trabalho, foram extraídos de dois mapas: (1) mapa de solos da Região Ribeira do Iguape na escala 1/100.000 (Sakai *et al.* 1983) ; (2) mapa pedológico do Estado de São Paulo na escala de 1/500.000, compilado de vários trabalhos, em escalas diferentes, existentes em todo o estado (Oliveira *et al.* 1999).

A bacia é composta por quatro tipos de solos: latossolo, argissolo, cambissolo e organossolo. Uma característica importante dos solos localizados no estado de São Paulo, região de clima tropical, é o fato de que os solos argilosos proporcionam uma boa drenagem de água (Lombardi Neto *et al.* 1991), algo diferente do que acontece nos solos dos Estados Unidos, local onde o modelo CN foi concebido e calibrado. Na bacia estudada, os solos orgânicos estão localizados nas baixadas dos vales e apresentam elevado índice de umidade. Em função dessas características particulares, foi necessário uma re-classificação dos solos sob estudo, de acordo com o GHS a que pertencem (Tabela 3.1).

Tabela 3.1: Tipos de solos, percentagem de abrangência e os seus respectivos grupos hidrológicos obtidos de Lombardi -Neto *et al.* (1991) e modificado conforme nova nomenclatura de solos do Brasil (Embrapa 1999).

<i>Tipo de solo</i>	<i>Área (%)</i>	<i>GHS</i>
Latossolo	2,3	A
Argissolos	17,7	B
Cambissolo	56,3	C
Organossolo	23,7	D

Os mapas de solos, originalmente em formato analógico, foram convertidos para o formato digital, como dado vetor. Em seguida, esses dados foram transformados para o formato matricial (Figura 3.2), com células de 15x15 metros (compatível com a resolução espacial da representação computacional associada ao uso da terra). Finalmente, os arquivos matriciais foram convertidos para o formato ASCII, possibilitando o uso dos dados no software PCRaster, que preferencialmente opera com dados nesse formato.

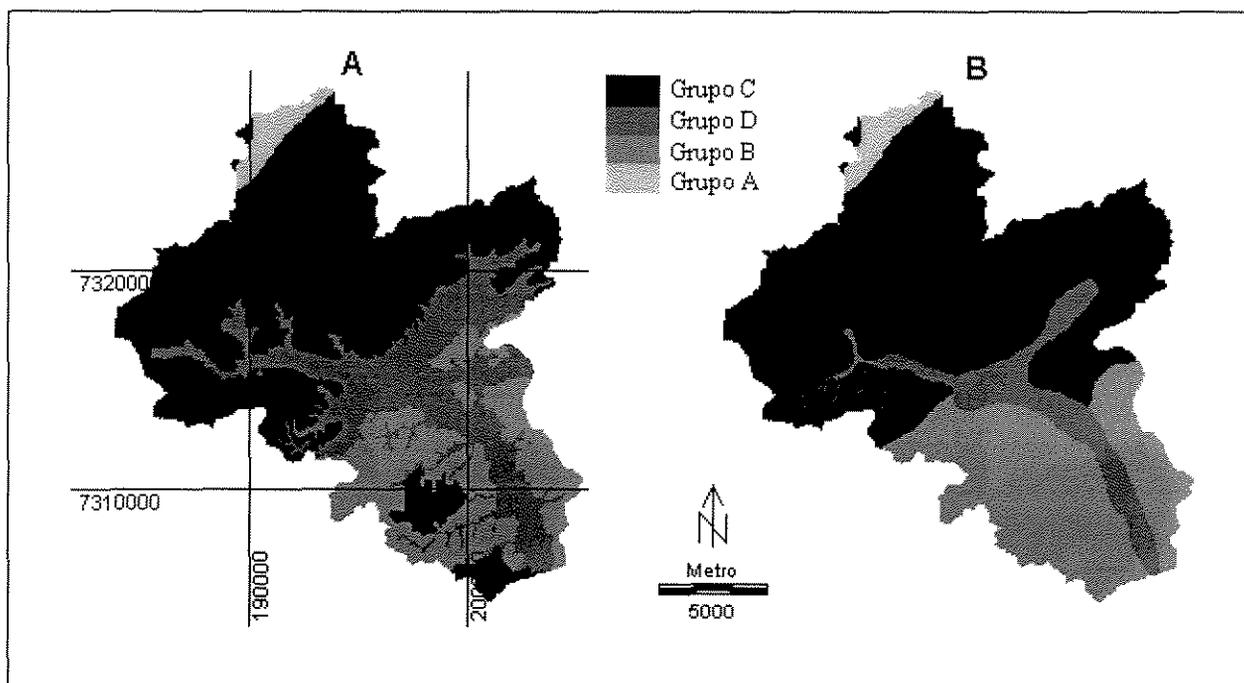


Figura 3.2: (A) Representação computacional do grupo hidrológico do solo, originário do mapa de solos na escala 1/100.000. (B) Representação computacional do grupo hidrológico do solo, originário do mapa de solos na escala 1/500.000.

5.1.2 Representação computacional do uso da terra

A representação computacional de uso da terra foi obtida pelo processamento digital e interpretação de imagens do sensor ASTER, a bordo do satélite TERRA. Este satélite possui 14 bandas espectrais, distribuídas no espectro eletromagnético da seguinte forma: duas bandas no espectro do visível (bandas 1 e 2) e uma no espectro do infra-vermelho próximo (banda 3), com 15 metros de resolução espacial; seis bandas no espectro do infravermelho de ondas curtas (bandas 4, 5, 6, 7, 8 e 9), com 30 metros de resolução espacial; e cinco bandas no espectro infravermelho termal (bandas 10, 11, 12, 13, 14), com 90 metros de resolução espacial (Souza Filho 2003). O mapa de uso do solo foi gerado a partir das nove bandas do intervalo do espectro refletido (bandas 1 a 9). Primeiramente, as bandas 4 a 7 foram re-amostradas para uma resolução espacial de 15 metros, para tornarem-se compatíveis com as bandas 1 a 3. Em seguida, aplicando-se a técnica de classificação supervisionada, através do método da máxima verossimilhança (MaxVer) (Richards 1999) e interpretação visual, obteve-se um mapa final com três classes de

uso da terra: floresta, pastagem e plantação permanente (Figura 3.3). Em seguida, este mapa foi convertido para o formato ASCII.

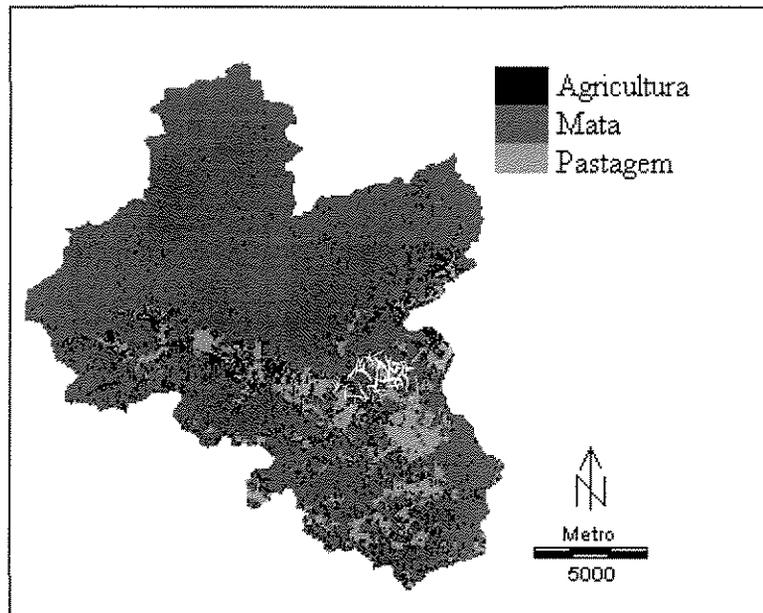


Figura 3.3: Representação computacional do uso da terra.

5.1.3 Modelo digital de terreno

O modelo digital do terreno (MDT) da área estudada foi obtido a partir de quatro folhas topográficas nas escalas de 1/50.000 produzidas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 1974a, b, c, d). Os mapas em papel foram convertidos para o formato digital TIFF por meio de scanner. Utilizando técnica de digitalização semi-automática, as curvas de nível, pontos cotados e rede de drenagens foram vetorizadas. Em seguida, os quatro arquivos vetoriais foram unidos e editados, gerando um único arquivo do qual foram delimitados os divisores de águas para obtenção da bacia hidrográfica estudada.

5.1.4 Dados pluviográficos e fluviográficos

Os dados de precipitações, bem como os dados de vazões associadas a essas precipitações, foram obtidos do posto pluviográfico e do posto fluviográfico (DAEE 2001), localizados na bacia.

A chuva total associada a cada hidrográfico de vazão medido no campo foi discretizada em n intervalos Δt de 6 horas, onde n é a razão do tempo decorrido entre o início e o fim da chuva pelo Δt . A escolha do Δt de 6 horas foi devido a precisão do hidrográfico registrado pelo pluviógrafo e devido ao tempo de concentração da bacia que é de 5:30 horas. Cada série temporal de chuva foi convertida para o formato ASCII, conforme exemplo da Tabela 3.2. Durante as simulações as chuvas ocorridas em cada intervalo Δt foi considerada constante para toda a área da bacia hidrográfica.

Os hidrográficos obtidos no exutório da bacia foram convertidos para unidades de vazão $m^3 s^{-1}$ e subtraídos da vazão de base (vazão sem influência de chuvas). Em seguida, calculou-se o volume total escoado de cada hidrográfico. Estas vazões totais foram convertidas em mm com o intuito de facilitar comparações entre chuva/escoamento no momento de validação do modelo.

Tabela 3.2: Série temporal do evento 3, codificada para o PMA PCRaster.

chuva na bacia do rio Quilombo - 08/1997	
2	
tempo (Δt)	
chuva (mm)	
1	3.7
2	2.2
3	8.3
4	10.7
5	28.1
6	19.4
7	14.6

5.2 Estrutura do modelo

5.2.1 Desenvolvimento matemático do modelo SCS

O escoamento superficial se inicia quando as parcelas de chuva perdidas por infiltração, evapotranspiração, interceptação e armazenamento em depressões, denominadas perdas iniciais, são menores do que a precipitação total.

A equação do escoamento superficial definida pelo modelo SCS e detalhada no *National Engineering Handbook* (SCS 1972) é

$$Q = \frac{(P-Ia)^2}{(P-Ia)+S} \quad (1)$$

sendo Q o escoamento superficial ou chuva excedente, P a precipitação, S o potencial de retenção máximo após o início do escoamento superficial e Ia as perdas iniciais (todas as unidades em polegadas).

Apesar do parâmetro Ia ser bastante variável, estudos realizados pelo SCS em muitas bacias de drenagens, mostraram que o Ia representa 20% de S , conforme equação empírica abaixo:

$$Ia = 0,2 S \quad (2)$$

Logo, substituindo a equação (2) na equação (1), temos:

$$Q = \frac{(P-0,2S)^2}{P+0,8S} \quad (3)$$

A equação (3) é utilizada no modelo SCS para a estimativa do escoamento superficial gerado por um volume de chuva acumulada em determinado intervalo de tempo.

O parâmetro S está relacionado com o solo e a condição de cobertura da bacia de drenagem através do parâmetro CN, conforme equação (4), com S em polegadas, ou equação (5), com S em milímetros.

$$S = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (4)$$

$$S = \frac{25.400}{CN} - 254 \quad (5)$$

A distribuição do excesso de chuva no tempo, utilizando o modelo SCS, pode ser calculada a partir de uma série temporal de precipitação, pelo rearranjo e diferenciação da equação (1) (Van Deursen 1995):

$$Fa = \frac{S(Pa - Ia)}{(Pa - Ia + S)} \quad (6)$$

$$e \quad Qe = Pa - Fa \quad (7)$$

sendo Pa a precipitação acumulada, Fa as abstrações acumuladas e Qe o excesso de precipitação acumulado.

5.3 Implementação do modelo SCS utilizando o programa de modelagem ambiental PCRaster

O *script* de um programa escrito em PCRaster é estruturado em quatro seções: *binding*, *initial*, *timer* e *dynamic*. A seção *binding* apresenta a lista de variáveis do programa que estão ligadas a nomes de arquivos. Essa ligação possui dupla direção, tanto podem determinar que as variáveis serão gravadas nos arquivos especificados quanto podem indicar que as variáveis receberão valores provenientes dos arquivos especificados. A seção *initial* determina o estado inicial do modelo (no tempo = 0) e determina os valores das variáveis constantes usando os operadores do PCRaster, essa seção é executada antes da primeira execução da seção *dynamic*. A seção *timer* determina o tempo inicial e final da execução do modelo, bem como o número de passos e seqüência que o modelo vai ser executado. A seção *dynamic* é uma seção interativa e seqüencial que realiza “loops” baseado no número de intervalos de tempo definido na seção *timer*, essa seção descreve as mudanças temporais das variáveis do modelo.

As equações matemáticas do MHSCS foram escritas utilizando os operadores genéricos da programa PCRaster. O banco de dados desta pesquisa consistiu dos seguintes arquivos: 5

séries temporais de chuva, 4 mapas no formato matricial e 1 tabela de procura contendo os parâmetros CN.

6. Resultados e discussões

6.1 O efeito da escala de mapeamento

A avaliação do escoamento superficial gerado foi realizada primeiramente em duas situações distintas: (1) com dados de levantamento de solos na escala 1/100.000; (2) com dados de levantamento de solos na escala 1/500.000.

Os dois mapas de solos utilizados neste artigo (Figura 3.2) apresentam os mesmos tipos de GHS (A, B, C e D), entretanto, com distribuição, forma e áreas distintas.

A combinação dos mapas de GHS com o mapa de uso do solo gerou onze complexos solo-cobertura, cujo parâmetro CN foi obtido de tabelas apresentadas por Rawls *et al.* (1992) e Pilgrim e Cordery (1992). A Tabela 3.3 apresenta os complexos solo-cobertura gerados, seus respectivos parâmetros CN e o número de células existentes em cada complexo.

Tabela 3.3: Determinação do número de células de cada complexo solo-cobertura e seus respectivos CN.

Complexo solo-cobertura	CN	Número de células 1/100.000	Número de células 1/500.000
Mata/GHS A	26	26838	26838
Mata/GHS B	52	148073	215523
Pastagem/GHS B	61	36317	55912
Mata/GHS C	62	630274	676281
Agricultura/GHS A	67	2	2
Mata/GHS D	69	176295	62862
Pastagem/GHS C	74	8746	19539
Agricultura/GHS B	78	27273	39937
Pastagem/GHS D	80	58988	28601
Agricultura/GHS C	85	32006	47303
Agricultura/GHS D	89	47077	19118
		$\Sigma = 1.191.889$	$\Sigma = 1.191.889$

As variações observadas nas áreas dos complexos solo-cobertura (Tabela 3.3) implicam em diferentes potenciais de geração do escoamento superficial para a bacia, uma vez que no MHSCS o escoamento superficial está diretamente associado com o GHS e sua cobertura.

A validação do MHSCS para uso na bacia do Rio Quilombo foi realizada com base em cinco diferentes eventos de chuvas (Tabela 3.4). Os escoamentos superficiais calculados pelo MHSCS foram comparados com dados de vazão medidos em campo (Tabela 3.4).

Tabela 3.4: Apresentação dos dados de chuva e vazão obtidos em campo e as vazões calculadas para mapas de solos em escalas distintas, para uma região de clima tropical do Estado de São Paulo, Brasil.

<i>Evento</i>	<i>Data</i>	Chuva (mm)	Vazão observada (mm)	Vazão simulada (mm) solo 1/100.000	Vazão simulada (mm) Solo 1/500.000
Evento 1	Junho/2000	35,5	4,04	2,01	1,65
Evento 2	Outubro/2000	56,5	12,63	6,64	5,52
Evento 3	Agosto/1997	87,0	19,25	19,14	16,98
Evento 4	Dezembro/2000	122,6	40,8	39,23	36,01
Evento 5	Setembro/2000	140,0	49,38	50,51	46,83

Conforme pode ser observado na Tabela 3.4, as variações observadas no escoamento superficial simulado apresentaram diferenças. O escoamento superficial simulado em todos os cinco eventos, utilizando dados de solo extraídos de mapa de solos na escala de 1/100.000, foi o que mais se aproximou dos dados medidos em campo. Isso ocorreu pelo fato de que os dados de solos cartografados na escala de 1/100.000 representam melhor a realidade de campo do que os dados de solos cartografados na escala de 1/500.000. As duas primeiras vazões calculadas (evento 1 e evento 2) foram as que mais se distanciaram da vazão observada, aproximadamente 100% para dados de solos extraídos de mapa de solos na escala de 1/100.000, e aproximadamente 140% para dados de solos extraídos de mapa de solos na escala de 1/500.000. Isto ocorreu pelo fato do MHSCS apresentar pouca acurácia para pequenos volumes de chuva (SCS 1972).

Com base nos resultados obtidos, os GHS extraídos do mapa de solo na escala de 1/100.000 foram os que melhor retrataram o processo natural de escoamento superficial na bacia em estudo.

A modelagem dinâmica do escoamento superficial associada ao evento 3 (para sete intervalos de tempo, $n = 7$) pode ser observada na Figura 3.4, juntamente com o volume acumulado do escoamento superficial gerado em cada intervalo de tempo Δt e sua distribuição espacial em toda a área da bacia hidrográfica. O recurso de animação, associado ao software PCRaster, permite a visualização de cada passo de forma contínua na tela de computador.

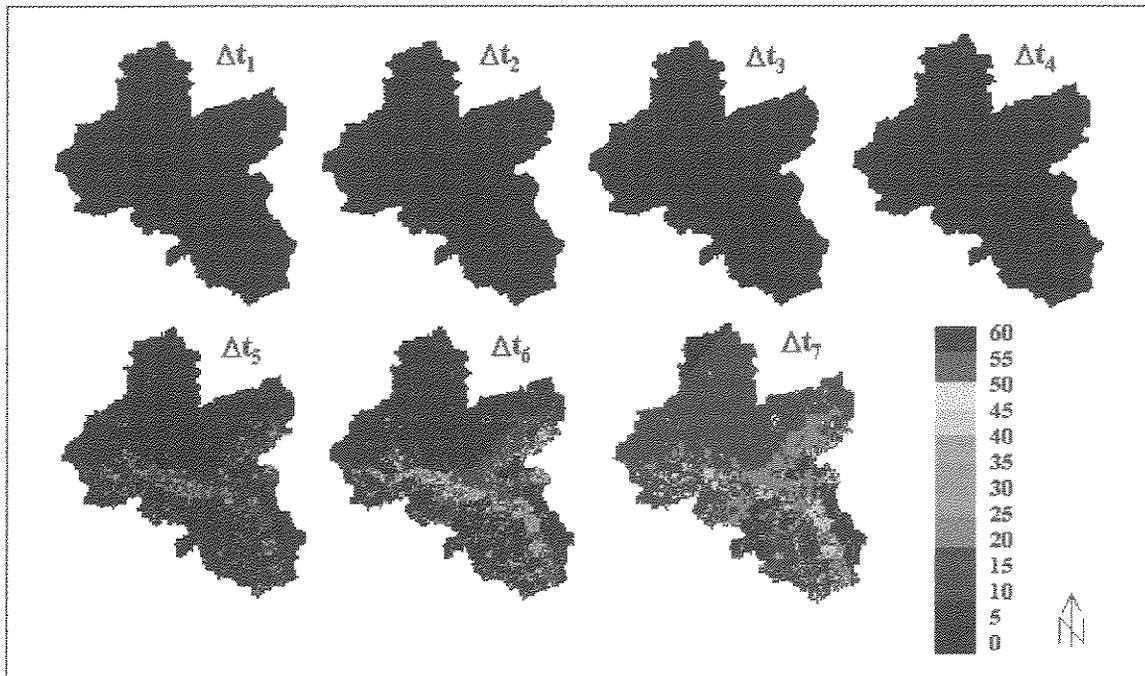


Figura 3.4: Simulação do escoamento superficial (em mm) referente ao evento 3, para sete intervalos de tempo Δt ($\Delta t = 6$ horas).

6.2 O efeito da resolução da grade

A distribuição espacial do escoamento superficial na bacia do Rio Quilombo, utilizando oito resoluções de grade (15, 30, 60, 120, 240, 480, 960 e 1920 metros), foi realizada com base nos dados de solos extraídos do mapa de solos na escala de 1/100.000, devido a sua melhor performance (conforme discutido no tópico anterior). A representação computacional do solo e de uso da terra, originalmente com resolução espacial de 15 metros, foram re-amostrados pelo método de interpolação do vizinho próximo (Figuras 3.5 e 3.6).

A percentagem de área da representação computacional do solo e uso da terra, para as oito resoluções de grade, são apresentadas nas Tabelas 3.5 e 3.6, respectivamente.

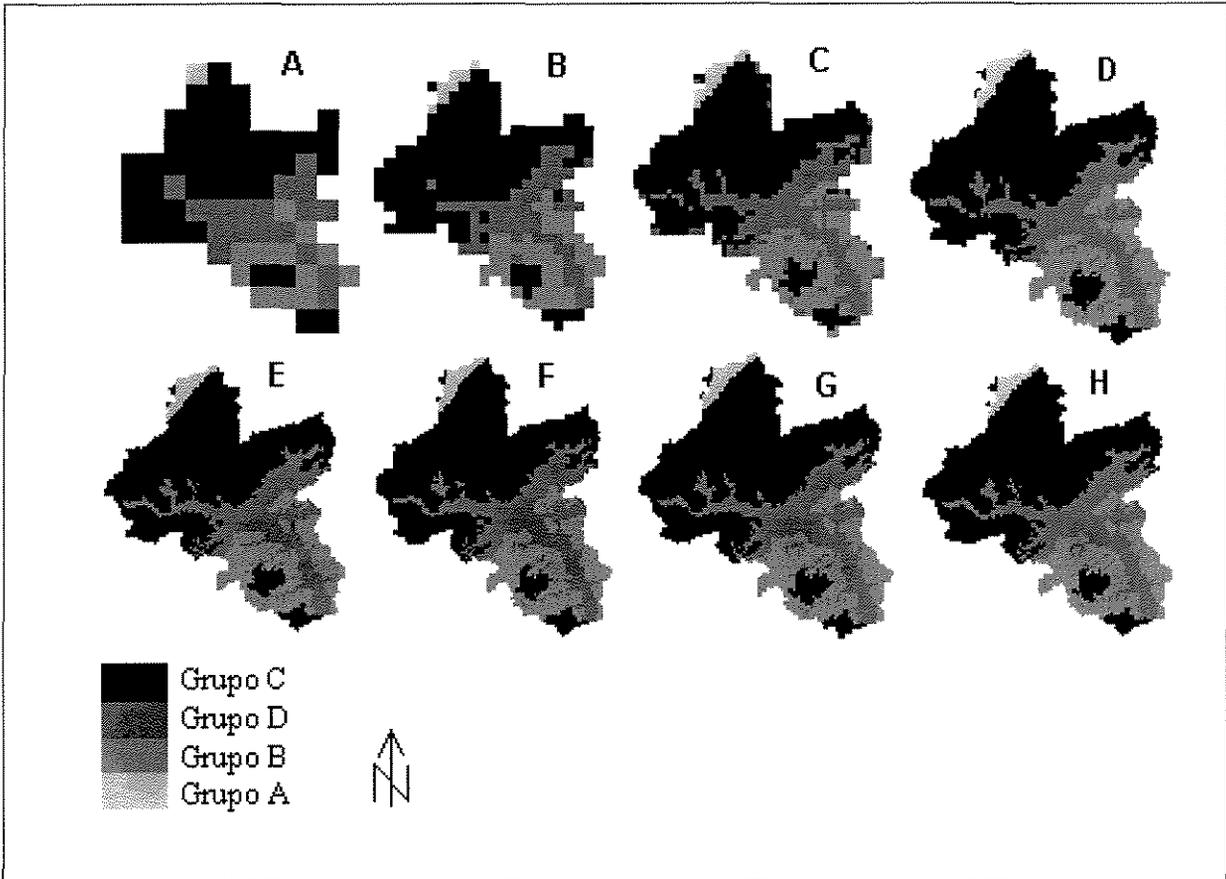


Figura 3.5: Representação computacional do grupo hidrológico do solo em diferentes resoluções espaciais: 1920m (A), 960m (B), 480m (C), 240m (D), 120m (E), 60m (F), 30m (G), 15m (H).

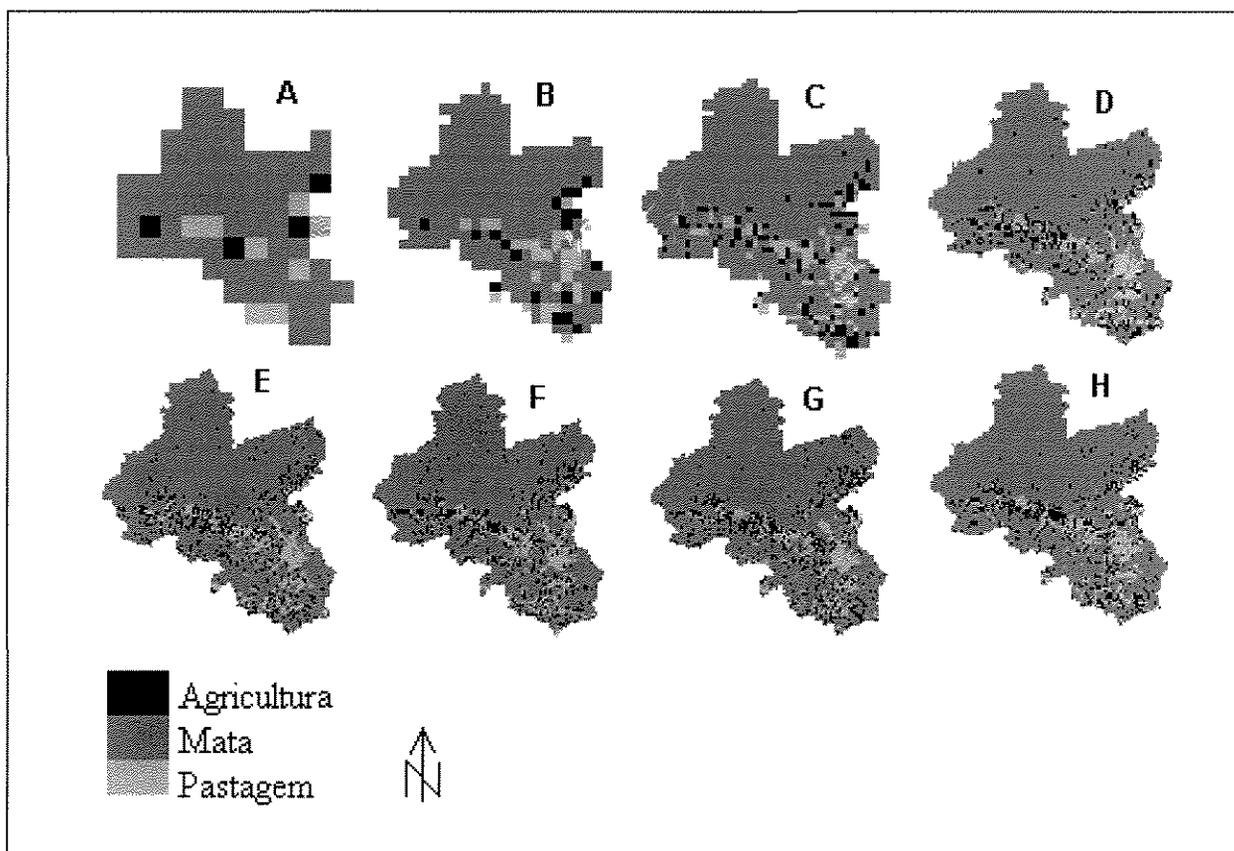


Figura 3.6: Representação computacional do uso da terra em diferentes resoluções espaciais: 1920m (A), 960m (B), 480m (C), 240m (D), 120m (E), 60m (F), 30m (G), 15m (H).

Tabela 3.5: Percentagem de área para cada tipo de GHS nas oito resoluções da grade.

Resolução (m)	Grupo B (%)	Grupo D (%)	Grupo C (%)	Grupo A (%)
15	17,7	23,7	56,3	2,2
30	17,8	23,7	56,3	2,2
60	17,8	23,7	56,3	2,2
120	17,7	23,8	56,2	2,3
240	17,7	23,6	56,4	2,3
480	18	23,7	56	2,2
960	18,1	21,9	57,5	2,4
1920	16,2	24,3	58,1	1,3

Tabela 3.6: Percentagem de área para cada tipo de uso da terra nas oito resoluções da grade.

Resolução (m)	Floresta (%)	Pastagem (%)	Cultura (%)
15	82,3	8,7	8,9
30	82,3	8,7	8,9
60	82,3	8,8	8,9
120	82,4	8,7	8,8
240	82,6	9,1	8,3
480	83	9,3	7,6
960	83,5	9,9	6,5
1920	83,8	10,8	5,4

O escoamento superficial foi simulado utilizando-se a distribuição temporal da chuva em cinco eventos distintos para as oito resoluções analisadas. A Tabela 3.7 apresenta os resultados do processamento dos dados.

Tabela 3.7: Escoamento superficial calculado (em mm) para oito resoluções de grade, em cinco eventos de chuva.

Chuva	Resolução da grade (m)							
	15	30	60	120	240	480	960	1920
Evento 1	1,95	1,50	1,50	1,49	1,45	1,39	1,17	1,37
Evento 2	6,63	6,36	6,36	6,35	6,26	6,12	5,71	6,08
Evento 3	19,03	19,03	19,02	19,01	18,86	18,63	18,02	18,61
Evento 4	39,23	39,22	39,21	39,19	38,97	38,68	37,89	38,73
Evento 5	50,51	50,37	50,37	50,51	50,11	49,79	48,93	49,89

Conforme Tabela 3.7, os escoamentos superficiais calculados para as diferentes resoluções da grade apresentaram variações pequenas, com resultados muito próximos do escoamento superficial observado em campo (conforme Tabela 3.4).

Esse resultado pode ser explicado pelo fato de que as percentagens de áreas, tanto para os GHS como para os tipos de uso da terra, apresentam valores muito próximos nas oito resoluções de grade (Tabelas 3.5 e 3.6). O MHSCS implementado neste trabalho utiliza uma estrutura distribuída por módulos (células). O escoamento superficial determinado por esse modelo é calculado com base na média ponderada entre o parâmetro CN e a área (representada pelo número de células) correspondente ao parâmetro CN. Como em termos percentuais, as áreas associadas ao GHS e ao uso da terra não variaram significativamente, o cálculo do escoamento superficial também não sofreu variação significativa.

7. Conclusões

Neste estudo, o cálculo do escoamento superficial, com dados de solos extraídos de mapas nas escalas de 1/100.000 e 1/500.000, apresentaram diferenças quando comparados com dados medidos no campo. Isso é uma verificação, até então desconhecida, da sensibilidade do modelo hidrológico SCS para variações na escala de dados. O escoamento superficial calculado utilizando dados de solo extraídos de mapa na escala de 1/100.000 foram os que mais se aproximaram dos valores medidos em campo. Vale ressaltar que o escoamento superficial calculado com dados de solo extraídos do mapa de solos na escala de 1/500.000 também apresentou resultados satisfatórios, podendo ser utilizado para uma análise regional ou em regiões sem dados de solos em escalas maiores. Portanto, como variações nas escalas dos dados de entrada proporcionam variações no escoamento superficial calculado, generalizações associadas ao tipo de solo e ao tipo de uso da terra são extremamente inadequadas.

As variações na resolução da grade dos dados de entrada (grupo hidrológico do solo e uso da terra) tiveram muito pouca influência no cálculo do escoamento superficial. Entretanto, o tempo de processamento mostrou sensível redução com o aumento do tamanho da célula. Baseado nestes resultados pode-se optar por uma resolução da grade maior do que 15 metros e com isso acelerar os processamentos computacionais bem como, reduzir o tamanho do banco de dados.

O sistema desenvolvido com o PMA PCRaster baseado no MHSCS apresentou vantagens quando comparado com pacotes comerciais de SIG, pois: (1) o software PCRaster pode ser adquirido pela internet sem custos; (2) o MHSCS necessita de um reduzido banco de dados, proporcionando diminuição de custos na sua implementação; (3) o sistema mostrou-se eficiente para ser utilizado no planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas de tamanho médio; (4) Mudanças em séries de chuvas podem ser realizadas facilmente pela substituição ou re-edição do arquivo ASCII e mudanças no tipo de uso da terra pela substituição por um atualizado mapa e re-edição da tabela de procura contendo dados de CN.

A visualização espacial do escoamento superficial simulado na bacia permite a identificação de áreas mais susceptíveis a perdas de solos durante as chuvas. Isso possibilita aos responsáveis pelo planejamento e gerenciamento da bacia a realização de prognósticos sobre o comportamento do escoamento superficial a partir de mudanças no uso da terra, tais como,

substituição de florestas por pastagem, ampliação de área com culturas agrícolas, mudanças nas espécies agrícolas, entre outras, antes mesmo destas trocas serem realizadas na bacia real. Além disso, a sua implementação em outras bacias, sem dados pluviográficos e fluviográficos, pode proporcionar uma melhor utilização e conservação dos recursos naturais nelas existentes.

O uso de imagem de satélite ASTER para obtenção de mapa de uso do solo em bacias de médio a grande porte mostrou-se muito eficiente, principalmente pelo baixo custo de sua aquisição e rapidez na confecção de mapas de uso da terra. Além do mais, imagens de satélites permitem a realização de monitoramento da superfície da terra de forma mais eficaz, mais rápida e com um menor custo financeiro além de auxiliar na indicação e previsão de possíveis impactos ambientais.

Referências

Brasil; 1982. Projeto Radam Brasil – Solos. Rio de Janeiro.

Browne, T. J.; 1995. The role of geographical information systems in hydrology. In: Foster, I.; Gurnell, A. M.; Petts, G. E., Sediment and water quality in river catchments. Chichester, UK, John Wiley & Sons, 33-48 p.

Burrough, P. A.; McDonnell, R. A., 1998. Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, England, 336p.

Calder, I. R.; 1992. Hydrologic Effects of Land Use Change. In: Handbook of Hydrology, Maidment, D. R. (ed.). McGraw-Will, USA, 13.1-13.50 p.

Camara, A. S., Ferreira, F., Castro, P., 1996. Spatial simulation modelling. In: Fischer, M., Scholten, H. J., Unwin, D. (eds), Spatial Analytical Perspectives on GIS. Taylor&Francis, 201-212.

Carvalho, N. O.; 1994. Hidrossedimentologia Prática. CPRM, Rio de Janeiro, 372 p.

- Christofolletti, A., 1999. Modelagem de Sistemas Ambientais. Editora Edgard Blücher, São Paulo, 236p.
- Coroza, O.; Evans, D.; Bishop, I.; 1997. Enhancing runoff modeling with GIS. *Landscape and Urban Planning*, 38:13-23.
- DAEE; 2001. Dados Pluviográficos, Fluviográficos e Pluviométricos do Estado de São Paulo. DAEE/FCTH. Arquivos técnicos.
- Embrapa, 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, 412 p.
- Engel, B. A.; Srinivasan, R.; Rewerts, C.; 1993. A spatial decision support system for modeling and managing agricultural non-point-source pollution. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (eds.), *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press, New York, 231-237 p.
- Feddes, R. A.; 1995. Space and time space variability and interdependencies in hydrological processes. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Fedra, K.; 1993. GIS and Environmental Modeling. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (eds.), *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press, New York, 35-50 p.
- Garbrecht, J.; Martz, L.; 1994. Grid size dependency of parameters extracted from digital elevation models. *Computers and Geosciences*, 20:85:87.
- Goodchild, M. F.; 1993. The state of GIS for environmental problem-solving. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (eds.), *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press, New York, 8-15 p.

Goodchild, M. F., Steyaert, L. T., Parks, B. O., Johnson, C., Maidment, D., Crane, M., Glendinning, S.; 1996. (Eds.) GIS and environmental modeling: Progress and research issues. Fort Collins, CO, GIS World Books.

IBGE, 1994a. Folha Topográfica Registro, escala 1/50.000. São Paulo, Brasil.

IBGE, 1994b. Folha Topográfica Taquaral, escala 1/50.000. São Paulo, Brasil.

IBGE, 1994c. Folha Topográfica São José, escala 1/50.000. São Paulo, Brasil.

IBGE, 1994d. Folha Topográfica Serra do Abodoral, escala 1/50.000. São Paulo, Brasil.

Johnson, D. L.; Miller, A C.; 1997. A spatially distributed hidrologic model utilizing raster data structure. *Computers & Geosciences*, vol. 23, 3:267-272.

Kalma, J. D.; Sivapalan, M.; 1995. Scale issues in hydrologil modelling. John Wiley & Sons, New York.

Karimi, H. A.; Houston, B. H.; 1997. *Comput. Environ. and Urban Systems*, vol. 20, 6:413-425.

Karssenber, D.; Burrough, P. A.; Sluiter, R.; de Jong, K.; 2001. The PCRaster software and Course Materials for Teaching Numerical Modelling in the Environmental Sciences. *Transactions in GIS* 5(2):99-110.

Karssenber, D., 2002. The value of environmental modelling languages for building distributed hydrological models. *Hydrological Processes*. (in press)

Langran, G.; 1992. Time in geographic information systems. Taylor & Francis, London, 189p.

- Lombardi Neto, F.; Junior, R. B.; Lepsh, I. G.; Oliveira, J. B.; Bertolini, D.; Galeti, P. A.; Drugowich, M. I.; 1991. Terraceamento Agrícola. Boletim técnico 206, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, CATI, Campinas, 39 p.
- Mack, M. J.;1995. HER-Hidrologic evaluation of runoff; the soil conservation service curve curve number technique as an interactive computer model. *Computer & Geosciences*, v 21, 8:929-935.
- Maidment, D. R.; 1993. Gis and hidrologic modeling. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (eds.), *Environmental Modeling with GIS*. Oxford University Press, New York, 147-167 p.
- Millward, A. A., Mersey, J. E., 2001. Conservation strategies for effective land management of protected areas using an erosion prediction information system (EPIS). *Journal of Environmental Management*, 61:329-343.
- Mitasova, H., Hofierka, J., Zlocha, M., Iverson, L. R., 1996. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of Geographical Information Systems*, 10:629-642.
- Mitra, B.; Scott, H. D.; Dixon, J. C.; McKimmey, J. M.; 1998. Applications of fuzzy logic to the prediction of soil erosion in a large watershed. *Geoderma*, 86:183-209.
- Oliveira, J. B.; Camargo, M. N.; Rossi, M.; Calderano Filho, B.; 1999. Mapa Pedológico do Estado de São Paulo. Embrapa/IAC, Campinas, 64 p.
- Pilgrim, D. H.; Cordery, I.; 1992. Flood Runoff. In: *Handbook of Hydrology*, Maidment, D. R. (ed.). McGraw-Will, USA, 9.1-9.42 p.
- Pullar, D.; Springer, D.; 2000. Tawards integrating GIS and catchment models. *Environmental Modelling & Software* 15:451-459.

- Rawls, W. J.; Ahuja, L. R.; Brakensiek, D. L.; Shirmohammadi, A., 1992. Infiltration and Soil Water Movement. In: Handbook of Hydrology, Maidment, D. R. (ed.), McGraw-Hill, New York, 5.1-5.51 p.
- Richards, J.A., 1999. Remote Sensing Digital Image Analysis, Springer-Verlag, Berlin, p. 240.
- Sakai, E.; Lepsch, I. F.; Amaral, A. Z., 1983. Levantamento Pedológico de Reconhecimento semidetalhado da Região de Ribeira do Iguape no Estado de São Paulo. SAA/IAC, São Paulo.
- SCS, Soil Conservation Service, 1972. National Engineering Handbook, USDA.
- Souza Filho C.R. 2003. ASTER à Vista. *InfoGeo*, 29:62-64.
- Sui, D. Z.; Moggio, R. C.; 1999. Integrating GIS with hydrological modeling: practices, problems, and prospects. *Computers, Environment and Urban Systems*, 23:33-51.
- Steyaert, L. T., 1993. A Perspective on the State of Environmental Simulation Modeling. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (eds.), Environmental Modeling with GIS. Oxford University Press, New York.
- Thompson, S. A., 1999. Hydrology for water management. A.A. Balkema, 1 ed. Rotterdam, the Netherlands, 362 pp.
- Tucci, C. E. M.; 1998. Modelos Hidrológicos. Ed. da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1ed., Porto Alegre, 669p.
- Tucci, C. E. M.; 2000. Hidrologia ciência e aplicação. Ed. da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2ed., Porto Alegre, 943p.

Van Deursen, W.P.A., 1995. Geographical Information Systems and Dynamic Models. PhD thesis, Utrecht University, NGS Publication 190, 198 pp.

Van Deursen, W. P. A., Burrough, P. A., 1998. Dynamic modelling with GIS. Oxford University Press, England.

Wesseling, C. G., Karssenbergh D., Van Deursen, W. P. A., Burrough, P. A., 1996. Integrating dynamic environmental models in GIS: The development of a Dynamic Modelling language. *Transactions in GIS* 1:40-48.

Zhang, W.; Montgomery, M; 1994. Digital elevation model grid size, landscape, representation, and hydrologic simulations. *Water Resources Research*, 30:1019-1028.

Modelagem hidrológica utilizando lógica fuzzy e sistemas de informações geográficas

Resumo

Recursos naturais, tais como solo e vegetação, são delimitados cartograficamente por polígonos. Embora observações realizadas em campo demonstrem que esses elementos da paisagem apresentam uma variação contínua, suas áreas de abrangência são delimitadas por linhas exatas, o que implica numa ruptura brusca da variável. Essa visão determinística na concepção de mapas é ainda um paradigma das Geociências.

Com o intuito de estudar uma alternativa mais realista para a representação cartográfica desses temas, neste artigo foi realizada a modelagem do escoamento superficial através da incorporação da lógica *fuzzy* ao Modelo Hidrológico SCS. As representações computacionais de solos e vegetação foram convertidos para representações *fuzzy* e um conjunto de regras *fuzzy* permitiu o cálculo dos parâmetros necessários para a modelagem. Paralelamente, a lógica booleana foi também utilizada para a modelagem do escoamento, objetivando uma comparação com os resultados obtidos com a lógica *fuzzy*. Os resultados encontrados nas simulações demonstraram que o modelo *fuzzy* foi mais eficiente, pois reproduziu melhor os valores de escoamento superficial medidos em campo. Todas as rotinas computacionais utilizadas foram escritas com o programa de modelagem ambiental PCRaster.

1. Introdução

Tradicionalmente, a representação de elementos da paisagem tais como solos, geologia, vegetação e uso da terra, são delimitados cartograficamente, em mapas bi-dimensionais, por

polígonos, ou seja, esses elementos são representados como objetos exatos ou geo-objetos (Burrough 1996).

Esta forma de representação, extremamente abrupta entre geo-objetos, deve ser considerada como uma aproximação e uma simplificação de um padrão de variação bem mais complexo. Embora as variações nas bordas sejam mais representativas que as variações no interior do polígono (Lagacherie *et al.* 1996), no mundo real, raramente estas bordas representam os fenômenos naturais. Em algumas situações, tais bordas são mais facilmente reconhecidas, uma vez que estão associadas à mudanças significativas e abruptas nos valores das propriedades observadas em pequenas distâncias. Estas variações podem ser extraídas a partir de observações na paisagem, tais como situações na qual as bordas estão localizadas nas margens de rios, em modificações da geologia (ex.: intrusões, falhas, fraturas) ou associadas com abruptas variações do relevo (Burrough 1986). Além dessas situações de exceção, as bordas nos mapas estão associadas a dúvidas, inerentes ao objeto ou fenômeno identificado, e a incertezas, causadas por limitações de observações (Hadzilacos 1996).

Zadeh (1965) desenvolveu a teoria dos conjuntos *fuzzy* permitindo assim a modelagem matemática em zonas de imprecisões e incertezas. A teoria dos conjuntos *fuzzy*, que é uma generalização da teoria clássica dos conjuntos, tem como característica a atribuição de uma função de pertinência a um conjunto de dados. A teoria dos conjuntos *fuzzy* é adequada quando é necessário descrever ambigüidades, incertezas e imprecisões em modelos matemáticos ou modelos conceituais de fenômenos empíricos (Kandel 1986).

Burrough *et al.* (1992), utilizando classificação *fuzzy*, identificaram um número superior de áreas disponíveis para agricultura do que as identificadas pela classificação booleana. McBratney e Odeh (1997) apresentaram algumas aplicações da teoria dos conjuntos *fuzzy* nas ciências dos solos, tais como: mapeamento e classificação numérica; avaliação do uso; modelagem e simulação de processos físicos; variograma e krigagem *fuzzy* de variáveis; análise de imagem digital; medidas de fenômenos definidos de forma imprecisa e índice de qualidade dos solos. Os autores ainda ressaltam que muitos outros conceitos e sistemas de solos podem ser modelados, simulados e copiados com a ajuda dos sistemas *fuzzy*. Odeh *et al.* (1992) identificaram classes de solo com amostras obtidas de dois perfis, utilizando o classificador *Fuzzy-c-means*. McBratney e De Gruijter (1992), utilizando a técnica *Fuzzy-k-means*, geraram

classes de solos que refletem as principais feições pedológicas de forma contínua, em uma área de 4800 ha na Holanda.

Estudos relacionados aos fenômenos naturais têm demonstrado que a utilização da lógica booleana aos geo-objetos é muitas vezes inadequada para um melhor entendimento das interações ocorridas no meio ambiente (Burrough 1986). O mapeamento de unidades de solo, de vegetação, declividade de terrenos e uso da terra, não apresentam, em todo o espaço geográfico, limites precisos e abruptos (Burrough 1986). Entretanto, os mapeamentos de solo e geologia não apresentam nenhuma descrição indicadora da variação existente nas bordas dos geo-objetos da grande totalidade dos mapas publicados, indicando assim que essas bordas são extremamente abruptas, contradizendo com a realidade observada em campo (Lagacherie *et al.* 1996).

Dados de superfície tais como mapas de solos e de uso são extremamente importantes na modelagem de processos hidrológicos. O Modelo Hidrológico SCS (MHSCS) (SCS 1972), desenvolvido pelo Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos (*United States Soil Conservation Service* - SCS) tem como função a modelagem de escoamento superficial. O MHSCS leva em consideração o grupo hidrológico do solo, o tipo de cobertura do solo, a condição hidrológica e a umidade antecedente.

Apesar de ter sido concebido para pequenas bacias, o MHSCS pode ser facilmente aplicado em grandes áreas, com diversificada variedade espacial de solos e cobertura, se integrado a um sistema de informações geográficas (SIG) (Johnson e Miller 1997, Thompson 1999). Neste trabalho, foi realizada a modelagem do escoamento superficial em uma bacia de drenagem através da implementação da lógica fuzzy ao MHSCS, utilizando o Programa de Modelagem Ambiental (PMA) PCRaster (Wesseling *et al.* 1996).

2. Área de estudo

A área de estudo compreende a bacia hidrológica do Rio Quilombo, localizada no vale do Ribeira, porção sul do Estado de São Paulo, Brasil (Figura 4.1). Segundo Pilgrim e Cordery (1992), a bacia de 270 km² de extensão, é classificada como de tamanho médio. A cobertura vegetal da área é composta em sua maior parte por florestas e pastagens.

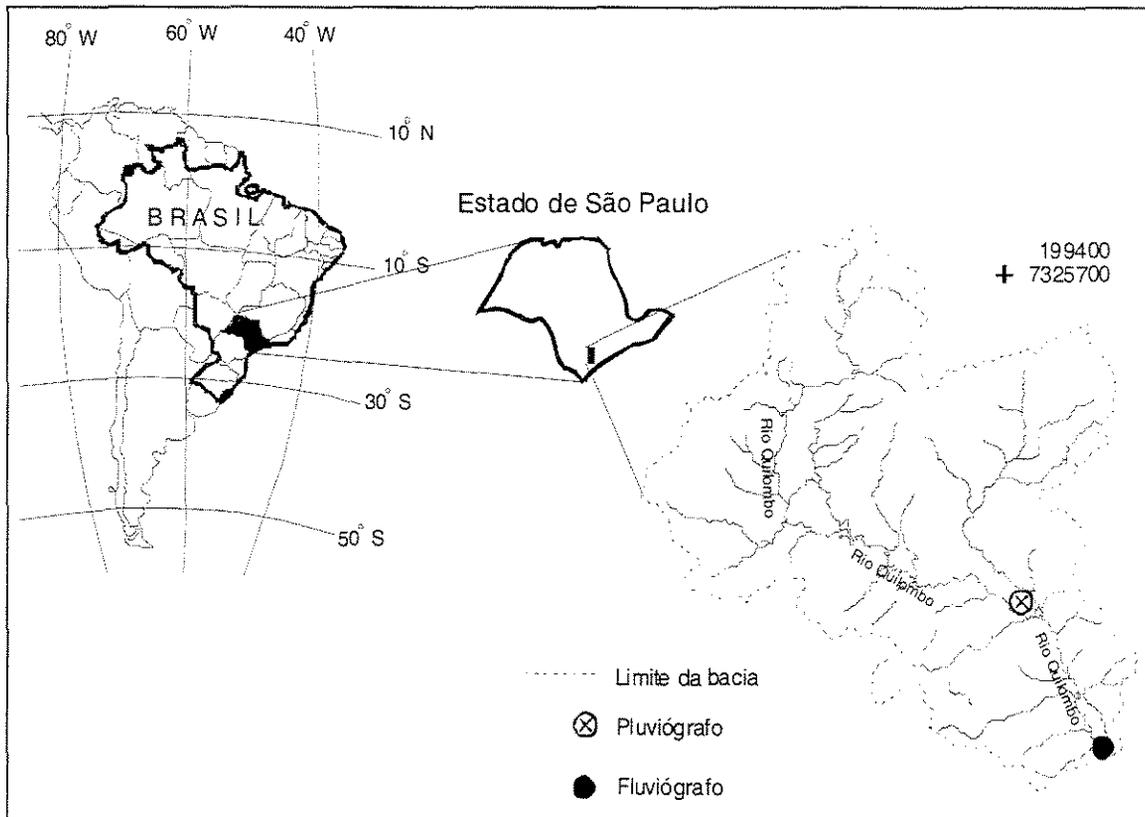


Figura 4.1: Mapa de localização da área de estudo.

3. O modelo hidrológico SCS

O MHSCS é um modelo empírico amplamente utilizado na estimação de escoamento superficial em bacias hidrográficas. Portanto, o modelo pode auxiliar nos trabalhos de planejamento e gerenciamento do meio ambiente que visam à conservação de solos, o controle de enchentes e a execução de obras hidráulicas (SCS 1972; Engel *et al.* 1993; Mack 1995; Johnson e Miller 1997; Thompson 1999; Pullar e Springer 2000; Tucci 2000).

Na aplicação do MHSCS, as características físicas da bacia, tais como o grupo hidrológico do solo (GHS), tipo de cobertura superficial, condição hidrológica, tipo de tratamento e condição de umidade antecedente, são de fundamental importância, uma vez que a combinação destas características determina a escolha do parâmetro curva número (CN), o qual estima o escoamento superficial gerado por uma chuva. O CN é um parâmetro adimensional que varia de 0 (sem

geração de escoamento superficial) a 100 (toda a chuva é convertida em escoamento superficial). O CN foi estabelecido a partir de medidas de chuva e escoamento superficial em uma grande quantidade de bacias, com uma ampla variedade de tipos de solo.

O tipo de uso da terra representa a cobertura que está sobre a bacia, tais como florestas, pântanos, pastagens, solos descoberto, entre outras. O tipo de tratamento dado ao solo está relacionado a práticas mecanizadas (ex. plantação em contorno e em terraços) e de gerenciamento (controle de pastagens, rotação, redução e associação de culturas). A condição hidrológica refere-se a fatores que afetam a infiltração, incluindo densidade de vegetação, quantidade de pastagem, grau de rugosidade da superfície, entre outros, na qual o grau de avaliação é apresentado como pobre, bom, ruim, etc. A condição de umidade antecedente é um parâmetro relacionado à umidade do solo devido a chuva acumulada nos cinco dias que antecedem uma chuva selecionada.

No MHSCS os solos são classificados com base no GHS definidos pelo SCS. Esta classificação foi realizada a partir da análise das características do solo de permitir uma maior ou menor capacidade de infiltração de águas provenientes de precipitações. As descrições de cada GHS, segundo SCS (1972) e Rawls *et al.* (1992), estão contidas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Definição das características do GHS.

GHS	Características
A	solos com alta capacidade de infiltração
B	média capacidade de infiltração
C	solos com baixa capacidade de infiltração
D	solos com muito baixa capacidade de infiltração

A associação do GHS (A, B, C ou D) a um determinado tipo de uso da terra é denominada complexo hidrológico solo/cobertura. A identificação deste complexo permite caracterizar o parâmetro CN em tabelas apresentadas por SCS (1972), Rawls *et al.* (1992), Pilgrim e Cordery (1992) e Tucci (1998). A equação final para cálculo do volume do escoamento superficial direto Q (mm) é:

$$Q = \frac{(P-0,2S)^2}{P+0,8S} \quad (1)$$

Sendo P a precipitação (mm) e S é o máximo potencial de infiltração após início do escoamento superficial. O valor de S é determinado pela equação:

$$S = \frac{25.400}{CN} - 254 \quad (2)$$

4. Teoria *Fuzzy*

4.1 Conjunto *Fuzzy*

Teoricamente, um conjunto *fuzzy* A , do conjunto universo X , onde os elementos x estão definidos, é representado pelo mapeamento de uma função de pertinência $\mu_A(x)$ na qual é atribuído a cada x um valor no intervalo de $[0,1]$ (Zadeh 1965). Estes conjuntos são utilizados para descrever incertezas e imprecisões e podem ser aplicados em várias áreas do conhecimento.

Um conjunto *fuzzy* A é um conjunto de pares ordenados

$$A = \{x, \mu_A(x)\} \text{ para todo } x \in X, \quad (3)$$

A função de pertinência $\mu_A(x)$ define um valor entre 0 e 1 para cada ponto (x) no espaço de entrada, com x pertencendo ao conjunto universo X . Na prática a equação 3 é escrita da seguinte forma:

$$A = \{x_1, \mu_A(x_1); x_2, \mu_A(x_2); \dots; x_n, \mu_A(x_n)\} \quad (4)$$

As operações básicas realizadas entre conjuntos *fuzzy* são uma generalização das operações utilizadas na teoria clássica dos conjuntos (conjuntos booleanos). Maiores detalhes de todas estas operações podem ser encontradas em Pedrycz e Gomide (1998), Kendel (1986) e Zimmermann (1985).

4.2 Variáveis lingüísticas

O ser humano, devido a sua grande capacidade para sumarizar informações, pode manipular, representar e gerenciar dados vagos e cheios de incertezas, como os termos utilizados na linguagem natural (ex. “alto”, “bom”, “denso”, “pobre”), de forma muito eficiente. Esses termos podem ser representados e processados por computador utilizando uma forma numérica através dos conjuntos *fuzzy* e, posteriormente, serem utilizados para descreverem diferentes fenômenos (Kandel *et al.* 1996).

As regras *fuzzy* utilizam as variáveis lingüísticas como forma de representação do conhecimento. Estas regras podem ser utilizadas quando uma função explícita é impraticável ou difícil de ser definida, derivada ou calibrada. Os termos da linguagem natural podem apresentar maior especificação através do uso de modificadores lingüísticos. Estes modificadores podem resultar em uma descrição mais precisa ou mais imprecisa (Bardossy e Duckstein 1995). Alguns exemplos destes modificadores são: “muito”, “freqüentemente”, “pouco”, “raramente” e “não”.

4.3 Sistema baseado em regras *fuzzy*

As regras proporcionam uma forma de representação de diretivas e estratégias, sendo freqüentemente apropriadas quando o domínio do conhecimento resulta de experiências ou associações empíricas (Pedrycs e Gomide 1998). Nos sistemas de regras *fuzzy*, as variáveis do sistema são variáveis lingüísticas ou números difusos.

A regra *fuzzy* consiste de um conjunto de argumentos $A_{i,k}$ na forma de conjuntos *fuzzy* com funções de pertinência $\mu_{A_{i,k}}$, e um conseqüente B_i , também na forma de conjunto *fuzzy*, tal como:

$$\text{SE } a_1 \text{ é } A_{i,1} \otimes a_2 \text{ é } A_{i,2} \otimes \dots \otimes a_k \text{ é } A_{i,k} \text{ ENTÃO } B_i \quad (5)$$

onde a_k são variáveis que descrevem o processo e o operador \otimes representa os operadores lógicos AND ou OR ou XOR (Bárdossy e Duckstein 1995).

Regras verbais são freqüentemente convertidas em regras *fuzzy* utilizando variáveis lingüísticas. Exemplo:

“ Se o solo possui **alta capacidade de infiltração** e a cobertura vegetal é **floresta densa** então **baixo valor da curva número**”

Na regra descrita acima como exemplo, o conjunto *fuzzy* $A_{1,1}$ representa a infiltração. A variável lingüística “alta capacidade de infiltração” pode ser caracterizada por um conjunto *fuzzy*, tal como um mapa de solo *fuzzy*. O conjunto *fuzzy* $A_{1,2}$ “floresta densa”, o qual representa uma característica da cobertura, pode ser caracterizado por funções de pertinência.

5. Materiais e métodos

5.1. Representação digital do uso da terra

A representação digital do uso da terra foi obtido pela aplicação do índice de vegetação *Leaf Pigment Index* (LPI) (Almeida e Souza Filho, 2004), adaptado para imagens do sensor ASTER - *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (Abrams 2000; Souza Filho 2003), com o objetivo de se obter uma representação da superfície contínua associado à cobertura vegetal da área em estudo (Figura 4.2). O índice de vegetação LPI é obtido pela equação:

$$LPI = (ASTER1)^2 / (ASTER2) \quad (6)$$

onde *ASTER1* é a banda 1 (0.52-0.60 μ m – visível verde) e *ASTER2* é a banda 2 (0.63-0.69 μ m – visível vermelho) do sensor ASTER. Outros índices de vegetação tais como, *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) (Rouse *et al.* 1974) e *Moisture Stress Index* (MSI) (Rock *et al.* 1986) foram testados, sendo que o LPI foi o que melhor representou a cobertura vegetal da área em estudo, quando os resultados foram confrontados com observações realizadas em campo.

A representação digital gerada com o LPI foi convertido para o formato ASCII, compatível com o PMA PCRaster.

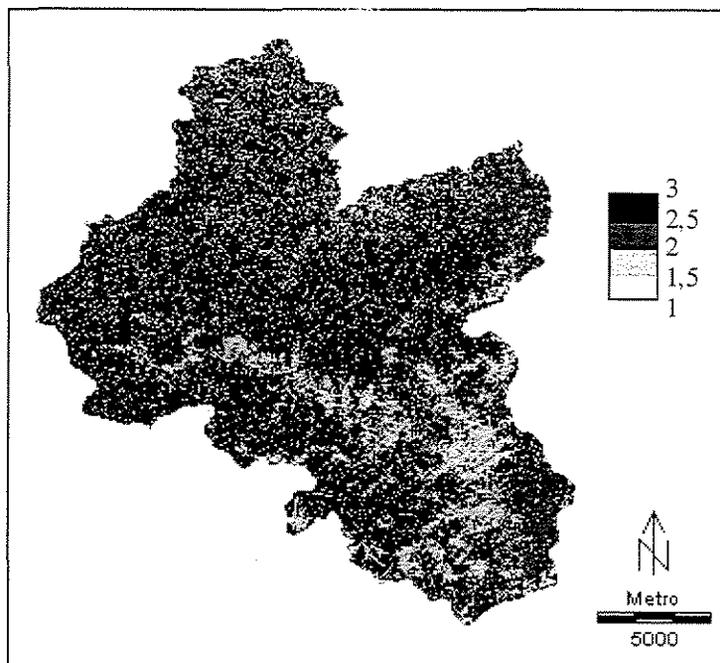


Figura 4.2: Representação digital do LPI, representando a cobertura vegetal da bacia do Rio Quilombo.

5.2. Representação digital dos solos

A representação digital dos solos da bacia do Rio Quilombo foi extraída do mapa de solos da região Ribeira do Iguape, na escala 1/100.000 (Sakai *et al.* 1983). Basicamente, a bacia é composta por quatro tipos de solos: latossolo, argissolo, cambissolo e organossolo. Uma característica dos solos argilosos no Estado de São Paulo é a sua boa capacidade para drenagem de água (Lombardi Neto *et al.* 1991; Pruski 2003). Essa situação é algo diferente do que acontece com os solos argilosos dos Estados Unidos, onde o MHSCS foi concebido e calibrado. Na bacia estudada, os solos orgânicos estão localizados nas depressões dos vales e apresentam elevado índice de umidade. Em função dessas características particulares, foi necessária uma reclassificação dos solos da região em estudo, de acordo com o GHS a que pertencem (Tabela 4.2).

Tabela 4.2: Tipos de solos, percentagem de abrangência e os seus respectivos grupos hidrológicos obtidos de Lombardi Neto *et al.* (1991) e modificado conforme nova nomenclatura de solos do Brasil (Embrapa 1999).

<i>Tipo de solo</i>	<i>Área (%)</i>	<i>GHS</i>
Latossolo	2,3	A
Argissolos	17,7	B
Cambisolo	56,3	C
Organossolo	23,7	D

O mapa de solos, originalmente em formato analógico, foi convertido para o formato digital, como dados vetoriais. Em seguida, esses dados foram transformados para o formato matricial (Figura 4.3) com células de 15x15 metros (equivalente à resolução da representação digital do uso da terra). A representação digital matricial foi então convertida para o formato ASCII, compatível com o PMA PCRaster.

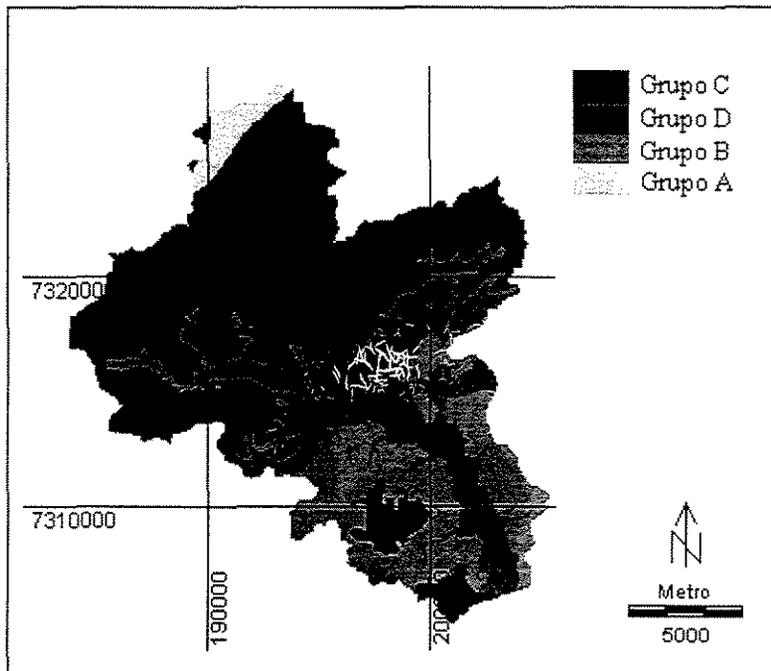


Figura 4.3: Representação digital do grupo hidrológico do solo.

5.3. Construção do modelo hidrológico SCS *fuzzy*

Para a construção do modelo hidrológico SCS *fuzzy* (MHSCSF) foi utilizado os fundamentos matemáticos da teoria da lógica *fuzzy*, por esta permitir a modelagem matemática nas zonas de transição e incertezas de dados do meio ambiente (Burrough 1989; Burrough *et al.* 1992, McBratney *et al.* 1992, A-Xing Zhu *et al.* 1996, McBratney e Odeh 1997, Mitra *et al.* 1998).

O MHSCSF foi desenvolvido computacionalmente utilizando o PMA PCRaster. A implementação do modelo computacional foi dividida em 3 etapas: (i) numa primeira, os dados de entrada, solo e cobertura vegetal, foram transformados em conjuntos *fuzzy* utilizando as funções de pertinência (função linear e sino). Nessa etapa, as bordas difusas na representação digital do solo e da cobertura foram geradas pela atribuição de valores, entre 0 e 1, aos dados de entrada com base nas funções de pertinência; (ii) em seguida, utilizando inferência *fuzzy*, a representação digital da distribuição espacial do parâmetro CN foi gerada com base na representação digital dos solos *fuzzy* e da representação digital da cobertura *fuzzy* (ambas desenvolvidas na etapa anterior); (iii) na terceira etapa, o escoamento superficial foi calculado utilizando a representação digital do parâmetro CN para quatro eventos de chuva distintos.

5.3.1 Representação do solo por conjunto *fuzzy*

A utilização da lógica *fuzzy* para determinação das bordas dos polígonos que representam as unidades pedológicas permite a incorporação de informações associadas à natureza dessas bordas, bem como o cálculo da medida de suas áreas (Burrough e McDonnell 1998). Nesse trabalho, foi utilizada a proposta de unidade de mapa descrita em Burrough e McDonnell (1998), na qual é assumido que a espessura da borda difusa deve ser igual em cada unidade do mapa, ou seja, cada polígono. As informações associadas à borda difusa foram convertidas para parâmetros através da utilização de duas funções de pertinência (linear e sino) (Figura 4.7), as quais foram aplicadas a partir da borda cartografada no mapa (limite booleano do mapa).

A espessura da borda difusa utilizada neste artigo foi baseada em trabalhos de Lagacherie *et al.* (1996) e Burrough e McDonnell (1998). Os autores sugerem que a espessura da zona de transição deve ser escolhida com base na escala do mapa utilizado. Burrough e McDonnell

(1998) exemplificam que uma linha de borda de espessura de 0,2 mm, em um mapa na escala de 1:25.000, cobre 50 m (25 m para a direita e 25 m para a esquerda da borda) e a borda difusa na mesma escala pode estender-se por 500 m . Como nesse estudo foi utilizado um mapa de solos na escala 1:100.000 e sabendo-se que uma espessura de linha de 0,2 mm equivale a 100m, foi adotado uma borda difusa de 200m, levando-se em consideração unicamente a incerteza relacionada à linha de borda apresentada no mapa, embora esta borda difusa possua, no campo, uma maior extensão.

O procedimento computacional utilizado para a geração das bordas *fuzzy* seguiu as seguintes etapas: (i) separação de cada unidade pedológica (polígono) em mapas distintos; (ii) expansão das bordas de cada polígono; (iii) aplicação da função de pertinência de forma que, conforme sua distância à borda (cf. Figura 4.4), (a) os pontos dentro e mais afastados da borda original desenhada receberam valor de pertinência igual a 1; (b) os pontos dentro e mais próximos da borda original desenhada receberam valor de pertinência entre 0,5 e 1; (c) os pontos fora da borda original desenhada receberam valor de pertinência abaixo de 0,5 até 0,0. Os parâmetros das funções de pertinência foram selecionados de forma que a locação correspondente à borda original desenhada estivesse localizada no ponto de cruzamento (*crossover*), ou seja, no ponto onde o grau de pertinência é igual a 0,5; (iv) o procedimento foi repetido para todas as unidades, gerando um mapa *fuzzy* para cada unidade de solo. A espessura da borda difusa pode ser definida pelo usuário antes de executar a rotina computacional.

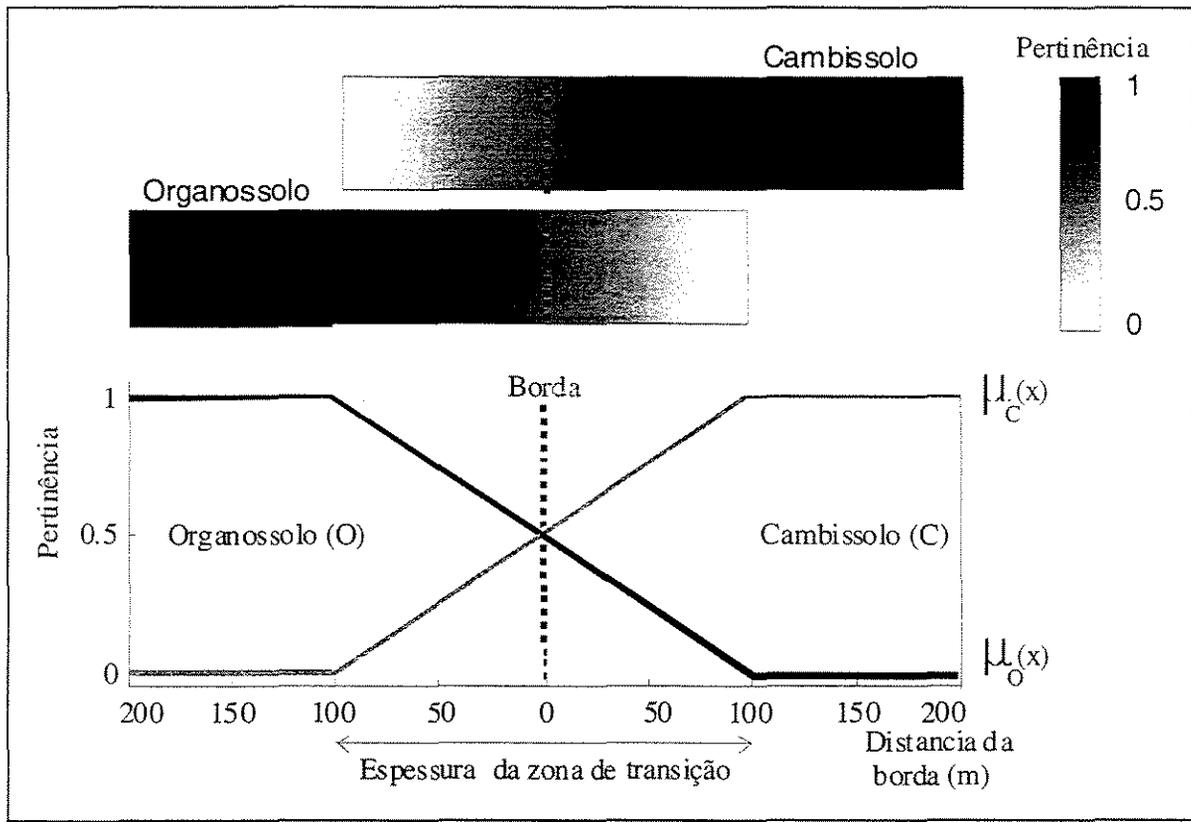


Figura 4.4: Gráfico com a função de pertinência linear demonstrando metodologia utilizada na conversão dos dados de solo em conjuntos *fuzzy*.

As Figuras 4.5 e 4.6 apresentam, como exemplo, uma unidade do mapa de solo utilizando modelagem booleana e modelagem *fuzzy*, respectivamente.

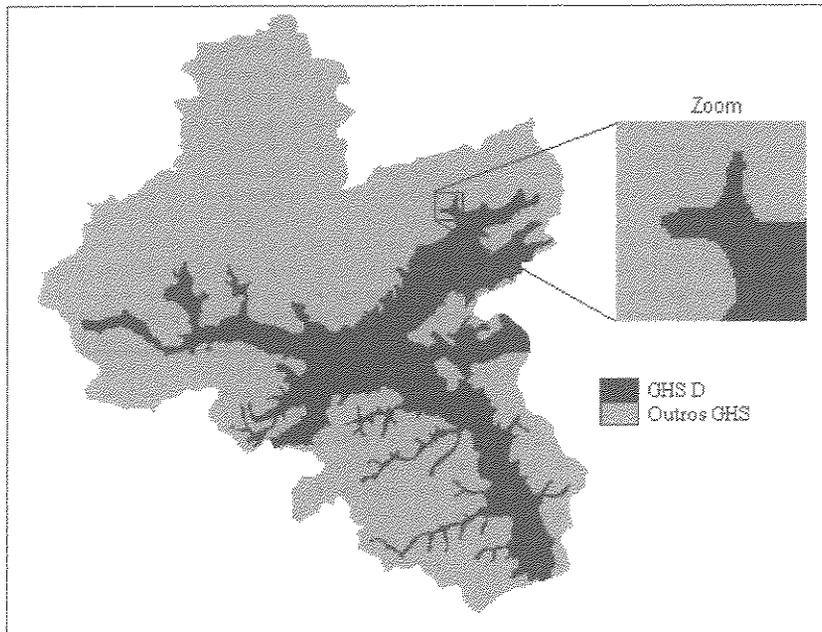


Figura 4.5: Representação de uma unidade do mapa de solos (organossolo) utilizando a modelagem por lógica booleana.

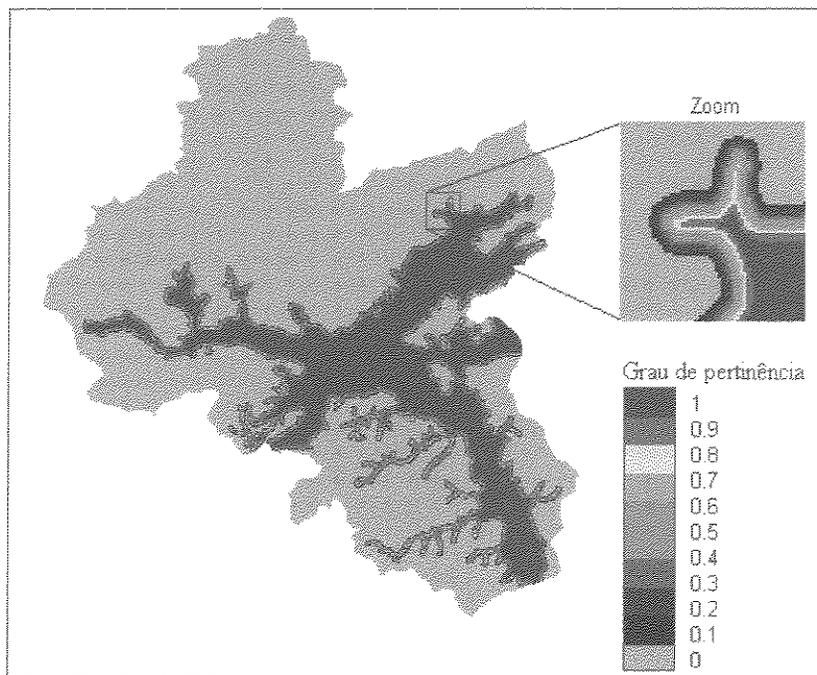


Figura 4.6: Representação de uma unidade do mapa de solos (organossolo) utilizando a modelagem por lógica *fuzzy*.

5.3.2 Representação da cobertura do solo por conjunto *fuzzy*

As funções de pertinência (Figura 4.7) foram aplicadas ao mapa gerado pelo LPI (Figura 4.2) com o objetivo de determinar os limites da borda difusa entre os tipos de cobertura vegetal da área estudada. Os limites entre a floresta e as pastagens são marcados por uma vegetação tipo capoeira, bem como uma mata degradada com ocorrências de vegetação rasteira. A identificação destas bordas difusas no mapa de LPI permitiu a definição dos parâmetros (abscissa) das funções de pertinência utilizadas.

Este procedimento gerou quatro representações digitais *fuzzy* da cobertura floresta e pastagem, dois para a função de pertinência linear (crescente e decrescente) e dois para a função sino (crescente e decrescente).

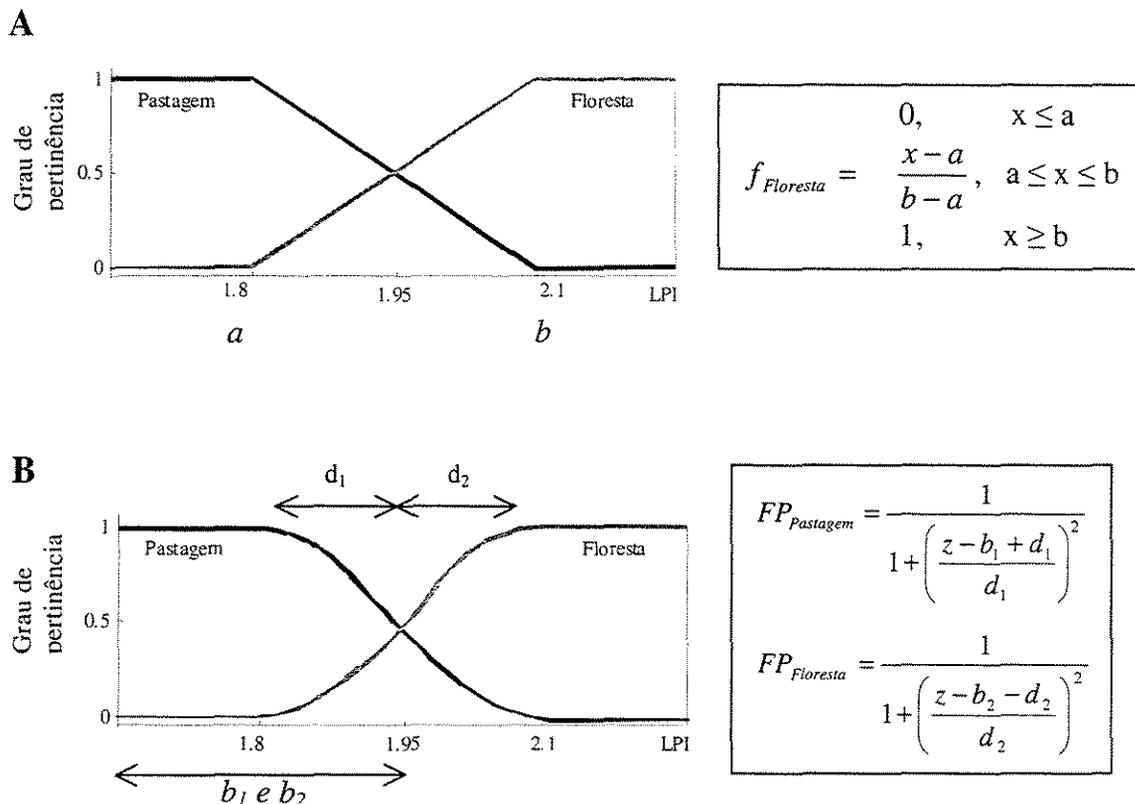


Figura 4.7: Funções de pertinência e suas respectivas equações matemáticas, utilizadas na representação digital do LPI: (A) função de pertinência linear e (B) função de pertinência sino.

5.3.3 Sistema de inferência *fuzzy*

Inferência é a “avaliação” da regra, ou seja, a verificação do grau de verdade ou aplicabilidade da regra para um determinado estado do processo (Galvão 1999).

O método de inferência de Sugeno (1985) foi utilizado neste trabalho para calcular um mapa com os parâmetros CN da bacia estudada. O método utiliza regras na seguinte forma:

$$\text{Se } x_1 \text{ é } A_{11} \text{ e } x_2 \text{ é } A_{12} \text{ então } y \text{ é } B_1 \quad (7)$$

$$\text{Se } x_1 \text{ é } A_{21} \text{ e } x_2 \text{ é } A_{22} \text{ então } y \text{ é } B_2 \quad (8)$$

onde x_i ($i = 1, 2$) é uma variável de entrada (ex. solo, cobertura), y é uma variável de saída (ex. parâmetro CN), A_{ij} ($i = 1, 2$ e $j = 1, 2$) é um subconjunto *fuzzy* (ex. alta capacidade de infiltração, mata densa), e B_i um número que representa a conclusão da regra. O termo “ x_i é A_{ij} ” é denominado antecedente e o termo “ y é B_i ” conseqüente da i -ésima regra.

Sendo x_1^0 e x_2^0 os valores assumidos por x_1 e x_2 e $A_{ij}(x_j^0)$ o valor de pertinência de x_j^0 para o conjunto *fuzzy* A_{ij} (dado pela função de pertinência que define A_{ij}), então pode-se definir W_1 e W_2 , o valor resultante das regras, como:

$$W_1 = \min(A_{11}(x_1^0), A_{12}(x_2^0)) \quad (9)$$

$$W_2 = \min(A_{21}(x_1^0), A_{22}(x_2^0)) \quad (10)$$

onde “min” significa “mínimo valor de”. A primeira regra infere W_1B_1 , a segunda regra W_2B_2 e a saída global y^0 (utilizando todas as regras), que representa o parâmetro CN, é inferido por:

$$y^0 = (W_1B_1 + W_2B_2)/(W_1 + W_2) \quad (11)$$

O sistema de inferência *fuzzy* do MHSCS foi realizado nas seguintes etapas: (i) transformação dos dados de entrada em um conjunto *fuzzy* (ii) aplicação das regras *fuzzy* (Tabela 4.3); (iii) computação das informações associadas à variação gradual dos atributos nas bordas de diferentes unidades do mapa, utilizando o método de Sugeno (1985); (iv) geração de uma

representação digital matricial com os valores do parâmetro CN de todos os pixels da bacia estudada (Figura 4.8); (v) cálculo do escoamento superficial.

A Tabela 4.3 apresenta as oito regras escritas para a determinação do parâmetro CN na concepção do MHSCSF.

Tabela 4.3: Regras *fuzzy* para a determinação do parâmetro CN no MHSCSF.

Regras	Descrição da Regra
1	IF GHS é D (“muito baixa infiltração”) AND CS é “pastagem boa” THEN CN é “valor muito alto”
2	IF GHS é D (“muito baixa infiltração”) AND CS é “mata densa” THEN CN é “valor médio a alto”
3	IF GHS é C (“baixa infiltração”) AND CS é “pastagem boa” THEN CN é “valor alto”
4	IF GHS é C (“baixa infiltração”) AND CS é “mata densa” THEN CN é “médio”
5	IF GHS é A (“alta infiltração”) AND CS é “pastagem boa” THEN CN é “médio baixo”
6	IF GHS é A (“alta infiltração”) AND CS é “mata densa” THEN CN é “baixo”
7	IF GHS é B (“média infiltração”) AND CS é “pastagem boa” THEN CN é “médio”
8	IF GHS é B (“media infiltração”) AND CS é “mata densa” THEN CN é “médio baixo”

GHS: grupo hidrológico do solo.

CS: cobertura do solo.

6. Resultados e Discussões

Uma vez escrita a rotina computacional do MHSCSF, foram realizadas simulações utilizando dados de precipitação medidos em campo. Os parâmetros CN utilizados no modelo foram selecionados com base em trabalhos de calibração realizados pelos autores em etapas anteriores a esse trabalho.

Também foi realizada uma modelagem do escoamento superficial utilizando dados de solos e cobertura vegetal na forma booleana, com o objetivo de se fazer uma avaliação entre o MHSCS convencional e o MHSCS *fuzzy*. A Figura 4.8 apresenta duas representações digitais do parâmetro CN na bacia, uma determinada pelo MHSCSF e outra pelo MHSCS.

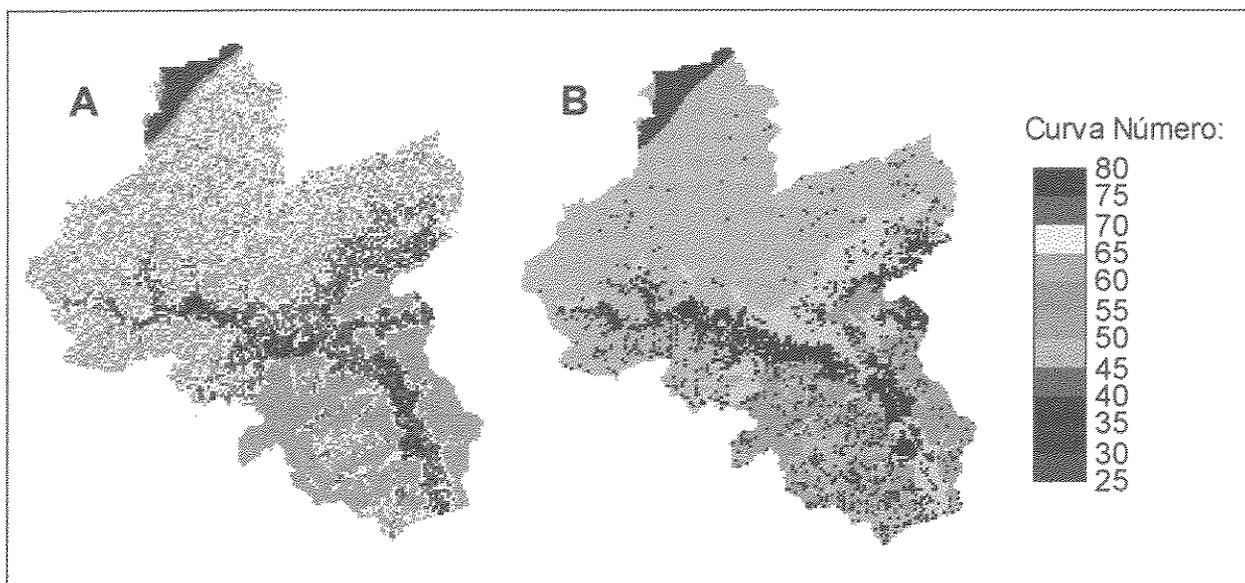


Figura 4.8: Representação digital da distribuição espacial do parâmetro CN: (A) utilizando o MHSCSF, (B) utilizando o MHSCS.

A Tabela 4.4 apresenta os resultados encontrados na simulação do MHSCS e do MHSCSF. Os valores obtidos para o escoamento superficial simulado pelo MSCSNF apresentaram resultados mais próximos aos medidos na bacia, se comparados àqueles derivados do MHSCS. Esses resultados são devidos ao fato de que a modelagem *fuzzy* não considera as bordas entre unidades distintas de solos e vegetação como abruptas, levando em consideração as características físicas das zonas de transições existentes entre essas unidades.

A mudança no tipo de função de pertinência (linear e sino) no MHSCSF não resultou em uma variação significativa na simulação do escoamento superficial, mantendo-se em coerência com o escoamento superficial observado. Isto pode ter ocorrido em função das duas funções proporcionarem uma variação suave nos dados de saída.

O método computacional desenvolvido para a geração da representação digital *fuzzy* possui outras aplicações práticas que além da modelagem hidrológica com o MHSCS. Ele pode ser utilizado em trabalhos de manejo dos solo, agricultura, urbanismo, entre outros. A partir de pequenas alterações o programa poderá gerar bordas *fuzzy* de diferentes espessuras em distintas unidades de um mesmo mapa. Outras funções de pertinência também podem ser incorporadas ao sistema, bem como a aplicação de parâmetros temporais na geração das bordas *fuzzy*.

Tabela 4.4: Escoamento superficial simulado com o MHSCS e com o MHSCSF utilizando quatro eventos de chuva.

Evento	Precipitação (mm)	Escoamento superficial observado (mm)	Escoamento superficial por modelagem Boleana - MHSCS (mm)	Escoamento superficial por modelagem <i>Fuzzy</i> - MHSCSF (mm)	
				Pertinência LINEAR	Pertinência SIGMOIDE
Chuva 1	56,5	12,63	4,89	5,49	5,6
Chuva 2	87,0	19,0	16,68	18,40	18,55
Chuva 3	122,6	40,0	31,33	33,40	34,22
Chuva 4	140	56,0	53,94	57,61	58,1

7. Conclusões

O desenvolvimento de metodologias para a simulação do escoamento superficial gerado por uma chuva é essencial para avaliações dos recursos hídricos em uma bacia. Neste artigo, uma forma de melhor representar informações fisiográficas visando proporcionar uma avaliação mais acurada do escoamento superficial foi explorada.

O uso da teoria da lógica *fuzzy* foi mais adequada para modelagem do escoamento superficial, uma vez que a mesma possibilitou uma análise mais completa nas bordas entre geo-objetos, diferente da lógica booleana, que considera tais bordas como abruptas e bem definidas (0 ou 1).

A forma como o MHSCS foi desenvolvido não contempla a modelagem do escoamento superficial em zonas difusas. A incorporação de um sistema de inferência *fuzzy* ao MHSCS, que leva em consideração as zonas de transição entre unidades de mapas, permitiu uma interpretação dos dados de forma mais condizente com a realidade dos fenômenos naturais. As técnicas *fuzzy* reduzem as perdas de informações por sua capacidade de obtenção de graus de pertinência para cada classe de geo-objetos. Esta abordagem permitiu que o escoamento superficial simulado apresentasse resultados mais próximos dos valores medidos em campo do que os simulados pelo modelo booleano.

O MHSCSF poderá ser utilizado como uma nova ferramenta no auxílio da gestão de bacias hidrográficas, principalmente por ser um sistema que incorpora zonas de transição entre geo-objetos. Uma outra vantagem é o seu baixo custo de implantação, uma vez que o programa

PCRaster pode ser adquirido, na internet, gratuitamente, e demanda computadores de pequeno porte.

Referências:

Abrams, M., 2000. The Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER): data products for the high spatial resolution imager on NASA's Terra platform. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 847-859.

Almeida, T.I.R. e de Souza Filho, C. R. (2004, em impressão) Principal Component Analysis Applied to Feature-Oriented Band Ratios of Hyperspectral Data : A Tool for Vegetation Studies. *International Journal of Remote Sensing*.

A-Xing Zhu, Band, L. E., Dutton, B., Nimlos, T. J., 1996. Automated soil inference under fuzzy logic. *Ecological Modelling* 90:123-145.

Bardossy, A.; Duckstein, L., 1995. Fuzzy Rule-Based Modeling with applications to Geophysical, Biological and Engineering Systems. CRC Press, USA, 232 p.

Burrough, P. A., 1986. Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. Oxford University Press, Oxford, 194 p.

Burrough, P. A., 1989. Fuzzy mathematical methods for soil survey and land evaluation. *Journal of Soil Science*, 40:477-492.

Burrough, P. A., MacMillan R. A., Van Deursen W., 1992. Fuzzy classification methods for determining land suitability from soil profile observations and topography. *Journal of Soil Science*, 43:193-210.

Burrough, P. A., 1996. Natural Objects with Indeterminate Boundaries. In: Geographic Objects with Indeterminate Boundaries, Burrough P. A. And Frank, A. U. (eds). Taylor & Francis.

Burrough, P. A.; McDonnell, R. A., 1998. Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, England, 336p.

Embrapa, 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, 412 p.

Engel, B. A.; Srinivasan, R.; Rewerts, C.; 1993. A spatial decision support system for modeling and managing agricultural non-point-source pollution. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (eds.), Environmental Modeling with GIS. Oxford University Press, New York, 231-237 p.

Galvão, C. O, 1999. Introdução à Teoria dos Conjuntos Difusos. In: Galvão, C. O, Valença, M. J. S. (eds.), Sistemas Inteligentes, Aplicações a Recursos Hídricos e Ciências Ambientais. Editora da Universidade/UFRGS, ABRH, Porto Alegre, 167-191 p.

Hadzilacos, T., 1996. On Layer-based Systems for Undetermined Boundaries. In: Geographic Objects with Indeterminate Boundaries, Burrough P. A. And Frank, A. U. (eds). Taylor & Francis.

Johnson, D. L.; Miller, A C.; 1997. A spatially distributed hidrologic model utilizing raster data structure. *Computers & Geosciences*, vol. 23, 3:267-272.

Kandel, A., 1986. Fuzzy Mathematical Techniques with Applications. Addison-Wesley, Reading, MA.

Kandel, A.; Pacheco, R.; Martins, A.; Khator, S., 1996. The Foundations of Rule-Based Computations in Fuzzy Models, In: Fuzzy Modelling Paradigms and Practice, Pedrycz, W. (ed.), Kluwer Academic Publishers, Netherlands. 231-263 p.

Lagacherie, P., Andrieux, P., Bouzigues, R., 1996. Fuzziness and Uncertainty of Soil Boundaries: From Reality to Coding in GIS. In: Geographic Objects with Indeterminate Boundaries, Burrough P. A. And Frank, A. U. (eds). Taylor & Francis.

- Lombardi Neto, F.; Junior, R. B.; Lepsh, I. G.; Oliveira, J. B.; Bertolini, D.; Galeti, P. A.; Drugowich, M. I.; 1991. Terraceamento Agrícola. Boletim técnico 206, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, CATI, Campinas, 39 p.
- Mack, M. J.;1995. HER-Hidrologic evaluation of runoff; the soil conservation service curve curve number technique as an interactive computer model. *Computer & Geosciences*, vol 21, 8:929-935.
- McBratney, A. B., De Gruijter, J. J., 1992. A continuum approach to soil classification by modified fuzzy K-means with extragrades. *Journal of Soil Science*, 43:159-175.
- McBratney, A. B., DeGruijter, J.J., Brus, D. J., 1992. Spatial prediction and mapping of continuous soil classes, *Geoderma*, 54:39-64.
- McBratney, A. B., Odeh, I. O. A., 1997. Application of fuzzy sets in soil science: fuzzy logic, fuzzy measurements and fuzzy decisions. *Geoderma*, 77:85-113.
- Mitra, B., Scott, H. D., Dixon, J. C., McKimmey, J. M., 1998. Applications of fuzzy logic to the prediction of soil erosion in a large watershed. *Geoderma* 86:183-209.
- Odeh, I. O. A., McBratney, A. B., Chittleborough, D. J., 1992. Soil pattern recognition with fuzzy-c-mean: application to classification and soil-landform interrelationships. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56:505-516.
- Pedrycz, W. e Gomide, F., 1998. An Introduction to Fuzzy Sets: Analysis and Design. MIT Press, London, 465 p.
- Pilgrim, D. H., Cordery, I., 1992. Flood Runoff. In: Handbook of Hydrology, Maidment, D. R. (ed.), McGraw-Hill, New York, 9.1- 9.42 p.

- Pruski, F. F., Brandão, V. S., Silva, D. D., 2003. Escoamento Superficial. Editora Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 88p.
- Pullar, D.; Springer, D.; 2000. Towards integrating GIS and catchment models. *Environmental Modelling & Software* 15:451-459.
- Rawls, W. J.; Ahuja, L. R.; Brakensiek, D. L.; Shirmohammadi, A., 1992. Infiltration and Soil Water Movement. In: Handbook of Hydrology, Maidment, D. R. (ed.), McGraw-Hill, New York, 5.1-5.51 p
- Rock, B. N., Vogelmann, J. E., Williams, D. L., Voglemann, A. F., Hoshizaki, T., 1986. Remote Detection of Forest Damage, *BioScience*. 36: 439 pp.
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W., 1974. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. Proceeding, Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, Greenbelt: NASA SP-351, 310-317.
- Sakai, E.; Lepsch, I. F.; Amaral, A. Z., 1983. Levantamento Pedológico de Reconhecimento semidetalhado da Região de Ribeira do Iguape no Estado de São Paulo. SAA/IAC, São Paulo.
- SCS - Soil Conservation Service, 1972. National Engineering Handbook, USDA.
- Souza Filho, C.R., 2003. "ASTER À VISTA". *Revista InfoGeo*. 29:62-64.
- Sugeno, M., 1985. An introductory survey of fuzzy control. *Information Sciences* 36:59-83.
- Thompson, S. A., 1999. Hydrology for water management. A.A. Balkema, 1 ed. Rotterdam, the Netherlands, 362 pp.

Tucci, C. E. M., 1998. Modelos Hidrológicos. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 669p.

Tucci, C. E. M.; 2000. Hidrologia ciência e aplicação. Ed. da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2ed., Porto Alegre, 943p.

Wesseling, C. G., Karssenber D., Van Deursen, W. P. A., Burrough, P. A., 1996. Integrating dynamic environmental models in GIS: The development of a Dynamic Modelling language. *Transactions in GIS* 1:40-48.

Zadeh, L. A., 1965. Fuzzy sets. *Information and Control*, 8:338-353.

Zimmermann, H. J., 1985. Fuzzy Set Teory and its applications. Kluwer-Nijhoff, Boston. 363p.

Modelagem dinâmica para avaliação e simulação de perda de solo causada por mudanças no uso e ocupação da terra

1. Introdução

As mudanças ocorridas no tipo de uso do solo tem sido aceleradas nas últimas décadas nos países tropicais. O Brasil, no ano de 1985 a 1990, apresentou uma perda da floresta atlântica de aproximadamente 5330 km². Em 1990, restavam somente cerca de 83500 km² da floresta atlântica, o que representa um pouco mais de 8% da floresta que presume-se ter existido no ano de 1500. A floresta foi substituída por outras formas de uso do solo tais como pastagem, agricultura e construções urbanas, onde parte da massa vegetal foi e continua sendo utilizada como combustível, principalmente nas pequenas cidades (Dean 1995). Atualmente, apesar das leis ambientais serem mais severas, muitos desmatamentos têm sido realizados em remanescentes da floresta atlântica, assim como também na floresta amazônica (INPE 2002; INPE 2003).

A conversão de florestas para agricultura tem gerado impactos ambientais severos nas bacias de drenagem tropicais, bem como problemas para a população rural que nelas habitam. Os problemas mais frequentes resultantes dessa atividade antrópica são a erosão do solo e a alteração do ciclo hidrológico, que podem interferir na produção e na qualidade das águas, na perda de produtividade dos solos e no assoreamento de corpos d'água (Calder 1992).

O objetivo deste estudo foi o desenvolvimento de um modelo dinâmico para avaliação da perda de solo e do escoamento superficial, a partir da simulação de diferentes cenários de uso do solo de uma bacia hidrográfica. O modelo dinâmico foi desenvolvido com o Programa de Modelagem Ambiental PCRaster (Wesseling et al. 1996), capaz de modelar dados espaciais e temporais. O modelo dinâmico incorporou o modelo modificado da equação universal de perda de solo (MEUPS) (Williams 1975), aqui favorecido por se tratar de um modelo semi-empírico

que requer um pequeno número de parâmetros para a previsão de aporte de sedimentos em exutórios de bacias hidrográficas resultante de um evento de chuva isolado (Chaves 1991; Chaves 1996). Alguns fatores da MEUPS foram otimizados e redimensionados para serem utilizados no Brasil como ferramenta de auxílio ao desenvolvimento de práticas conservacionistas e manejos mais adequados, considerando-se os diferentes cenários de uso e ocupação do solo.

2. Área de estudo

A área de estudo compreende a bacia de drenagem do Rio Quilombo, localizada no vale do Ribeira, porção sul do Estado de São Paulo, Brasil (Figura 5.1). Segundo o sistema de classificação de Pilgrim e Cordery (1992) a bacia, com uma área de 270 km², é classificada como de tamanho médio. A cobertura vegetal da área é composta por floresta (em sua maior parte), pastagem e plantações permanentes.

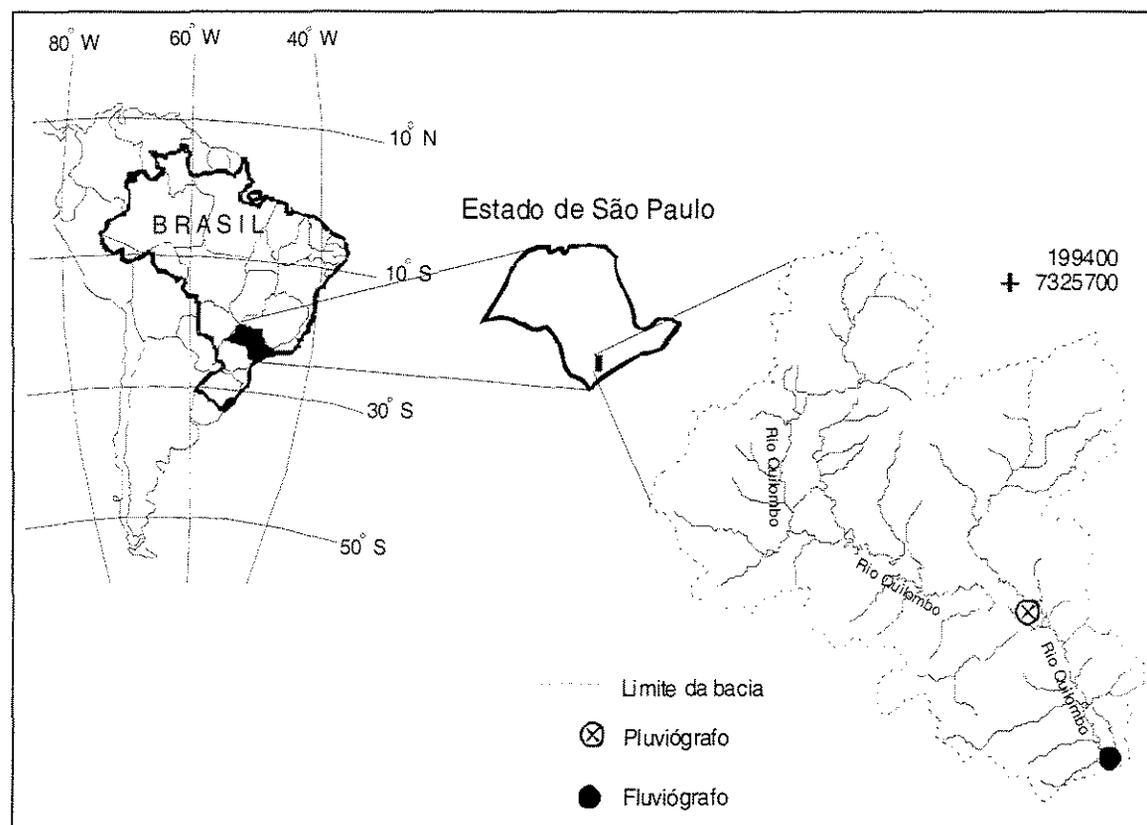


Figura 5.1: Mapa de localização da área de estudo.

3. Métodos

3.1 Fonte de dados

3.1.1 O Modelo digital de terreno

O modelo digital de terreno (MDT) da área de estudo foi obtido a partir de quatro folhas topográficas nas escalas de 1/50.000, produzidas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 1974a, b, c, d). Os mapas em papel foram convertidos para o formato digital TIFF por meio de scanner e, em seguida, as curvas de nível e pontos cotados foram vetorizados através de digitalização semi-automática. Este arquivo de elevação, no formato vetor, foi convertido para o formato .DAT e, após interpolação, convertido para o formato matricial, com células de 30m de resolução. Desta representação digital foi extraído a área de interesse, utilizando uma máscara do contorno da bacia (Figura 5.2). A representação digital no formato matricial foi convertida para o formato ASCII e exportada para o programa PCRaster.

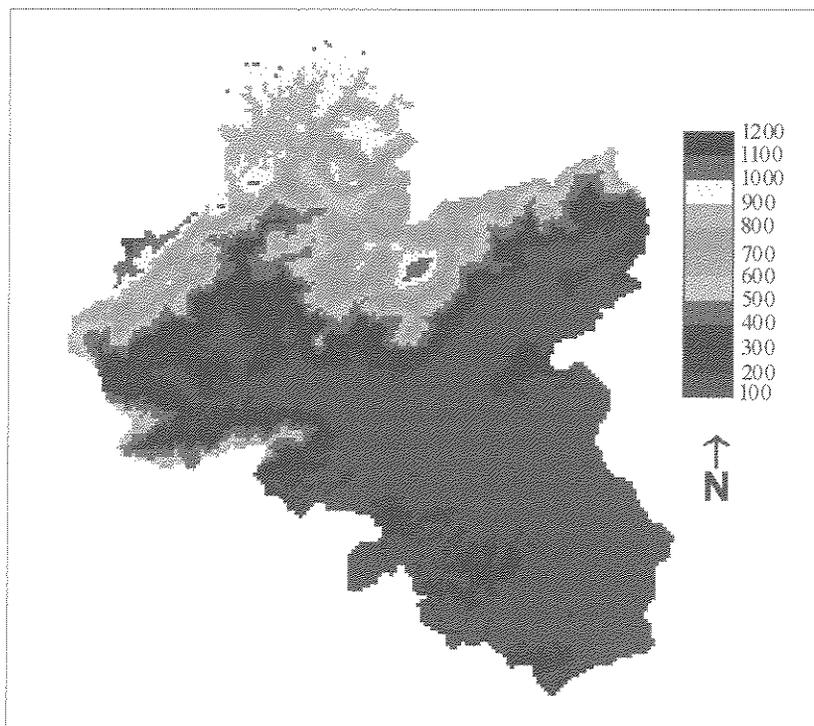


Figura 5.2: Representação computacional do MDT (cotas em m) da bacia estudada.

3.1.2 Representação digital da direção de drenagem local

A derivação da direção de drenagem em cada célula permite a identificação da rede de drenagens de todos os cursos de água em potencial, principalmente aqueles que só se manifestam em função de uma determinada chuva. O conhecimento dessas rotas de movimento de água é uma ferramenta utilizada para estimação de escoamento de água e sedimento sobre uma superfície (Maidment 1993; Van Deursen 1995; Burrough e McDonnell 1998;).

A representação digital da rota de drenagem foi derivada a partir do MDT, utilizando funções e algoritmos específicos do programa PCRaster. O MDT passou previamente por um procedimento de remoção das depressões (*pits*), as quais podem ser de origem real (relativo às próprias depressões do terreno) ou mero artefato, gerados durante o processo de interpolação.

3.1.3 Representação digital do uso da terra

A representação digital do uso da terra foi obtida pelo processamento digital e interpretação de imagens do sensor ASTER, a bordo do satélite TERRA (Abrams 2000; Souza Filho 2003). Este satélite possui 14 bandas espectrais, distribuídas no espectro eletromagnético da seguinte forma: duas bandas no espectro do visível (bandas 1 e 2) e uma no espectro do infravermelho próximo (banda 3), com 15 metros de resolução espacial; seis bandas no espectro do infravermelho de ondas curtas (bandas 4, 5, 6, 7, 8 e 9), com 30 metros de resolução espacial; e cinco bandas no espectro infra-vermelho termal (bandas 10, 11, 12, 13, 14), com 90 metros de resolução espacial. A representação digital do uso da terra foi gerada a partir das nove bandas do intervalo do espectro refletido (bandas 1 a 9). Primeiramente, as bandas 4 a 7 foram reamostradas para uma resolução espacial de 15 metros, para tornarem-se compatíveis com as bandas 1 a 3. Em seguida, aplicando técnica de classificação supervisionada, utilizando o método da máxima verossimilhança (MaxVer) (Richards 1999), e interpretação visual, obteve-se um mapa final com três classes de uso da terra: floresta, pastagem e plantação permanente (Figura 5.3). Em seguida, este arquivo foi convertido para o formato ASCII.

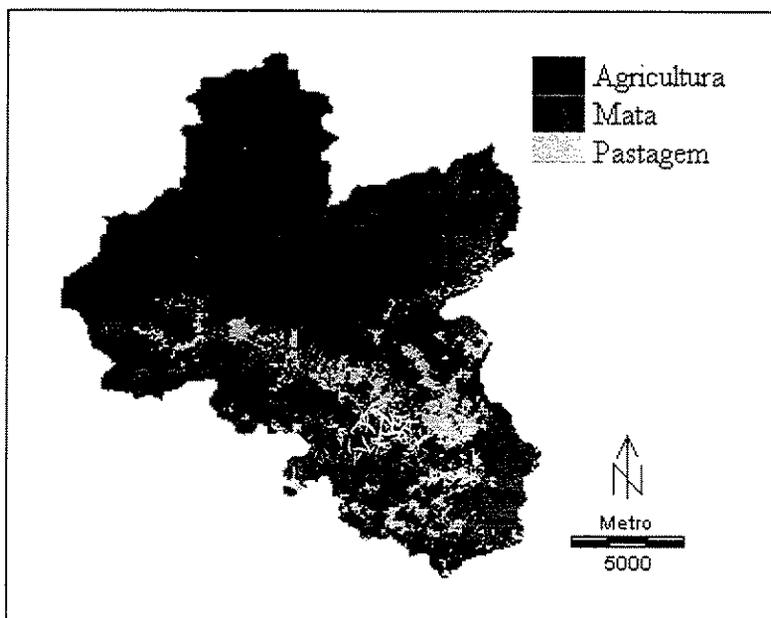


Figura 5.3: Representação digital do tipo de uso da bacia estudada.

3.1.4 Representação digital dos solos

A representação digital dos solos da bacia do Rio Quilombo foi extraída do mapa de solos da região Ribeira do Iguape, na escala 1/100.000 (Sakai *et al.* 1983). Basicamente, a bacia é composta por quatro tipos de solos: latossolo, argissolo, cambissolo e organossolo. O mapa de solos, originalmente em formato analógico, foi convertido para o formato digital, como dados vetoriais. Em seguida, esses dados foram transformados para o formato raster com células de 30x30 metros. O mapa raster foi então convertido para o formato ASCII, compatível com o programa de modelagem ambiental PCRaster.

Para o modelo MEUPS, o importante é o conhecimento da capacidade de infiltração do solo. Dessa forma, o mapa de solo foi reclassificado com base nos grupos hidrológicos dos solos (GHS) (SCS 1972). O GHS é composto de quatro grupos: grupo A, com solos com alta capacidade de infiltração (ex. solos arenosos, orgânicos), grupo B, solos com média capacidade de infiltração, grupo C, solos com baixa capacidade de infiltração e grupo D, solos com muito baixa capacidade de infiltração (ex. solos argilosos).

O Estado de São Paulo possui clima tropical. Uma característica importante dos seus solos argilosos é a boa capacidade de drenagem de água (Lombardi-Neto *et al.* 1991; Pruski 2003). Na bacia estudada, os solos orgânicos estão localizados nas depressões dos vales e apresentam

elevado índice de umidade, implicando em baixa capacidade de infiltração. Essas situações são diferentes do que acontece com os solos dos Estados Unidos, onde o GHS foi concebido. Em função dessas características particulares, foi necessária uma re-classificação dos solos da região em estudo, de acordo com o GHS a que pertencem conforme Tabela 5.1 (Figura 5.4).

Tabela 5.1: Tipos de solos, percentagem de abrangência e os seus respectivos grupos hidrológicos obtidos de Lombardi Neto *et al.* (1991) e modificado conforme nova nomenclatura de solos do Brasil (Embrapa 1999).

<i>Tipo de solo</i>	<i>% de área</i>	<i>GHS</i>
Latossolo	2,3	A
Argissolo	17,7	B
Cambissolo	56,3	C
Organossolo	23,7	D

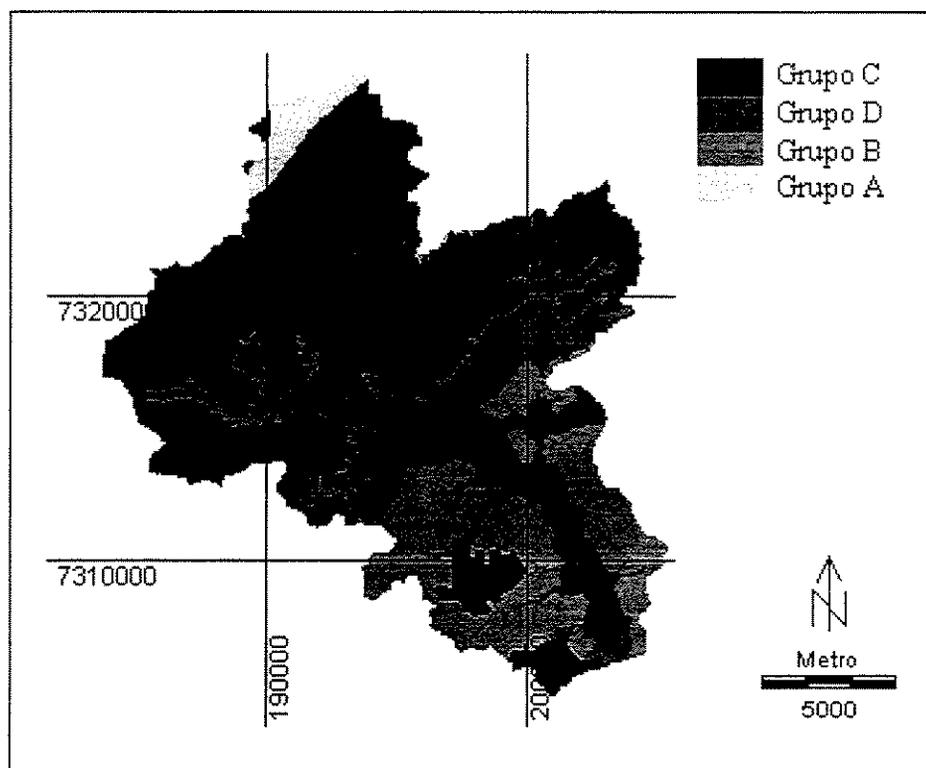


Figura 5.4: Representação digital do grupo hidrológico do solo.

3.2. Modelagem da perda de solo utilizando a MEUPS

A equação universal de perda de solo modificada (MEUPS) (Williams 1975) é uma derivação da equação universal de perda de solos (EUPS) (Wischmeier and Smith 1978). Na MEUPS, o fator erosividade da chuva foi substituído pelo produto do volume de enxurrada (Q) e a vazão de pico (q_p). A variável dependente nesta equação é o aporte de sedimento (Y) no exutório da bacia provocado por uma chuva individual, ao invés da perda de solo média anual determinada pela EUPS.

A MEUPS possui a seguinte forma:

$$Y = 89,6 (Q \cdot q_p)^{0,56} K.LS.C.P \quad (1)$$

onde Y é o aporte de sedimentos (t), Q é o volume de escoamento superficial gerado pelo evento de chuva (m^3); q_p é a vazão de pico (m^3/s); K é a erodibilidade do solo (t.h/MJ.mm); LS é o fator declividade/comprimento de rampa (adimensional); C é o fator de uso e manejo das culturas (adimensional) e P o fator de práticas conservacionistas (adimensional). Os coeficientes 89,6 e 0,56 da equação 1 foram determinados por Williams (1975) com base em várias bacias hidrográficas.

3.2.1. O Fator Q

A estimativa do volume de escoamento superficial, Q , foi feita utilizando o Modelo SCS (SCS 1972; Thompson 1999) o qual é definido pela equação:

$$Q = \frac{(I-0,2S)^2}{I+0,8S} \quad (2)$$

sendo Q o volume do escoamento superficial ou chuva excedente (mm), I a precipitação (mm) e S o potencial de retenção máximo após o início do escoamento superficial calculado por:

$$S = \frac{25.400}{CN} - 254 \quad (3)$$

sendo o parâmetro curva número (CN) relacionado ao tipo de solo, tipo de cobertura, às práticas conservacionistas e a umidade antecedente. Esse parâmetro varia de 0 a 100 e quanto maior for o seu valor maior será o potencial de escoamento superficial da área considerada.

Dessa forma, foi calculado o volume do escoamento superficial (a lâmina d'água) para todas as células da bacia em estudo.

3.2.2. O Fator q_p

O cálculo da vazão de pico (q_p) foi realizado utilizando o modelo do hidrograma triangular (SCS 1973; Chaves 1991; Righetto 1998; Thompson 1999) definido por:

$$q_p = 0,0021Q.A / T_p \quad (4)$$

sendo q_p a vazão de pico (m^3/s), determinada de um hidrograma triangular sintético, Q o volume do escoamento superficial (mm), A a área da bacia hidrográfica (ha) e T_p o tempo de pico do hidrograma (hr). A equação utilizada para o cálculo do T_p (SCS 1973; Schwab *et al.* 1981; Chaves 1991) foi a seguinte:

$$T_p = \{D/2 + (3,28.L)^{0,8} [(S/25,4) + I]^{0,7}\} / 1900 y^{1/2} \quad (5)$$

sendo D a duração da precipitação (hr), L o comprimento da bacia (m) e y a declividade média da bacia (%).

A representação digital do T_p da bacia foi realizada calculando-se, para cada célula, o seu respectivo T_p . Neste cálculo, o L foi considerado como a distância entre centros de célula adjacentes (para distâncias horizontais e verticais, L = resolução da célula; para distâncias na diagonal, L = resolução da célula multiplicado por 1,4241 ($\sqrt{2}$)) derivadas da representação digital das linhas de fluxo de drenagem. A duração da precipitação utilizada foi de 6 horas e y foi a declividade relativa a cada célula.

3.2.3 O fator *LS*

Para realizar o cálculo do ângulo de declive, Fator S, alguns algoritmos utilizam uma média entre as células contidas em uma janela de 3x3 células. Outros algoritmos utilizam o método do declive máximo, o qual posiciona o máximo ângulo para o centro da janela. Ambos algoritmos consideram unicamente as quatro direções cardeais (N, S, E, e W) (Hickey 2000). Essas abordagens proporcionam uma super estimação do ângulo de declive e conseqüentemente um aumento da estimativa de erosão do solo (Srinivasan et al. 1994; Dunn e Hickey 1997).

Visando levar em consideração a variabilidade local do ângulo de declive e eliminar as falhas na estimativa desses ângulos, foi utilizado uma técnica para cálculo do ângulo de declive a partir das linhas de direção de drenagem local (Hickey 2000). Esta técnica leva em consideração o valor da cota da célula em análise, bem como o valor de cota da célula imediatamente abaixo (na direção e sentido do fluxo das linhas de direção de drenagem). Para células contidas na direção horizontal ou vertical, o valor da distância entre duas células é igual a resolução da célula. Para células na diagonal, multiplica-se 1,4142 ($\sqrt{2}$) pela resolução da célula. A Figura 5.5 apresenta o desenho esquemático de um perfil da superfície na qual foi formada uma linha de direção de drenagem e um mapa esquemático apresentando linhas de drenagens. O esquema apresentado na Figura 5.5 foi utilizado para demonstrar o método de cálculo do ângulo de declive neste trabalho. A representação digital da declividade (em %) de toda a bacia está apresentada na Figura 5.6.

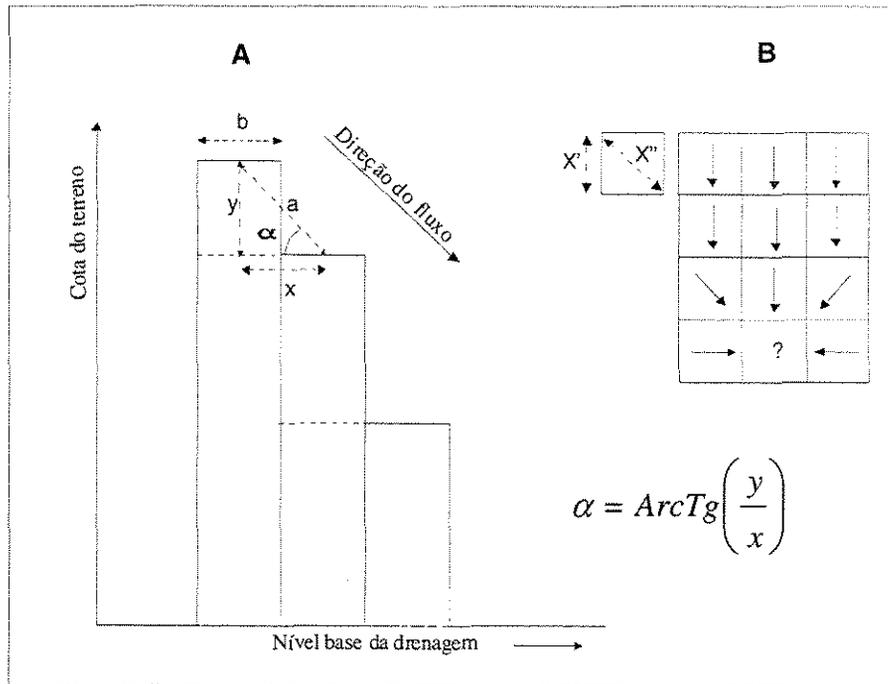


Figura 5.5: (A) Gráfico demonstrando o método de cálculo do ângulo de declive em uma linha de direção de drenagem. y é a diferença de cotas entre a célula analisada e a célula imediatamente inferior ao fluxo de drenagem, α é o ângulo de declive. (B) Espacialização da direção de drenagem local, x distância entre os centros das duas células (x' = resolução da célula, para a direção vertical e horizontal e $x'' = 1,4142$ multiplicado pela resolução da célula, para direção diagonal) (modificado de Hickey (2000)).

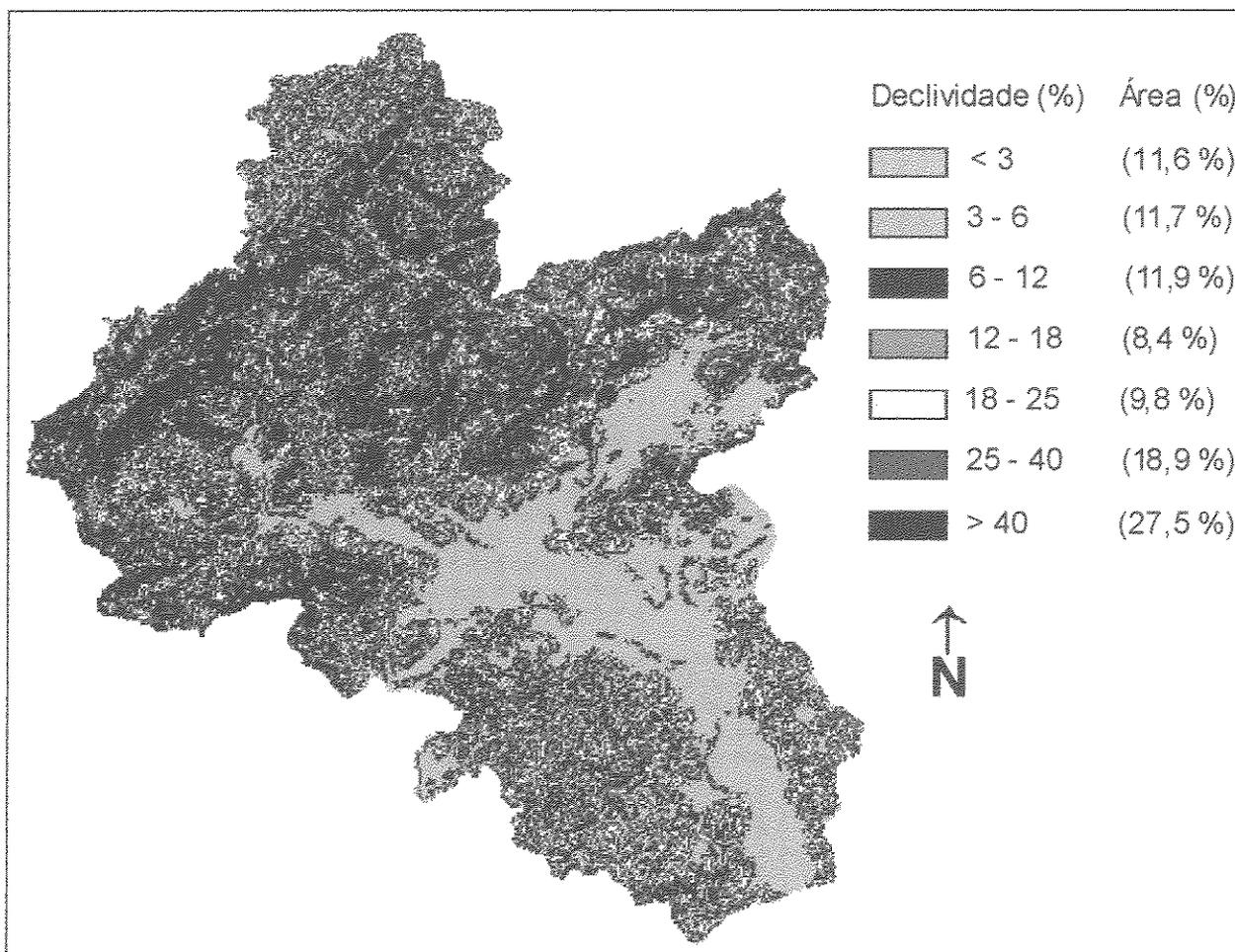


Figura 5.6: Representação digital da declividade (%) em sete classes e suas respectivas áreas em %.

O fator L representa o comprimento de rampa. A erosão provocada pela ação do escoamento da água é muito afetada pelo comprimento de rampa e por seu gradiente. Quanto maior o comprimento de rampa maior a erosão (Wischmeier e Smith 1978; Bertoni e Lombardi-Neto 1990; Desmet e Govers 1996).

O fator L foi calculado de forma cumulativa utilizando a linguagem de programação PCRaster (Figura 5.7). O procedimento utilizado permitiu que o comprimento de rampa de cada célula (comprimento de rampa não cumulativo) fosse somado ao longo das linhas de direção de drenagem, iniciando-se nos pontos (cotas) mais altos (divisores de água) e finalizando nas

intercessões com os rios. Em áreas de convergência de linhas de direção de drenagem, o comprimento de rampa acumulado de maior valor tem prioridade. O máximo valor de L considerado foi de 2000m; acima deste valor foi possível caracterizar os rios, de acordo com a rede de drenagem obtida a partir das folhas topográficas, previamente digitalizadas.

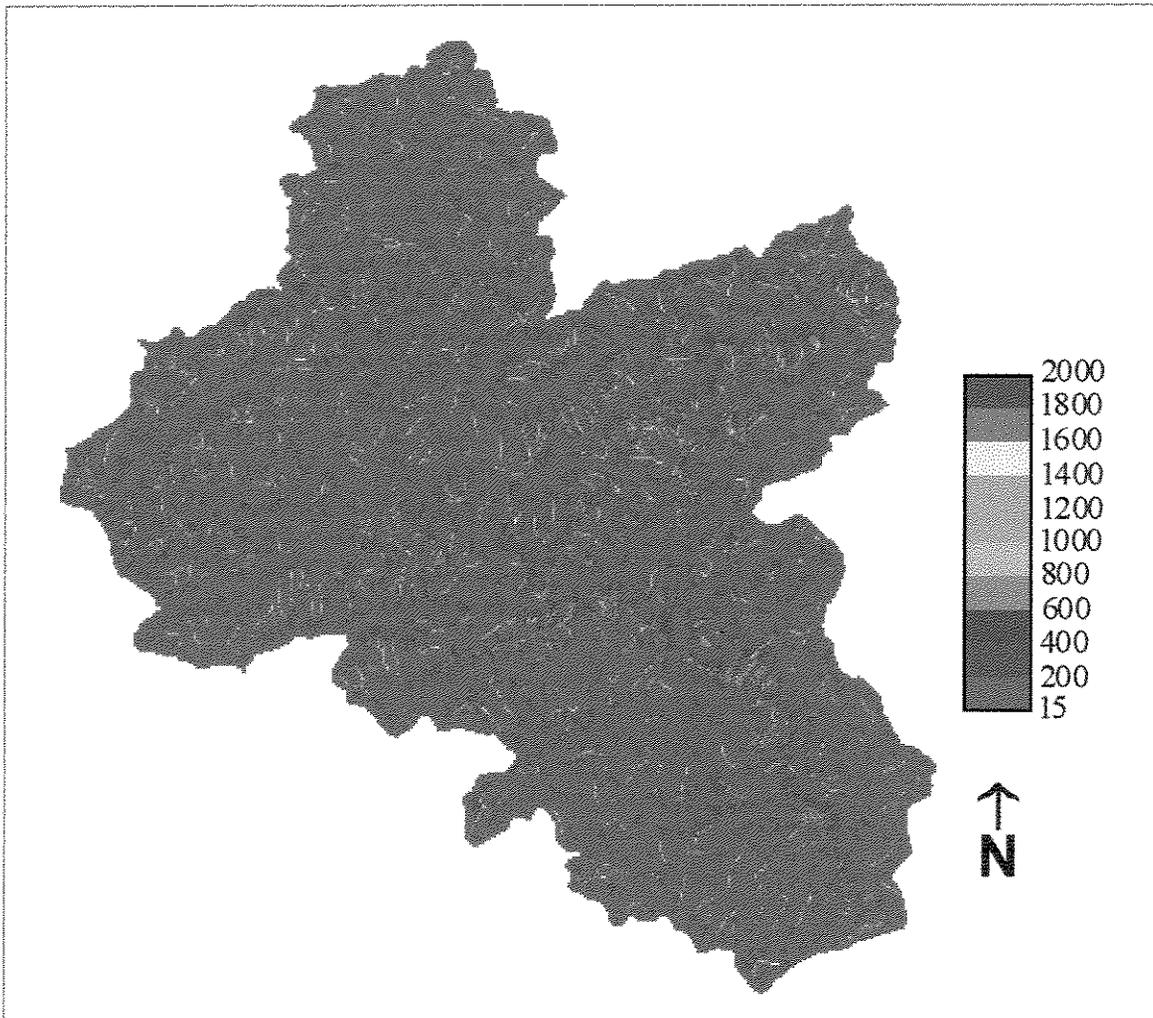


Figura 5.7: Representação digital do fator L (m) da bacia estudada.

Calculado os valores de S e L , o próximo passo foi o cálculo do fator topográfico LS utilizando a equação apresentada por Bertoni e Lombardi-Neto (1990):

$$LS = 0,00984 \cdot C^{0,63} \cdot D^{1,18} \quad (6)$$

sendo C o comprimento de rampa acumulado (m) e D a declividade (%).

3.2.4. Fator C

O fator C está associado ao uso e manejo do solo e representa a eficiência da proteção oferecida ao solo pela cobertura vegetal e pelos variados manejos adotados para as culturas agrícolas em uma dada região.

Os valores para o fator C foram obtidos de Cavalieri (1998), que estabeleceu a proteção oferecida ao solo por diferentes culturas e sistemas de manejo, com base em dados de uso da terra e índices médios de erosão acumulada (Tabela 5.2). O mapa do Fator C para a bacia estudada é apresentado na Figura 5.8.

Tabela 5.2: Valores utilizados para o fator C.

Uso	Fator C
Cultura Permanente	0,0653
Pastagem	0,0010
Floresta	0,0004
Solo descoberto	1

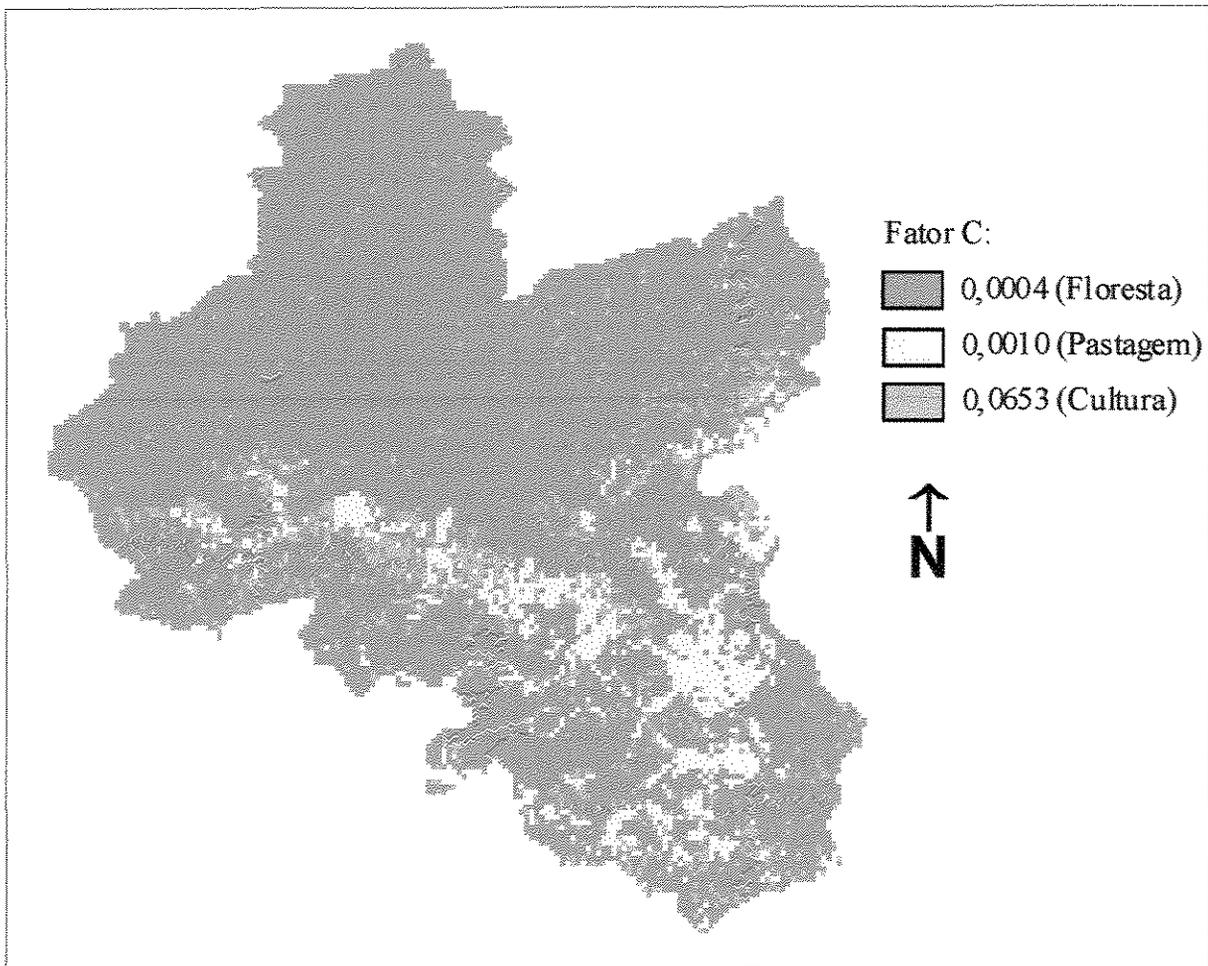


Figura 5.8: Representação digital do fator C da bacia estudada, considerando o mapa de uso da terra atual.

3.2.5 Fator K

O fator erodibilidade, K , expressa a suscetibilidade de um solo em sofrer erosão. A sua magnitude varia conforme algumas propriedades inerentes ao solo, principalmente textura e estrutura, que vão influir de maneira direta na capacidade e velocidade de infiltração. O fator K tem seu valor quantitativo determinado experimentalmente em parcelas unitárias, sendo expresso como a perda de solo por unidade de índice de erosão da chuva. Uma parcela unitária possui 25m de comprimento e uma declividade uniforme de 9%, preparada no sentido do declive, em um terreno livre de vegetação por um período mínimo de dois anos (Bertoni e Lombardi-Neto 1990). Medidas experimentais desse tipo são custosas e requerem muitos anos para determinações. Por

tais motivos, tornou-se necessária à estimativa da erodibilidade do solo por outros meios (Bertoni e Lombardi-Neto 1990). A erodibilidade para solos do Estado de São Paulo foi determinada por Lombardi-Neto e Bertoni (1975), utilizando método adaptado dos procedimentos pioneiros adotados por Middleton (1930). A erodibilidade dos solos da bacia em estudo, apresentada na Tabela 5.3 e Figura 5.9, foi obtida de Bertoni e Lombardi-Neto (1990).

Tabela 5.3: Grupo hidrológico do solo e fator K para solos da bacia estudada.

Tipo de solo	Grupo Hidrológico do solo	Fator K (t.h.MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)
Latossolo	A	0,015
Argissolo	B	0,039
Cambissolo	C	0,035
Organossolo	D	0,010

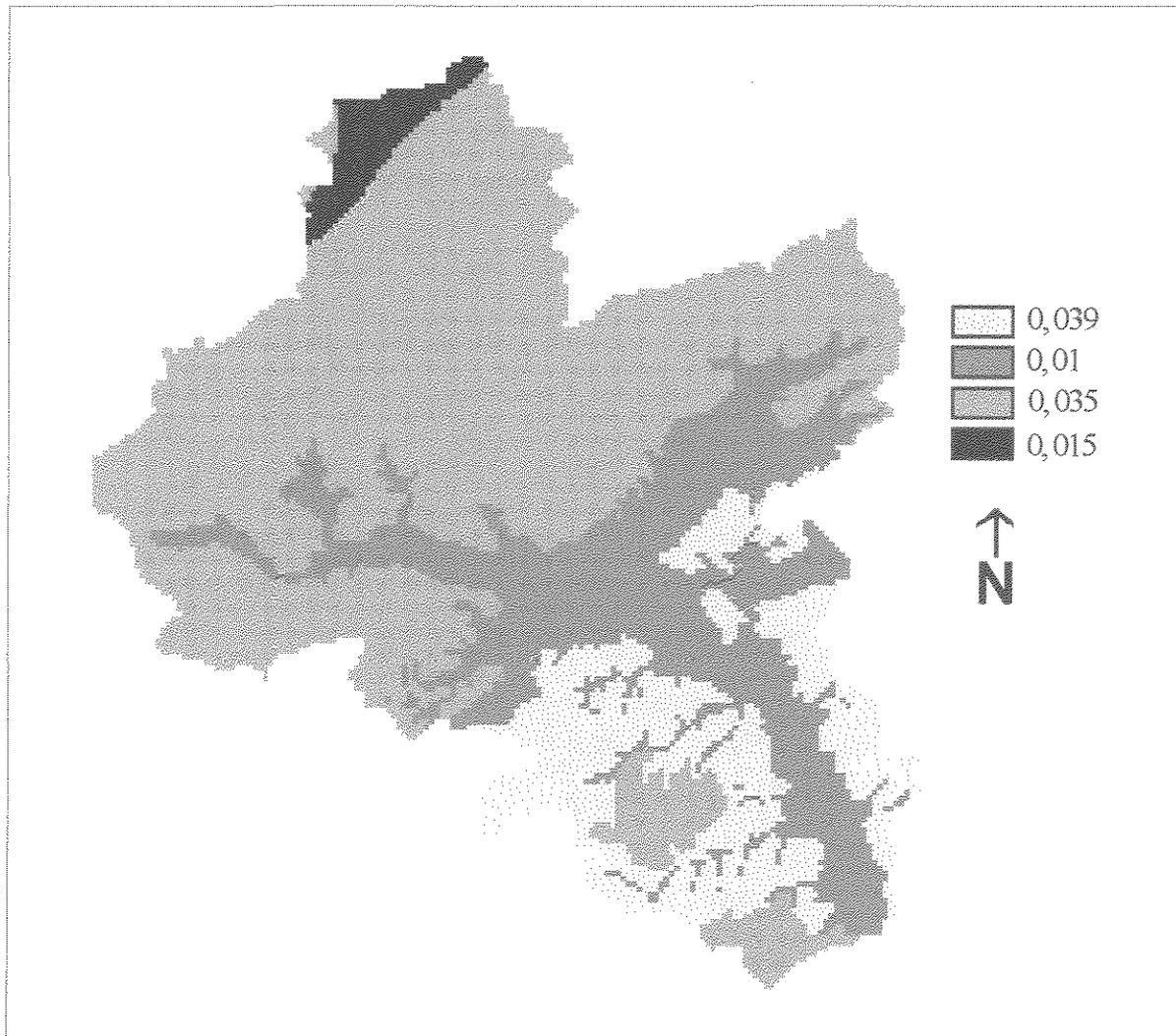


Figura 5.9: Representação digital do fator K da bacia estudada.

3.2.6 Fator P

O uso de práticas conservacionistas (ex. utilização de curvas de nível e terraceamento) e seus efeitos na perda de solo é definido como fator de prática conservacionista ou fator P (Bertoni e Lombardi-Neto 1990; Renard *et al.* 1997). O fator P foi definido por Wischmeier e Smith (1978) como a razão entre a quantidade de solo perdido por uma determinada prática conservacionista e a quantidade de solo perdido sob cultivo no sentido do declive (morro abaixo), considerando-se iguais as condições para os demais fatores. Quanto menor o valor do fator P , mais efetiva são as práticas conservacionistas na redução da erosão do solo.

Na bacia estudada os agricultores não utilizam práticas conservacionistas. A área é predominantemente coberta por mata atlântica e possui, principalmente nas áreas de planícies, pastagens e plantações de banana. Em todos os cenários modelados com a MEUPS, foi utilizado um fator P igual a 1. Isso implica que, nesse caso, a avaliação do potencial de erosão foi realizado sob condições de nenhuma prática conservacionista no solo, critério este também adotado por Renard *et al.* (1997) e Millward e Mersey (1999).

3.3 Modelagem dinâmica da perda de solo

3.3.1 O programa de modelagem ambiental PCRaster

O programa de modelagem ambiental (PMA) PCRaster (Wesseling *et al.* 1996), é um programa computacional desenvolvido para modelagem de processos ambientais, que permite interação de dados espaciais e temporais, sendo assim, adequado para a modelagem dinâmica.

O PMA PCRaster utiliza para processamento dos programas nele desenvolvidos, dados no formato matricial e no formato texto, os quais ficam armazenados em arquivos. Os arquivos podem compreender os dados básicos (solos, MDT, uso da terra, entre outros), bem como podem ser utilizados para armazenar os resultados intermediários e finais de processamento. O PMA PCRaster possui software de visualização que possibilita o acesso a resultados de pré ou pós-modelagem dos dados.

Além disso, o PMA PCRaster oferece opções de operadores cartográficos que podem ser combinados da mesma forma que em computações matemáticas. Com estes operadores, um

modelo dinâmico pode ser programado, incorporando uma estrutura para interação temporal. Uma vantagem do PMA PCRaster é que ele foi desenvolvido para modelamento ambiental, sendo desta forma mais fácil e rápida a sua utilização para esses fins (Karssenberg 2002).

As entidades dos dados utilizados são arquivos no formato matricial aos quais podem ser inseridos atributos espaciais e temporais, séries temporais para dados temporais não espaciais e tabelas contendo atributos espaciais. O PMA PCRaster contém 125 funções genéricas que podem operar sobre os três tipos de entidades de dados (Karssenberg *et al.* 2001).

Segundo Karssenberg *et al.* (2001), o PCRaster é um ambiente ideal para a construção de modelos, pois: (1) apresenta um grande quantidade de algoritmos e funções padrão utilizadas em modelagem ambiental; (2) não é necessário ao usuário conhecimento em programação de linguagem computacional tais como, FORTRAN ou C++, sendo necessário somente uma familiaridade com notações matemáticas; (3) sua interface é baseada em arquivo texto e suporta modelagem estática e dinâmica; (4) apresenta conexão embutida, evitando, desta forma, a necessidade de exportação entre arquivos gerados pelo modelo e o SIG; (5) é uma linguagem portátil e pode ser rodada em diferentes ambientes operacionais, sem a necessidade de computadores de grande performance.

3.3.2 Perda de solo baseada em diferentes cenários de cobertura da superfície

A avaliação da perda de solo a partir das mudanças no tipo de uso demandou a geração de cinco cenários distintos, com base no mapa de uso da terra atual. O primeiro cenário representa a realidade atual de uso da terra na bacia (Figura 5.3). O segundo cenário representa a bacia totalmente coberta por floresta, uma situação de recuperação total da mata atlântica desmatada. O terceiro cenário representa a bacia coberta exclusivamente por pastagem, um cenário que a cada momento se torna uma realidade na região, visto que grande parte da mata vem sendo substituída por pastagem. O quarto cenário representa a bacia totalmente coberta por cultura permanente. O quinto e último cenário utilizado é o mais pessimista, e representa a bacia sem nenhuma cobertura vegetal, ou seja, com solo totalmente exposto. Exceto no primeiro

Os valores de perda de solo foram calculados para cada um dos cinco eventos de chuva apresentados na Tabela 5.4 (os mesmos utilizados no Capítulo 3). Como os eventos de chuva foram divididos em sete intervalos de tempo Δt ($\Delta t_1, \Delta t_2, \dots, \Delta t_7$), a perda de solo foi calculada

para cada intervalo Δt . Desta forma, a perda de solo do segundo intervalo de tempo (Δt_2) representa a perda de solo do intervalo de tempo Δt_1 somado à perda de solo do intervalo de tempo Δt_2 . Ao final do sétimo intervalo de tempo (Δt_7) tem-se o somatório total da perda de solo para o evento de chuva em análise (Δt_1 a Δt_7). Concomitantemente, foi calculado o escoamento superficial gerado nos sete intervalos de tempo Δt .

A Figura 5.10 apresenta, como exemplo, a modelagem dinâmica da perda de solo para os intervalos Δt_1 , Δt_2 , Δt_3 , Δt_4 , Δt_5 , Δt_6 e Δt_7 do evento de chuva de 122,6 mm e cenário de uso da terra atual.

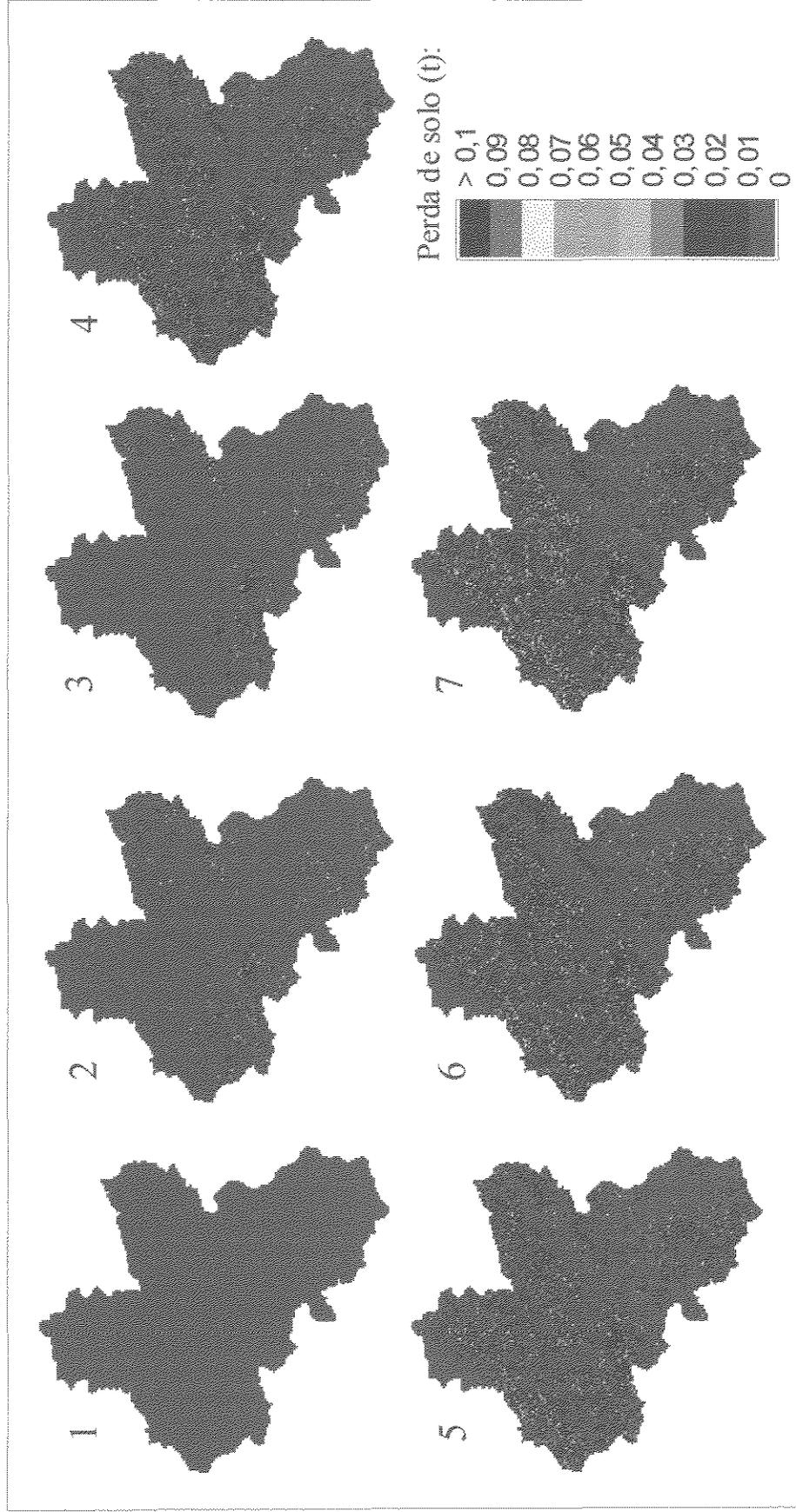


Figura 5.10: Simulação do modelo dinâmico de perda de solo para os tempos Δt_1 (1) a Δt_7 (7), utilizando um evento de chuva de 120 mm e cenário de uso atual.

Tabela 5.4: Apresentação dos dados de eventos de chuva.

Evento	Data	Chuva (mm)
Evento 1	Junho/2000	35,5
Evento 2	Outubro/2000	56,5
Evento 3	Agosto/1997	87,0
Evento 4	Dezembro/2000	122,6
Evento 5	Setembro/2000	140,0

A Figura 5.11 demonstra o resultado da modelagem dinâmica da perda de solo, para o evento de chuva de 122,6 mm, utilizando os cinco cenários distintos. Neste exemplo só é apresentado o resultado final, ou seja, a perda de solo referente ao intervalo de tempo Δt_7 .

4. Resultados e discussões

O processamento dos dados de entrada para utilização na EUPS requer a utilização de uma série de algoritmos, cada um dos quais com potencial para contribuir com a existência de erros (Burrough e McDonnell 1998). Similar a EUPS, a MEUPS requerer que os dados de entrada sejam multiplicados entre si e, conseqüentemente, pelos erros de cada camada (*layer*). Esses supostos erros são distribuídos entre todas as classes de perda de solos e podem contribuir para um aumento no erro do potencial de erosão. Por isso, faz-se necessário que todos os parâmetros utilizados sejam selecionados com um bom nível de acurácia.

Chaves (1991) determinou, para as condições do Brasil, a sensibilidade dos parâmetros da MEUPS. A MEUPS é, em média, altamente sensível (instável) ao parâmetros *CN* e *I*. Isso significa que um pequeno erro na determinação desses dois parâmetros causará um erro significativo na resposta do modelo. O autor recomenda que esses parâmetros devam receber maior atenção quando da sua obtenção, para que a previsão de perda de solo seja mais coerente com a realidade de campo. Os parâmetros *K* e *P*, apresentaram, em média, valores intermediários de sensibilidade e, desta forma, devem ser estimados com cautela. Entretanto, os parâmetros *L*, *y* e *D* apresentaram sensibilidade pequena, significando que não requerem grande precisão em suas estimativas. No geral, a MEUPS foi muito sensível aos parâmetros hidrológicos, medianamente sensível aos parâmetros de erodibilidade/manejo e pouco sensível aos parâmetros topográficos (Chaves 1991).

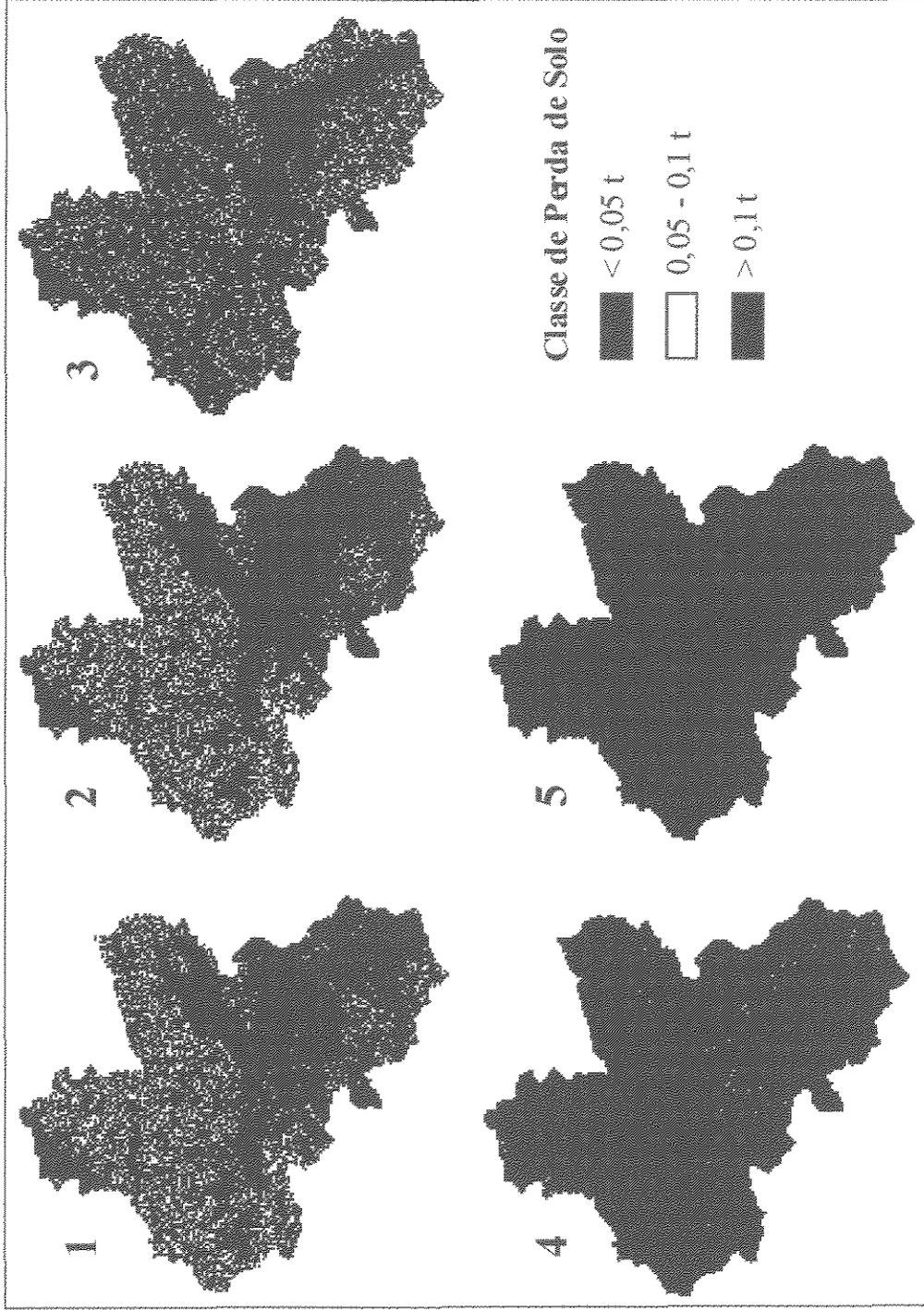


Figura 5.11: Resultado final da modelagem dinâmica de perda de solo (tonelada) para um evento de chuva de 120mm utilizando cinco cenários distintos de uso da terra. Uso atual (1), cobertura com floresta (2), cobertura com pastagem (3), cobertura com cultura permanente (4) e solo exposto (5).

Os dados de precipitação (I) (Tabela 5.4) e curva número (CN) deste artigo, foram os mesmos utilizados no Capítulo 3. Naquele Capítulo foi realizada a modelagem do escoamento superficial para cinco eventos de chuva, utilizando o modelo hidrológico SCS (SCS 1972). Nas modelagens realizadas foi observado uma similaridade entre o valor do escoamento superficial modelado e o valor observado em campo. Esses resultados observados nos assegura que os parâmetros CN e I , utilizados neste artigo são acurados e representativos da realidade de campo.

Os dados de erodibilidade, K , foram retirados de um estudo específico para o Estado de São Paulo (Bertoni e Lombardi-Neto 1992) e os dados de práticas conservacionistas, P , foram determinados a partir de visita em campo e mapa de uso e ocupação gerado por imagem orbital, representando desta forma uma boa aproximação com a realidade da bacia.

O resultado seqüencial da modelagem dinâmica para o evento de chuva de 122,6 mm e cenário de uso atual (Figura 5.7), demonstra a perda de solo para os intervalos Δt_1 , Δt_2 , Δt_3 , Δt_4 , Δt_5 , Δt_6 e Δt_7 . Cada intervalo simulado representa o somatório das perdas de solo geradas nos intervalos anteriores. O último intervalo de tempo determina a perda de solo total para o evento de chuva. É observado que as maiores perdas de solo acontecem em áreas com as maiores declividades, nas porções Norte e Oeste da bacia. As áreas planas, nas porções central e Sul, apresentam reduzida perda de solo, com muitas células apresentando perda de solo nula.

Durante trabalhos de campo, foram identificadas áreas com alta e baixa susceptibilidade a erosão a partir de observações relacionadas ao tipo de solo, declividade e cobertura vegetal. Após simulação do modelo, verificou-se que estas áreas, anteriormente identificadas, apresentaram resultados compatíveis com os dados simulados de perda de solo. Em função da correlação observada entre dados simulados e dados observados em campo, a habilidade do modelo dinâmico MEUPS pode ser considerada muito boa se este for utilizado como uma ferramenta de conservação do solo em serviços de planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas. Dos cinco cenários simulados, a cobertura florestal foi a que apresentou menor susceptibilidade a perda de solo, seguida do uso atual, pastagem, cultura e solo exposto. Também observou-se que as perdas de solo aumentam à medida que o volume da chuva se eleva.

O modelo dinâmico MEUPS foi simulado para cinco eventos de chuva (Tabela 5.4) utilizando cinco cenários distintos de uso da terra. Os resultados quantitativos da perda de solo (em toneladas) foram reclassificados em três intervalos de classe. Para cada intervalo de classe foi tabulado a área (hectares) e a percentagem de contribuição da bacia (Tabelas 5.5, 5.6, 5.7, 5.8

e 5.9). As Figuras 5.12, 5.13, 5.14, 5.15 e 5.16 apresentam gráficos do comportamento dos dados dispostos nas Tabelas 5.5, 5.6, 5.7, 5.8 e 5.9.

Tabela 5.5: Tabulação da área e da proporção de cada cenário nos intervalo de classe de perda de solos, para uma chuva de 140 mm.

Cenários de uso do solo na bacia estudada										
Intervalo (x 10 ⁻² t)	Atual		Mata		Pasto		Cultura		Descoberto	
	hectare	%	hectare	%	Hectare	%	Hectare	%	Hectare	%
< 5	16083	60	18007	67	10647	40	2685	10	2683	10
5 – 10	4196	16	4304	16	2619	10	65	0,2	0	0
> 10	6471	24	4437	17	13482	50	24000	89,8	24067	90

Tabela 5.6: Tabulação da área e da proporção de cada cenário nos intervalo de classe de perda de solos, para uma chuva de 122,6 mm.

Cenários de uso do solo na bacia estudada										
Intervalo (x 10 ⁻² t)	Atual		Mata		Pasto		Cultura		Descoberto	
	hectare	%	Hectare	%	hectare	%	Hectare	%	Hectare	%
< 5	17803	66	19797	74	11509	43	2686	10	2684	10
5 – 10	3941	15	4000	15	3094	12	71	0,3	0	0
> 10	5006	19	2953	11	12147	45	23993	89,6	24066	90

Tabela 5.7: Tabulação da área e da proporção de cada cenário nos intervalo de classe de perda de solos, para uma chuva de 87 mm.

Cenários de uso do solo na bacia estudada										
Intervalo (x 10 ⁻² t)	Atual		Mata		Pasto		Cultura		Descoberto	
	hectare	%	hectare	%	Hectare	%	Hectare	%	Hectare	%
< 5	22557	84	24621	92	14853	55	2758	10	2684	10
5 – 10	1794	7	1626	6	3534	13	758	3	0	0
> 10	2399	9	502	2	8363	32	23233	87	24065	90

Tabela 5.8: Tabulação da área e da proporção de cada cenário nos intervalo de classe de perda de solos, para uma chuva de 56,5 mm.

Cenários de uso do solo na bacia estudada										
Intervalo (x 10 ⁻² t)	Atual		Mata		Pasto		Cultura		Descoberto	
	hectare	%	Hectare	%	hectare	%	Hectare	%	Hectare	%
< 5	24846	93	26724	99,9	20915	78	3572	13	2683	10
5 – 10	204	1	26	0,1	3237	12	986	4	2	0
> 10	1699	6	0,5	0	2597	10	22192	83	24065	90

Tabela 5.9: Tabulação da área e da proporção de cada cenário nos intervalo de classe de perda de solos, para uma chuva de 35,5 mm.

Intervalo (x 10 ³ t)	Cenários de uso do solo na bacia estudada									
	Atual		Mata		Pasto		Cultura		Descoberto	
	hectare	%	Hectare	%	hectare	%	Hectare	%	Hectare	%
< 5	25161	94	26750	100	26288	98	5496	20	2704	10
5 – 10	187	1	0	0	409	2	1435	6	75	0,4
> 10	1402	5	0	0	51	0	19818	74	23970	89,6

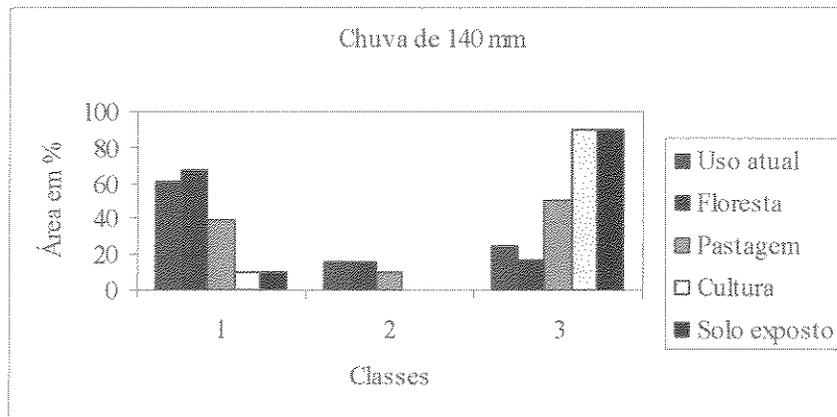


Figura 5.12: Gráfico com distribuição da proporção de área da bacia para cada intervalo de classe de perda de solo, provocado por uma chuva de 140 mm.

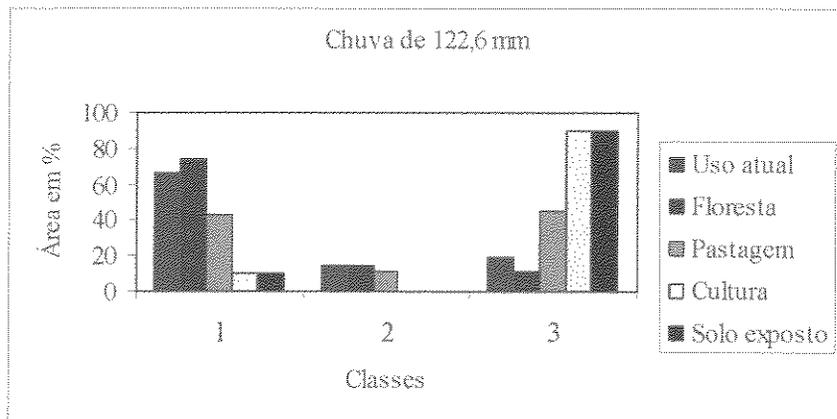


Figura 5.13: Gráfico com distribuição da proporção de área da bacia para cada intervalo de classe de perda de solo, provocado por uma chuva de 122,6 mm.

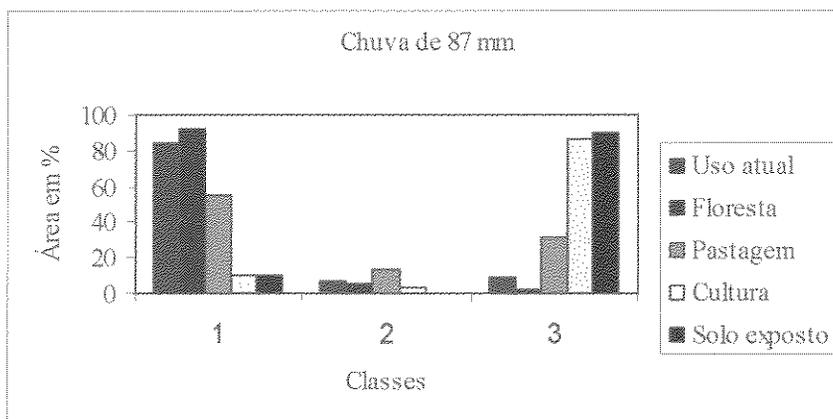


Figura 5.14: Gráfico com distribuição da proporção de área da bacia para cada intervalo de classe de perda de solo, provocado por uma chuva de 87 mm.

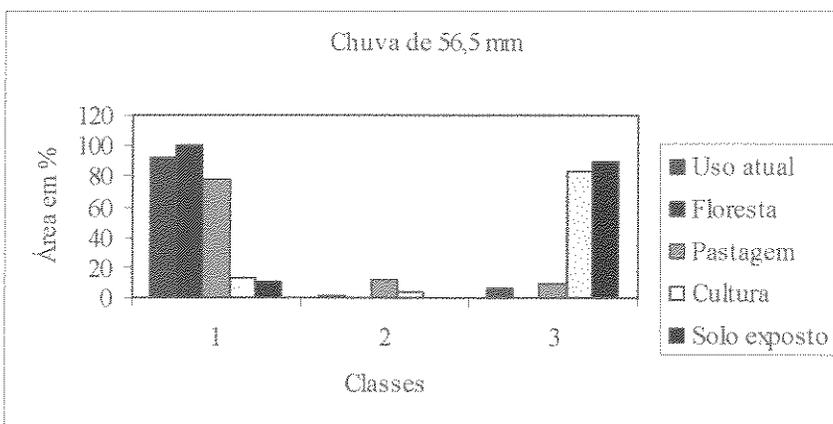


Figura 5.15: Gráfico com distribuição da proporção de área da bacia para cada intervalo de classe de perda de solo, provocado por uma chuva de 56,5 mm.

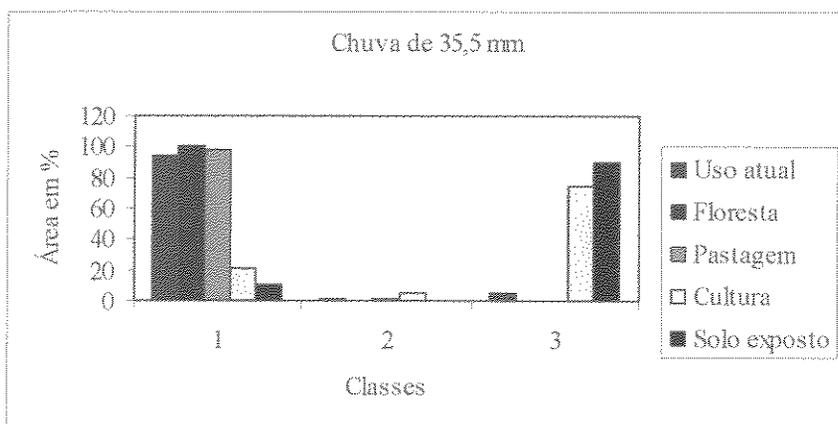


Figura 5.16: Gráfico com distribuição da proporção de área da bacia para cada intervalo de classe de perda de solo, provocado por uma chuva de 35,5 mm.

No cenário floresta, aproximadamente 100% da perda de solo manteve-se na classe 1 (para as chuvas de 35,5, 56,5 e 87 mm). Para um aumento no volume das chuvas observou-se uma redução da percentagem de área na classe 1 devido a um aumento da percentagem de área em outras classes, as quais representam maior volume de perda de solos.

O segundo cenário, uso atual, apresenta um comportamento similar ao cenário floresta, sendo que este ocasionou uma maior perda de solo com percentagens de áreas distribuídas nas três classes. Esse comportamento similar ocorreu devido ao fato que o cenário uso atual tem grande proporção de área com cobertura florestal.

O terceiro cenário, pastagem, para chuvas de 35,5 e 56,6 mm, resultou em perdas de solos menores, ou seja, a maior percentagem de área atingida acumulou-se na classe 1. Para maiores volumes de chuva a perda de solos aumentou, com participação de áreas da bacia em todos os três intervalos de classes, principalmente nas classes 1 e 3.

O quarto e quinto cenário, cultura e solo exposto, respectivamente, apresentaram comportamentos diferenciados dos outros cenários. A percentagem de áreas com perda de solos na classe 3 (> 0,1 toneladas) aumentou com o acréscimo do volume de chuvas, principalmente para o cenário solo descoberto, o qual manteve-se em aproximadamente 90%. Este comportamento deve-se ao fato de que o cenário de cultura e, muito mais ainda, o cenário de solo exposto, proporcionam grande vulnerabilidade a erosão do solos. Vale salientar que nesta situação o intervalo de classe 3 apresentou valores de perda de solos muito mais elevados do que nos casos anteriores.

5. Conclusões

Esta pesquisa demonstrou a eficiência do modelo MEUPS para integrar um sistema de modelagem dinâmico, onde foi possível avaliar a perda de solo para as várias etapas de um evento de chuva. Refinamentos na forma de cálculo da declividade e no cálculo cumulativo do comprimento de rampa, ambos com base nas linhas de direção de drenagem, proporcionaram uma maior representatividade da variabilidade local e um fator *LS* mais acurado.

Dentre os cenários simulados, a cobertura florestal foi a que proporcionou a menor perda de solo, visto que as florestas possuem um alto potencial de retenção de água devido a sua alta capacidade de interceptação, evapotranspiração e infiltração. Outros cenários utilizados foram

uso atual, pastagens, cultura e solo exposto. O cenário de solo exposto apresentou os maiores valores de perda de solos, resultado já previsível, uma vez que nessa situação o solo não apresenta nenhuma proteção contra as chuvas e o escoamento superficial. Os valores quantitativos calculados são aproximações e devem ser utilizados para selecionar e identificar áreas susceptíveis à erosão.

O modelo requer uma pequena quantidade de parâmetros, sendo desta forma a sua utilização mais simples e menos onerosa economicamente. O seu uso é indicado para avaliação e determinação de áreas vulneráveis nos processos de mudança de uso e ocupação da terra. O modelo dinâmico MEUPS, por realizar cálculo de perda de solos para um evento de chuva individual, apresenta grande potencial para auxiliar os profissionais que trabalham no planejamento e gerenciamento de bacias hidrográficas, principalmente no estabelecimento de estratégias para políticas de uso e ocupação.

O modelo desenvolvido pode ser utilizado em outras bacias da região estudada bem como, em outras áreas. Para isso basta abastecer o banco de dados com dados da área que se quer realizar as simulações e fazer pequenos ajustes no *script* do programa escrito.

Referências

- Abrams, M., 2000. The Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER): data products for the high spatial resolution imager on NASA's Terra platform. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 847-859.
- Bertoni, J.; Lombardi-Neto, F., 1990. Conservação do Solo. Ed. Ícone, São Paulo, 353p.
- Burrough, P. A.; McDonnell, R. A., 1998. Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, England, 336p.
- Calder, I. R.; 1992. Hydrologic Effects of Land Use Change. In: Handbook of Hydrology, Maidment, D. R. (ed.). McGraw-Will, USA, 13.1-13.50 p.

- Cavalieri, A., 1998. Estimativa da adequação de uso das terras na quadrícula de Moji-Mirim (SP) utilizando diferentes métodos. Tese de Doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP, Campinas , 112p.
- Chaves, H. M. L., 1996. Modelagem Matemática da Erosão Hídrica: Passado, Presente e Futuro. In: Alvarez, V. H.; Fontes, L. E. F.; Fontes, M. P. (eds.), O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável. Editora UFV, Viçosa, Minas Gerais, pp.731-750.
- Chaves, H. M. L., 1991. Análise Global de Sensibilidade dos Parâmetros da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE). *Revista Bras. Ciência Solo* 15: 345-350.
- Dean, Warren, 1995. With Broadax and Firebrand: The Destruction of the Brazilian Atlantic Forest. University of California Press, California, 482 p.
- Desmet, P.; Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS fator on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5), 427-433.
- Dunn, M.; Hickey, R., 1997. The Effect of Slope Algorithms on Slope Estimates within a GIS. *Cartography*, v.27, no.1, pp.9-15.
- Embrapa, 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, 412 p.
- Hickey, R., 2000. Slope Angle and Slope Length Solutions for GIS. *Cartography*, v.29, no.1, pp.1-8.
- IBGE, 1974a. Folha Topográfica Registro, escala 1/50.000. São Paulo, Brasil.
- IBGE, 1974b. Folha Topográfica Taquaral, escala 1/50.000. São Paulo, Brasil.

IBGE, 1974c. Folha Topográfica São José, escala 1/50.000. São Paulo, Brasil.

IBGE, 1974d. Folha Topográfica Serra do Abodoral, escala 1/50.000. São Paulo, Brasil.

INPE. 2002. Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica ,período 1995-2000.

INPE. 2003. Programa de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite – Projeto Prodes. www.bbt.inpe.br/prodes/

Lombardi-Neto, F.; Bertoni, J., 1975. Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo. Boletim Técnico do Instituto Agrônômico de Campinas No. 28, Campinas, São Paulo, 12 pp.

Lombardi-Neto, F.; Junior, R. B.; Lepsh, I. G.; Oliveira, J. B.; Bertolini, D.; Galeti, P. A.; Drugowich, M. I.; 1991. Terraceamento Agrícola. Boletim técnico 206, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, CATI, Campinas, 39 p.

Middleton, H. E., 1930. Properties of soils which influence soil erosion. Technical Bulletin N° 178, Washington, D.C., USDA, 16 pp.

Maidment, D. R.; 1993. Gis and hidrologic modeling. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; Steyaert, L.T. (eds.), Environmental Modeling with GIS. Oxford University Press, New York, 147-167 p.

Millward, A. A., Mersey, J. E., 1999. Adapting the RUSLE to model soil erosion potential in a mountainous tropical watershed. *Catena* 38, 109-129.

Pilgrim, D. H.; Cordery, I.; 1992. Flood Runoff. In: Handbook of Hydrology, Maidment, D. R. (ed.). McGraw-Will, USA, 9.1-9.42 p.

- Pruski, F. F.; Brandão, V. S.; Silva, D. D., 2003. Escoamento Superficial. Editora UFV, Viçosa, Minas Gerais, 88 pp. Predicting sediment yields and sources. USDA-ARS Handbook S-40, p. 244-252.
- Wesseling, C. G., Karssenber D., Van Deursen, W. P. A., Burrough, P. A., 1996. Integrating dynamic environmental models in GIS: The development of a Dynamic Modelling language. *Transactions in GIS* 1:40-48.
- Williams, J. R., 1975. Sediment yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources. USDA-ARS Handbook S-40, 244-252 p.
- Wischmeier, W. H.; Smith, D. D., 1978. Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning. Agricultural Handbook n° 537, Sci. and Educ. Admin., U.S. Dept. Agr., Washington, D.C.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., Yoder, D. C., 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Handbook No. 703, US Department of Agriculture, 404 pp.
- Richards, J.A., 1999. Remote Sensing Digital Image Analysis, Springer-Verlag, Berlin, p. 240.
- Righetto, A. M., 1998. Hidrologia e Recursos Hídricos. EESC/USP, São Carlos, São Paulo, 819 pp.
- Sakai, E.; Lepsch, I. F.; Amaral, A. Z., 1983. Levantamento Pedológico de Reconhecimento semidetalhado da Região de Ribeira do Iguape no Estado de São Paulo. SAA/IAC, São Paulo.
- Schwab, G.O.; Frevert, R.K.; Edminster, T.W.; Barnes, K.K. 1981. Soil and Water Conservation engineering. 3 ed., New York, John Wiley & Sons, 524p.

SCS - Soil Conservation Service, 1972. National Engineering Handbook, USDA.

Souza Filho, C.R., 2003. "ASTER À VISTA". Revista InfoGeo. Ano 5. No. 29. p. 62-64.

Srinivasan, R.; Engel, B. A.; Wright, J. R.; Lee, J. G.; Jones, D. D., 1994. The impact of GIS_derived topographic attributes on the simulation of erosion using AGNPS. *Applied Engineering in Agriculture*, 7(6), 779-783.

Thompson, S. A., 1999. Hydrology for water management. A.A. Balkema, 1 ed. Rotterdam, the Netherlands, 362 pp.

Van Deursen, W.P.A., 1995. Geographical Information Systems and Dynamic Models. PhD thesis, Utrecht University, NGS Publication 190, 198 pp.

CONCLUSÕES FINAIS

O trabalho desenvolvido teve como alvo a modelagem dinâmica de processos ambientais, cujos processos selecionados foram o escoamento superficial e a perda de solo. Os programas computacionais desenvolvidos podem auxiliar na previsão da quantidade de escoamento superficial e da perda de solo em uma bacia hidrográfica, promovidos por um evento de chuva individual. Essa previsão pode ser realizada para as condições atuais existentes no tipo de uso da terra, bem como para situações considerando mudanças futuras nos tipos de uso. Dessa forma, o responsável pelo planejamento e gerenciamento da bacia hidrográfica pode ter acesso a informações inerentes a esses processos ambientais, antes mesmo que mudanças no tipo de uso da terra ocorram.

Como os processos ambientais apresentam um comportamento dinâmico, a incorporação do parâmetro tempo permitiu uma análise mais detalhada dos processos ambientais nas diversas fases do evento de chuva selecionado. Também é possível a simulação desses processos ambientais considerando uma fração de tempo maior e, com isso, incorporar mais de um evento de chuva. Na modelagem dinâmica realizada, os resultados calculados para o primeiro intervalo de tempo são considerados como o estado inicial no cálculo do segundo intervalo de tempo, e assim sucessivamente, para todos os intervalos de tempo.

A ferramenta computacional utilizada, o programa de modelagem ambiental PCRaster, foi satisfatória para o cumprimento dos objetivos almejados nessa pesquisa, principalmente por ter a capacidade de realizar a modelagem com dados espaciais e temporais. Todavia, o programa PCRaster possui algumas limitações: (1) somente opera com dados do tipo matricial e (2) possui uma interface gráfica limitada.

No primeiro artigo (Capítulo 3), o cálculo do escoamento superficial, com dados de solos extraídos de mapas nas escalas de 1/100.000 e 1/500.000, demonstrou que o escoamento superficial calculado utilizando dados de solo extraídos na escala de 1/100.000, foram os que

mais se aproximaram dos valores medidos em campo, embora o escoamento superficial calculado com dados de solo extraídos na escala de 1/500.000 também tenha apresentado resultados satisfatórios, demonstrando que o mesmo poderá ser utilizado para uma análise regional ou em regiões sem dados de solos em escalas maiores. As variações na resolução da grade dos dados de entrada (solo e uso da terra) tiveram muito pouca influência no cálculo do escoamento superficial utilizando o modelo hidrológico SCS. Entretanto, o tempo de processamento mostrou sensível redução com o aumento do tamanho da célula.

No segundo artigo (Capítulo 4), o uso da teoria da lógica *fuzzy* para modelagem do escoamento superficial possibilitou uma análise mais completa nas bordas entre os geo-objetos. A incorporação de um sistema de inferência *fuzzy* ao modelo hidrológico SCS permitiu uma interpretação dos dados de forma mais condizente com a realidade dos fenômenos naturais, visto que a teoria *fuzzy* leva em consideração as zonas de transição entre unidades de mapas, diferente da lógica booleana, que considera tais bordas como abruptas e bem definidas. O modelo SCS, adaptado para trabalhar com dados *fuzzy*, permitiu o cálculo de valores de escoamento superficial mais próximos dos valores medidos em campo do que o modelo SCS utilizando abordagem booleana, indicando assim uma melhor eficiência do modelo *fuzzy*. O método computacional desenvolvido para a conversão de representações computacionais matriciais na forma booleana para representações computacionais matriciais no formato *fuzzy*, permitiu a geração de zonas de transição entre as bordas de geo-objetos e com isso, uma análise *fuzzy*. Esse método computacional pode ser utilizado para outros fins, além da modelagem hidrológica.

No terceiro artigo (Capítulo 5), a incorporação da equação universal de perda de solo modificada a um sistema de modelagem dinâmico, permitiu uma avaliação da perda de solo para as várias etapas de um evento de chuva. Dessa forma, foi possível avaliar os efeitos provocados por uma chuva individual nos limites da bacia hidrográfica. O cálculo da declividade e do comprimento de rampa cumulativo, com base nas linhas de direção de drenagem, proporcionou uma maior representatividade da variabilidade da superfície da bacia. A simulação da perda de solo para os diferentes cenários de uso da terra foi compatível com os fatores utilizados da equação modificada de perda de solo, ou seja, a cobertura florestal foi a que proporcionou a menor perda de solo, visto que as florestas possuem um alto potencial de retenção de água devido a sua alta capacidade de interceptação, evapotranspiração e infiltração. O cenário de solo exposto

apresentou os maiores valores de perda de solo, resultado já previsível, uma vez que nessa situação o solo não apresenta nenhuma proteção contra as chuvas e o escoamento superficial.

Neste trabalho, foi possível demonstrar a eficiência da equação universal de perda de solo modificada para ser utilizada em modelagem dinâmica de avaliação de perda de solo. Os valores quantitativos calculados pela equação são aproximações e devem ser utilizados para uma análise qualitativa na seleção e identificação de áreas susceptíveis à erosão.

Todos os modelos computacionais desenvolvidos podem ser utilizados em outras bacias hidrográficas da região estudada, bem como em outras áreas, desde que haja disponibilidade de um inventário de dados similar ou superior ao aqui utilizado.

ANEXO

```
#####
#Modelagem dinâmica do Escoamento Superficial utilizando
#o método SCS (Curve Number).
#Autor: Aurélio Azevedo Barreto Neto
#Início:24/09/2002.
#####
```

binding

```
AreaEstudo=area30.map;
PrecipitacaoIn=chuva.tss;
PrecipitacaoId=AreaEstudo;
SumPre=chuva;
SumPE=ExPrec;
Qbacia=Runoff;
CN=mapaCN;
# ExcessoPrecipitacao=ExPrecipitacao.txt;
TabelaCurveNumber=CN3.tbl;
MapaUsoSolo=uso30.map;
MapaGrupoHidSolo=solo30.map;
AreaCell=900;
```

timer

```
1 7 1; # tempo inicial: 1 (primeira hora)
      # tempo final: 7 (setimo intervalo de hora)
      # intervalo de tempo (timeslice) 1 hora
```

initial

```
#somatório da precipitação
SumPre=0;
#somatório das perdas iniciais (Ia): as abstrações iniciais
SumIa=0;
#somatório precipitação efetiva (Runoff)
SumPE=0;
report CN=lookupscalar(TabelaCurveNumber,MapaUsoSolo,MapaGrupoHidSolo);
S=25400/CN-254;
MaxIA=0.2*S;
```

dynamic

```
SumPre = SumPre + timeinputscalar(PrecipitacaoIn,PrecipitacaoId);
SumIa = if (SumPre gt MaxIA then MaxIA else SumPre);
#acumulativas abstrações (somatório das abstrações)
SumFA = S*(SumPre - SumIa)/(SumPre - SumIa + S);
PE= SumPre - SumFA - SumIa - SumPE;
report SumPE = SumPE + PE;
# cálculo do escoamento em cada célula (área da célula = 900 m2)
Qcell=SumPE*AreaCell;
# cálculo do escoamento em toda a bacia
report Qbacia = maptotal(Qcell) / maparea(AreaEstudo);
```

```
#####
###Programa para geração de bordas fuzzy em mapas bi-dimensionais
###Autor: Aurélio Azevedo Barreto Neto
###Data: 12/11/2002
#####
```

binding

```
solo=Solo.map;
Inv=tabela1.tbl;
SemNeg=tabela2.tbl;
# parâmetros da função de pertinência
a=200;
b=-200;
```

initial

```
#SoloNom.map = nominal(solo.map);
#compartimentação do mapa de solos em unidades pedológicas independentes
SoloO.map = solo eq 2;
SoloP.map = solo eq 1;
SoloC.map = solo eq 3;
SoloL.map = solo eq 4;
#inversão das unidades pedológicas
SoloOInv.map = lookupboolean(Inv, SoloO.map);
SoloPInv.map = lookupboolean(Inv, SoloP.map);
SoloCInv.map = lookupboolean(Inv, SoloC.map);
SoloLInv.map = lookupboolean(Inv, SoloL.map);
#Cálculo das distâncias entre bordas
SoloOdistOut.map = spread(SoloO.map,0,1)*(-1);
SoloPdistOut.map = spread(SoloP.map,0,1)*(-1);
SoloCdistOut.map = spread(SoloC.map,0,1)*(-1);
SoloLdistOut.map = spread(SoloL.map,0,1)*(-1);
SoloOdistIn.map = spread(SoloOInv.map,0,1);
SoloPdistIn.map = spread(SoloPInv.map,0,1);
SoloCdistIn.map = spread(SoloCInv.map,0,1);
SoloLdistIn.map = spread(SoloLInv.map,0,1);
#esta seção une as bordas de dentro e de fora
SoloOInOut.map = SoloOdistIn.map + SoloOdistOut.map;
SoloPInOut.map = SoloPdistIn.map + SoloPdistOut.map;
SoloCInOut.map = SoloCdistIn.map + SoloCdistOut.map;
SoloLInOut.map = SoloLdistIn.map + SoloLdistOut.map;
# esta seção aplica a função de pertinência fuzzy (linear)
SoloOflinear.map = if( SoloOInOut.map ge a then 1 else ((SoloOInOut.map - b)/(a-b)));
SoloPflinear.map = if( SoloPInOut.map ge a then 1 else ((SoloPInOut.map - b)/(a-b)));
SoloCflinear.map = if( SoloCInOut.map ge a then 1 else ((SoloCInOut.map - b)/(a-b)));
SoloLflinear.map = if( SoloLInOut.map ge a then 1 else ((SoloLInOut.map - b)/(a-b)));
# esta seção aplica a função de pertinência fuzzy (sino)
SoloOflinear.map = if( SoloOInOut.map ge a then 1 else (1/(1+((SoloOInOut.map
- 0 - a)/a)**2)));
SoloPflinear.map = if( SoloPInOut.map ge a then 1 else (1/(1+((SoloPInOut.map
- 0 - a)/a)**2)));
SoloCflinear.map = if( SoloCInOut.map ge a then 1 else (1/(1+((SoloCInOut.map
- 0 - a)/a)**2)));
SoloLflinear.map = if( SoloLInOut.map ge a then 1 else (1/(1+((SoloLInOut.map
- 0 - a)/a)**2)));

#máscara para extração dos valores negativos
MascaraSO.map = lookupscalar(SemNeg,SoloOflinear.map);
MascaraSP.map = lookupscalar(SemNeg,SoloPflinear.map);
MascaraSC.map = lookupscalar(SemNeg,SoloCflinear.map);
```

```
MascaraSL.map = lookupscale(SemNeg,SoloLlinear.map);  
# Geração dos mapas com bordas fuzzy para cada unidade pedológica  
SoloOfuzzy.map = MascaraSO.map * SoloOflinear.map;  
SoloPfuzzy.map = MascaraSP.map * SoloPlinear.map;  
SoloCfuzzy.map = MascaraSC.map * SoloClinear.map;  
SoloLfuzzy.map = MascaraSL.map * SoloLlinear.map;
```

```
#####
# Programa para cálculo do Escoamento Superficial
# utilizando a teoria dos conjuntos Fuzzy
# Autor: Aurelio Azevedo Barreto Neto
# Data 09/01/2003
#####
```

Binding

```
IV = lpi2.map;
SemNeg=tabela2.tbl;
AreaEstudo=area30.map;
PrecipitacaoIn=chuva.tss;
PrecipitacaoId=AreaEstudo;
SumPE=ExPrec;
Qbacia=Runoff;
AreaCell=900;
```

```
timer
1 7 1;
```

initial

```
#Aplicacao da funcao de pertinencia linear no mapa com indice de vegetacao;
#utiliza-se duas funcoes lineares.
```

```
IVFuncaofuz1.map= if(IV lt 1.8 then 1 else ((IV - 2.1)/(1.8 - 2.1)));
IVFuncaofuz2.map= if(IV gt 2.1 then 1 else ((IV - 1.8)/(2.1 - 1.8)));
```

```
#Aplicação da função de pertinência sino no mapa com índice de vegetação;
#utiliza-se duas funções sino.
```

```
IVFuncaofuz1.map= if(IV lt 1.8 then 1 else (1/(1+((IV - 1.95 +0.15)/0.15)**2)));
IVFuncaofuz2.map= if(IV gt 2.1 then 1 else (1/(1+((IV - 1.95 - 0.15)/0.15)**2)));
```

```
# Eliminacao dos valores negativos referentes a extrapolacao da
# funcao linear. Os valores negativos das funcao linear equivalem a
# valor de pertinencia zero.
```

```
Mascara2.map = lookupscalar(SemNeg,IVFuncaofuz1.map);
Mascara3.map = lookupscalar(SemNeg,IVFuncaofuz2.map);
```

```
# Utilizando a Mascara para retirada dos valores negativos.
```

```
IVFuzzy1.map = Mascara2.map * IVFuncaofuz1.map;
IVFuzzy2.map = Mascara3.map * IVFuncaofuz2.map;
```

```
# Aplicacao de Sugeno
```

```
Regra1.map = min(SoloOfuzzy.map,IVFuzzy1.map);
Regra2.map = min(SoloOfuzzy.map,IVFuzzy2.map);
Regra3.map = min(SoloCfuzzy.map,IVFuzzy1.map);
Regra4.map = min(SoloCfuzzy.map,IVFuzzy2.map);
Regra5.map = min(SoloLfuzzy.map,IVFuzzy1.map);
Regra6.map = min(SoloLfuzzy.map,IVFuzzy2.map);
Regra7.map = min(SoloPfuzzy.map,IVFuzzy1.map);
Regra8.map = min(SoloPfuzzy.map,IVFuzzy2.map);
```

```
# Aplicando a Desfuzificacao
```

```
# Aplicando a Desfuzificacao
```

```
Desfuzificacao.map =  
((Regra1.map*80)+(Regra2.map*69)+(Regra3.map*74)+(Regra4.map*62)+(Regra5.map*39)+(Regra6.map*26)+(Regra7.map*61)+(Regra8.map*52))/(Regra1.map+Regra2.map+Regra3.map+Regra4.map+Regra5.map+Regra6.map+Regra7.map+Regra8.map);
```

```
# Calculo do Escoamento Superficial pelo Modelo Curve Number
```

```
#somatorio da precipitacao  
SumPre=0;  
#somatorio das perdas iniciais (Ia):as abstracoes  
SumIa=0;  
#somatorio precipitacao efetiva (Runoff)  
SumPE=0;  
S=25400/(Desfuzificacao.map)-254;  
MaxIA=0.2*S;
```

```
dynamic
```

```
SumPre = SumPre + timeinputscalar(PrecipitacaoIn,PrecipitacaoId);  
SumIa = if (SumPre gt MaxIA then MaxIA else SumPre);  
#acumulativas abstrações (somatorio das abstrações)  
SumFA = S*(SumPre - SumIa)/(SumPre - SumIa + S);  
PE= SumPre - SumFA - SumIa - SumPE;  
report SumPE = SumPE + PE;  
# cálculo do escoamento em cada célula (área da célula = 900 m2)  
Qcell=SumPE*AreaCell;  
# cálculo do escoamento em toda a bacia  
report Qbacia = maptotal(Qcell) / maparea(AreaEstudo);
```

```
#####
# Programa para estimação de Perda de Solo
# Autor: Aurelio Azevedo Barreto Neto
# Data julho/2003
#####
```

binding

```
Mdt=mdtmc.map;
ExM=expoenteM.tbl;
Nzero=tabdeclivezero.tbl;
TabelaC=fatorC.tbl;
Uso=UsoDescoberto.map;
TabelaK=fatorK.tbl;
D=6;#duracao da chuva em horas
TipoSolo=solo.map;
TabelaCellarea=cellarea.tbl;
AreaCelula=cel900.map;
CurveNumber=cn3.tbl;
Chuva=chuva.tss;
AreaBacia=AreaBaciaNom.map;
AreaBacia2=AreaBacia.map;
SumPE=runoff;
AporteSedimento=sediment;
```

timer

```
1 7 1;
```

initial

```
# Cálculo das linhas de fluxo
```

```
LF = lddcreate(Mdt, 1e35, 1e35, 1e35, 1e35);
```

```
# Cálculo da Declividade (em %) a partir das Linhas de Fluxo de Drenagem
celldown= downstream(LF,Mdt); #cota da célula abaixo da célula em análise
cota = (Mdt - celldown); #cota entre a célula em análise e a célula downstream
DistCell=downstreamdist(LF); #cálculo da distância percorrida na célula
tgcota= cota/DistCell; #cálculo da tangente do ângulo formado entre a célula em
# análise e a célula downstream
```

```
decangulo = atan(tgcota); # declividade em ângulo
```

```
declividadeLF = (tgcota)*100; # declividade em porcentagem
```

```
# Artificio para eliminacao das declividades negativas.
```

```
decliveboleano = lookupboolean(Nzero,declividadeLF);
```

```
decsemneg = if(decliveboleano then declividadeLF else 0.0001);
```

```
# Cálculo do Fator L (comprimento de rampa em metros)
```

```
Talvegue = slopelength(LF,1);
```

```
CompTalvegue = mapmaximum(Talvegue);#determina o comprimento da bacia
```

```
RiosTeste = Talvegue gt 2000;
```

```
teste1=Talvegue eq 0;
```

```
teste2=if(teste1 then 15 else Talvegue);
```

```
FatorL=if(RiosTeste then 0 else teste2);
```

```
# Cálculo do Fator LS (adimensional)
```

```
FatorLS = 0.00984*(FatorL)**0.63*(decsemneg)**1.18;
```

```
# Cálculo do Fator C - Fator manejo de culturas (adimensional)
```

```
FatorC = lookupscalar(TabelaC,Uso);
```

```
# Cálculo do Fator P (fator praticas conservacionistas) (adimensional)
```

```
FatorP = 1; # a area nao apresenta praticas conservacionistas
```

```
# Cálculo Fator K - Erodibilidade do solo (t h/Mj mm)
```

```

FatorK = lookupsalar(TabelaK,TipoSolo);
CN=lookupsalar(CurveNumber,Uso,TipoSolo);
S=(25400/CN)-254;
MaxIa=0.2*S;
# calculo do tempo de pico em horas (SCS,1973)
Tpico = (D/2 + ((3.28*DistCell)**0.8)*((S/25.4)+1)**0.7)/(1900*sqrt(decsemneg));

#Gerar um mapa com a area de cada celula
AreaCelulas = AreaBacia2*AreaCelula;
SumSedimento=0;
SumPre=0;
SumIa=0;
SumPE=0;

dynamic

#Precipitacao
SumPre = SumPre + timeinputscalar(Chuva,1);
#Abstracoes iniciais
SumIa = if (SumPre gt MaxIa then MaxIa else SumPre);
# Somatório das abstracoes
SumAbs = S*(SumPre - SumIa)/(SumPre - SumIa + S);
#Precipitacao efetiva (runoff)
PE = SumPre - SumAbs - SumIa - SumPE;
report SumPE = SumPE + PE;
Qmetros = SumPE*0.001; # lamina de agua em metros
# Calculo do volume de agua em cada celula m3 (area da celula = 900 m2)
FatorQ = Qmetros*AreaCelulas;
# calculo da vazao de pico (m3/s) pelo Hid. Triangular (SCS,1973)
# SumPE em mm, AreaCelula em hectares, Tpico em horas
Fator_qPico = (0.0021 * SumPE * (AreaCelula/10000))/Tpico;
# Cálculo da Estimativa de Perda de Solo (t)
report AporteSedimento = 89.6*(FatorQ * Fator_qPico)**0.56*FatorK*FatorC*FatorLS*FatorP;

```

