

Efeito do Nível de Subdivisão em uma Bacia Hidrográfica na Simulação da Produção de Sedimentos

Ronalton Evandro Machado

Departamento de Engenharia Ambiental, EEP/SP
remachad@yahoo.com.br

Alexandre Cândido Xavier

Departamento de Engenharia Rural, UFES/ES
xavier@cca.ufes.br

Décio Eugenio Cruciani¹ Carlos Alberto Vettorazzi

Departamento de Engenharia Rural, ESALQ/USP
cruciani@esalq.usp.br, cavettor@esalq.usp.br

Recebido: 21/03/07 – revisado: 07/11/07 – aceito: 06/12/07

RESUMO

O modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) foi aplicado para simular a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins, afluente do rio Piracicaba, SP. A aplicação do modelo requer a entrada dos dados na forma espacializada, o que foi feito com o auxílio de uma interface entre o modelo e um Sistema de Informações Geográficas (SIG). A bacia foi discretizada em diferentes níveis, em relação ao número e o tamanho das sub-bacias. Os resultados obtidos na simulação da produção de sedimentos para os diferentes níveis foram comparados aos dados observados em um posto hidrossedimentométrico, localizado no terço superior da bacia, utilizando o Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe (CO-E) e o desvio dos dados simulados em relação aos observados (Dv). Concluiu-se que os níveis de discretização afetam o resultado final da simulação.

Palavras-chave: Produção de sedimentos; bacia hidrográfica.

INTRODUÇÃO

Modelos hidrológicos e de qualidade da água vêm sendo desenvolvidos para prever o impacto da agricultura na qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Dentre os muitos modelos que tentam exprimir a ação dos principais fatores que exercem influência nas perdas de solo pela erosão hídrica estão os modelos conceituais distribuídos, que simulam os diversos processos em ação no ciclo hidrossedimentológico.

A maior limitação ao uso desses modelos é a dificuldade em processar uma grande quantidade de dados que descrevem a heterogeneidade dos sistemas naturais. A variabilidade espaço-temporal nas características da paisagem, incluindo solo, uso da terra, relevo e clima, afeta a resposta hidrológica do sistema físico, implicando em limitações à aplicação de modelos. A complexidade extrema da manipulação de grandes volumes de dados de natureza

espacial e não espacial, por exemplo, limita e muito o uso dos modelos de parâmetros distribuídos.

Por essas razões, Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) são empregados na criação do banco de dados para esses modelos. Os SIGs são destinados à aquisição e ao tratamento de dados georreferenciados, permitindo a manipulação de dados de diversas fontes, recuperando e combinando informações e efetuando vários tipos de análise (Alves, 1990). No SIG, as sucessivas análises dos dados espaciais podem dividir grandes áreas heterogêneas em pequenas unidades hidrológicamente homogêneas, sobre as quais os modelos são aplicados.

O sucesso da combinação SIG-modelos depende, em parte, de como o conjunto das informações espaciais no SIG corresponde às necessidades dos componentes do modelo (Chen & Mackay, 2004). Para minimizar as incertezas do modelo, influenciadas pelo conjunto das informações, é definido um número apropriado de sub-bacias para representar os diferentes processos envolvidos na

bacia como um todo, mantendo inalterados todos os outros parâmetros de entrada do modelo (Haverkamp et al., 2002).

Um aspecto importante na modelagem espacial distribuída é, então, decidir o delineamento de sub-bacias e a extração da rede de drenagem, a partir dos Modelos Numéricos do Terreno (MNTs) no SIG. O conhecimento adequado do sistema de drenagem de uma bacia hidrográfica e do seu grau de ramificação permite caracterizar a maior ou menor velocidade com que a água e, conseqüentemente, os poluentes escoam ao longo desta (Calijuri et al., 1998). É usual especificar-se uma área limite (threshold), que é a área mínima a partir da qual um acúmulo do escoamento superficial levará à formação de um canal de primeira ordem (Band, 1986; Jensen & Domingue, 1988; Tarboton et al., 1991; Tribe, 1992; Chorowicz et al., 1992). A escolha da área limite obviamente influencia o resultado final. Geralmente a área limite é assumida como constante e seu valor é fixado por um julgamento arbitrário ou uma comparação visual da rede gerada com a rede digitalizada dos mapas topográficos (Band, 1986; Jensen & Domingue, 1988 e Moussa & Bocquillon, 1996).

Entretanto, o efeito da discretização sobre a qualidade das respostas do modelo não tem sido muito estudado. Apesar disso, alguns poucos trabalhos têm mostrado os efeitos da discretização espacial da bacia hidrográfica nos resultados do modelo. Binger et al. (1997), Mamillapalli (1998), FitzHugh & Mackay (2000) e Jha et al. (2004) mostraram que os resultados das simulações de escoamento, sedimentos e nutrientes são altamente sensíveis à variação do número e do tamanho das sub-bacias resultante do nível de discretização da bacia hidrográfica.

Nesse contexto, este trabalho tem por objetivo avaliar o efeito de diferentes níveis de discretização em uma bacia, na simulação da produção de sedimentos pelo modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool). O modelo foi desenvolvido para prever o efeito de diferentes cenários de manejo na qualidade da água, produção de sedimentos e cargas de poluentes em bacia hidrográficas agrícolas (Srinivasan & Arnold, 1994) e permite uma grande flexibilidade na configuração de bacias hidrográficas (Peterson & Hamlett, 1998).

MATERIAL E MÉTODOS

O modelo SWAT

O SWAT (versão 2000) é um modelo matemático de parâmetro distribuído, que permite a

simulação de diferentes processos físicos em bacias hidrográficas, com o objetivo de analisar os impactos das alterações no uso do solo sobre os escoamentos superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água em bacias hidrográficas agrícolas não instrumentadas (Srinivasan & Arnold, 1994). O modelo opera em passo de tempo diário e é capaz de simular longos períodos, cem anos ou mais, para computar os efeitos das variações de manejo. A simulação dos efeitos de eventos isolados não é seu principal objetivo.

O modelo é baseado em uma estrutura de comandos para propagar o escoamento, sedimentos e agroquímicos através da bacia. Os maiores componentes do modelo incluem hidrologia, clima, sedimentos, temperatura do solo, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola (Arnold et al., 1998). O componente hidrológico do modelo inclui sub-rotinas do escoamento superficial, percolação, fluxo lateral sub-superficial, fluxo de retorno do aquífero raso e evapotranspiração. O modelo requer dados diários de precipitação, temperaturas máxima e mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa. O SWAT utiliza uma formulação modificada do Método da Curva Número (CN) (USDA-SCS, 1972) para calcular o escoamento superficial. O Método da Curva Número relaciona o escoamento superficial ao tipo de solo, uso da terra e práticas de manejo (Arnold et al., 1995).

A entrada de dados no SWAT (planos de informação cartográficos – PIs e dados alfanuméricos) é realizada via uma interface apropriada. Os PIs necessários são: o Modelo Numérico do Terreno (MNT); solos; e uso da terra. Foi desenvolvida uma interface entre o SWAT e o SIG ArcView® (Di Luzio et al., 2001), que subdivide automaticamente a bacia em sub-bacias a partir do MNT e então extrai os dados de entrada a partir dos PIs e do banco de dados relacionais para cada sub-bacia. A interface permite que as saídas do modelo sejam exibidas utilizando-se de mapas, gráficos e tabelas do ArcView®.

Para o propósito de modelagem, o SWAT considera a bacia dividida em sub-bacias com base no relevo, solos e uso da terra e, desse modo, preserva os parâmetros espacialmente distribuídos da bacia inteira e características homogêneas dentro dela. Cada sub-bacia pode ser parametrizada pelo SWAT usando uma série de Unidades de Resposta Hidrológica (Hydrologic Response Units – HRUs) as quais correspondem a uma única combinação de cobertura da terra e solos dentro da sub-bacia.

Uma ou mais combinações únicas de uso da terra/solo podem ser criadas para cada sub-bacia. Um nível de sensibilidade é adotado para eliminar áreas de uso da terra menores do que o valor arbitrado. O segundo passo controla a criação das HRUs com base na distribuição dos usos da terra selecionados sobre diferentes tipos de solo. O solo que cobre uma porcentagem de área dentro da área de uso da terra menor do que o nível de sensibilidade é eliminado.

A erosão causada pela chuva é estimada por meio da Equação Universal de Perda de Solos Modificada (Modified Universal Soil Loss Equation - MUSLE) (Williams & Berndt, 1977):

$$sed = 11,8 * (Q_{surf} * q_{peak} * área_{hru})^{0,56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} \quad (1)$$

sendo que:

sed é a produção de sedimentos em um dado dia (ton); Q_{surf} é o volume de escoamento superficial (mm); q_{peak} é a vazão de pico do escoamento (m^3/s); $área_{hru}$ é a área da HRU (ha); K_{USLE} é o fator erodibilidade do solo; C_{USLE} é fator de manejo e cobertura do solo; P_{USLE} é o fator práticas conservacionistas; e LS_{USLE} é o fator topográfico. A MUSLE é a versão modificada da USLE originalmente desenvolvida por Wischmeier & Smith (1978). Enquanto a USLE prediz a erosão anual média em função da energia da chuva, a MUSLE utiliza a quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos, representando a energia usada no destacamento e transporte de sedimentos. A substituição resulta em um número de benefícios (Neitsch, 2000): a precisão do modelo é aumentada; a necessidade de razão de transporte (*delivery ratio*) é eliminada e permite que a equação seja aplicada a eventos individuais de chuva.

O transporte de sedimentos na rede de canais é uma função de dois processos, deposição e degradação, operando simultaneamente. O componente de deposição é baseado na velocidade de queda e o componente de degradação tem como base o conceito de força do escoamento definido por Bagnold (1977).

O conceito de força do escoamento é usado para prever a degradação na propagação no canal. Bagnold (1977) definiu a força do escoamento como um produto da massa específica da água, vazão e a declividade da superfície da água. Williams (1980) usou a definição de Bagnold (1977) da força do escoamento para desenvolver um método para determinar a degradação, como uma função da decli-

vidade do canal e da velocidade. Na versão 2000 do SWAT, as equações têm sido simplificadas e a máxima quantidade de sedimentos que pode ser transportada a partir de um segmento do canal é uma função da velocidade da água no canal (Neitsch et al., 2000). Desde que a quantidade de deposição e de degradação tem sido calculada, a quantidade final de sedimentos no canal é determinada por (Equação 2):

$$Sed_{ch} = Sed_{ch,i} - Sed_{dep} + Sed_{deg} \quad (2)$$

Onde:

Sed_{ch} é a quantidade de sedimento suspenso no canal, $Sed_{ch,i}$ é a quantidade de sedimento suspenso no canal no início do período de tempo, Sed_{dep} é a quantidade de sedimento depositada no segmento do canal, e Sed_{deg} é a quantidade de sedimento reentrando no segmento do canal. Finalmente, a quantidade de sedimentos transportados no canal é calculada por (Equação 3):

$$Sed_s = Sed_{ch} * V_s / V_{ch} \quad (3)$$

Onde:

Sed_s é a quantidade de sedimento transportado no canal, V_s é o volume de escoamento de saída durante o passo de tempo (m^3), e V_{ch} é o volume de água no segmento do canal (m^3).

Área de estudo e dados de entrada

A área selecionada para esse estudo foi a bacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins, afluente do rio Piracicaba, localizada no município de Piracicaba, Estado de São Paulo, entre as coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator) 216.000m e 226.000m E e as coordenadas 7.470.000m e 7.488.000m N (Fuso 22 S, meridiano central 51° W), com uma área de 5.973 ha (Figura 1).

As informações sobre o uso da terra foram obtidas a partir da classificação de uma imagem multiespectral do satélite SPOT, com resolução espacial de 20m. Três categorias principais de uso foram identificadas e mapeadas (Machado & Vettorazzi, 2003). A cultura da cana-de-açúcar ocupa a maior parte da área da bacia (58,8%), em terrenos

de menor declividade, enquanto que as encostas mais íngremes são ocupadas por pastagens (33,1%). A vegetação florestal original, quase inexistente devido à evolução do uso do solo na área de estudo, encontra-se apenas em alguns fundos de vale e às margens do ribeirão dos Marins, ocupando 8,1% da bacia (Figura 2). Os tipos de solo dominantes são litólicos (41%) e podzólicos (58%). Os dados dos solos predominantes na bacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins foram retirados do Boletim Científico n°. 48 do Instituto Agronômico de Campinas (IAC) (Oliveira, 1999) e do banco de dados do PROJETO PIRACENA (2001), sendo inseridos diretamente no banco de dados do modelo. O banco de dados contém informações sobre características físico-hídricas (número de camadas, profundidade do limite inferior de cada camada, densidade do solo, capacidade de água disponível, condutividade hidráulica saturada e textura) (Tabela 1). O modelo associa os dados à categoria de solo especificada no Plano de Informação (PI) solos e cria o arquivo de entrada.

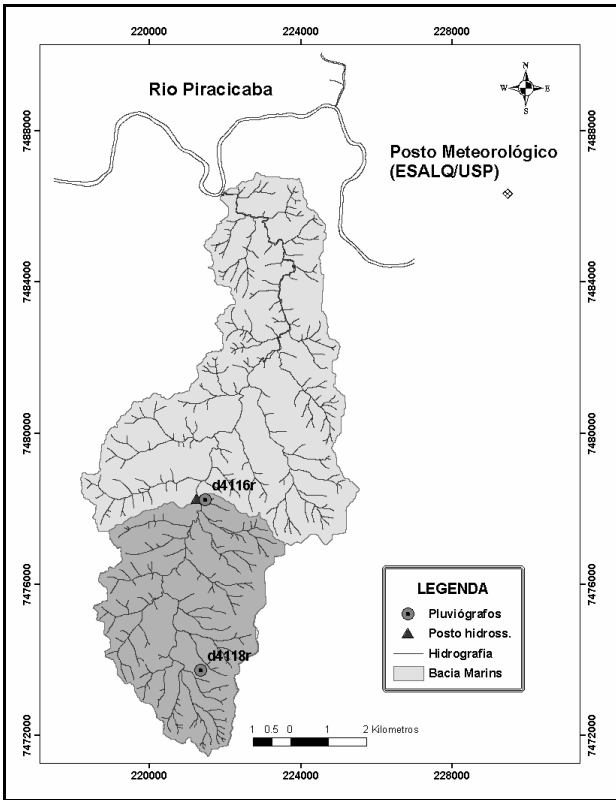


Figura 1 - Bacia do Ribeirão dos Marins, com a indicação da localização dos postos, hidrossedimentométrico, pluviográficos e meteorológico.

Tabela 1 - Características físico-hídricas dos solos na bacia hidrográfica dos Ribeirão dos Marins

Características físico/hídricas	Classes de solo			
	Alissolos		Neossolos	
	PV7	PV10	Li3	Li5
Profundidade (mm)	3000	2000	400	1200
Densidade (g/cm ³)	1,58	1,48	1,27	1,49
Argila (%)	12,50	40,20	32,50	28,50
Silte (%)	0,50	12,70	34,50	16,50
Areia (%)	87,00	47,10	33,00	55,00
Grupo hidrológico	B	B	D	D
Água disponível (mm/mm)	0,10	0,13	0,13	0,13
Cond. Hidráulica (mm/h)	234,52	17,30	6,03	23,00

PV – Podzólico vermelho amarelo

Li – litólico

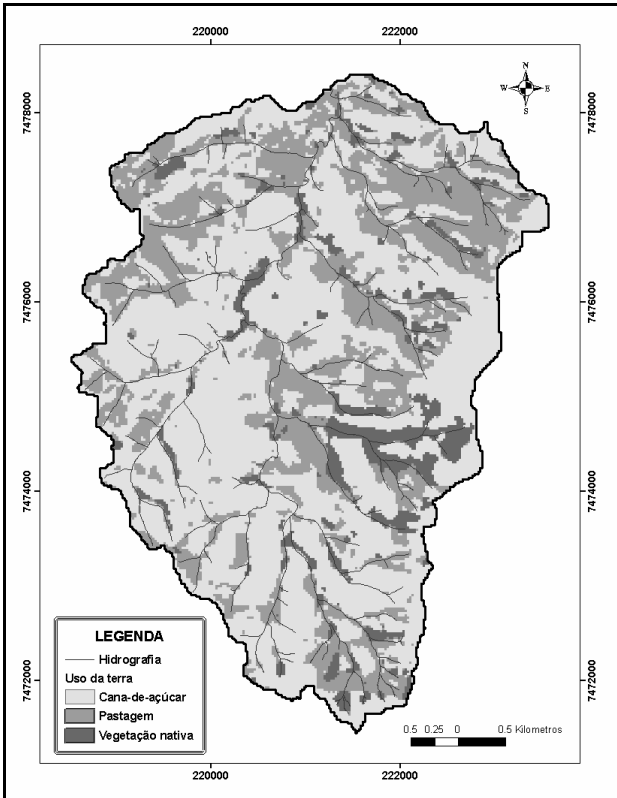


Figura 2 - Distribuição do uso da terra na bacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins à montante do posto hidrossedimentométrico.

O modelo requer dados diários de precipitação, temperaturas máxima e mínima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa.

Os dados diários de temperaturas máxima e mínima foram obtidos no Posto Meteorológico da ESALQ/USP, localizada nas coordenadas (UTM) 229.474m e 7.486.335m (Figura 1), e lidos pelo modelo no formato de tabelas. Já os dados diários de radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa foram gerados pelo SWAT, utilizando o gerador climático WXGEN (Sharpely & Williams, 1990), com base nos dados mensais obtidos do mesmo Posto Meteorológico. Sentelhas et al. (2001), utilizaram os simuladores climáticos WGEN e SIMMETE em três localidades no Estado de São Paulo, entre elas Piracicaba, e duas no Estado do Paraná. Segundo os autores, ambos os geradores podem ser usados para gerar ou expandir séries históricas de dados meteorológicos para as condições tropicais e subtropicais brasileiras, quando o objetivo é se conduzir análises de longo período com modelos de simulação de culturas.

Os dados de precipitação foram obtidos dos pluviógrafos, fazendo-se as leituras destes em intervalos de 5 minutos. Um dos pluviógrafos (D4118r) está instalado na porção superior da bacia, nas coordenadas (UTM) 221.379m e 7.473.744m. O outro (D4116r) está instalado próximo ao posto hidrossedimentométrico, nas coordenadas 221.497m e 7.478.241m. Os dados da concentração de sedimentos em suspensão, medidos nas garrafas de espera e no amostrador de bombamaneto automático, foram utilizados para a determinação do aporte de sedimentos à seção do vertedor do posto hidrossedimentométrico, instalado no terço superior da bacia em estudo, sendo de responsabilidade do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) e do Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH/USP). A bacia de contribuição até o posto tem 2.204 ha (Figura 1). A evapotranspiração potencial foi estimada pelo Método de Penman-Monteith.

Tabela 2 - Número de sub-bacias e maior área resultante dos níveis de discretização para a simulação da produção de sedimentos

Discretizações (ha)	Nº sub-bacias	Maior área de sub-bacia (ha)
30	43	163
40	39	163
60	33	163
80	25	211
100	17	356
120	15	520

Para a determinação da produção de sedimentos foram feitas simulações para vários níveis de discretização da bacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (Tabela 2). A Figura 3 apresenta o número de sub-bacias, à montante do posto hidrossedimentométrico, para cada nível de discretização adotado.

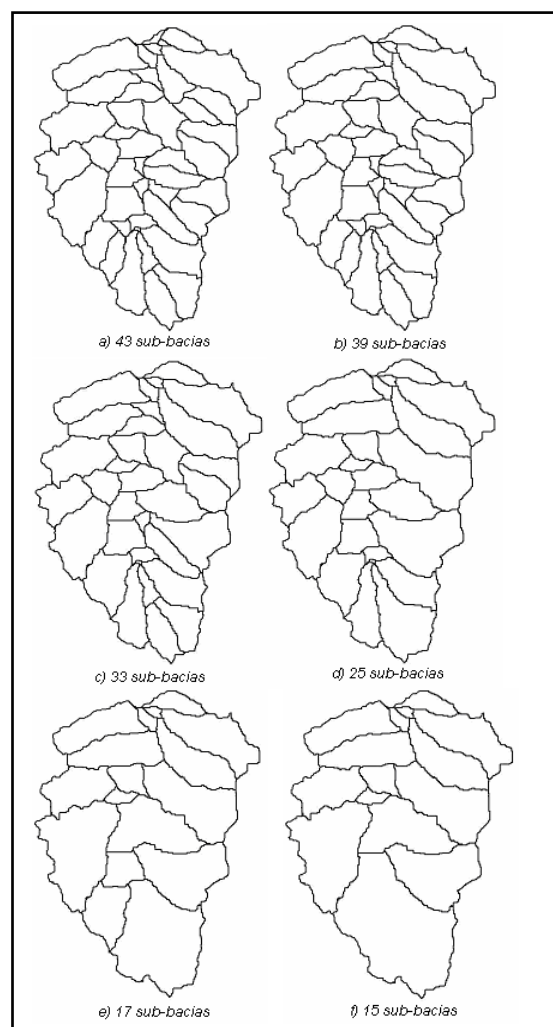


Figura 3 - Configuração das sub-bacias para os diferentes níveis de discretização na bacia em estudo.

Análises estatísticas

Estatísticas, incluído o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe, COE, (Equação 4) e o desvio dos dados simulados em relação aos dados observados (D_v) (Equação 5) (ASCE, 1993) foram computadas para a comparação entre os totais mensais da produção de sedimentos simulados nos diferentes níveis de discretização e os dados observados

no posto hidrossedimentométrico localizado na bacia em estudo, para o biênio 1999/2000.

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es)^2}{\sum_{i=1}^n (Em - \bar{E})^2} \quad (4)$$

sendo que,

Em é o evento observado; Es é o evento simulado pelo modelo; \bar{E} é a média do evento observado no período de simulação; e n é o número de eventos.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe, pode variar a partir de negativo infinito a 1, sendo 1 indicativo de um ajuste perfeito.

$$D_v [\%] = \frac{E - E^*}{E} * 100 \quad (5)$$

sendo que,

E é o evento observado no período analisado e E* é o evento simulado no período. O cálculo do desvio do evento analisado (D_v) é importante por considerar o erro potencial nos dados medidos. Esses dois parâmetros foram usados em conjunto com os métodos gráficos e de dispersão para avaliar o desempenho do modelo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O efeito da discretização da bacia dos Marins na simulação da produção de sedimentos é apresentado na Figura 4. Quando a discretização é mais refinada (maior número de sub-bacias), há um aumento da produção de sedimentos, ocorrendo o contrário quando a discretização da bacia é menor (17 sub-bacias). O COE variou entre 0,03 a 0,78 (Figura 5) e o D_v entre -31,6% a -10,9% (Figura 6). Resultados satisfatórios foram obtidos usando a discretização com 39 sub-bacias (área limite de 40 ha) até a área limite de 80 ha (25 sub-bacias) e nenhum ganho na precisão do modelo foi conseguido com maior número de sub-bacias. Ao contrário, com uma discretização mais detalhada o modelo não melhorou a simulação da produção de sedimentos.

A produção de sedimentos simulada aumentou aproximadamente 65% entre o nível de discretização grosseira e a mais refinada. O aumento pode ser devido a dois processos: maior erosão a partir das vertentes e/ou erosão mais intensa na rede de drenagem (deposição e degradação, componentes

incorporados ao processo de propagação do sedimento ao longo da bacia).

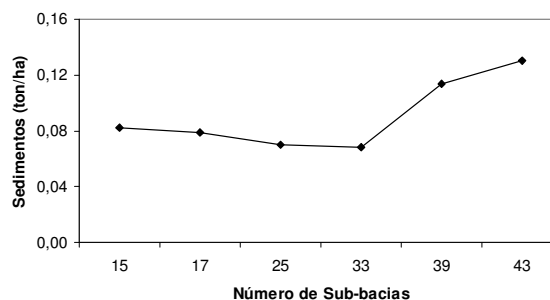


Figura 4 - Produção de sedimentos (média mensal no biênio 1999-2000), resultantes da discretização da bacia em estudo

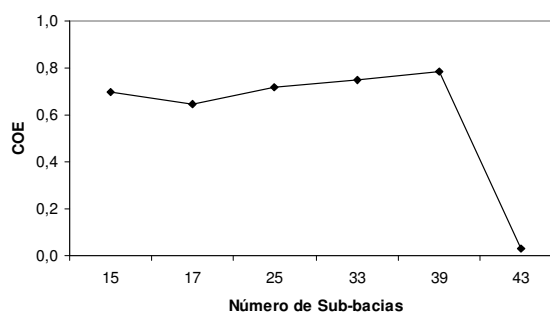


Figura 5 - Variação do coeficiente de eficiência (COE) entre os níveis de discretização para a bacia em estudo

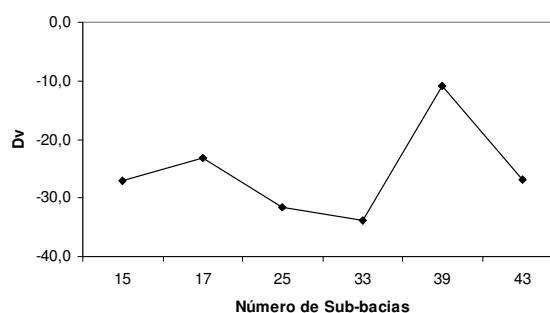


Figura 6 - Variação do desvio (D_v) entre os níveis de discretização para a bacia em estudo

A produção de sedimentos simulada pelo modelo SWAT é então afetada tanto pela MUSLE (Williams, 1975), que é usada para estimar a carga de sedimentos das sub-bacias, quanto pela propaga-

ção do sedimento via rede de canais, que é baseada na velocidade da água no canal. A equação da MUSLE tem uma razão de transporte (*delivery ratio*) incluída em sua formulação, sendo função do pico de escoamento, que é função da área de drenagem. A propagação do sedimento no canal é função do comprimento do canal e outras dimensões que são afetadas pelo tamanho das sub-bacias. Segundo Jha et al. (2004), ambos os algoritmos utilizados na formulação matemática são não lineares e irão ser afetados diferentemente pelo tamanho da sub-bacia e comprimento de canal.

Parâmetros topográficos das sub-bacias têm uma função importante na determinação da produção de sedimentos. Segundo Yitayew et al. (1999), quando muitas vertentes são combinadas em uma única sub-bacia, efeitos como a deposição e erosão em canais podem aumentar ou diminuir a produção de sedimentos. Como a USLE foi originalmente aplicada para rampas uniformes, uma de suas limitações é não considerar rampas não uniformes em bacias hidrográficas. De acordo com o próprio conceito do fator LS, quanto maior o comprimento de rampa, maior será a perda de solo. Segundo Brown et al. (1981) e Jong et al. (1983), quando se consideram rampas não uniformes pode ocorrer o inverso, isto é, quanto maior o comprimento de rampa, maior a possibilidade de haver deposição de sedimentos ao longo dela.

Como o modelo emprega a MUSLE para estimar a erosão laminar, o parâmetro fator topográfico, LS, empregado na equação da MUSLE, é determinado para cada sub-bacia. A declividade do terreno e o comprimento de rampa, usados no cálculo do Fator LS da MUSLE variam em função do tamanho das sub-bacias. Variações no tamanho das sub-bacias irão levar a diferentes fatores topográficos e, assim, podem afetar a produção de sedimentos estimada pelo modelo. Entretanto, as análises revelaram que ocorreu uma variação relativamente pequena dos componentes, declividade do terreno e comprimento de rampa, entre os diferentes níveis de discretização da bacia (Figura 7). Desse modo, o fator topográfico médio entre os níveis de discretização fino e grosseiro, teve pouca variação, como pode ser visto na Figura 8. Conseqüentemente, os valores simulados pelo modelo mostraram que a variação da erosão laminar não foi a causa da mais alta produção de sedimentos, devido à discretização mais refinada da bacia em estudo.

Desta forma, a degradação do canal foi simulada pelo modelo para ser o processo dominante na produção de sedimentos. A degradação do canal indicou que a produção de sedimentos aumentou

com a Densidade de Drenagem (DD), a qual aumenta com uma discretização mais refinada (Figura 9). Quanto mais refinada a discretização, maior a densidade de drenagem e maior a rede de canais que pode estar sujeita à degradação. O coeficiente de correlação (R^2) entre os valores da produção de sedimento e os valores da densidade de drenagem foi de 0,97, conforme a Figura 10.

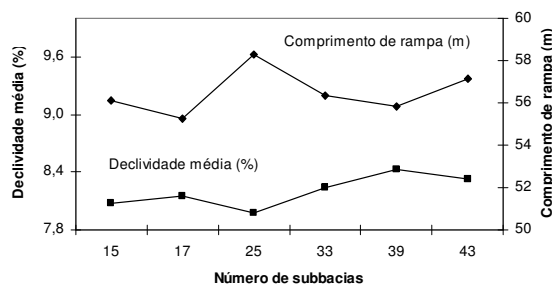


Figura 7 - Efeito do nível de discretização na declividade média e no comprimento de rampa das sub-bacias da bacia em estudo

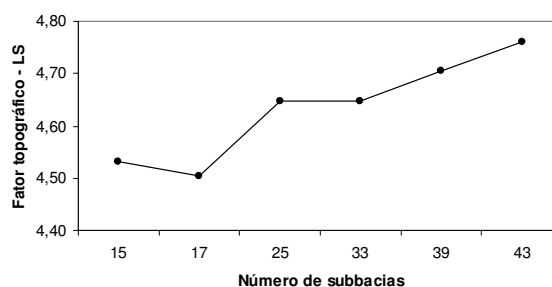


Figura 8 - Fator topográfico - LS para os vários níveis de discretização na bacia em estudo

Por outro lado, quando o tamanho da sub-bacia aumenta (menor número de sub-bacias), a Densidade de Drenagem (DD) decresce por causa das simplificações em descrever a bacia. Quando a Densidade de Drenagem é reduzida, os canais previamente definidos e suas áreas de contribuição são substituídos pelo escoamento na superfície do terreno, que pode afetar a propagação e diminuir a precisão de simulação. A Declividade do canal seguiu a mesma tendência (Figura 11). Variações no comprimento e declividade do canal afetam a deposição (causada pela velocidade de deposição) e a degradação.

Quando todas as possíveis variações espaciais devido à discretização são consideradas, outras variações no número e tamanho das sub-bacias produzem muito pouco efeito na produção de sedimentos, já que outros parâmetros de entrada no modelo permanecem inalterados, como pode ser observado nos resultados dos níveis de discretização com 25 sub-bacias (área limite de 80 ha) até a área limite de 60 ha (33 sub-bacias). Segundo Grunwald & Frede (1999), é importante notar que outros fatores como o histórico dos eventos erosivos, variação espacial dos solos na paisagem e a morfologia do sistema de drenagem, podem influenciar as diferenças entre as produções, simulada e a observada. Além de que, para diferentes condições locais (uso da terra, clima, solos e relevo) e em diferentes escalas, os processos dominantes influenciando o transporte de sedimentos não são os mesmos.

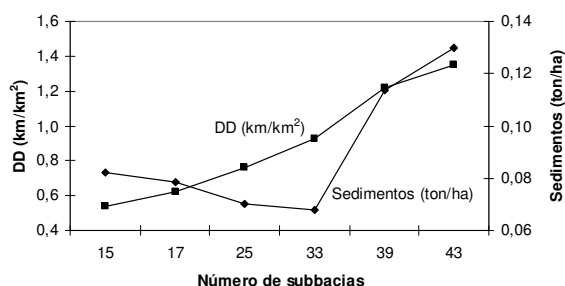


Figura 9 - Relação entre a produção de sedimentos e a densidade de drenagem na bacia em estudo

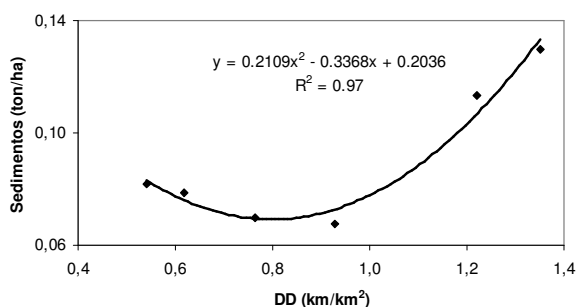


Figura 10 - Correlação entre a produção de sedimento e a densidade de drenagem na bacia em estudo

Como visto anteriormente, o aumento na discretização da bacia nas simulações não melhorou significativamente os valores das estatísticas adotadas para a análise, mas por outro lado, aumentou o tempo de simulação e o tamanho dos arquivos gera-

dos. Para o uso efetivo da integração Modelo-SIG, é necessário ter-se conhecimento do nível de discretização da bacia para um adequado nível de detalhamento. Uma discretização “grosseira” pode levar a resultados ruins, enquanto discretizações muito “detalhadas” podem requerer mais dados de entrada e aumentar significativamente o tempo e espaço computacional (principalmente para grandes bacias), com pouco ou nenhum aumento na precisão dos resultados.

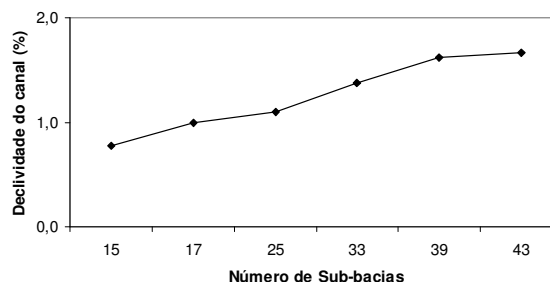


Figura 11 - Declividade média do canal principal para os vários níveis de discretização na bacia em estudo

Dependendo do nível de discretização adotado, a simulação da produção de sedimentos pode ser afetada. Conseqüentemente, a escolha da área limite não deve ser arbitrária. Ela deve ter como base uma escala necessária para capturar a variabilidade espacial da bacia. Portanto, é muito importante prever eventos com alta produção de sedimentos o mais realisticamente possível, dado o seu impacto no sistema de drenagem e o transporte de nutrientes fixados aos sedimentos para dentro dos corpos d'água.

CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos, pode-se concluir que os níveis de discretização adotados em bacias hidrográficas afetam o resultado final da simulação da produção de sedimentos, quando comparados com os dados observados no posto hidrossedimentométrico e que a melhor discretização obtida foi com 39 sub-bacias (COE de 0,78). Os resultados das simulações estão diretamente relacionados com o tamanho e o número de sub-bacias. Isto é devido às variações nos fatores topográficos, declividade e comprimento de rampa, e principal-

mente nos índices morfométricos, como declividade do canal principal e densidade de drenagem, em função da variação no tamanho das sub-bacias. Variações nestes índices causam variações na degradação da rede de drenagem e conseqüentemente na produção de sedimentos.

REFERÊNCIAS

- ALVES, D.S. Sistema de Informação Geográfica In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORAMENTO REMOTO, 1, São Paulo, 1990. **Anais**. São Paulo: USP, Escola Politécnica, 1990. p.66 - 78.
- ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; MAIDMENT, D.R. Continuous-time water and sediment routing model for large basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, v.121, n.2, p.171-183, 1995.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v.34, n.1, p.73-89, 1998.
- ASCE. Task Committee on Definition of Criteria for Evaluation of Watershed Models of the Watershed Management Committee, Irrigation and Drainage Division. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v.119, n.3, p.429-442, 1993.
- BAGNOLD, R.A. Bedload transport in natural rivers. **Water Resources Research**, v.13, p.303-312, 1977.
- BAND, L. E. Topographic partition of watershed with digital elevation models. **Water Resources Research**, v.22, n.1, p.15-24, 1986.
- BINGER, R. L.; GARBRECHT, J.; ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R. Effect of watershed subdivision on simulation runoff and fine sediment yield. **Transactions of the ASAE**, V. 40(5):1329-1335, 1997.
- BROWN, R.B.; CUTSHALL, N.H.; KLING, G.F. Agricultural erosion indicated by ¹³⁷Cs redistribution: I. levels and distribution of activity in soils. **Soil Science Society of American Journal**, v.45, n.5, p. 1184-1190. Sept./Oct. 1981.
- CALIJURI, M. L.; MEIRA, A. D.; PRUSK, F. F. Geoprocessamento Aplicado aos Recursos Hídricos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27. Poços de Caldas, 1998. **Cartografia, Sensoriamento e Geoprocessamento**. Lavras: UFLA, SBEA, 1998, p200-225.
- CHEN, E.; MACKAY, D. S. Effects of distribution-based parameter aggregation on a spatially distributed agricultural nonpoint source pollution model. **Journal of Hydrology**, v. 295, p. 211-224, 2004.
- CHOROWICZ, J.; ICHOKU, C.; RIAZANOFF, S.; YOUNG, K.; CERVELLE, B. A combined algorithm for automated drainage network extraction, **Water Resources Research**, v.28, p.1293-1302, 1992.
- DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. **ArcView Interface for SWAT2000 - User's Guide**. Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, Temple, Texas, EUA, July, 2001.
- FITZHUGH, T.W.; MACKAY, D. S. Impacts of inputs parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. **Journal Hydrological**, v.256, p.35-53, 2000.
- GRUNWALD, S.; FREDE, H. G. Using the modified agricultural non-point source pollution model in German watersheds. **Catena**, v.37, p.319-328, 1999.
- HAVERKAMP, S.; SRINIVASAN, R.; FREDE, H. G.; SANTHI, C. Subwatershed spatial analysis tool: Discretization of a distributed hydrologic model by statistical criteria. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 38, n. 6, p. 1723-1733, 2002.
- JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographical Information System Analysis. **Photogrammetric Engineering and remote Sensing**, v.54, n.11, p.1593-1600, 1988.
- JHA, M.; GASSMAN, P. W.; SECCHI, S.; GU, R.; ARNOLD, J. Effect of watershed subdivision on swat flow, sediment, and nutrient predictions. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 40, n. 3, p. 811-825, 2004.
- JONG, E. de; BEGG, C.B.M.; KACHANOSKI, R.G. Estimates of soil erosion and deposition for same Saskatchewan soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v.63, p.607-617, 1983.
- MACHADO, R. E. & VETTORAZZI, C. A. Simulação da Produção de Sedimentos para a Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Marins, SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 735-741, 2003.
- MAMILLAPALLI, S. **Effect of spatial variability in modeling on river basin stream flow modeling**. West Lafayette, 1998. 137p. Thesis (Ph.D) - Purdue University.
- MOUSSA, R.; BOCQUILLON, C. Fractal Analyses of tree-like channel networks form digital elevation model data. **Journal of Hydrology**, v.187, p.157-172, 1996.
- NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R. **Soil and water assessment tool - User's Manual**: Version 2000. Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2000. 458p.
- OLIVEIRA, J. B. **Solos da folha de Piracicaba**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1999. 173 p. (Boletim Científico, 48).
- PETERSON, J. R.; HAMLETT, J. M. Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipan

- soils. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 3, p.531-544, 1998.
- PROJETO PIRACENA. Banco de dados "Geoprocessamento".
<http://www.cena.usp.br/piracena> (2001).
- SENTELHAS, P. C.; FARIA, R. T.; CHAVES, M. O.; HOOGENBOOM, G. Evaluation of the WGEN and SIMMETEO weather generators for the brazilian tropics and subtropics, using crop simulation models. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 9, n. 2, p. 357-376, 2001.
- SHARPLEY, A.N.; WILLIAMS, J.R. EPIC – Erosion Productivity Impact Calculator, 1. Model documentation. U.S. Department of agriculture, Agricultural Research Service, **Technical Bulletin**, n.1798, 1990.
- SRINIVASAN, R.; ARNOLD J. G. Integration of a basin-scale water quality model with GIS. **Water Resources Bulletin**, v.30, n.3, p.453-462, 1994.
- TARBOTON, D. G.; BRAS, R. L.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. On the extraction of channel networks from digital elevation data. **Hydrological Processes**, v.5, p.81-100, 1991.
- TRIBE, A. Automated recognition of valley lines and drainage networks from digital elevation models: a review and a new method. **Journal of Hydrology**. V. 139, p.263-293, 1992.
- USDA-SCS - U.S. DEPARTAMENT OF AGRICULTURE. Soil Conservation Service. Hydrology In: ESTADOS UNIDOS. Soil Conservation Service. **National Engineering Handbooks**. Washington: USDA, 1972. (Section 4).
- WILLIAMS, J. R. HYMO flood routing. **Journal of Hydrology**, v.26, p.17-27, 1975.
- WILLIAMS, J.R. SPNM, a model for predicting sediment, phosphorus, and nitrogen yields from agricultural basins. **Water Resources Bulletin**, v.16, p.843-848, 1980.
- WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Sediment Yield Prediction Based on Watershed **Hydrology. Transaction of the ASAE**, v.20, p.1100-1104, 1977.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning**. Washington: USDA, 1978. 58p. (USDA: Agricultural Handbook, 537).
- YITAYEW, M; POKRZYWKA, S. J.; RENARD, K. G. Using GIS for facilitating erosion estimation. **Applied Engineering in Agriculture**, vol.15, n.4, p.295-301, 1999.

Effect of Watershed Subdivision on Sediment Yield Simulation

ABSTRACT

The SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model was applied to simulate the sediment yield for the Ribeirão dos Marins watershed, in Piracicaba, Brazil. The application of the model requires georeferenced input data, which were processed through an interface between the model and a Geographic Information System (GIS). The watershed was divided into different levels, regarding the number and the size of the sub-basins. The simulated sediment yields for the different levels were compared to the observed data of a gauge located in the watershed, using the Nash and Sutcliffe Coefficient (COE) and the deviation between the simulated and the measured data (Dv). The main conclusion was that the different levels affect the final result of the simulation.

Key-words: sediment yield; river basin.