Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

**A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de
sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de
cenários alternativos**

Michele Moro

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Agronomia. Área de concentração: Irrigação
e Drenagem

Piracicaba
2005

Michele Moro
Engenheira Agrícola

A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos

Orientador:
Prof. Dr. **DÉCIO EUGÊNIO CRUCIANI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Agronomia. Área de concentração: Irrigação
e Drenagem

Piracicaba
2005

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/ USP

Moro, Michele

A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos / Michele Moro. - Piracicaba, 2005.

100 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2005.

1. Bacia hidrográfica (monitoramento) 2. Erosão 3. Escoamento superficial
4. Geoprocessamento 5. Sedimentação fluvial 6. Uso do solo I. Título

CDD 551.303

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

**Aos meus pais Gentil e Beloni,
que me apoiaram para concluir esta
importante etapa da minha vida;
com muito carinho,**

Dedico

Aos meus irmãos Rodrigo e Marcelo

Ofereço

Agradecimentos

À Deus, por ter me abençoado e sustentado em todos os momentos da minha vida.

Ao Prof. Dr. Décio Eugenio Crucinai, pela orientação, apoio e incentivo.

Ao Prof. Dr. Carlos Alberto Vettorazzi, pelo interesse e sugestões.

Ao Dr. Ronalton Evandro Machado, pelas preciosas orientações quanto ao uso do modelo SWAT.

Ao Eng^o Gré de Araújo Lobo pelos dados hidrossedimentométricos da microbacia hidrográfica do Ribeirão do Marins, SP.

Ao Dr. Sílvio Frosini de Barros Ferraz, pela inestimável ajuda com o Sistema de Informações Geográficas.

Aos queridos colegas da pós-graduação em Irrigação e Drenagem pelo agradável convívio durante o curso

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Rural e a todos que colaboraram de forma direta ou indireta para a realização deste trabalho.

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, da Universidade de São Paulo, pela oportunidade de realização do curso.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior – CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

Sumário

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1 INTRODUÇÃO	9
2 DESENVOLVIMENTO	11
2.1 Revisão bibliográfica	11
2.1.1 Bacias hidrográficas	11
2.1.2 Hidrossedimentação em bacias hidrográficas	13
2.1.3 Modelos hidrológicos	15
2.1.3.1 Modelos hidrossedimentológicos	17
2.1.3.1.1 SWAT - Soil and Water Assessment Tool	18
2.1.4 Sistemas de Informações Geográficas	25
2.1.4.1 Análise espacial de informações	26
2.1.4.2 Representação e organização das informações no SIG	26
2.1.4.3 Ferramentas analíticas de um SIG	27
2.2 Material e métodos	29
2.2.1 Material	29
2.2.1.1 Área de estudo	29
2.2.1.2 Documentação e equipamentos	35
2.2.2 Métodos	36
2.2.2.1 Planos de Informação (P.I.s)	36
2.2.2.1.1 Modelo Numérico do Terreno (MNT)	36
2.2.2.1.2 Uso do solo	36
2.2.2.1.3 Solos	39
2.2.2.2 Dados tabulares	39
2.2.2.2.1 Clima	39
2.2.2.2.2 Solo	40
2.2.2.2.3 Cobertura do solo	41
2.2.2.2.4 Dados de áreas inundáveis	42

2.2.2.3 Dados de entrada no modelo	42
2.2.2.4 Análises estatísticas	43
2.2.2.5 Simulação de cenários	44
2.3 Resultados e Discussão	47
2.3.1 Planos de Informação (P.I.s)	47
2.3.1.1 Modelo Numérico do Terreno (MNT)	47
2.3.1.2 Uso do solo	48
2.3.1.3 Solos	49
2.3.2 Simulações	50
2.3.2.1 Simulação do volume de escoamento superficial	52
2.3.2.2 Simulação da produção de sedimentos	54
2.3.2.3 Simulação de cenários	60
3 CONCLUSÕES	91
REFERÊNCIAS	93

RESUMO

A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos

O presente trabalho teve por objetivos a aplicação do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial na microbacia hidrográfica do Ribeirão do Marins, localizada em Piracicaba, SP, e a simulação de cenários alternativos de uso do solo para exemplificar o modelo e verificar as possibilidades de cobertura do solo. Para alimentação do modelo são necessários dados espacializados, os quais foram manipulados com o auxílio do Sistema de Informações Geográficas (SIG). A interface SWAT-SIG extrai os dados para caracterizar cada sub-bacia dos Planos de Informações (PI's): Modelo Numérico do Terreno (MNT), solo e uso do solo, e do banco de dados do modelo. Os resultados obtidos foram comparados aos dados observados no posto hidrossedimentométrico localizado na microbacia, e submetidos a análise estatística para verificação da eficiência da simulação. Os cenários alternativos gerados foram divididos em dois grupos. No primeiro, foram criados seis cenários de acordo com o tipo de solo encontrado na microbacia: litólico e podzólico. Esse critério foi adotado com o objetivo de observar a produção de sedimentos e volume de escoamento superficial em cada tipo de solo combinados com os três usos encontrados na microbacia, com a finalidade de observar as respostas de cada solo, e possivelmente indicar uma melhor combinação solo/uso. No segundo, foram gerados sete cenários de uso do solo de acordo com a suscetibilidade do solo à erosão. Esse grupo foi criado com o objetivo de avaliar o comportamento da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial, nas áreas mais suscetíveis à erosão. As simulações dos cenários alternativos foram comparadas com os resultados encontrados no cenário atual. A utilização da interface SWAT-SIG permitiu avaliar os dados simulados em relação aos dados coletados no posto hidrossedimentométrico, os resultados obtidos foram satisfatórios, pois os dados simulados acompanharam os dados observados. Permitiu também, gerar cenários alternativos para verificar os efeitos da cobertura do solo na produção de sedimentos e no volume de escoamento superficial na microbacia. Comparando as simulações dos cenários alternativos, foi possível observar que quando no uso do solo predominava o cultivo da cana-de-açúcar, a produção de sedimentos e o volume de escoamento superficial aumentaram consideravelmente em relação ao cenário atual. No entanto, quando a vegetação nativa predominava, ocorria um decréscimo. Com base nas simulações de cenários é possível concluir que a MHRM é muito suscetível aos processos erosivos. Os resultados obtidos ressaltaram a necessidade de reconhecer nas bacias hidrográficas as áreas sensíveis aos processos erosivos, onde são necessárias práticas de controle da erosão ou mudanças na cobertura do solo, e não somente a proteção aos corpos d'água através da implantação da mata ciliar. Também é possível concluir que no contexto deste trabalho, o modelo não possui sensibilidade de reconhecer pequenas áreas em meio de áreas maiores.

Palavras-chave: modelos hidrológicos; processos erosivos; escoamento superficial, geoprocessamento

ABSTRACT

The use of SWAT-SIG interface in the study of sediment production and runoff volume with simulation of alternative sceneries

The present work had as objectives to apply the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model in the simulation of sediment production and runoff volume in the Ribeirão do Marins watershed, located in Piracicaba, SP, and to simulate alternative sceneries of soil use to exemplify the model and to study the possibilities of soil covering. To feed the model, it is necessary specialized data, which were manipulated with the aid of GIS's (Geographical Information System). The SWAT-GIS interface extracts the data to characterize each sub-basin with Information Plans (IP's): Digital Elevation Model (DEM's), soil and soil use, and from the model database. The results were compared to the data observed at the gauge station located in the watershed, and submitted to statistical analysis for validation of the simulation efficiency. The generated alternative sceneries were divided in two groups. In the first one, six sceneries were created in conformity with the soil type found in the watershed: litholic and podzolic. This criterion was adopted with the objective of observing the sediment production and the runoff volume in each soil type combined with the three soil usages found in the watershed with the purpose of observing each soil response, and the prospect to indicate a better soil/management combination. In the second one, seven sceneries of soil exploitation were generated in conformity with the susceptibility of the soil to erosion. This group was created with the objective to evaluate the behavior of sediment production and runoff volume in the areas most susceptible to erosion. The simulations of the alternative sceneries were compared with the results found in the current scenery. The use of the interface SWAT-SIG allowed to evaluate the simulated data in relation to the data collected in the gauge station, the obtained results were satisfactory, because the simulated data accompanied the observed data. Also allowed, to generate alternative sceneries to verify the effects of the covering of the soil in the production of sediments and in the volume of superficial drainage in the watershed. Comparing the simulations of the alternative sceneries, it was possible to observe that where sugarcane cultivation prevailed as major soil use, sediment production and runoff volume increased considerably in relation to the current scenery. However, when the native vegetation prevailed, there was a decrease in these factors. Based on the simulations of sceneries, it is possible to conclude that WRM is very susceptible to erosive processes. These results emphasized the need to recognize in watershed the sensitive areas to erosive processes, where it is necessary erosion control practices or changes in soil covering besides protecting bodies of water through the implantation of riparian forest. It is also possible to conclude that in the context of this work, model shows no sensibility to recognize small areas within larger ones.

Keywords: hydrological model; erosive processes; runoff; geoprocessing

1 INTRODUÇÃO

O considerável aumento dos processos erosivos, que ocorre em muitos sistemas agrícolas, é indício de declínio da fertilidade do solo e de graves avarias ou destruição total de grandes áreas anteriormente férteis e aráveis.

Estima-se que cerca de 80% da área cultivada do Estado de São Paulo esteja sofrendo processo erosivo além dos limites de tolerância. Este processo acarreta perdas estimadas em 194 milhões de toneladas de solo por ano, dos quais 48,5 milhões de toneladas/ano atingem mananciais em forma de sedimentos transportados, causando assoreamento e poluição desses recursos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

A erosão dos solos não causa problemas apenas nas áreas onde ocorre, podendo reduzir a fertilidade dos solos e criar ravinas e voçorocas, o que torna, às vezes, impossível sua utilização agrícola. A erosão causa, quase sempre, uma série de problemas ambientais, em nível local ou até mesmo em grandes áreas. Por exemplo, o material que é erodido em uma bacia hidrográfica pode causar assoreamento de rios e reservatórios. Além disso, as partículas transportadas pela água, em uma área agrícola, podem estar impregnadas de agroquímicos e contaminar as águas dos rios. O desmatamento e a erosão dos solos podem provocar o desaparecimento de mananciais, bem como acentuar os efeitos das inundações. Enfim, a erosão dos solos causa uma grande gama de impactos ambientais, desde a sua própria degradação, passando por problemas ambientais de uma forma geral (GUERRA; CUNHA, 1995).

A realização de estudos hidrológicos em bacias hidrográficas vem da necessidade de se compreender o funcionamento do balanço hídrico, os processos que controlam o movimento da água e os impactos de mudanças do uso da terra sobre a quantidade e qualidade da água.

Pode-se identificar várias práticas que prejudicam a sustentabilidade, podendo estas práticas ocorrer em diferentes escalas. Na escala micro, ou seja, na escala da propriedade rural, a compactação, a destruição da matéria orgânica e a destruição da microbiologia do solo são alguns exemplos de conseqüências de práticas de manejo inadequado que degradam o mais importante fator hidrológico da manutenção dos recursos hídricos, que é o processo de infiltração de água no solo. Na escala meso, que

é a própria escala da microbacia hidrográfica, podem-se identificar outros indicadores de sustentabilidade dos recursos hídricos. Por exemplo, o traçado de estradas que não leve em conta as características da bacia, sempre constitui um foco permanente de erosão, degradando tanto o potencial produtivo do solo, como a qualidade da água. Finalmente, numa escala macro ou regional, um indicador de sustentabilidade dos recursos hídricos seria, por exemplo, a própria disponibilidade natural de água, a qual pode ser quantificada pelo balanço hídrico (LIMA, 2000).

Para auxiliar no monitoramento de bacias hidrográficas, modelos hidrológicos e de qualidade da água vem sendo desenvolvidos. A grande limitação desses modelos é a quantidade de dados de entrada necessários para caracterizar a bacia em estudo.

Um modelo hidrológico pode ser definido como uma representação matemática do fluxo de água e seus constituintes em alguma parte da superfície do solo ou subsolo (MAIDMENT, 1993). Entretanto, é impossível ou inviável traduzir todas as relações existentes entre os diferentes componentes da bacia hidrográfica em termos matemáticos. De fato, ou essas relações são extremamente complexas a ponto de não existir uma formulação matemática capaz de descrevê-las completamente, ou apenas uma parte dos processos envolvidos nessas relações é conhecida. Assim, na maioria dos casos, a modelagem hidrológica torna-se somente uma representação aproximada da realidade.

Para facilitar a interpretação dos dados pelos modelos, são utilizadas técnicas de análise em Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Essa ferramenta é destinada 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 análises (ALVES, 1990).

O presente trabalho tem por objetivos: (A) avaliar a produção de sedimentos e o escoamento na microbacia hidrográfica do Ribeirão do Marins (Piracicaba, SP), por meio do modelo SWAT, comparando os dados obtidos na simulação com os dados observados em campo; (B) gerar diferentes cenários de ocupação do solo, com a finalidade de avaliar o escoamento e sedimentos produzidos.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão Bibliográfica

2.1.1 Bacias Hidrográficas

A bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema físico onde a entrada é o volume de água precipitado e a saída é o volume de água escoado pelo exutório, considerando-se como perdas intermediárias os volumes evaporados e transpirados e também os infiltrados profundamente. (TUCCI, 2001).

Segundo Coelho Neto (1994), bacia hidrográfica ou bacia de drenagem é uma área da superfície terrestre que drena água, sedimentos e materiais dissolvidos para a saída comum, num determinado ponto de um canal fluvial. O limite de uma bacia hidrográfica é conhecido como divisor de drenagem ou divisor de águas.

Bacia hidrográfica ou bacia de drenagem é uma área de superfície terrestre que drena água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, num determinado ponto de um canal fluvial. O limite de uma bacia hidrográfica é conhecido como divisor de drenagem ou divisor de águas. A bacia de drenagem pode desenvolver-se em diferentes tamanhos, que variam desde a bacia do Amazonas, com milhões de km², até bacias com poucos metros quadrados que drenam para a cabeça de um pequeno canal erosivo ou, simplesmente, para o eixo de um fundo de vale não canalizado. Bacias principais drenam em direção a um canal, tronco ou coletor principal, constituindo um sistema de drenagem hierarquicamente organizado (COELHO NETO, 1994).

As bacias hidrográficas podem ser divididas em um número determinado de sub-bacias, dependendo do ponto de saída considerado ao longo do canal coletor.

Em função de suas características naturais, bacias hidrográficas têm se tornado importante unidade espacial utilizada para gerenciar atividades de uso e conservação dos recursos naturais, principalmente nas situações atuais de grande pressão sobre o ambiente em função do crescimento populacional e do desenvolvimento.

Em termos de unidade de estudo e operação, a microbacia hidrográfica é a unidade espacial de planejamento mais apropriada por permitir controle mais objetivo dos recursos humanos e financeiros, favorecendo a integração de práticas de uso e manejo do solo e da água e a organização comunitária. O trabalho em microbacias hidrográficas cria condições que tornam compatíveis as atividades produtivas e a preservação ambiental, permitindo um desenvolvimento sustentável (PEREIRA; MOLINARI, 1995).

O trabalho em microbacias hidrográficas é uma maneira eficiente de gerar tecnologia regionalizada, difundir as práticas de manejo de solo e culturas, conservar os recursos naturais e contribuir para o desenvolvimento municipal e regional. Ainda, permite propor soluções para melhorar os sistemas de produção adotados pelo agricultor, bem como introduzir alternativas tecnológicas edafoclimáticas e sócio-economicamente viável ou que tenham potencial para a região. Contudo, a implantação das ações preconizadas a campo pode ser distorcida, gerando dificuldades que podem até invalidar uma tecnologia comprovadamente eficiente (CASTRO FILHO, 1994).

Cada vez mais se observa a especialização dos estudos segundo a tipologia dos processos erosivos e locais de ocorrência, o que conduz à proposição de métodos diagnósticos específicos. Para áreas rurais, os diagnósticos tendem a ser realizados por intermédio de métodos que visam estabelecer a capacidade de uso das terras e indicar usos e manejos adequados, além de orientações pertinentes à estrutura fundiária, malha viária e outras formas de intervenção humana.

No passado, alguns países em desenvolvimento promoviam estudos, classificações e atribuição de prioridades de atividades em bacias hidrográficas, promovendo investigações de campo e manipulações manuais de mapas, sempre com muita demora e muito custo (ASSIS, 1995). A utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) e recursos informatizados podem reduzir significativamente o tempo e o custo de tais atividades (CALIJURI, 1996), além de fornecer resultados mais precisos e ainda permitir manipulações teóricas da paisagem, isto é, simulações de alteração de um ou mais fatores que compõem a paisagem que está sendo estudada, e prever o acontecimento ou não de algum tipo de impacto ambiental.

Segundo Bertolini e Lombardi Neto (1990), em São Paulo, através do Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas, os Governos Estadual e Municipal e as associações de agricultores visam o aumento da produção de alimentos para atender ao consumo interno e gerar excedentes para o mercado externo, melhorando o padrão de vida do agricultor e, ao mesmo tempo, utilizando de modo racional e integrado os recursos naturais do solo, da água, flora e fauna.

2.1.2 Hidrossedimentação em Bacias Hidrográficas

Os problemas derivados de sedimentos se avolumam à medida que há maior desenvolvimento e ocupação do espaço geográfico, tanto do ponto de vista da remoção como do ponto de vista da sedimentação. No entanto, estudos e pesquisas em hidrossedimentologia são realizados com lentidão. Isto se deve ao fato de que a maioria das conseqüências não é imediata, dando lugar à descrença ou ao descaso (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2004).

Em seu movimento rumo à saída de uma bacia hidrográfica, a água por esta interceptada flui sobre (ou dentro) as rochas e os solos que formam ou revestem as vertentes e as calhas da rede de drenagem. Os obstáculos que então encontra determinam os caminhos que ela vai seguir e a velocidade com que se deslocará, e dissipam boa parte de energia de que está provida, ao propiciar que partículas sólidas sejam removidas e transportadas vertente ou rio abaixo, pelo fluxo líquido. Embora esporádicos, os deslocamentos dos sedimentos carregados pelo escoamento superficial e outros processos acabam provocando o remanejo e a redistribuição pela bacia de ponderáveis massas de partículas sólidas, a ponto de poderem eventualmente alterar o ciclo hidrológico e, certamente, afetar o uso, a conservação e a gestão dos recursos hídricos (TUCCI, 2001).

A quantidade total de material removido numa bacia hidrográfica é conhecida como erosão bruta ou erosão total, que inclui material particulado e dissolvido. Contudo, nem todo o material que é destacado de seu local de origem é transportado para fora da bacia, dados o grau de seletividade de grãos que cada modalidade de erosão

apresenta no processo de remoção e transporte e a dinâmica hidrológica dos canais de drenagem da área em questão.

A erosão referente apenas ao sedimento transportado para fora da área de drenagem é denominada erosão efetiva. Denominação essa, também utilizada para a contribuição ou produção de sedimento ou ainda rendimento sólido. Quando considerada, a produção de sedimento a jusante do ponto de medição e comparada com a quantidade de material removido, é denominada de taxa de transferência ou coeficiente de remoção de sedimento.

Em relação ao gradiente granulométrico existente nos cursos d'água de uma bacia hidrográfica, é possível observar que as cabeceiras dos rios são compostas por sedimentos de tamanhos maiores, como pedras, pedregulhos e seixos. À medida que são transportados, esses materiais vão se fracionando, transformando-se em sedimentos de granulometria menor, passando a areia grossa, média e fina gradativamente a jusante, para o baixo curso (CARVALHO, 1994).

A produção de sedimento é muito variável em uma bacia hidrográfica, das partes mais elevadas às planícies. Isto devido ao tipo de solo, cobertura vegetal relevo, clima entre outros.

De forma geral, nas porções altas de uma bacia hidrográfica há maior erosão e transporte de sedimentos. A erosão vai diminuindo da alta para a média bacia à medida que as declividades decrescem e as chuvas se tornam menos intensas, fora das regiões montanhosas. Na parte baixa da bacia há muita formação de colúvios, isto é, a maior parte dos sedimentos erodidos se distribui pelos terrenos. Vê-se, então, que a degradação dos solos predomina na parte baixa (CARVALHO, 1994).

Em relação ao transporte de sedimentos do rio principal, a carga em suspensão é predominante maior que a do fundo (90% a 95%) no alto curso, e a carga de fundo vai crescendo à medida que a erosão da bacia vai diminuindo e a declividade do curso d'água também (65% a 90% de sedimento em suspensão). A porcentagem de sedimento em suspensão e do leito é muito dependente da granulometria do sedimento transportado. Assim, quando há grande quantidade de areia, a porcentagem de sedimento transportado no leito pode ser maior que o sedimento em suspensão (CARVALHO, 1994).

2.1.3 Modelos Hidrológicos

Modelo é uma representação do comportamento de um sistema natural possível de ser expresso através de equações matemáticas e que, dada à versatilidade que possui, pode-se facilmente modificar a sua lógica, obtendo-se resultados de diferentes situações de um mesmo sistema ou de diferentes sistemas (BARTH; et al., 1987). Um modelo hidrológico pode ser definido como uma representação matemática do fluxo de água e seus constituintes em alguma parte da superfície do solo ou subsolo (MAIDMENT, 1993).

Os modelos estão sendo cada vez mais utilizados em estudos ambientais, pois ajudam a entender o impacto das mudanças no uso da terra e prever alterações futuras nos ecossistemas.

Os processos ambientais no mundo real são geralmente bastante complexos e são tipicamente tridimensionais e dependentes do tempo. Tal complexidade pode incluir comportamentos não lineares e componentes estocásticos sobre múltiplas escalas de tempo e espaço. Pode-se haver um entendimento qualitativo de um processo particular, mas o entendimento quantitativo pode ser limitado. A possibilidade de expressar os processos físicos como um conjunto de equações matemáticas detalhadas pode não existir, ou as equações podem ser muito complicadas, exigindo simplificações para seu uso (GOODCHILD; PARKS; STEYAERT, 1993).

Além disso, limitações computacionais ou a maneira na quais as equações matemáticas são convertidas em processos numéricos discretos leva à parametrização de processos complexos em escalas muito detalhadas que podem não ser explicitamente representadas no modelo. Em alguns casos, esses conjuntos de equações podem ser vistos como uma coleção de hipóteses, relativo a processos físicos, do qual entradas e saídas estão conectadas. Esse conjunto de equações parametrizadas representa a melhor aproximação do modelador para explicar esses processos, dado essas restrições coletivas. Entretanto, é importante reconhecer que modelos ambientais são usualmente, no melhor caso, apenas uma representação dos processos do mundo real (GOODCHILD; PARKS; STEYAERT, 1993).

Um mesmo processo pode ser representado de diferentes maneiras, sendo algumas mais apropriadas para determinados casos. Nesse caso, não existe um modelo único que seja o melhor e sim pode existir aquele que melhor descreve um fenômeno. De maneira geral, um modelo é um sistema de equações e procedimentos compostos por variáveis e parâmetros. Os parâmetros mantêm seu valor inalterado durante todo o processo estudado. Assim, um parâmetro possui o mesmo valor para todos os intervalos de tempo, o que não significa que ele não possa variar espacialmente (RENNÓ; SOARES, 2000).

Já as variáveis podem mudar ao longo do tempo que o modelo estiver sendo executado. Podem-se distinguir três tipos de variáveis num modelo. A primeira chamada variável de estado é o foco de estudo do modelo. Haverá sempre uma equação diferencial relacionada a esta variável. O estado de um sistema pode ser descrito apenas checando-se o valor de cada variável de estado. Como exemplo, na modelagem do balanço de água no solo, uma variável de estado pode ser o conteúdo de água no solo. O segundo tipo de variável num modelo é a variável processo ou simplesmente processo, também chamada de fluxo. Os fluxos serão as entradas e saídas das variáveis de estado. Exemplificando, a taxa de infiltração do solo pode ser considerada uma variável processo que alterará o conteúdo de água no solo. O terceiro e último tipo é a variável forçante que é usada no modelo, mas não é calculada por ele e, dessa forma, a variação desta variável deve ser explicitada para o modelo. Esta variável pode representar um fluxo (fluxo forçante) ou um estoque externo ao modelo (estoque forçante) que alimentará o modelo funcionando como um propulsor. A chuva e o aquífero não confinado são respectivamente típicos exemplos de fluxo e estoque forçante em modelos de balanço de água no solo. A variável forçante pode atuar ainda como um modulador/controlador de fluxos no modelo, como acontece, por exemplo, com o vento que pode influenciar na taxa de evaporação do solo (RENNÓ; SOARES, 2000).

Para melhor compreensão dos modelos hidrológicos, estes foram agrupados de acordo com suas principais características:

- Modelos discretos ou contínuos: contínuos quando os fenômenos são contínuos no tempo; quando se dão em intervalos determinados, são denominados discretos;

- Modelos concentrados ou distribuídos: concentrados são os modelos em que os parâmetros variam somente em função do tempo e são representados por equações diferenciais ordinárias com uma variável independente; distribuídos são aqueles que variam também, segundo espaço geográfico, utilizando-se para representá-los equações diferenciais parciais com mais de uma variável independente.
- Modelos estocásticos ou determinísticos: determinísticos são aqueles em que, para uma mesma entrada, o sistema produz sempre a mesma saída. Estocásticos são aqueles em que o relacionamento entre entrada e saída é estatístico;
- Modelos conceituais ou empíricos: conceitual é aquele em que as funções utilizadas na sua elaboração levam em consideração os processos físicos. Empíricos são os que ajustam os dados calculados os observados através de funções empíricas, mas que estão relacionadas com a física do sistema, também conhecidos como do tipo “caixa preta”. O modelo SWAT está incluído neste grupo.

2.1.3.1 Modelos Hidrossedimentológicos

Existem inúmeros modelos para a estimativa da perda de solo, geralmente se distinguem pela existência de diferentes tipos de classificação, principalmente em função de: (a) área de aplicação, (b) se os algoritmos e relações são baseados em leis físicas ou leis empíricas, (c) se o fluxo sub-superficial e/ou subterrâneo são considerados e, (d) tipo de parâmetros que são simulados (hidrológicos, sedimentos, nutrientes e/ou pesticidas) (SILVA; CRESTANA, 2004).

Em relação à escala espacial de aplicabilidade, a maioria de modelos estima a perda de solo em pequenas áreas homogêneas, com inclinação uniforme. Estes modelos são geralmente aplicados a áreas variando entre pequenos lotes (0,01 ha) a pequenas bacias (aproximadamente 10 ha). Com o auxílio da tecnologia SIG, modelos espacialmente distribuídos aplicados em áreas maiores têm sido utilizados em estudos de produção de sedimentos na escala das bacias hidrográficas. A principal vantagem destes modelos é a possibilidade de estudos de conservação ambiental através da estimativa do escoamento superficial, sedimentos e elementos químicos produzidos

pela bacia. Entretanto, a incerteza dos resultados aumenta devido a problemas associados à complexidade dos processos e dos erros devido à variabilidade espacial (SILVA; CRESTANA, 2004).

Importante ressaltar a necessidade de se conhecer o modelo conceitual hidrológico que invariavelmente faz parte de todos os modelos, já que sedimentos e componentes químicos são transportados via água. Portanto um modelo conceitual não adequado irá resultar em valores discutíveis.

Outro fator de relevância é a compreensão dos fenômenos físicos ocorrentes na bacia hidrográfica de interesse, bem como a disponibilidade de dados reais para serem processados pelo modelo em estudo, diminuindo as incertezas dos resultados simulados.

2.1.3.1.1 SWAT - Soil and Water Assessment Tool

O modelo SWAT foi desenvolvido pelo US Department of Agriculture, Agricultural Research Service no Grassland, Soil and Water Research Laboratory, em Temple no Texas, EUA. O modelo opera geralmente em intervalo de tempo diário, uma resolução sub-diária é possível, e também para a simulação contínua de vários anos.

O SWAT é um modelo matemático que permite que diferentes processos físicos sejam simulados na bacia hidrográfica, com o objetivo de analisar os impactos das alterações no uso do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água, em bacias hidrográficas agrícolas não instrumentadas. Para satisfazer a estes objetivos o modelo: (1) é baseado em características físicas da bacia; (2) usa dados de entrada normalmente disponíveis; (3) é computacionalmente eficiente para operar sobre médias a grandes bacias ($>1.000 \text{ km}^2$); e (4) é contínuo no tempo, sendo capaz de simular longos períodos (>100 anos) de forma a computar os feitos das alterações no uso do solo (MACHADO, 2002).

O modelo SWAT é do tipo distribuído, e a bacia hidrográfica pode ser subdividida em sub-bacias. Cada sub-bacia pode ser parametrizada pelo SWAT usando uma série de Unidades de Resposta Hidrológica (Hydrologic Response Units – HRU's), de modo a

refletir as diferenças de tipo de solo, cobertura vegetal, topografia e uso do solo, sendo possível a subdivisão de centenas à milhares de células, cada célula representando uma sub-bacia.

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

Os processos representados no modelo podem ser resumidos conforme apresentado na Figura 1.

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

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

Figura 1 - Fluxograma do modelo SWAT (modificado de King et al., 1996)

Para a estimativa da infiltração, do escoamento superficial e da força de desprendimento pelo fluxo da água é necessária a determinação do balanço hídrico. O modelo SWAT utiliza a seguinte equação:

$$SW_t = SW + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i) \quad (1)$$

sendo:

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

SW = conteúdo de água no solo disponível para as plantas, definido como conteúdo de água inicial menos o conteúdo de água no ponto de murcha permanente (mm);

t = tempo (dias);

R_i = precipitação (mm);

Q_i = escoamento superficial (mm);

ET_i = evapotranspiração (mm);

P_i = percolação (mm);

QR_i = fluxo de retorno (ascensão capilar) (mm).

O modelo utiliza uma formulação modificada do Método da Curva Número (CN), do Soil Conservation Service – SCS (USDA-SCS, 1972), para calcular o escoamento superficial ao tipo de solo, uso do solo e manejo.

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

$$Q = 0,0; \quad R \leq 0,2S \quad (3)$$

sendo:

Q = escoamento superficial diário (mm);

R = precipitação diária (mm);

S = parâmetro de retenção.

Obs.: o parâmetro de retenção varia de acordo com: (1) a bacia, em função solo, uso do solo e declividade; e (2) com o tempo, em função das alterações de umidade do solo. Este parâmetro está relacionado com a curva Número pela seguinte equação:

$$S = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad (4)$$

A escala da CN não é linear, variando entre 1 e 100; os extremos correspondem respectivamente, a uma cobertura permeável até uma cobertura impermeável. Assim, para os valores de CN são consideradas três condições:

CN₁: corresponde à curva Número para a condição I de umidade, situação em que os solos estão secos;

CN₂: corresponde à Curva Número para a condição II de umidade, ou seja a situação média em que os solos apresentam a umidade da capacidade de campo;

CN₃: corresponde à Curva Número para a condição III de umidade, situação em que os solos estão saturados.

Para calcular os valores corrigidos de CN₁ e CN₃, estes foram relacionados com o CN₂ por meio das seguintes equações:

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

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

A evapotranspiração é determinada pela soma da evaporação do solo e a transpiração da planta, ambas determinadas em função da evaporação potencial. O modelo oferece três opções para a estimativa da evaporação potencial: Penman & Monteith, Hargreaves & Samani e Priestley & Taylor.

No modelo a componente percolação usa uma técnica de propagação do armazenamento, combinando com um modelo de fluxo em fendas para simular o

escoamento através de cada camada de solo. Uma vez percolada abaixo da zona das raízes (*root zone*), este volume é armazenado como água subterrânea ou surge como escoamento de retorno a jusante do ponto considerado. Essa técnica é apresentada pela equação:

$$SW_i - SW_{oi} \exp\left(\frac{-\Delta t}{TT_i}\right) \quad (7)$$

sendo:

SW e SW_o = umidade do solo no começo e fim do dia (mm);

Δt = intervalo de tempo (h);

TT = tempo de propagação através da camada i em h;

i = índice de identificação da camada do solo.

Assim, a percolação pode ser calculada pela seguinte relação:

$$P_i = SW_{oi} \left[1 - \exp\left(\frac{-\Delta t}{TT_i}\right) \right] \quad (8)$$

Onde P_i é a percolação em mm/dia.

O tempo de propagação nas camadas de solo é calculado através da equação:

$$TT_i = \frac{(SW_i - FC_i)}{H_i} \quad (9)$$

sendo:

FC = capacidade de campo menos a lâmina de água do ponto de murchamento para a camada i (mm);

H_i = condutividade hidráulica (mm/h).

A água contida solo no ponto de murchamento, bem como a capacidade de campo são definidos pelo modelo como função da densidade do solo em cada sub-bacia.

A erosão é simulada por intermédio da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (MUSLE), a qual é uma versão modificada da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978). Enquanto na USLE são utilizados os índices de precipitação como índices indicativos de energia da erosão, a MUSLE usa a quantidade de escoamento superficial para simular a produção de sedimentos.

Segundo Neitsh; Arnold e Willians (2000), a substituição resulta em um número de benefícios: a precisão do modelo é aumentada; a necessidade de razão de transporte é eliminada e permite a equação ser aplicada para eventos de chuva individuais.

$$sed = 11,8 * (Q_{surf} * q_{peak} * área_{hru})^{0,56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} \quad (10)$$

sendo:

sed = produção de sedimentos em um dado dia (ton);

Q_{surf} = volume de escoamento superficial (mm);

Q_{peak} = vazão de pico do escoamento (m³/s);

$área_{hru}$ = área da HRU (ha);

K_{USLE} = fator de erodibilidade do solo;

C_{USLE} = fator de manejo e cobertura do solo;

P_{USLE} = fator de práticas conservacionistas;

LS_{USLE} = fator topográfico.

A propagação no canal está dividida em duas componentes, propagação da vazão líquida e propagação da vazão sólida. Na primeira, a operação é realizada com uma passo de tempo diário e não requer cálculos iterativos, fazendo com que o modelo seja eficiente para simular tempos longos (50-100 anos) sobre médias/grandes bacias (1.000 à 10.000 km²). Os dados requeridos pelo modelo incluem o comprimento,

declividade, profundidade, declividade lateral e “n” do canal, e declividade e “n” da margem de inundação. A taxa de escoamento e a velocidade média são cálculos usando a equação de Manning.

A segunda componente depende de duas operações simultâneas, a deposição e a degradação. A deposição no canal é baseada na velocidade de queda da partícula sedimentar, e a degradação na força do escoamento. Esta definida como um produto da densidade da água, taxa de escoamento e a declividade da superfície da água.

2.1.4 Sistemas de Informações Geográficas

O estudo de informações sobre a distribuição das características espaciais e atributos da superfície terrestre tem sido uma parte importante das atividades do ser humano desde as mais remotas sociedades até o nosso tempo (HODGKISS, 1981).

O desenvolvimento das ciências naturais como a geologia, a geomorfologia, a ciência do solo e a ecologia, que se iniciou no século XIX e teve grande impulso nos nossos dias, deu origem a novas necessidades de mapeamento, apresentando um grande aumento de demanda por mapas topográficos e temáticos, devido principalmente à maior necessidade de exploração dos recursos naturais (BURROUGH, 1986).

O estudo das ciências envolvidas requer observação, classificação e armazenamento de informações, utilizando-se métodos qualitativos de classificação e mapeamento sistemático, gerando enormes quantidades de dados complexos que devem ser analisados de forma integrada. Dessa demanda surgiram os primeiros programas computacionais para esse fim, que posteriormente vieram a se chamar Sistemas de Informações Geográficas – SIG (FERRAZ, 2002).

O SIG é uma ferramenta computacional criada especialmente para armazenamento, manipulação e exibição de dados e informações espacialmente distribuídos em computador (BURROUGH, 1986). Mais do que um sistema de apresentação e processamento de dados, ele possui módulos para a realização de operações analíticas, sobreposição e cruzamento de informações. Seu banco de dados

permite a associação de atributos e a realização de consultas, permitindo a análise e modelagem de informações espacialmente distribuídas.

2.1.4.1 Análise espacial de informações

A localização espacial, atributos e variação temporal são características básicas de informações espacialmente distribuídas. São independentes, mas relacionadas entre si, uma vez que os atributos e a localização espacial podem sofrer variações ao longo do tempo (STAR; ESTES, 1990).

O georreferenciamento é necessário para que o SIG reconheça a localização espacial exata do objeto em estudo, ou seja, a posição exata em relação à superfície ou dentro da área de estudada, através de um sistema de coordenadas geográficas. Dados geográficos não existem sozinhos no espaço e tão importantes quanto localizá-los é descobrir e representar as relações existentes entre diversos dados (FERRAZ, 2002).

Topologia é a denominação que se dá à estrutura de relacionamentos espaciais que se pode estabelecer entre objetos geográficos e inclui a definição da área, conectividade entre elas e a sua contigüidade.

2.1.4.2 Representação e organização das informações no SIG

Segundo Star e Estes (1990), para que se possa armazenar e manipular os dados espacialmente distribuídos de uma superfície é preciso subdividi-los em objetos ou entidades que possam ser caracterizados. Assim, um banco de dados armazena um modelo da superfície terrestre onde, por exemplo, pontos representam cidades, linhas representam estradas e polígonos representam lagos. Portanto um mesmo fenômeno pode ser representado por uma ou mais desses atributos.

A representação de elementos espaciais no SIG pode ser a vetorial e a matricial. Na vetorial, o contorno do objeto é definido por uma série de pontos referenciados, que

unidos formam vetores que a representam graficamente. É atribuído um número identificador, que é associado aos seus atributos. Na matricial a área é subdividida em uma fina malha de células nas quais são gravadas as características ou atributos da superfície em estudo naquele ponto. A cada célula é atribuído um valor numérico que pode representar o identificador de uma característica, um atributo qualitativo ou um atributo quantitativo.

As informações contidas nos mapas são organizadas em um conjunto de planos de informação (P.I.), que é uma coleção lógica de características geográficas e os atributos usados para descrevê-los. Um mapa base pode ser separado em diversos planos de informação georreferenciados, ou seja, possuem suas referências espaciais conhecidas em um sistema de coordenadas geográficas (BURROUGH, 1986).

A organização dos planos de informação em um SIG possui diversas formas, a escolha dependerá do uso que terão, podem ser organizados segundo as características dos elementos básicos, grupos temáticos ou intenções de uso.

2.1.4.3 Ferramentas analíticas de um SIG

A operação fundamental realizada por um SIG é a consulta ao banco de dados. Essa consulta pode dar-se pela localização geográfica ou por atributo associado às entidades. Ela pode ser relativamente simples ou complexa, com o uso de operadores lógicos. Normalmente essas consultas são realizadas em duas etapas: a primeira é a reclassificação, que cria um novo plano de informações com a condição de interesse e a segunda é a realização de uma sobreposição com outro de informações de interesse, cuja intersecção ou união levará aos resultados desejados.

Outra ferramenta importante de um SIG é o que proporciona a combinação matemática de mapas, permitindo três diferentes tipos de operações:

- A aritmética escalar que permite a modificação aritmética de valores de atributos no espaço constante;
- A habilidade matemática de transformar valores de atributos em uma operação padrão (como por exemplo, uma função trigonométrica);

- A possibilidade de combinação matemática (adição, subtração, multiplicação e divisão) de diferentes planos de informação para se produzir uma composição ou condição.

Operadores de distância é uma ferramenta que permite a geração de imagens com valores da distância entre uma entidade qualquer da imagem e um dado ponto ou linha de contorno de uma entidade a uma dada distância, o que possibilita a criação de faixas com largura determinada ao redor de pontos, linhas ou polígonos.

A ferramenta, operadores de contexto, permite a criação de novos planos de informação modificando informações previamente existentes. Permite a criação de modelos numéricos de terreno, a filtragem de imagens e cálculo de declividades entre muitos outros.

De acordo com Ferraz (2002), a utilização dessas ferramentas possibilita a realização de operações analíticas no SIG que frequentemente se relacionam, e se incluem em três principais grupos:

- Consulta ao Banco de dados onde são selecionadas as combinações de variáveis que satisfazem uma ou mais condições para a análise. O elemento fundamental da consulta é o padrão de busca, objetivando o padrão espacial do dado em questão que conduza às relações entre as variáveis.
- Mapeamento derivado, extraíndo-se os elementos selecionados no Banco de Dados para a geração de novos planos de informações. Conhecendo-se as relações entre os elementos do Banco de Dados podem-se obter novas informações a partir dos dados primários.
- Processos de modelagem acrescentam ao Banco de Dados uma informação nova, que é o conhecimento do processo estudado. Gerando dentro do SIG o ambiente que se estuda de forma simulada, torna-se possível a manipulação dos processos geográficos e temporais e avaliação dos seus impactos.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Material

2.2.1.1 Área de estudo

A área de estudo escolhida foi a Microbacia Hidrográfica do Ribeirão do Marins (MHRM), afluente do Rio Piracicaba, com aproximadamente 5973 ha, situada entre as coordenadas 22° 41' S e 22° 51' S, e 47° 40' W e 47° 45' W, no município de Piracicaba, Estado de São Paulo (Figura 2). Esta bacia faz parte da rede hidrológica do estado de São Paulo, gerenciada pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) e Centro Tecnológico de Hidráulica da Universidade de São Paulo (CTH/USP). Nesta bacia estão instalados equipamentos para estudos hidrológicos, como estações pluviométricas e estação limnimétrica.

O clima é considerado do tipo mesotérmico, Cwa, isto é, subtropical úmido, conforme classificação de Köppen, com verão chuvoso e inverno seco, sendo de 1278 mm a precipitação média anual. As temperaturas médias anuais entre 18 e 22°C e com acentuada amplitude térmica entre os meses quentes e frios.

Esta microbacia é historicamente conhecida como o “cinturão verde” do município de Piracicaba, com grande produção de hortícolas, sendo, portanto uma área de grande importância para a região. Hoje a bacia sofre grande pressão de ocupação com cana-de-açúcar devido à proximidade de diversas usinas canavieiras. A ocupação agrícola com culturas anuais e a grande presença da cana-de-açúcar fazem com que esta área tenha uma grande movimentação de terra durante o ano, o que deixa o solo bastante suscetível ao processo erosivo.

Figura 2 – Localização da Microbacia Hidrográfica do Ribeirão do Marins

Os solos da região, segundo o levantamento semidetalhado do Estado de São Paulo, quadrícula de Piracicaba (OLIVEIRA, 1999) e Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999) são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Solos presentes na MHRM

Símbolo no mapa	Classificação Atual	(EMBRAPA)
	Podzólico Vermelho-Amarelos	Alissolos
PV-7	Grupamento indiscriminado de Podzólicos Vermelho-Amarelos abruptos, A moderado e espesso, textura arenosa/média. Unidade Serrinha (Arenic Abruptic Paleudalt, Arenic Abruptic Paleudult).	
PV-8	Grupamento indiscriminado de Podzólicos Vermelho-Amarelos abruptos, A moderado e espesso, textura arenosa/média, pouco profundos. Unidade Serrinha fase pouco profunda (Arenic Abruptic Paleudalt, Arenic Abruptic Paleudult).	
PV-10	Grupamento indiscriminado de Podzólicos Vermelho-Amarelos eutróficos, A moderado, textura média/argilosa, pouco profundos. Unidade Manduca (Abruptic Paleudalf, Typic Paleudalf).	
	Latossolos Vermelho-Amarelos	Latossolos
LV-2	Latossolo Vermelho-Amarelo Álico, A moderado, textura média. Unidade Laranja Azeda (Typic Haplorthox).	
	Litólicos	Neossolos
LI-3	Solo Litólico Eutrófico ou Distrófico, A moderado, proeminente ou chernozêmico, substrato sedimentos indiscriminados, do grupo Passa Dois (Typic Udorthent).	
LI-5	Solo Litólico Eutrófico, A moderado ou chernozêmico, substrato arenitos das formações Botucatu ou Pirambóia (Typic Udorthent e Lithic Hapludoll).	

- **Podzólicos Vermelho-Amarelos:** são solos de horizonte B textural, que apresentam um incremento de argila com a profundidade e distinta individualização de horizontes. Os perfis são bem drenados, moderadamente porosos, de textura média ou argilosa, com estrutura em blocos subangulares. Em geral, apresentam erosão moderada a forte, dependendo do relevo e da posição na paisagem. Cuidados especiais têm que ser tomados para o manejo destes solos, especialmente com aqueles que ocorrem em relevo acidentado, o que restringe sua utilização intensiva (MACEDO, 1994).

- **Latossolos Vermelho-Amarelos:** são solos com boas condições de drenagem, profundos, com teores de argila entre 15% e 90%. As características de estrutura, porosidade, permeabilidade, drenagem e consistência, decorrentes da constituição de seus minerais e do relevo geralmente pouco acidentado, possuem elevada resistência à erosão. No entanto, tem-se observado que um manejo inadequado pode acarretar na formação de camadas compactadas, que diminuem significativamente a infiltração de água, aumentando os riscos de erosão (MACEDO, 1994).

- **Litólicos:** segundo Macedo (1994), são solos rasos, pedregosos, com um horizonte A assentado diretamente sobre um horizonte C ou sobre a rocha. São de textura bastante variada, predominando a fração areia, e de fertilidade variável. São encontrados em regiões de relevo forte, ondulado a montanhoso. São solos que apresentam alto risco de erosão, limitando sua capacidade de uso.

As formações predominantes da microbacia são Pirambóia e Corumbataí. A formação Pirambóia constitui-se de arenitos esbranquiçados, amarelados, avermelhados e róseos, médios e muito finos, ocasionalmente grosseiros, regularmente classificados, siltico-argilosos, quartzosos, com grãos subarredondados e intercalações de siltitos e argilitos. Mais raramente, observam-se ainda arenitos conglomeráticos, com seixos de quartzo e também de argila, com matriz areno-argilosa. Na seção inferior os arenitos tornam-se finos, predominando fácies bastante argilosa. Apresentam acamamento plano-paralelo e estratificação cruzada do tipo planar, menos comumente acanalada, de pequeno e médio porte. Essa formação atinge uma espessura máxima

de 260 metros, próximo à cidade de São Pedro, tendendo a diminuir em direção ao norte.

A formação Corumbataí é constituída, na sua seção inferior, de um pacote de argilitos, folhelhos e siltitos, com fraturas concoidais e concreções calcíferas e ainda um conjunto de argilitos e folhelhos cinza escuro, de aspecto rítmico, com ocasionais leitos de calcário silicificado, oolítico, além de níveis coquinóides. Na seção superior da formação, ocorre uma seqüência de argilitos e arenitos finos, argilosos, regular a bem classificados, esverdeados, arroxeados e avermelhados. Apresenta uma espessura de cerca de 180 metros nas proximidades da cidade de Charqueada e distribui-se espacialmente numa direção aproximadamente norte-nordeste, que se prolonga desde o sudeste de Laras até nordeste de Santa Rosa do Viterbo.

A área apresenta relevo suavemente ondulado no topo. A partir daí em direção ao Ribeirão Marins o relevo torna-se ondulado a fortemente ondulado. As colinas são estreitas formando esporões com lançantes longos, quase paralelos entre si, orientados no sentido do topo do ribeirão. O declive nessas colinas está em torno de 5 a 10% e o comprimento de rampa varia entre 500 a 1000 m. Estes lançantes são separados por vales escarpados em forma de “V”, onde a declividade é superior a 30% (TERAMOTO, 1995).

O uso e cobertura do solo da microbacia são constituídos em grande parte por cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*) e pastagens (*Brachiaria spp.*), apresentando também remanescentes de florestas em algumas grotas e margens do ribeirão, e plantações de eucalipto (*Eucalyptus spp.*) nas partes mais altas e em alguns fundos de vales.

Na Figura 3 é possível observar a cobertura do solo na microbacia. Verifica-se o cultivo da pastagem nas áreas mais altas e encostas, e a cana-de-açúcar nas encostas. Nota-se também os processos erosivos instalados na microbacia.

(a)

(b)

Figura 3 – Exemplos de ocupação do solo na microbacia

2.2.1.2 Documentação e equipamentos

Para a realização do trabalho foram necessários os seguintes materiais e equipamentos:

- Cartas planialtimétricas do Plano Cartográfico do Estado de São Paulo, Secretaria de Economia e Planejamento, Coordenadoria de Ação Regional, Divisão de Geografia, 1ª edição, na escala 1:10.000:

Folha	Nomenclatura	Ano
Santa Terezinha do Piracicaba	(SF-23-Y-A-IV-2-SO-C)	1979
Bairro dos Marins	(SF-23-Y-A-IV-2-SO-E)	1979
Bairro Volta Grande	(SF-23-Y-A-IV-4-NO-A)	1978
Sete Barrocas	(SF-23-Y-A-IV-2-NO-D)	1978
Mato Alto	(SF-23-Y-A-IV-2-SO-E)	1977
Piracicaba V	(SF-23-Y-A-IV-2-SO-D)	1979
Piracicaba III	(SF-23-Y-A-IV-2-SO-F)	1979
Piracicaba II	(SF-23-Y-A-IV-2-NO-B)	1978
Fazenda Pinheirinho	(SF-23-Y-A-IV-4-NO-D)	1978
Saltinho	(SF-23-Y-A-IV-4-NO-F)	1977

- Imagem de satélite SPOT-4, resolução espacial de 20 m, tomada em julho de 1998, com quatro bandas espectrais:

B1 (verde)	(0,50-0,59 μm)
B2 (vermelho)	(0,61-0,68 μm)
B3 (infravermelho próximo)	(0,79-0,89 μm)
B4 (infravermelho médio)	(1,58-1,75 μm)

- Programas computacionais:
 - Software ArcView v. 3.2; extensões ArcView Spatial Analyst v. 1.1 e ArcView 3D Analyst v. 1.0;
 - interface ArcView-SWAT v. 2000;

- Software Idrisi v. 2.0 for Windows;
- Software TOSCA for DOS.

2.2.2 Métodos

2.2.2.1 Planos de Informação (PI's)

2.2.2.1.1 Modelo Numérico do Terreno (MNT)

O MNT foi gerado a partir da digitalização das curvas de nível, das cartas topográficas na escala de 1:10.000; espaçadas de 5m em 5m, no software de digitalização TOSCA (extensão .vec). O arquivo de extensão “vetorial” foi exportado para o formato dxf, no software Idrisi. Após o arquivo foi interpolado no ArcView com a extensão 3D Analyst e o modelo de interpolação TIN (Triangular Irregular Network). A interpolação foi convertida para o formato “raster” com resolução de 20m, devido à resolução da imagem de satélite. A digitalização foi feita com base no sistema de coordenadas “Universal Transversa de Mercator” (UTM).

2.2.2.1.2 Uso do Solo

O plano de cobertura do solo foi obtido a partir da retificação e classificação da imagem de satélite SPOT. Retificação de uma imagem consiste em reorganizar os seus pixels em relação a um determinado sistema de projeção cartográfica. Essa correção foi realizada por meio da técnica de reamostragem dos pixels da imagem. A reamostragem implica na reformatação da cena em uma base cartográfica. As imagens foram retificadas utilizando cartas-base no sistema UTM, na escala de 1:10.000. Estabeleceram-se pontos de controle terrestre facilmente localizados nas cartas e na cena a ser retificada. Desse modo, criou-se um arquivo de correspondência no sistema, Idrisi. Em continuação, foi feito um ajuste linear da superfície pelo método do vizinho

mais próximo no Idrisi e assim se obteve, finalmente, a imagem georreferenciada, convertida no sistema UTM. Com imagem georreferenciada criou-se uma composição falsa cor RGB; R (Red – B2), G (Green – B3) e B (Blue – B4) (MACHADO, 2002).

Após o georreferenciamento, a imagem foi classificada no Idrisi utilizando-se a classificação supervisionada, este é o método mais usado para análise quantitativa. Possibilita ao usuário treinar o analisador de imagens, deixando a ele tarefa de localizar todos os demais pixels pertencentes às classes anteriormente definidas, baseado em algumas regras estatísticas pré-estabelecidas (VALÉRIO FILHO, 1994).

As amostras de treinamento foram coletadas para seis classes de cobertura do solo. As áreas urbanas, localizadas na parte inferior da MHRM, foram excluídas da classificação com a finalidade de aumentar o desempenho do classificador, por apresentarem repostas espectrais semelhantes às áreas agrícolas de interesse. O limite da área urbana foi digitalizado por meio de interpretação visual da imagem, após os polígonos resultantes foram rasterizados e utilizados como máscara.

Por último, realizou-se a avaliação da exatidão do mapeamento. Tal avaliação foi feita por meio de geração de pontos aleatórios no mapa para serem verificados no campo e comparados com a imagem classificada. Esses pontos foram gerados através do módulo SAMPLE do Idrisi e verificados no campo com o auxílio de fotografias aéreas e receptor Global Positioning System (GPS).

Para a exatidão mínima desejada para o mapeamento adotou-se o valor de 85% e um erro máximo de estimativa de 0,05, resultando num tamanho de 49 pontos amostrais para a imagem total e 27 pontos dentro dos limites da microbacia (MACHADO, 2002).

Posteriormente, a classificação supervisionada foi confrontada com os pontos de campo por meio do Índice Kappa, que consiste de uma análise multivariada discreta tendo por base uma matriz de erro, também chamada de matriz de confusão ou contingência (PONZONI; ALMEIDA, 1996). O Índice Kappa é uma forma de testar se as diferenças em duas imagens são devido ao acaso ou se realmente discordam, é calculado através da equação:

$$K = \frac{\theta_1 - \theta_2}{1 - \theta_2} \quad (11)$$

sendo:

$$\theta_1 = \frac{\sum_{i=1}^r X_{ii}}{N} \quad (12)$$

$$\theta_2 = \frac{\sum_{i=1}^r X_{i+} * X_{+i}}{N^2} \quad (13)$$

onde:

r = dimensão da matriz quadrada;

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

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

N = número total de observações da matriz erros.

O valor do Índice Kappa encontrado foi comparado com valores tabelados segundo Landis e Koch (1977), apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Classes de qualidade do Índice kappa

Valores de Kappa	Qualidade
<0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,21 – 0,40	Razoável
0,41 – 0,60	Boa
0,61 – 0,80	Muito boa
0,81 – 1,00	Excelente

2.2.2.1.3 Solos

O plano de solos foi obtido a partir da digitalização do mapa de solos, através do software TOSCA, o qual resultou num arquivo vetorial, sendo importado para o software Idrisi, com a finalidade de transformá-lo em arquivo “raster” com resolução de 20m.

2.2.2.2 Dados Tabulares

2.2.2.2.1 Clima

Para alimentação do modelo são necessários dados diários de precipitação, temperaturas máxima e mínima, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa. Os dados de precipitação, sedimentos e vazão foram cedidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), e pelo Centro Tecnológico de Hidráulica e Recursos Hídricos (CTH/USP).

A MHRM possui dois pluviógrafos e um posto hidrossedimentométrico. O pluviógrafo D4118r está localizado na parte superior da microbacia, nas coordenadas (UTM) 221379m e 7473744m. O pluviógrafo D4116r e o posto hidrossedimentométrico, estão localizados nas coordenadas (UTM) 221497 m e 7478241 m (Figura 4).

Os dados de temperaturas máxima e mínima foram obtidos na estação meteorológica da ESALQ/USP, localizada nas coordenadas geográficas 22 42'30" sul e 47 38'00" oeste.

Os valores da radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa foram simulados pelo SWAT, utilizando o gerador climático WXGEM, baseado nos dados da série histórica fornecidos ao banco de dados do modelo. Esses dados foram óbitos na estação meteorológica da ESALQ/USP.

Para o cálculo da evapotranspiração potencial, o modelo oferece três métodos: Hargreaves, Priestley-Taylor e Penman-Monteith, sendo este último, o método escolhido.

Figura 4 – Localização da estação meteorológica, pluviógrafos e posto hidrossedimentométrico (MACHADO, 2002)

2.2.2.2.2 Solo

Os dados de solo da MHRB foram obtidos através do Boletim Científico n° 48 do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) (Oliveira, 1999) e do banco de dados do Projeto PIRACEMA (PIRACEMA, 2004). São dados das características físico-hídricas do solo como, número de camadas, profundidade do limite inferior de cada camada à superfície, densidade do solo, capacidade de água disponível, condutividade hidráulica saturada e porcentagem das partículas do solo. Esses dados são digitados diretamente no banco de dados do modelo, o qual os associa às categorias de solos especificada no plano de informação “solo” e cria o arquivo de entrada.

Os solos foram classificados como pertencentes aos grupos hidrológicos A, B e D, conforme Bertoni e Lombardi Neto (1990).

A condutividade hidráulica saturada (K_0) foi estimada com base nas relações das propriedades do solo desenvolvidas por Rawls & Brakensiek (1985):

$$K = 10 \exp \left[\begin{aligned} &19,52348POR - 8,96847 - 0,028212PC + 0,00018107PS^2 - \\ &0,0094125PC^2 - 8,395215POR^2 + 0,077718PSPOR - \\ &0,00298PS^2POR^2 - 0,09492PC^2POR^2 + 0,0000173PS^2PC + \\ &0,02733PC^2POR + 0,001434PS^2POR - 0,0000035PC^2PS \end{aligned} \right] \quad (14)$$

sendo:

POR = porosidade do solo (%);

PS = percentagem de areia;

PC = percentagem de argila.

A capacidade de água disponível foi calculada conforme o método de Van den Berg et al. (2000):

$$AWC = 0,064 + 0,19 * (\text{argila} + \text{silte})^2 - 2,7 * 10^2 * C_{org}^2 \quad (15)$$

sendo:

AWC = capacidade de água disponível em cada camada;

(argila + silte) = o conteúdo de argila e silte na camada do solo, em %;

C_{org}^2 = conteúdo de carbono orgânico em cada camada (kg.kg^{-1}).

2.2.2.2.3 Cobertura do solo

É necessário alimentar o modelo com um banco de dados sobre o manejo da cobertura do solo. Esse banco possui dados de plantio, manejo da irrigação, aplicações

de pesticidas e nutrientes, colheita e operações de cultivo, para cada ano do período da simulação. Essas operações devem ser listadas cronologicamente iniciando em janeiro. Os dados de entrada das operações realizadas foram obtidos no Departamento de Solo e Nutrição Vegetal e Departamento de Zootecnia da ESALQ/USP.

Utilizando os dados de clima, solo e cobertura, o modelo é capaz de simular a proteção oferecida ao solo pelas partes aéreas das plantas ao longo do ano e, a deposição dos restos da cultura sobre o solo após a colheita.

2.2.2.2.4 Dados de áreas inundáveis

O modelo requer dados de áreas inundáveis e barragens, informações específicas da área superficial, fração da bacia que contribui para as áreas inundáveis ou barragens, o volume de escoamento necessário para enchimento até o vertedor principal ou emergencial, área superficial até o vertedor emergencial e volume inicial do reservatório e das áreas inundáveis.

Neste trabalho não foram consideradas essas informações, pois a MHRM não apresentou áreas com situações significativas.

2.2.2.3 Dados de Entrada no Modelo

Por ser um modelo físico, o SWAT requer uma grande quantidade de parâmetros que se relacionam com as características físicas da bacia. Os planos de informação cartográficos (PI's) necessários para alimentar o modelo são: Modelo Numérico do Terreno (MNT), solos e uso da terra. A entrada desses PI's é feita via interface com o ArcView 3.1. A interface divide a bacia em sub-bacias a partir do MNT, extraindo os dados de entrada a partir dos PI's e do banco de dados relacionado para cada sub-bacia. A saídas dos dados são apresentados em forma de mapas, gráficos e tabelas do ArcView.

2.2.2.4 Análises Estatísticas

Para analisar as respostas do modelo, os dados mensais de escoamento e da produção de sedimentos foram comparados aos dados observados na MHRM no período de 1999 a 2000.

Para melhor avaliação deste modelo foram usados dois critérios estatísticos, utilizados por Machado (2002), o primeiro é o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE):

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es)^2}{\sum_{i=1}^n (Em - \bar{E})^2} \quad (16)$$

sendo:

Em = evento observado;

Es = evento simulado pelo modelo;

$\bar{E}$ = média do evento observado no período de simulação

n = número de eventos.

O Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE), pode variar a partir de negativo infinito a 1, sendo 1, indicativo de um perfeito ajuste.

O segundo critério utilizado foi o desvio do evento analisado, o qual é a medida da habilidade do modelo para simular valores observados. Quanto menor o valor de Dv , melhor o ajuste, com 0,0 representando uma simulação perfeita do evento observado.

$$Dv[\%] = \frac{E - E^*}{E} * 100 \quad (17)$$

sendo:

E = evento observado no período analisado;

E^* = evento simulado no período.

O cálculo do desvio do evento analisado é importante por considerar o erro potencial nos dados observados.

2.2.2.5 Simulação de Cenários

É importante ressaltar que, os cenários foram propostos com a finalidade de exemplificar o modelo e verificar as possibilidades de uso do solo. E não definir a maneira correta do uso do solo na microbacia.

Os cenários estão divididos em dois grupos, os quais foram gerados baseados nas características físicas da microbacia.

- **Grupo 1:** foram criados seis cenários de acordo com o tipo de solo. Na microbacia são considerados dois tipos de solo predominantes, litólico e podzólico. Esses solos foram combinados com os três usos predominantes, cana-de-açúcar, pastagem e vegetação nativa.

- Cenário 1: vegetação nativa em solo podzólico; cana-de-açúcar em solo litólico e pastagem em solo podzólico.
- Cenário 2: vegetação nativa em solo podzólico; pastagem em solo litólico e cana-de-açúcar em solo podzólico.
- Cenário 3: pastagem em solo podzólico; vegetação nativa em solo litólico e cana-de-açúcar em solo podzólico
- Cenário 4: pastagem em solo podzólico; cana-de-açúcar em solo litólico e vegetação nativa em solo podzólico.
- Cenário 5: cana-de-açúcar em solo podzólico; vegetação nativa em solo litólico e pastagem em solo podzólico.
- Cenário 6: cana-de-açúcar em solo podzólico; pastagem em solo litólico e vegetação nativa em solo podzólico.

- **Grupo 2:** os cenários de uso do solo foram determinados conforme o plano de informação (P.I.) da suscetibilidade do solo.

• Para gerar o P.I. de suscetibilidade do solo foi necessária a combinação das classes de declividade do terreno e da erodibilidade do solo. O plano de informação declividade (porcentagem) foi obtido através do Modelo Digital do Terreno da microbacia. Os intervalos de declividade adotados são baseados nos propostos por Bertoni e Lombardi Neto (1990), para a determinação das classes de uso, descritos na Tabela 3.

O P.I. de erodibilidade foi determinado através da metodologia proposta por Ferraz (2003) (Tabela 4), baseado na classificação determinada por Bertoni e Lombardi Neto (1990).

Tabela 3 – Descrição das classes de declive

Declividade (%)	Descrição
0 - 6	Declives suaves a moderado, podendo ser arados em todas as direções e sentidos.
6 - 12	Declives moderados, podendo ser trabalhados em curvas de nível por tratores de rodas.
12 - 20	Declives ainda trabalháveis, com limitações e cuidados especiais, por tratores de esteiras.
20 - 30	Declives trabalháveis mecanicamente por máquinas de tração animal, com limitações.
> 30	Declives não mais podendo ser trabalhados mecanicamente, somente por máquinas simples de tração animal, com limitações sérias.

Com o plano de informação de suscetibilidade do solo foi possível gerar sete cenários. Nos três primeiros cenários foi considerada uma só cultura em toda microbacia:

- Cenário 7: cana-de-açúcar.
- Cenário 8: pastagem.
- Cenário 9: vegetação nativa.

- Cenário 10: baseado no plano de informação de suscetibilidade do solo distribui-se a cana-de-açúcar na área menos suscetível e a vegetação nativa na área mais suscetível.
- Cenário 11: neste cenário a pastagem está localizada na área menos suscetível, com a vegetação nativa a área mais suscetível.
- Cenário 12: a cana-de-açúcar está localizada na área menos suscetível, combinada com a pastagem a área mais suscetível.
- Cenário 13: neste último a pastagem está concentrada na área menos suscetível e a cana-de-açúcar na área mais suscetível.

Tabela 4 – Índices de erodibilidade de alguns solos do Estado de São Paulo

Unidade Pedológica	Índice de erodibilidade	Classes
Cambissolos, solos litólicos. Podzólicos Vermelho Amarelo e Vermelho Escuro abruptos, textura arenosa-média.	0,433 – 0,540	I
Areias quartzosas, relevo suave-ondulado e ondulado.		
Podzólico Vermelho-Amarelo não-abrupto, textura média-argilosa e média.	0,329 – 0,432	II
Podzólico Vermelho-Escuro não-abrupto, textura média-argilosa		
Podzólico Vermelho-Amarelo e Podzólico Vermelho-Escuro, textura argilosa.		
Latossolo Vermelho-Amarelo, textura argilosa. Latossolo Vermelho-Amarelo, textura média.	0,221 – 0,328	III
Latossolo Vermelho-Escuro, textura média.		
Latossolo roxo. Terra roxa estruturada.	0,113 – 0,220	IV
Gleis, Planossolo, Areias quartzosas relevo plano.	0 – 0,113	V
Solos orgânicos.		

2.3 Resultados e Discussão

2.3.1 Planos de Informações (P.I.s)

2.3.1.1 Modelo Numérico do Terreno (MNT)

O MNT obtido para microbacia Ribeirão do Marins é apresentado na Figura 5 onde pode ser observado que as maiores altitudes situam-se na cabeceira da microbacia com 620 m, decrescendo para 460 m na foz do Ribeirão do Marins, com uma média de 530m. Segundo Machado (2002) é necessário apresentar uma área maior que a área da bacia, para evitar problemas de interpolação pelo modelo ao definir as sub-bacias e a rede de drenagem.

A resolução determinada é de 20 m, para compatibilizar com a imagem de satélite. E também, por apresentar as características do terreno e os padrões de drenagem bem nítidos.

Figura 5 – Modelo Numérico do Terreno da microbacia

2.3.1.2 Uso do Solo

O plano de informação do uso do solo é apresentado na Figura 6. Nesta imagem foram consideradas as culturas mais relevantes para a simulação do modelo. Os usos foram distribuídos com: 56,2% de cana-de-açúcar em áreas com menor declive, 30,9% de pastagem nas encostas mais íngremes, 11,6% de vegetação nativa nas margens do Ribeirão do Marins e, 2,02% de área urbana localizada na parte inferior da microbacia.

A avaliação da exatidão da imagem do uso do solo apresentou um valor de 0,89 para o Índice Kappa. De acordo com a classificação desse índice, a imagem é considerada excelente.

Figura 6 – Mapa do uso do solo encontrado na microbacia

2.3.1.3 Solos

A Figura 7 apresenta os tipos de solos encontrados na microbacia segundo o levantamento semidetalhado do Estado de São Paulo, quadrícula de Piracicaba. De acordo com o levantamento é possível observar a predominância de solos podzólicos e litólicos.

O solo tipo podzólico é encontrado em 58,24% da área, representados pelos símbolos: PV-7, PV-8 e PV-10. Os solos litólicos estão localizados em 40,98% da área, representados pelos símbolos Li-3 e Li-5. O latossolo aparece com apenas 0,24% representado pelo símbolo LV-2.

Figura 7 – Mapa dos solos encontrados na microbacia

2.3.2 Simulações

Para realizar as simulações foi considerado apenas parte da microbacia, com a finalidade de obter dados mais precisos. O ponto de descarga da microbacia foi considerado o mesmo ponto onde está localizado o posto hidrossedimentométrico.

A Figura 8 mostra o uso do solo atual encontrado na microbacia, tendo uma área de aproximadamente 2.230 ha, ocupada por vegetação nativa, pastagem e cana-de-açúcar.

Figura 8 – Uso do solo atual na microbacia

Foi realizada uma simulação para verificar a produção de sedimentos e o volume de escoamento superficial na microbacia. Os resultados obtidos nessa simulação foram comparados com os dados coletados no posto hidrossedimentométrico localizado na microbacia. Para uma melhor avaliação dessa comparação, os dados foram submetidos a uma análise estatística. Essa análise, anteriormente descrita, consiste na avaliação da eficiência do modelo através do cálculo do Coeficiente de Eficiência (COE) e o cálculo do desvio dos dados simulados em relação aos dados coletados (Dv).

Também são apresentados simulações de cenários propostos para exemplificar o modelo e verificar a produção de sedimentos e o volume de escoamento superficial, comparando os resultados obtidos com o cenário de uso atual.

O modelo SWAT não possui um método adequado para determinar o número de sub-bacias. Para determinar esse número Machado (2002) realizou simulações para vários níveis de discretização da MHRM, considerando áreas limites de 10 ha, 20 ha, 30 ha, 40 ha, 60 ha, 80 ha, 100 ha, 150 ha e 200 ha. Esses valores determinam a área limite para formar o canal, quanto menor o valor a área limite, maior é a discretização, ou seja, maior número de sub-bacias.

Também foram verificadas as duas situações possíveis de simulação. Primeira, uso e solo dominantes (uso do solo e tipo de solo de maior área na sub-bacia), gerando somente uma unidade de resposta hidrológica (HRU). A qual corresponderia à área total da sub-bacia, pois os outros tipos de uso da terra e de solo são desconsiderados. Na segunda, múltiplas HRU's foram determinadas, com o nível de sensibilidade de 10% para uso da terra e 20% para solo, ou seja, um nível de sensibilidade de 10% para uso da terra e 20% para solo, indica que as classes de uso da terra com área igual ou superior a 10% da área da sub-bacia é selecionada, e solos com área igual ou superior a 20% dentro de cada categoria de uso da terra selecionada irão formar uma HRU.

De posse dos resultados, Machado (2002) submete-os a análise estatística, concluindo que a melhor combinação seria uma simulação com uma única combinação de cobertura/solo dominante e uma única HRU, com área limite de 40 ha. O aumento na discretização da microbacia nas simulações, não melhorou os resultados, no entanto aumentou o tempo de simulação e o tamanho dos arquivos gerados. Por exemplo, uma simulação usando uma área limite de 20 ha, gera 57 combinações no caso dominante, no entanto, utilizando a mesma área limite com área de 10% para uso da terra e 20% para solo, gera 225 combinações.

Com base nos resultados encontrados por Machado (2002), determinou-se que as simulações geradas neste trabalho serão realizadas com área limite de 40 ha, uma única combinação de cobertura/solo dominante e uma única HRU.

2.3.2.1 Simulação do volume de escoamento superficial

Avaliando o diagrama de dispersão (Figura 9) do volume de escoamento superficial simulado em relação ao observado, é possível observar uma boa correlação entre os valores simulados e medidos, tendo o valor de $R^2 = 0,85$ significativo a 1%. A Figura 10 demonstra a relação entre a precipitação e o volume de escoamento superficial simulado no período analisado. Este obteve uma correlação regular entre o volume de escoamento simulado e a precipitação, tendo um valor de $R^2 = 0,779$ significativo a 1%.

Figura 9 – Diagrama de dispersão do volume de escoamento observado em relação ao simulado

Figura 10 – Diagrama de dispersão do volume de escoamento simulado em relação a precipitação

Os dados simulados foram submetidos à análise estatística, tendo como resposta um valor de COE de 0,90. Um COE com o valor “1” indica que o modelo é perfeito, enquanto o valor zero ou negativo indica que a média é igual, ou melhor, estimador que o modelo. O intervalo de 0,70 – 0,80 indicam um bom ajuste do modelo. Portanto, é possível concluir que o modelo foi eficiente na simulação dos dados.

O valor de Dv encontrado foi de -12,7, o valor negativo indica que o modelo superestimou os dados simulados. Para o Dv quanto menor o valor obtido, melhor o ajuste, com “0,0” representando uma simulação perfeita do evento observado.

A distribuição espacial média do volume de escoamento superficial para o biênio 1999-2000 na microbacia, é apresentada na Figura 11. Os maiores valores do escoamento são encontrados na parte alta da microbacia, devido ao relevo ondulado e a exploração intensiva da cana-de-açúcar. O menor escoamento foi obtido na parte mais baixa da microbacia onde o cultivo encontrado é a pastagem. Neste cenário a vegetação nativa é quase insignificante, portanto não foi possível avaliar sua contribuição no comportamento do escoamento na microbacia.

Figura 11 - Distribuição espacial média do volume de escoamento superficial na microbacia

Com a distribuição espacial do volume de escoamento superficial constata-se a importância da cobertura do solo combinada com o tipo de relevo na microbacia. As áreas cultivadas com a cana-de-açúcar em relevo ondulado apresentaram maior volume de escoamento superficial.

Quando cai em um terreno coberto com densa vegetação, a gota da chuva se divide em inúmeras gotículas, diminuindo também, sua força de impacto. Em terreno descoberto, ela faz desprender e salpicar as partículas de solo, que são facilmente transportadas pela água (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

2.3.2.2 Simulação da produção de sedimentos

Na Tabela 5 são apresentados os valores médios mensais da produção de sedimentos observada no posto hidrossedimentométrico e a simulada pelo modelo, para os anos de 1999 e 2000.

Tabela 5 – Produção de sedimentos observada e simulada no biênio 1999-2000

Mês (1999)	Observado (t/ha)	Simulado (t/ha)	Mês (2000)	Observado (t/ha)	Simulado (t/ha)
Janeiro	0,8859	1,2760	Janeiro	0,2596	0,1690
Fevereiro	0,2655	0,2240	Fevereiro	0,1476	0,1330
Março	0,3697	0,2770	Março	0,1830	0,1250
Abril	0,0114	0,0070	Abril	0,0047	0,0000
Maio	0,0097	0,0010	Maio	0,0009	0,0000
Junho	0,0181	0,0220	Junho	0,0006	0,0000
Julho	0,0018	0,0000	Julho	0,0023	0,0070
Agosto	0,0011	0,0000	Agosto	0,0031	0,0130
Setembro	0,0028	0,0090	Setembro	0,0411	0,0430
Outubro	0,0003	0,0000	Outubro	0,0003	0,0000
Novembro	0,0001	0,0000	Novembro	0,0577	0,1560
Dezembro	0,0524	0,1480	Dezembro	0,1371	0,1150

No mês de janeiro de 1999 ocorreu o maior pico da produção de sedimentos, e o maior desvio entre o valor observado e o simulado. Nos meses em que se observaram os menores valores de sedimentos, no posto hidrossedimentométrico, foram os meses em que o modelo considerou como nulo a produção de sedimentos.

Comparando os dados coletados no posto, verifica-se que o ano de 1999 obteve uma maior produção de sedimentos. Isso pode ser atribuído a intensidade da chuva ocorrida na microbacia naquele ano.

Um fator importante a ser considerado tanto na produção de sedimentos como no volume de escoamento superficial, é a intensidade, duração e frequência da chuva. Dados de chuva em totais ou médias mensais ou anuais pouco significam em relação à erosão. Em duas regiões pode cair num ano, a mesma quantidade de chuva, não significando isso que a situação seja semelhante, pois num local pode ter caído grande número de chuvas leves e, no outro, duas a três chuvas pesadas que contribuem com 60 ou 80% do total; é provável que neste último, se as demais condições são

semelhantes, possa-se esperar uma erosão mais severa (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

A incapacidade do modelo de interpretar chuvas intensas em curtos períodos é uma grande limitação do mesmo, o que impede avaliar picos de descarga, que podem ser de maior interesse do que volumes de escoamento superficial.

Figura 12 – Diagrama de dispersão entre a produção de sedimentos observada e simulada

Avaliando o diagrama de dispersão (Figura 12) entre a produção de sedimentos simulada e observada, é possível observar uma boa correlação entre os valores simulados e medidos, tendo o valor de $R^2 = 0,92$ significativo a 1%.

Os resultados da análise mostraram que o modelo teve uma boa estimativa em relação aos dados observados no posto. O COE apresentou um valor de 0,83; o que indica que o modelo é melhor preditor do que a média dos dados medidos. Um bom ajuste é indicado no intervalo de 0,70 a 0,80. O Dv encontrado foi de -3,2%, esse valor negativo indica uma superestimação na produção de sedimentos simulado para os dois anos de estudo.

Segundo bibliografia, é importante ressaltar que fatores, como histórico dos eventos erosivos, a variação espacial dos solos na paisagem e a morfologia do sistema de drenagem, podem influenciar as diferenças entre a produção 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 que influenciam o transporte de sedimentos não são os mesmos.

A distribuição espacial média da produção de sedimentos para o biênio 1999-2000 é apresentada na Figura 13. Os maiores valores da produção de sedimentos ocorrem na parte mais alta da microbacia, com relevo ondulado, onde encontramos o cultivo da cana-de-açúcar e pastagem em solo litólico. Este é considerado um solo com alta taxa de suscetibilidade a erosão. Na área próxima ao posto são encontrados os menores valores da produção de sedimentos. O relevo é suave, com predominância do cultivo de pastagem em solo podzólico.

Conforme o tipo de cultura instalada e o manejo de solo e de restos culturais adotado, pode haver grande exposição da superfície do solo ao sabor da força erosiva das gotas da chuva. Ainda, com a formação de enxurrada e o solo exposto, há o carregamento de grandes quantidades de sedimentos para os cursos d'água, e em maior ou menor intensidade de acordo com características do solo, topografia, chuva, entre outras (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

Bertoni e Lombardi Neto (1990) realizaram uma tentativa de estabelecer padrões de tolerância de perdas para solos do Estado de São Paulo (Tabela 6). Esses padrões variam de acordo com o tipo de solo, pois estes possuem velocidades de formação diferenciadas e diferentes repostas ao processo erosivo. Parâmetros como profundidade do perfil e relação textural entre os horizontes superficiais e subsuperficiais são importantes para chegar a um número que aponte com precisão a tolerância de perdas para determinado solo. Os limites de tolerância não impõem restrições arbitrárias ao uso e manejo do solo, mas simplesmente estabelecem limites dentro dos quais as escolhas das técnicas adotadas devem ser feitas.

Figura 13 – Distribuição espacial média anual da produção de sedimentos

Comparando os valores simulados da produção de sedimentos com os padrões de tolerância de perdas de solo, verifica-se que na parte inferior da microbacia (Figura 13) os valores encontrados, tanto em solo litólico como em solo podzólico, estão dentro dos padrões de tolerância. Nessa área encontra-se a pastagem em grande parte, e um relevo suave ondulado.

No centro da microbacia (Figura 13) encontramos um intervalo de 2,367 a 6,842 t/ha, nessa área o solo predominante encontrado é o litólico. Quando submetido a avaliação dos padrões de tolerância o intervalo é considerado alto para média ponderada, no entanto está dentro da amplitude observada.

Na parte superior da microbacia (Figura 13) obtém-se os maiores valores da produção de sedimentos. Nessa área encontramos o cultivo da cana-de-açúcar e pastagem em solo litólico. O intervalo encontrado supera os padrões de perdas de solo estimados.

Tabela 6 – Linhas de tolerância de perdas por erosão para alguns solos do Estado de São Paulo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990)

Solos	Tolerância de perdas de solo	
	Amplitudes observadas (t/ha)	Média ponderada em relação à profundidade (t/ha)
COM B TEXTURAL		
Podzólico vermelho-amarelo, orto	5,2 a 7,6	6,6
Podzólico vermelho-amarelo, v. Piracicaba	3,4 a 11,2	7,9
Podzólico vermelho-amarelo, v. Laras	6,9 a 13,4	9,1
Podzólico com cascalho	2,1 a 6,6	5,7
Podzolizado Lins e Marília, v. Lins	3,8 a 5,5	4,5
Podzolizado Lins e Marília, v. Marília	3,0 a 8,0	6,0
Mediterrâneo vermelho-amarelo	9,8 a 13,6	12,1
Terra Roxa estruturada	11,6 a 13,6	13,4
COM B LATOSSÓLICO		
Latossolo roxo	10,9 a 12,5	12,0
Latossolo vermelho escuro, orto	11,5 a 13,3	12,3
Latossolo vermelho escuro, f. arenosa	13,4 a 15,7	15,0
Latossolo vermelho-amarelo, orto	12,5 a 12,8	12,6
Latossolo vermelho-amarelo, f. rasa	4,3 a 12,1	9,8
Latossolo vermelho-amarelo, f. arenosa	13,6 a 15,3	14,2
Latossolo vermelho-amarelo, f. terraço	11,1 a 14,0	12,6
Latossolo vermelho-amarelo, húmico	10,9 a 11,5	11,2
Solos Campos do Jordão	4,6 a 11,3	9,6
SOLOS POUCOS DESENVOLVIDOS		
Litossolo	1,9 a 7,3	4,2
Regossolo	9,7 a 16,5	14,0

Observando a tabela dos padrões de tolerância de perdas de solo constata-se que o solo lítolico encontrado na microbacia quando localizado em relevo ondulado sob o cultivo da cana-de-açúcar e pastagem supera a média ponderada. No entanto o solo podzólico manteve-se dentro dos padrões de tolerância de perdas de solo.

De posse dos resultados foi possível verificar, uma maior produção de sedimentos na parte alta da microbacia, atribuído ao relevo movimentado e aos tipos de solos considerados frágeis com alto índice de suscetibilidade a erosão. Nesses solos são cultivados pastagem e cana-de-açúcar. A cultura da cana-de-açúcar combinada com o relevo íngreme encontrado na microbacia e com a quase inexistência da mata ciliar contribuíram para uma maior quantidade de sedimentos produzidos.

A localização das culturas em relação ao relevo e solo é de fundamental importância para o controle dos processos erosivos.

2.3.2.3 Simulação de cenários

Os cenários simulados foram divididos em dois grupos, os quais foram gerados com base nas características físicas da microbacia.

- **Grupo 1:** foram criados seis cenários de acordo com o tipo de solo encontrado na microbacia; lítolico e podzólico. Esse critério foi adotado com o objetivo de observar a produção de sedimentos e volume de escoamento superficial em cada tipo de solo combinados com os três usos encontrados na microbacia. Com a finalidade de observar as respostas de cada solo, e possivelmente indicar uma melhor combinação solo/uso.

Na tabela 7 são apresentadas as áreas relativas correspondentes, de cada cultura, no cenário atual e nos cenários simulados no grupo 1.

Tabela 7 – Uso do solo para o cenário atual e cenários simulados

	Vegetação Nativa (%)	Cana-de-açúcar (%)	Pastagem (%)
Cenário atual	8,10	58,78	33,12
Cenário 1	27,44	58,77	13,78
Cenário 2	27,44	13,78	58,77
Cenário 3	58,77	13,78	27,44
Cenário 4	13,78	58,77	27,44
Cenário 5	58,77	27,44	13,78
Cenário 6	13,78	27,44	58,77

A Figura 8 anteriormente apresentada representa o cenário atual de ocupação do solo na microbacia.

A Figura 14 representa o uso do solo para o cenário 1, onde encontra-se a vegetação nativa em solo podzólico, cana-de-açúcar em solo litólico e pastagem em solo podzólico. A Figura 15 representa o uso do solo para o cenário 2, distribuído com vegetação nativa em solo podzólico, pastagem em solo litólico e cana-de-açúcar em solo podzólico.

O cenário 3 é representado pela Figura 16, onde encontra-se o cultivo da pastagem em solo podzólico, vegetação nativa em solo litólico e cana-de-açúcar em solo podzólico. Na Figura 17 encontra-se a representação do cenário 4, com a pastagem cultivada em solo podzólico, cana-de-açúcar em solo litólico e vegetação nativa em solo podzólico.

A Figura 18 representa o cenário 5, ocupado pela cana-de-açúcar em solo podzólico, vegetação nativa em solo litólico e pastagem em solo podzólico. O cenário 6 é apresentado na Figura 19, com cana-de-açúcar em solo podzólico, pastagem em solo litólico e vegetação nativa em solo podzólico.

Figura 14 – Uso do solo para o cenário 1

Figura 15 – Uso do solo para o cenário 2

Figura 16 - Uso do solo para o cenário 3

Figura 17 – Uso do solo para o cenário 4

Figura 18 – Uso do solo para o cenário 5

Figura 19 – Uso do solo para o cenário 6

Os resultados totais de cada cenário no ano de 1999 e 2000, para produção de sedimentos e volume de escoamento superficial, são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Produção de sedimento e escoamento encontrados na microbacia

Cenário	Ano	Precipitação (mm)	Sedimento (t/ha)	Escoamento (mm)
Atual	1999	1174	1,242	412,92
	2000	1322	0,619	391,16
1	1999	1174	3,446	397,68
	2000	1322	6,002	512,33
2	1999	1174	1,242	412,92
	2000	1322	0,619	391,16
3	1999	1174	0,1650	480,97
	2000	1322	0,1405	474,25
4	1999	1174	3,446	397,68
	2000	1322	6,002	512,33
5	1999	1174	0,1650	480,97
	2000	1322	0,1405	474,25
6	1999	1174	1,242	412,92
	2000	1322	0,619	391,16

Analisando os resultados, observa-se que os cenários 1 e 4 apresentaram um aumento na produção de sedimentos e no volume de escoamento no segundo ano de estudo, enquanto que os outros cenários apresentaram um decréscimo, isso pode ser atribuído à intensidade da chuva combinada com a cobertura do solo.

O volume precipitado pode ser semelhante de um ano para o outro, como nesse caso, mas tendo uma intensidade diferente apresentará valores diferenciados dependendo da cultura.

Também é possível verificar que houve repetição nos resultados entre os cenários. Esse fenômeno pode ser explicado pela discretização utilizada (uso/solo

dominante), que reconhece apenas a cultura predominante em cada sub-bacia. Nas simulações realizadas uma mesma cultura predominava em dois cenários, por esse motivo foram encontrados resultados iguais.

Comparando as repostas das simulações, é possível observar que os cenários 2 e 6 obtiveram os mesmos resultados que o cenário atual. Os cenários 1 e 4 apresentaram um aumento da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial em relação ao cenário atual. Enquanto que os cenários 3 e 5 apresentaram um decréscimo em relação ao cenário atual.

Nos cenários em que houve aumento na produção de sedimentos e no volume de escoamento (cenários 1 e 4) a cultura predominante é a cana-de-açúcar. Considerada entre as culturas utilizadas a mais suscetível à erosão, pois oferece menos proteção ao solo.

Nos cenários em que a pastagem ocupa grande parte da área (cenários 2 e 6) obteve-se o menor volume de escoamento, no entanto nos cenários em que a vegetação nativa predomina (cenários 3 e 5), a produção de sedimentos é menor.

O comportamento da produção de sedimentos ao longo do período analisado é representado pela Figura 20. Os cenários 1 e 4 apresentaram os maiores picos de sedimentos produzidos, e os cenários 3 e 5 apresentaram os menores picos de sedimentos produzidos. No entanto todos apresentam a mesma tendência, ou seja, apresentam os maiores valores em janeiro, decrescendo ao longo do ano, e voltando a crescer aproximadamente no mês de novembro.

O desempenho do volume de escoamento superficial ao longo do período estudado é apresentado na Figura 21. Observa-se que todos os cenários apresentaram picos de volume de escoamento superficial semelhante. O comportamento do escoamento é similar ao sedimento produzido, verificam-se picos nos meses de janeiro a março, decrescendo ao longo do ano, e voltando a crescer no mês de novembro.

Figura 20 – Produção de sedimentos simulados para o biênio 1999-2000

Figura 21 – Volume de escoamento superficial simulado para o biênio 1999/2000

A Figura 22 representa a distribuição espacial média da produção de sedimentos do cenário 1. Os menores valores da produção de sedimentos são encontrados nas sub-bacias com solo podzólico e com o cultivo da pastagem e a vegetação nativa.

Utilizando a tabela com os padrões de tolerância de perdas de solos do estado de São Paulo desenvolvidos por Bertoni e Lombardi Neto (1990), verifica-se que o intervalo encontrado (0,007 a 1,959 t/ha) está dentro dos padrões de tolerância.

Na parte central da microbacia encontra-se o cultivo da cana-de-açúcar em solo litólico, o qual apresenta um intervalo de 1,959 a 6,161 t/ha. Esse intervalo está dentro da amplitude observada, mas ultrapassa a média ponderada determinada. Os maiores valores são encontrados na parte superior da microbacia, com exceção da sub-bacia 37. Nesta área é encontrado o cultivo da cana-de-açúcar em solo litólico, no entanto os valores encontrados são superiores aos padrões de tolerância de perdas de solo.

Figura 22 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 1

A representação da distribuição espacial média da produção de sedimentos do cenário 2 é encontrado na Figura 23. Nesse cenário os resultados encontrados nas áreas com cultivo da pastagem e vegetação nativa, em solo podzólico e litólico, apresentaram baixos valores de produção de sedimentos, ficando dentro dos padrões de tolerância da perda de solos. Nas sub-bacias com o cultivo da cana-de-açúcar em solo podzólico, são encontrados valores que superam os padrões de tolerância da perda de solo.

A Figura 24 apresenta a distribuição espacial média dos sedimentos produzidos do cenário 3. Nesse cenário também são encontrados baixos valores da produção de sedimentos nas sub-bacias cultivadas com pastagem e vegetação nativa, em solos podizólico e litólico. Nessas sub-bacias os valores encontrados estão dentro dos padrões de tolerância de perdas de solo. No entanto, nas sub-bacias onde a cana-de-açúcar é cultivada em solo podzólico, encontram-se altos valores de sedimentos produzidos. Esse intervalo fica fora dos padrões de tolerância de perda de solo.

A representação da distribuição espacial média da produção de sedimentos do cenário 4 é apresentada na Figura 25. Os menores valores de sedimentos produzidos são encontrados nas sub-bacias com cultivo de pastagem e vegetação nativa em solo podzólico. Nesse intervalo os valores encontrados estão dentro dos padrões de tolerância. Na parte inferior-central da microbacia o intervalo de valores encontrados é de 1,462 a 6,161 t/ha, o qual fica dentro da amplitude observada, mas ultrapassa a média ponderada encontrada. Na parte superior da microbacia, com exceção da sub-bacia 37, encontramos os maiores valores de sedimentos produzidos. Nessas sub-bacias a cana-de-açúcar é cultivada em solo litólico, o qual supera os padrões de tolerância de perda do solo.

Figura 23 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 2

Figura 24 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 3

Figura 25 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 4

Figura 26 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 5

A Figura 26 mostra a distribuição espacial média dos sedimentos produzidos no cenário 5. A maior produção de sedimentos é encontrado nas sub-bacias com cultivo de cana-de-açúcar em solo podzólico. Essa produção ocorrida está dentro da amplitude observada, mas acima da média ponderada. A menor produção de sedimentos é encontrada na área ocupada pela vegetação nativa em solo litólico. Nas sub-bacias cultivadas com pastagem em solo podzólico, observa-se uma pequena produção de sedimentos.

A distribuição espacial média da produção de sedimentos do cenário 6 é apresentada na Figura 27. Nessa distribuição observa-se que a menor produção de sedimentos ocorreu nas sub-bacias ocupadas com vegetação nativa em solo podzólico. Nas sub-bacias que encontramos o cultivo da pastagem em solo litólico, obteve uma produção de sedimentos baixa a moderada, não ultrapassando os limites de tolerância de perdas de solo. A maior produção de sedimentos é encontrada nas sub-bacias cultivadas com cana-de-açúcar em solo podzólico. O intervalo observado na distribuição encontra-se dentro das amplitudes observadas, mas supera a média ponderada.

Figura 27 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 6

A distribuição espacial da produção de sedimentos mostra que, as áreas com os maiores valores encontram-se a cultura da cana-de-açúcar tanto em solo litólico como podzólico. Os menores valores de sedimentos produzidos são obtidos nas áreas cobertas por vegetação nativa em solo podzólico. Esses valores são encontrados independentes da altitude da microbacia, mas variam com a localização da vegetação nativa.

Nas áreas cultivadas com pastagem, tanto em solo litólico como podzólico, obtiveram bons resultados quanto à proteção do solo em relação a produção de sedimentos. Esta não variou em relação a sua localização na microbacia.

É importante ressaltar que uma pastagem em boas condições de manejo não aumenta a quantidade de sedimentos nos corpos d'água após chuvas intensas. Mas uma pastagem com uso excessivo sem manejo, em terrenos com declividade alta e solos frágeis, pode causar processos erosivos.

Neste grupo é possível verificar a influência que cada solo exerce sobre os processos erosivos. A erosão não é a mesma em todos os solos. As propriedades físicas, principalmente estrutura, textura, permeabilidade e densidade, assim como as características químicas e biológicas do solo exercem diferentes influências na erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

Neste primeiro grupo de simulações pode-se concluir que os melhores cenários para cobertura do solo são os cenários 3 e 5, devido as características que a vegetação nativa oferece em relação a proteção do solo. Os cenários que apresentaram maior produção de sedimentos e volume de escoamento superficial foram os cenários 1 e 4, devido às características da cultura da cana-de-açúcar em relação à cobertura da terra, a qual não proporciona uma proteção adequada ao solo, isso é evidenciado pelas Figuras 20 e 21. Na distribuição espacial é possível observar os maiores valores de produção de sedimentos nas sub-bacias cultivadas com cana-de-açúcar independente do tipo de solo, e menores nas sub-bacias ocupadas por vegetação nativa. Por tanto pode se concluir que esta microbacia não é indicada para o cultivo intensivo, por apresentar solos considerados frágeis com alto índice de erodibilidade. O que futuramente poderá causar déficit de produção, assoreamento dos rios entre outros. A vegetação nativa seria a cobertura do solo ideal do ponto de vista hidrológico.

- **Grupo 2:** foram gerados setes cenários de uso do solo de acordo com o plano de informação de suscetibilidade do solo. Esse grupo foi criado com o objetivo de avaliar o comportamento da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial, nas áreas mais suscetíveis a erosão. Com a finalidade de encontrar um uso do solo mais adequado para essas áreas.

O plano de informação (P.I.) suscetibilidade do solo utilizado para gerar os cenários é apresentado na Figura 28. Para gerar o P.I. suscetibilidade foram utilizados os P.I.s declividade e erodibilidade do solo.

No P.I. declividade foi encontrada quatros classes de declive (0-6%; 6-12%; 12-20% e >20%). Na erodibilidade do solo a microbacia foi classificada apenas na classe I, classe que apresenta o maior índice de erodibilidade. Portanto, o P.I. suscetibilidade é igual ao P.I. declividade.

Figura 28 – Mapa de declividade do solo

Na tabela 9 são mostrada as áreas correspondentes a cada cultura nos cenários atual e gerados no grupo 2.

Tabela 9 – Uso do solo para o cenário atual e cenários simulados

	Vegetação Nativa (%)	Cana-de-açúcar (%)	Pastagem (%)
Cenário atual	8,10	58,78	33,12
Cenário 7	-	100	-
Cenário 8	-	-	100
Cenário 9	100	-	-
Cenário 10	35,30	64,70	-
Cenário 11	35,30	-	64,70
Cenário 12	-	64,70	35,30
Cenário 13	-	35,30	64,70

A Figura 8 anteriormente apresentada representa o cenário atual de ocupação do solo na microbacia.

A Figura 29 representa o uso do solo para o cenário 7, com uma ocupação total de cana-de-açúcar. Na Figura 30 é apresentada a ocupação do solo do cenário 8, com o cultivo da pastagem em toda microbacia. O cenário 9 é representado pela Figura 31, com a vegetação nativa ocupando a área de total da microbacia.

A Figura 32 representa o uso do solo para o cenário 10, nesse cenário a vegetação nativa está localizada nas áreas mais suscetíveis à erosão, e a cana-de-açúcar na área menos suscetível. Na Figura 33 com a representação do uso do solo para o cenário 11, tem-se a vegetação nativa nas áreas mais suscetíveis à erosão, com a pastagem cultivada na área com menor suscetibilidade.

O uso do solo para o cenário 12 é representado pela Figura 34, este apresenta o cultivo da pastagem nas áreas com maior suscetibilidade à erosão, e a cana-de-açúcar na área menos suscetível. Para o uso do solo do cenário 13, representado pela Figura 35, a cana-de-açúcar foi implantada nas áreas com maior suscetibilidade a erosão, e a pastagem na área com menor suscetibilidade.

Figura 29 – Uso do solo para o cenário 7

Figura 30 – Uso do solo para o cenário 8

Figura 31 – Uso do solo para o cenário 9

Figura 32 – Uso do solo para o cenário 10

Figura 33 – Uso do solo para o cenário 11

Figura 34 – Uso do solo para o cenário 12

Figura 35 – Uso do solo para o cenário 13

Os resultados totais de cada cenário no ano de 1999 e 2000, para produção de sedimentos e escoamento, são apresentados na tabela 10.

Nos cenários 7, 10 e 12 houve um aumento na produção de sedimentos e no volume de escoamento superficial do ano 1999 para 2000, enquanto que nos outros cenários notou-se redução nos valores, fenômeno que novamente pode ser atribuído à intensidade da precipitação.

Neste grupo também constata-se que houve repetição nos resultados entre os cenários, devido ao nível de discretização utilizada (uso/solo dominante), que reconhece apenas a cultura predominante em cada sub-bacia. Nas simulações realizadas uma mesma cultura predominava em mais de um cenário, por esse motivo foram encontrados resultados iguais.

Comparando os resultados obtidos é possível observar que, os cenários 8, 11 e 13 obtiveram as mesmas respostas do cenário atual. Os cenários 7, 10 e 12 apresentaram um aumento da produção de sedimentos e do volume de escoamento em

relação ao cenário de uso atual. Enquanto que o cenário 9 apresentou uma diminuição na produção de sedimentos e no volume de escoamento em relação ao cenário atual.

Tabela 10 – Produção de sedimento e escoamento encontrados na microbacia

Cenário	Ano	Precipitação (mm)	Sedimento (t/ha)	Escoamento (mm)
Atual	1999	1174	1,242	412,92
	2000	1322	0,619	391,16
7	1999	1174	3,446	397,68
	2000	1322	6,002	512,33
8	1999	1174	1,242	412,92
	2000	1322	0,619	391,16
9	1999	1174	0,1650	480,97
	2000	1322	0,1405	474,25
10	1999	1174	3,446	397,68
	2000	1322	6,002	512,33
11	1999	1174	1,242	412,92
	2000	1322	0,619	391,16
12	1999	1174	3,446	397,68
	2000	1322	6,002	512,33
13	1999	1174	1,242	412,92
	2000	1322	0,619	391,16

Os cenários em que se observou aumento nos sedimentos e escoamento produzido (cenários 7, 10 e 12), a cultura predominante é a cana-de-açúcar. A pastagem predominava nos cenários que mantiveram os valores iguais (cenários 8, 11 e 13) ao cenário atual, e o cenário com a vegetação nativa em sua totalidade (cenário 9), foi o único que apresentou diminuição na produção de sedimentos e do volume de escoamento.

Figura 36 – Produção de sedimento simulado no período de 1999-2000

Figura 37 – Volume de escoamento superficial simulado no período 1999-2000

Nas Figuras 36 e 37, é possível observar o comportamento da produção de sedimentos e o volume de escoamento superficial durante o período analisado. Os cenários 7, 10 e 12 apresentaram os maiores picos de sedimentos produzidos, e o cenário 9 os menores valores. Contudo, todos cenários apresentaram a mesma tendência, ou seja, os maiores picos no mês de janeiro, decrescendo ao longo do ano e voltando a crescer no mês de novembro.

Em relação ao volume de escoamento, os cenários apresentam valores semelhantes, e o comportamento similar ao sedimento produzido. Observam-se os maiores picos de janeiro a março, decrescendo ao longo do ano e voltando a crescer no mês de novembro.

A Figura 38 representa a distribuição espacial média da produção de sedimentos do cenário 7. Os menores valores da produção de sedimentos são encontrados na parte baixa da microbacia, e os maiores valores são encontrados na parte superior da microbacia.

Utilizando a tabela com os padrões de tolerância de perdas de solos do estado de São Paulo desenvolvidos por Bertoni e Lombardi Neto (1990), verifica-se que o intervalo encontrado com a maior produção de sedimentos (6,161 a 11.815 t/ha) supera os padrões de tolerância.

No cenário 8, representado pela Figura 39, observa-se baixos valores de sedimentos produzidos em toda microbacia. Esse cenário é composto somente pelo cultivo da pastagem.

Na Figura 40 apresenta-se a distribuição espacial média da produção de sedimentos do cenário 9. Esse foi o cenário que apresentou os menores valores de produção de sedimentos.

A Figura 41 representa a distribuição espacial média da produção de sedimentos do cenário 10. Os menores valores de sedimentos produzidos são encontrados nas sub-bacias cobertas por vegetação nativa, e os maiores valores são encontrados na parte superior da microbacia, com exceção das sub-bacias com predominância da vegetação nativa. O intervalo encontrado ultrapassa os limites de tolerância de perda de solos.

Figura 38 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 7

Figura 39 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 8

Figura 40 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 9

Figura 41 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 10

Na Figura 42, encontramos a representação espacial da produção de sedimentos do cenário 11. Nesse cenário encontramos baixos valores de sedimentos produzidos, os menores correspondem as sub-bacias ocupadas com a vegetação nativa.

A Figura 43 representa a distribuição espacial da produção de sedimentos correspondente ao cenário 12. Os menores valores de sedimentos produzidos são encontrados nas sub-bacias com o cultivo da pastagem localizadas nas áreas mais suscetíveis a erosão. Os maiores valores de sedimentos produzidos encontrados superam os limites de tolerância.

O cenário 13, representado pela Figura 44, apresenta uma distribuição espacial de sedimentos com baixos valores, com exceção das sub-bacias 28, 37 e 38 cultivadas com cana-de-açúcar, que apresentam altos valores de sedimentos produzidos. Esses valores encontrados ultrapassam os limites de tolerância de perdas de solo.

Figura 42 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 11

Figura 43 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 12

Figura 44 – Distribuição espacial da produção de sedimentos para o cenário 13

Os cenários em que a cana-de-açúcar é a totalidade da área ou é a cultura predominante apresentam os maiores valores da produção de sedimentos. Nos cenários com a pastagem predominante ou na sua totalidade apresenta baixos valores de produção de sedimentos. Com exceção do cenário 13, que apresenta uma classe com altos valores nas sub-bacias que consideraram a cana-de-açúcar como cultura predominante. O cenário 9 foi o que apresentou a menor produção de sedimento, o qual considerava apenas a vegetação nativa.

Os maiores valores da produção de sedimentos são encontrados nas áreas com maior declive e com as culturas cultivadas em solo litólico. Os cenários com predominância da pastagem e vegetação nativa apresentam os menores valores de produção de sedimentos, encontrados na parte baixa da microbacia cultivadas em solo podzólico.

No segundo grupo de simulações pode-se concluir que o melhor cenário para cobertura do solo foi o cenário 9, atribuído às características da vegetação nativa em relação à proteção do solo. Os cenários que apresentaram maior produção de sedimentos e volume de escoamento superficial foram os cenários 7, 10 e 12, devido às condições da cultura da cana-de-açúcar em relação à cobertura do solo. Isso é demonstrado pelas Figuras 36 e 37.

Observando a distribuição espacial deste grupo é possível verificar a contribuição da forma do relevo na produção de sedimentos. Na parte superior da microbacia onde a declividade maior é encontrada, obtem-se os maiores valores de sedimentos produzidos, principalmente quando associado à cultura da cana-de-açúcar. No entanto, a mesma área, mas coberta por pastagem nota-se uma diminuição na quantidade de sedimentos produzidos. Contudo a vegetação nativa é novamente citada como a cultura que oferece a melhor proteção ao solo.

A pastagem é um dos principais tipos de vegetação que formam uma cobertura do solo. A área coberta pela pastagem está na dependência direta das condições de clima, solo e atividade humana. O valor da floresta como regulador das nascentes e do controle da erosão é bem conhecido. Sua função hidrológica, entretanto, não é a mesma em todos os tipos de topografia; nos terrenos planos, o efeito da cobertura

florestal no controle das enchentes não é tão pronunciado como nos montanhosos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

A pastagem encontrada na MHRM não possui um bom manejo, não oferecendo assim uma boa proteção ao solo contra os processos erosivos. O SWAT realizou as simulações considerando uma pastagem de boa qualidade, pois os dados necessários para alimentar o modelo foram obtidos através de bibliografia existente, a qual possui somente dados de pastagem bem manejada.

Um fator a ressaltar para a avaliação da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial é a intensidade da precipitação, característica relevante que o modelo desconsidera. Segundo Tucci (2001), as características principais da precipitação são o seu total, duração e distribuições temporal e espacial. O total precipitado não tem significado se não estiver ligado a uma duração. Por exemplo, 100 mm pode ser pouco em um mês, mas é muito em um dia ou, ainda mais, numa hora.

Esse fator auxiliaria num melhor entendimento dos fenômenos ocorridos na microbacia no período em estudo, entretanto o mesmo não impediu que o modelo obtivesse bons resultados nas simulações,

Comparando as simulações é possível observar que os dois grupos obtiveram os mesmos resultados. Quando no uso do solo predominava o cultivo da cana-de-açúcar, a produção de sedimentos e o volume de escoamento superficial aumentaram consideravelmente em relação ao cenário atual. No entanto, quando a vegetação nativa predominava ocorria um decréscimo.

A cobertura vegetal é a defesa natural de um terreno contra a erosão. O efeito da vegetação pode ser descrito como a proteção direta contra o impacto das gotas de chuva, dispersão da água, decomposição das raízes das plantas para aumentar a infiltração, melhoramento da estrutura do solo pela adição de matéria orgânica e diminuição da velocidade de escoamento.

Em uma bacia hidrográfica encontramos áreas que necessitam de maiores cuidados em relação aos processos erosivos, devido à declividade do terreno, solos frágeis e o manejo da cultura. Nessas áreas uma alternativa a ser utilizada é diminuir a intensidade de exploração agrícola e a criação de Áreas de Preservação Permanente.

As duas alternativas devem ser trabalhadas juntas, pois o uso apenas da mata ciliar da nascente até a foz não trará bons resultados.

Os solos encontrados na microbacia são considerados muito frágeis e com alto índice de erodibilidade, não sendo indicado para o uso agrícola intensivo. Por esse motivo nos cenários com a predominância ou com a totalidade da área ocupada pela vegetação nativa obtiveram os melhores resultados. Hidrologicamente esses cenários seriam os ideais para a ocupação do solo nesta microbacia.

Outra questão que deve ser analisada é a sensibilidade do modelo em relação às áreas de culturas encontradas na microbacia. No cenário atual a cana-de-açúcar foi dividida em duas variedades, cana-de-açúcar de ano e cana-de-açúcar de ano e meio, assim o modelo passou a ler como cultura predominante a pastagem. Por esse motivo a simulação do cenário atual obteve os mesmos resultados dos cenários em que a pastagem era a cultura predominante.

Para realizar a simulação, o modelo considera a cultura e o tipo de solo predominante em cada sub-bacia. Nos cenários simulados, os dois tipos de solos são classificados como solo rasos, com grande suscetibilidade à erosão, portanto somente a cultura diferenciou a produção de sedimentos e escoamento entre os cenários. Por esse motivo os cenários tiveram resultados semelhantes quando as culturas predominantes eram as mesmas.

Constata-se que pequenas áreas em meio de outras maiores, não são reconhecidas pelo modelo. Não sendo possível avaliar a contribuição de determinadas culturas dentro da área de estudo.

É importante ressaltar que mesmo com essa limitação o modelo obteve um bom desempenho na simulação desta microbacia.

Muitos trabalhos que utilizaram o modelo SWAT são encontrados na bibliografia, e todos com resultados satisfatórios. É possível citar trabalhos como o de Bruggeman e Meijden (2005), que utilizou o modelo SWAT para avaliação do escoamento em bacias no Mediterrâneo na Síria. Tripathi (2005) fez um estudo sobre o gerenciamento hidrológico de bacias agrícolas na Índia. Baffaut et al. utilizou o SWAT para obter resultados sobre erosão do solo com mudanças de cobertura do solo e precipitação. Por último Cau; Lorrai e RAS (2005) desenvolveram um sistema de suporte de decisão

baseado no modelo SWAT para autoridades da Sardiniam na Itália. Todos os autores relatam que atingiram seus objetivos propostos. Contudo é possível destacar a utilidade do modelo para diversas situações e em áreas de estudo distintas.

3 CONCLUSÕES

A utilização da interface SWAT-SIG permitiu avaliar os dados simulados em relação aos dados coletados no posto hidrossedimentométrico. Os resultados obtidos foram satisfatórios, pois os dados simulados acompanharam os dados observados. Permitiu ainda, gerar cenários alternativos para verificar os efeitos da cobertura do solo na produção de sedimentos e no volume de escoamento superficial na microbacia.

Nos cenários gerados para o grupo 1 verifica-se que os solos encontrados na microbacia são muito frágeis e, quando associados à cultura da cana-de-açúcar, a produção de sedimentos aumentou consideravelmente em relação ao cenário atual. No grupo 2 observou-se o aumento na quantidade de sedimentos produzidos na parte superior da microbacia onde a declividade é maior, e nos cenários com a cana-de-açúcar em sua totalidade ou predominância. Os cenários em que a pastagem era cultivada na totalidade ou em parte da microbacia os valores de sedimentos produzidos mantiveram-se iguais ao cenário atual. No entanto foram os cenários que apresentaram menores valores de produção de escoamento superficial.

No primeiro grupo de simulações pôde-se concluir que os melhores cenários para cobertura do solo são os cenários 3 e 5, devido às características que a vegetação nativa oferece em relação a proteção do solo. Os cenários que apresentaram maior produção de sedimentos e volume de escoamento superficial foram os cenários 1 e 4, devido às características precárias de proteção do solo da cultura da cana-de-açúcar. No segundo grupo pôde-se concluir que o melhor cenário para cobertura do solo foi o cenário 9, atribuído às características oferecidas pela vegetação nativa. Os cenários que apresentaram maior produção de sedimentos e volume de escoamento superficial foram os cenários 7, 10 e 12, devido às características da cana-de-açúcar. Observando a distribuição espacial é possível verificar a contribuição da forma do relevo na produção de sedimentos. Na parte superior da microbacia onde a declividade maior é encontrada, obtém-se os maiores valores de sedimentos produzidos, principalmente quando associado à cultura da cana-de-açúcar. No entanto, a mesma área, mas coberta por pastagem, nota-se uma diminuição na quantidade de sedimentos

produzidos. Contudo, a vegetação nativa é citada como a cobertura que oferece a melhor proteção ao solo. Com base nas simulações dos cenários alternativos é possível concluir que a MHRM é muito suscetível aos processos erosivos. O cultivo da cana-de-açúcar em toda ou em parte da microbacia é desaconselhável, pois a mesma oferece pouca proteção ao solo, favorecendo o surgimento de processos erosivos. Para essa microbacia em particular, o cenário que apresenta diminuição significativa na produção de sedimentos, em relação ao cenário atual, é o que possui a vegetação nativa em toda ou em grande parte da área.

Os processos hidrológicos, quando combinados com o uso e manejo do solo, exercem um papel importante na produção de sedimentos e no volume de escoamento superficial. Os resultados obtidos ressaltaram a necessidade de reconhecer nas bacias hidrográficas as áreas sensíveis aos processos erosivos, onde são necessárias práticas de controle a erosão ou mudanças na cobertura do solo, e não somente a proteção aos corpos d'água através da implantação da mata ciliar.

No contexto deste trabalho o modelo demonstrou que não possui sensibilidade de reconhecer pequenas áreas em meio de áreas maiores. Para realizar as simulações, o modelo considerou a cultura e o tipo de solo predominante em cada sub-bacia. Por esse motivo não é indicado a utilização do mesmo em bacias hidrográficas com propriedades de pequeno porte em meio a outras de grande porte. No entanto, não há como definir um tamanho de área pequena ou grande, pois essas são relativas ao tamanho da bacia hidrográfica a ser estudada.

REFERÊNCIAS

ALVES, D.S. Sistema de Informação Geográfica In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 1., 1990. São Paulo, **Anais...** São Paulo: USP, Escola Politécnica, 1990. p. 66-78.

ANDERSON, J.R.; HARDY, E.E.; ROACH, J.T.; WITMER, R.E. **Sistema de classificação do uso da terra e do revestimento do solo para utilização com dados de sensores remotos**. Rio de Janeiro: IBGE, 1976. 78 p.

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**, Temple, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.

ASSAD, E.D; SANO, E.E. **Sistemas de informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2.ed. Brasília: Embrapa,SPI,EMBRAPA,CPAC, 1998. 434 p.

ASSIS, R. B. Gerenciamento de bacias hidrográficas: descentralização. In: TAUKE-TORNISIELO, S. et al. **Análise ambiental, estratégias e ações**. São Paulo: Fundação Salim Farah Maluf, 1995. p. 122-129.

BAFFAUTA, C.; NEARINGB, M.A.; JETTENC, V.; CERDAND, O.; COUTURIERD, A., HERNANDEZA, M.; BISSONNAISE, Y.LÊ; NICHOLSA, M.H.; NUNESF, J.P.; RENSCHLERG, C.S.; SOUCHÈREH, V.; OOSTI, K. van. SWAT modeling response of soil erosion to changes in precipitation and cover. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE, 3., 2005, Zurich. **Abstracts...** Zurich: Held at EAWAG, ETH, 2005. p. 69.

BARTH, F.T.; POMPEU, C.T.; FILL, H.D.; TUCCI, C.E.M.; KELMAN, J.; BRAGA Jr., B.P.F. **Modelo para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: NOBEL,ABRH, 1987. 526 p. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, 21).

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 2.ed. São Paulo: Ícone, 1990. 355 p.

BOGEN, J.; WALLING, D.E.; DAY, T.S. **Erosion and Sediment transport monitoring programmes in river basins**. Wallingford, IAHS, 1992. 538 p. (IAHS Publication, 210).

BRUGGEMAN, A.; MEIJDEN, G. Use of SWAT for the assessment of water productivity in Mediterranean catchments, a case study in Syria. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE, 3., 2005, Zurich. **Abstracts...** Zurich: Held at EAWAG, ETH, 2005. p. 29.

BURROUGH, P.A. **Principles of geographical information system for earth resources assessment.** Oxford: Clarendon Press, 1986. 193 p.

CALIJURI, M. L. **Sistemas de informações geográfica.** São Carlos: USP, EESC, 1996. 124 p.

CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia prática.** Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372 p.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA Jr., N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios.** Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000. 132p.

CASTRO, A.G. **Técnicas de sensoriamento remoto e sistemas geográficos de informações no estudo integrado de bacias hidrográficas.** 1992. 145 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1992.

CASTRO FILHO, C.A. A experiência em microbacias no arenito Caiuá. In: PEREIRA, V.P.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P. **Solos altamente suscetíveis à erosão.** Jaboticabal: UNESP, FCAV; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1994. p. 159-168.

CAU, P; LORRAI, E.; REGIONE AUTONOMA DELLA SARDEGNA – RAS. A decision suport system base don the SWAT model for the Sardiniam Water Authorities. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE, 3., 2005, Zurich. **Abstracts...** Zurich: Held at EAWAG, ETH, 2005. p. 72.

CERRI, C.E.P. **Mapeamento das áreas de risco de erosão dos solos da bacia do Rio Piracicaba utilizando geoprocessamento.** 1999. 89 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

CHAGAS, C.S.; CARVALHO JUNIOR, W.; BHERING, S.B.; TANAKA, A.K.; BACA, J.F.M. Estrutura e organização do sistema de informações georreferenciadas de solos do Brasil (SIGSOLOS – versão 1.0). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 865-876, 2004.

COELHO NETO, A.L. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. In: GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. **Geomorfologia – uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1994. 458 p.

DONZELI, P.L.; VALÉRIO FILHO, M.; PINTO, S.A.F.; NOGUEIRA, F.P.; ROTTA, C.L.; LOMBARDI NETO, F. Técnicas de sensoriamento remoto aplicadas ao diagnóstico básico para planejamento e monitoramento de microbacias hidrográficas. In: LOMBARDI NETO, F.; CAMARGO, O.A. **Microbacia do córrego São Joaquim (Município de Pirassununga, SP)**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1992. p.91-119.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: EMBRAPA Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412 p.

ESTADOS UNIDOS. Departament of Agriculture. Soil Conservation Service. **Hydrology**. Washington: USDA, 1972. 145 p.

FERRAZ, F.F.B. **Dinâmica dos sedimentos em suspensão na bacia do Rio Piracicaba**. 2002. 112 p. Tese (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear Aplicado à Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

FERRAZ, F.F.B.; MILDE, L.C.E.; MORTATI, J. Modelos hidrológicos acoplados a Sistemas de Informações Geográficas: um estudo de caso. **Revista de Ciência & Tecnologia**, Piracicaba, v. 14, p. 45-56, 1999.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 575-583, 2003.

FRANZINI, J.B. & LINSLEY, R.K. **Engenharia de recursos hídricos**; reservatórios. São Paulo: Ed. McGraw-Hill do Brasil, 1978. 798p.

FREIRE, O.; PESSOTTI, J.E. Erodibilidade de alguns solos de Piracicaba. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 2., 1978, Passo Fundo. **Anais...** Passo Fundo: UPF, 1978. p. 185-92.

FROHN, R.C. **Remote sensing for landscape ecology**: new metric indicators for monitoring, modeling and assessment of ecosystems. New York: Lewis Publishers, 1998. 99 p.

GOODCHILD, M.F.; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. **Enviromental modeling with GIS**. New York: Oxford University, 1993. 488 p.

GUADAGNIN, J.C.; BERTOL, I.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 277-286, 2005.

GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. **Geomorfologia**: uma atualização de bases e conceitos. 2.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995. 472 p.

GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S. da; BOTELHO, R.G.M. (Org.). **Erosão e conservação dos solos**: conceitos, temas e aplicações. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. 340 p.

HODGKISS, A. G. **Understanding maps**. Dawson: Folkstone, 1981.

HULL, W.X. **Manual de conservação do solo**. Tradução de H.O. Sternberg. Rio de Janeiro: Usaid, 1987. 307 p.

KING, K.W.; ARNOLD J.G.; WILLIAMS, J.R.; SCRINIVASAN R. **Soil and Water Assessment Tool – SWAT**. Temple: USDA, Agricultural Research Service, 1996. 450 p.

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

LEVY, M.C.T.C. **Avaliação de cenários da produção agrícola visando a sustentabilidade do uso das terras de Piracicaba (SP)**. 1995. 104 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

LIAZI, A.; CONEJO, J.G.L.; PALOS, J.C.; CINTRA, P.S. Regionalização hidrológica no Estado de São Paulo. **Revista Águas e Energia Elétrica**, São Paulo, Ano 5, n. 14, p. 9-13, 1988.

LIMA, W.P. Importância das florestas para a produção de água. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, 3., 2000, Piracicaba. Piracicaba: IPEF, ESALQ, 2000. p. 8-13.

MACEDO, J. Solos do cerrado. In: PERREIRA, V.P.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P. **Solos altamente suscetíveis à erosão**. Jaboticabal: UNESP, FCAV; SBCS, 1994. cap. 2, p. 69-76.

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

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

MARTINI, L.C.P.; LANNA, A.E. Medidas compensatórias aplicáveis à questão da poluição hídrica de origem agrícola. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.8, n.1, p.111-136, 2003.

MILDE, L.C.E. **Modelagem hidrológica da bacia de drenagem do rio Corumbataí (SP)**. 2001. 159 p. Tese (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear Aplicado à Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

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. 458 p.

OLIVEIRA, J.B. **Solos da folha de Piracicaba**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1999. 173 p. (Boletim Científico, 48).

PEREIRA, J.C.; MOLINARI, A. Experiências com microbacias em Santa Catarina. Resumo da mesa redonda. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSÃO, 5., 1995, Bauru. **Anais...** Bauru: Boletim de Campo, 1995. p. 85-88.

PONZONI, J.F.; ALMEIDA, E.S. A estimativa do parâmetro Kappa (K) da análise multivariada discreta no contexto de um SIG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais...** São José dos Campos: INPE; SELPER, 1996. p. 52-58.

PRADO, H. **Manual de classificação de solos no Brasil**. Jaboticabal: FUNEP, 1996. 195 p.

PRADO, H. **Os solos do Estado de São Paulo: mapas pedológicos**. Piracicaba: O autor, 1997. 205 p.

PROJETO PIRACEMA. **Banco de dados “Geoprocessamento”**. Disponível em: <http://www.cena.usp.br/piracema>. Acesso em: 20 jul. 2004.

RANIERI, S.B.L. **Avaliação de métodos e escalas de trabalho para determinação de risco de erosão em bacias hidrográficas utilizando sistema de informações geográficas**. 1996. 129 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

RAWLS, W.J.; BRAKENSIEK, D.L. Prediction of soil properties for hydrologic modeling. In: JONES, E.B.; WARD, T.J. **Watershed management in the 80's**. New York: ASCE, 1985. cap. 13, p. 293-299.

RENNÓ, C.D.; SOARES, J.V. **Modelos hidrológicos para gestão ambiental**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2000. 60 p.

ROSA, R. **Introdução ao sensoriamento remoto**. 4.ed. Uberlândia: Editora da Universidade Federal de Uberlândia, 2001. 210 p.

SILVA, A.M.de **Aplicações de técnicas de geoprocessamento no estudo das relações entre os processos erosivos e sedimentológicos de bacia hidrográfica**. 1999. 239 p. Tese (Doutorado em Ciência da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

SILVA, A.M.; SCHULZ, H.E.; CAMARGO, P.B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos: Rima, 2004. 140 p.

SILVA, F.G.B.; CRESTANA, S. **Modelos e formulações para análise de erosão de solos em bacias hidrográficas voltados ao planejamento ambiental: revisão e aplicações preliminares**. São Carlos: Rima. 2004. (Séries Ciências da Engenharia Ambiental, 3)

SILVA, J.X.; ZAIDAN, R.T. **Geoprocessamento & análise ambiental: aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. 368 p.

SUMME, W.; KLAGHOPER, E.; ZHANG, W. **Modelling soil erosion, sediment transport and closely related hydrological processes**. Wallingford: IAHS, 1998. 453 p. (IAHS Publication, 249).

STAR. J.; ESTES, J. **Geographic information system: an introduction**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1990.

TERAMOTO, E.R. **Relações solo, substrato geológico e superfícies geomórficas na microbacia do Ribeirão do Marins**. 1995. 93 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 1995.

TRIPATHI, M.P. Hydrological modeling for effective management of a small agricultural watershed using SWAT. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE, 3., 2005, Zurich. **Abstracts...** Zurich: Held at EAWAG, ETH, 2005. p. 56.

TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2.ed. Porto Alegre. Ed. UFRGS, ABRH, 2001. 943 p. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, 4).

VALÉRIO FILHO, M.V. Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas ao estudo integrado de bacias hidrográficas. In: PERREIRA, V.P.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P. **Solos altamente suscetíveis à erosão**. Jaboticabal: UNESP, FCAV; SBCS, 1994. cap. 5, p. 223-242.

VAN DEN BERG, M.; BURROUGH, P.A.; DRIESSEN, P.M. Uncertainties in the appraisal o water availability and consequences for simulated sugarcane yield potentials in São Paulo State, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Toronto, v. 81, p. 43-55, 2000.

VIEIRA, L.S. **Manual da ciência do solo**. São Paulo: Agronomia Ceres, 1975. 464 p.

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