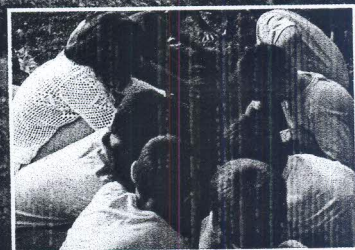
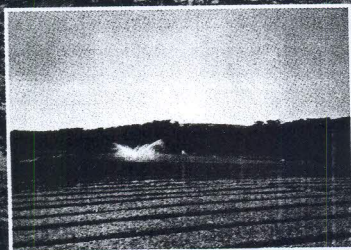
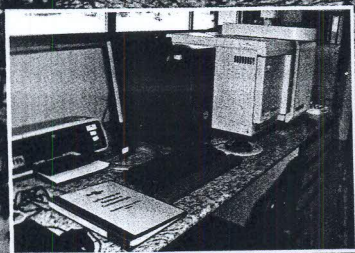


PLANEJAMENTO AMBIENTAL DO ESPAÇO RURAL COM ÊNFASE PARA MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS

Manejo de Recursos Hídricos, Ferramentas Computacionais e Educação Ambiental

MARCO ANTONIO FERREIRA GOMES
MARIA CONCEIÇÃO PERES YOUNG PESSOA

Editores Técnicos



Embrapa

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Meio Ambiente
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

PLANEJAMENTO AMBIENTAL DO ESPAÇO RURAL COM ÊNFASE PARA MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS

**Manejo de Recursos Hídricos, Ferramentas
Computacionais e Educação Ambiental**

*Marco Antonio Ferreira Gomes
Maria Conceição Peres Young Pessoa*

Editores Técnicos

Embrapa Informação Tecnológica
Brasília, DF
2010

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Informação Tecnológica

Parque Estação Biológica (PqEB)
Av. W3 Norte (final)
CEP 70770-901 Brasília, DF
Fone: (61) 3448-4236
Fax: (61) 3448-2494
vendas@sct.embrapa.br
www.embrapa.br/liv

Coordenação editorial

Fernando do Amaral Pereira
Mayara Rosa Carneiro
Lucilene Maria de Andrade

Supervisão editorial

Juliana Meireles Fortaleza

Normalização bibliográfica

Márcia Maria Pereira de Souza

Revisão de texto

Francisco C. Martins (capítulos 9, 10, 11 e 13)
Rafael de Sá Cavalcanti (capítulos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 12)

Projeto gráfico e editoração eletrônica

Carlos Eduardo Felice Barbeiro

Tratamento das ilustrações

Anapaula Rosário Lopes

Embrapa Meio Ambiente

Rodovia SP 340, Km 127,5 Caixa Postal 69
CEP 13820-000 Jaguariúna, SP
Fone: (19) 3311-2700
Fax: (19) 3311-2640
sac@cnpma.embrapa.br
www.cnpma.embrapa.br

Capa

Marco Antonio Ferreira Gomes
Maria Conceição Peres Young Pessoa

Fotos da capa

Principal: *Marco Antonio Ferreira Gomes*
Da esquerda para a direita: *Eliana de Souza Lima*, *Marco Antonio Ferreira Gomes* e *Arlete Fantuzzi Gomes*

1ª edição

1ª impressão (2010): 1.000 exemplares

Todos os direitos reservados

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Informação Tecnológica

Planejamento ambiental do espaço rural com ênfase para microbacias hidrográficas : manejo de recursos hídricos, ferramentas computacionais e educação ambiental / Marco Antonio Ferreira Gomes, Maria Conceição Peres Young Pessoa, editores técnicos. – Brasília, DF : Embrapa Informação Tecnológica, 2010. 407 p. : il. ; 22 cm.

ISBN 978-85-7383-490-1

1. Educação ambiental. 2. Meio ambiente. 3. Reciclagem. 4. Impacto ambiental. 5. Qualidade da água. 6. Desenvolvimento sustentável. I. Gomes, Marco Antonio Ferreira. II. Pessoa, Maria Conceição Peres Young. III. Embrapa Meio Ambiente.

CDD 372.357

© Embrapa 2010

APRESENTAÇÃO

Com marco histórico na Eco 92, realizada no Rio de Janeiro, verifica-se em escala mundial uma crescente preocupação da sociedade quanto à capacidade de suporte dos recursos naturais em atender às demandas crescentes dos níveis de produção e de consumo decorrentes da inserção nos diversos mercados de bens e serviços de milhões de habitantes, por força dos ganhos de produtividade decorrentes da terceira revolução científica e tecnológica e da melhoria da distribuição de renda em muitos países emergentes, entre outras demandas.

Essas preocupações têm resultado em diversas ações de pesquisa e desenvolvimento relacionadas ao planejamento e à gestão ambiental na agropecuária brasileira em resposta ao grande desafio: produzir mais degradando menos e a custos competitivos. Nessas ações, o ponto mais importante para a determinação das estratégias de gestão reside no conhecimento do processo produtivo no ambiente local e no controle de atividades produtivas que ofereçam risco para o meio ambiente.

CAPÍTULO 7

MODELAGEM E SIMULAÇÃO APLICADAS À AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA PERDA DE SOLO E DOS DEJETOS DE SUÍNOS NA QUALIDADE DA ÁGUA DE MICROBACIAS

UMA NOVA ABORDAGEM VOLTADA AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS

Sílvio Crestana
Ricardo Tezini Minoti
Fernando Frachone Neves

Introdução

Dentre variadas formas de degradação ambiental, o escoamento superficial acelerado e a erosão do solo são, provavelmente, os principais agentes de degradação da paisagem ao redor do globo, contribuindo para o comprometimento da qualidade ambiental e o aumento da vulnerabilidade dos ecossistemas (WILKINSON, 2005).

Tendo em vista os efeitos das mudanças ambientais globais, uma das incertezas ambientais críticas para os próximos anos refere-se às alterações que poderão ocorrer nos processos erosivos. Segundo Amore et al. (2004), a erosão do solo pode se tornar exagerada no futuro, em muitas partes do mundo, em decorrência dessas mudanças e da intensificação dos processos relacionados ao ciclo hidrológico.

Para os trópicos, especificamente, o problema é ainda mais grave, pois os eventos de precipitação e, conseqüentemente, de escoamento su-

perficial da água são fatores que atuam de maneira mais intensa nessas regiões, compondo um cenário extremamente favorável aos processos erosivos (EL-SWAIFY; DANGLER, 1982).

A erosão de terras agrícolas, além de incidir drasticamente em aspectos inerentes à preservação e à conservação dos solos brasileiros pode, assim, também favorecer o carreamento de nutrientes distribuídos no solo tais como agroquímicos ou dejetos de animais, e acelerar ainda mais a degradação dos componentes ambientais solo e água. Vê-se que é, portanto, cada vez mais imprescindível não apenas reverter esse processo, mas também prever danos futuros com base no planejamento e na gestão ambiental desses recursos.

Nesse sentido, para o gerenciamento integrado de tais recursos é extremamente interessante a utilização do conceito de bacia hidrográfica como unidade de planejamento ambiental. Acrescenta-se ainda que as microbacias hidrográficas rurais são extremamente importantes nos contextos regionais do interior do País, demandando a realização de estudos e propostas alternativas de manejos adequados para as suas funções econômicas, sociais e ecológicas.

Planejamento ambiental, geotecnologias e modelagem

O planejamento conservacionista das terras é de fundamental importância para a conservação do solo, controle da perda de sedimentos e de água, gerando informações importantes para o processo de tomada de decisão no gerenciamento de bacias hidrográficas.

De acordo com Alves et al. (2003), no planejamento agrícola ou de uso da terra existe uma sequência de etapas que precisa ser seguida. Parte-se dos levantamentos e das caracterizações ambientais para as análises e avaliações, a fim de ser possível realizar o planejamento com sucesso (Figura 1).

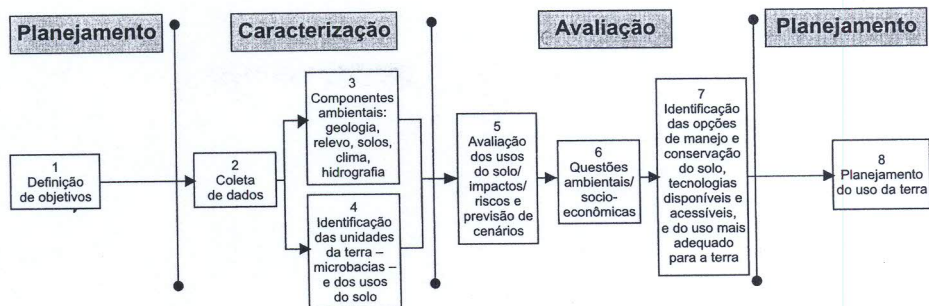


Figura 1. Etapas do processo de planejamento racional do uso da terra.

Fonte: Alves et al. (2003).

A caracterização ambiental é uma etapa fundamental do processo de planejamento baseada no levantamento de dados e informações e no conhecimento da área a ser planejada. Com base no desenvolvimento de bancos de dados digitais e geoprocessamento, e no rápido acesso às informações armazenadas, a utilização de instrumentação computacional tem se tornado uma poderosa ferramenta para a realização da caracterização, de planejamentos e análises ambientais (PINTO; CRESTANA, 1997).

Acrescenta-se ainda que o processo de avaliação ambiental requer a proposição de variáveis facilmente detectáveis e mensuráveis, que possibilitem correlacionar os indicadores de alterações ambientais aos impactos iminentes ou futuros (PESSOA et al., 2003). Dessa forma, é extremamente útil a utilização de índices e de indicadores ambientais, os quais expressam valores ou fornecem informações sobre o estado de um fenômeno/área/ambiente com maior significado que apenas aquele relacionado diretamente ao seu valor quantitativo, respectivamente (OECD, 1989). Martos e Maia (1997) também definem indicadores ambientais como todos os parâmetros, quantitativos ou qualitativos, capazes de evidenciar modificações no meio.

Vários países vêm fazendo uso de indicadores e índices ambientais, a exemplo dos EUA, onde, no intuito de avaliar a qualidade da água, a Agência de Proteção Ambiental (EPA) daquele país desenvolveu um índice que contempla o uso de vários indicadores das condições e da vulnerabilidade

dos recursos hídricos do país, de forma a avaliar antecipadamente a ocorrência de efeitos nocivos ao ambiente (EPA, 2002). Os indicadores de condições, por exemplo, foram desenvolvidos para mostrar a qualidade da água dos corpos aquáticos, enquanto os indicadores de vulnerabilidade foram desenvolvidos com o objetivo de indicar onde as descargas de poluentes e outras atividades podem exercer pressão sobre as bacias hidrográficas. Dentre os indicadores de vulnerabilidade, pode-se mencionar o índice de potencial de escoamento superficial agrícola. Um dos componentes desse índice refere-se à modelagem das cargas de sedimentos que atingem os córregos e rios.

Minoti e Crestana (2004) avaliaram a adoção e utilização da perda de solo como indicador de vulnerabilidade de bacias hidrográficas, de maneira quantitativa. De acordo com o universo de amostragem utilizado, os autores observaram que as informações eram extremamente escassas, principalmente no que se referia à previsão de cenários futuros em ambientes tropicais regionais.

Tendo em vista a complexidade de se estudar e prever os impactos ambientais, mostra-se necessário o estudo integrado do problema analisado, dado que os processos envolvidos na agricultura ou nos ambientes naturais não ocorrem de modo isolado e, conseqüentemente, não podem ser analisados de maneira reducionista. No caso das áreas agrícolas, seus sistemas de produção envolvem processos ecológicos, econômicos e sociais. O uso de modelos matemáticos e simuladores que representem e integrem as variáveis envolvidas nos processos de sustentabilidade aparecem como importante ferramenta na pesquisa, possibilitando visualizar o comportamento futuro do sistema por meio da criação de cenários ainda não explorados em experimentos reais, alertando o pesquisador para novas alternativas de pesquisas futuras ou para testes mais direcionados, reduzindo gastos e esforços (PESSOA et al., 1997). Dessa forma, ao permitirem a elaboração de cenários futuros, em termos quantitativos, auxiliam na avaliação de comportamento, a priori, de variados fatores que influenciam em processos de tomada de decisão.

Utilizando informações geradas por medições em campo ou disponibilizadas por pesquisadores ou publicações científicas, os modelos devem favorecer a obtenção de respostas que tenham validades geofísica, biológica e administrativa, além de coerência com suas premissas de elaboração e aplicação.

No meio agrônômico, os modelos matemáticos mais difundidos são os empíricos essencialmente descritivos e identificados por equações matemáticas capazes de representar os dados experimentais de forma aceitável (PESSOA et al., 1997). Entretanto, nas pesquisas relacionadas à perda de solo, no Brasil e em várias partes do mundo, utiliza-se amplamente a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) também conhecida por USLE (sua sigla em inglês).

Equação Universal de Perda de Solo (EUPS)

A EUPS é um dos instrumentos analíticos mais bem-sucedidos para estudos prospectivos de processos de erosão superficial. É um modelo extremamente útil em iniciativas voltadas ao zoneamento ambiental em escalas e procedimentos menos detalhados e, ainda, como instrumento de simulação. Sua utilização em conjunto com sistemas digitais é cada vez mais frequente, embora ainda persistam entraves e lacunas, em especial quanto à adequabilidade de utilização em diferentes escalas e contextos ambientais (CASTRO; VALÉRIO FILHO, 1997).

Tendo em vista que a equação foi derivada dos estudos em pequenos lotes, ela era utilizada, anteriormente, para estudo em áreas de até um hectare. O advento das geotecnologias – a possibilidade de elaboração de bancos de dados espaciais digitais, a utilização de sensoriamento remoto, principalmente as imagens de satélite, a elaboração dos modelos numéricos do terreno – possibilitou estender a aplicação da EUPS para toda a extensão das bacias hidrográficas e manipular os dados de maneira relativamente rápida nos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs). A utilização desses sistemas tem vantagens óbvias, possibilitando acesso rápido

aos riscos de degradação ambiental de maneira espacializada (COHEN et al., 2005). Dessa forma, o método da EUPS, aliado às técnicas de geoprocessamento, possibilita a extrapolação das estimativas de perda de solo por erosão para trabalhos em escala de bacia hidrográfica.

Embora apresente variadas aplicações, a EUPS não prevê o transporte ou a deposição de sedimentos, os resultados apenas preveem a suscetibilidade à perda de solo nas áreas onde é aplicada. No intuito de simular outros processos, torna-se necessário o uso de modelos que compreendam, de maneira direta, um maior número de processos.

Em sistemas complexos como as microbacias hidrográficas, combinando processos naturais como precipitação, evapotranspiração, deflúvio superficial e subterrâneo com fatores relativos às atividades humanas tais como desmatamento, produção agrícola e construção de represas, é impossível uma representação completa de cada processo associado ao ciclo hidrológico, à erosão e à produção e destino dos sedimentos. Nesse sentido, é extremamente vantajosa a utilização de modelos que contemplem essa sucessão de estados ou mudanças simplificando uma realidade complexa por meio da utilização de alguns aspectos de maior importância envolvidos nos processos mencionados (BLACKIE; EELES, 1985 citado por GRIEBELER et al., 2001).

Simuladores têm sido desenvolvidos para representar esses processos naturais e antrópicos. Tais ferramentas vêm sendo utilizadas no entendimento de processos que são difíceis de mensurar e como forma de prever os efeitos das alterações no uso e na cobertura do solo (KITE; DROOGERS, 2000).

A maior limitação ao uso de simuladores complexos é a dificuldade em trabalhar a grande quantidade de dados que descrevem a heterogeneidade dos sistemas naturais. Sua utilização associada aos SIGs, com o desenvolvimento de bases de dados digitais, permite que os dados espaciais referentes a grandes áreas heterogêneas sejam divididos em pequenas unidades hidrologicamente homogêneas, sobre as quais os modelos são aplicados (MACHADO; VETTORAZZI, 2003).

Vários simuladores baseados em modelos matemáticos que retratam processos físicos – ANSWERS, AGNPS (AnnAGNPS), SHE, WEPP, GeoWEPP, SWRRB e SWAT – têm sido desenvolvidos e utilizados, no Brasil e ao redor do mundo, para prever o escoamento superficial, a erosão e o transporte de sedimentos e nutrientes de bacias hidrográficas agrícolas submetidas a diferentes manejos. Entre esses modelos, o Soil and Water Assessment Tool (SWAT) é o mais recente, utilizado com sucesso na simulação do escoamento, das cargas de sedimentos e da qualidade da água de bacias hidrográficas em regiões diversas ao redor do globo (TRIPATHI et al., 2003).

Garrido (2003), ao analisar diversos modelos de simulação hidrológica, concluiu que o SWAT mostrou-se o mais completo em termos de número de componentes simulados, representando uma vantagem do modelo, possibilitando a análise de cenários de diversas situações climáticas, uso do solo, aplicação de fertilizantes e pesticidas e implantação de reservatórios.

Soil and Water Assessment Tool (SWAT)

O SWAT (ARNOLD et al., 1998) é um simulador desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS) dos Estados Unidos, representado por vários modelos matemáticos fundamentados no conhecimento das características físicas de bacias hidrográficas agrícolas. Foi desenvolvido para prever o impacto das práticas de manejo do solo nos ambientes aquáticos superficiais e subterrâneos em bacias de drenagem complexas, em geral de grande extensão, com variação dos tipos de solos, do uso e das condições de manejo em longos períodos de tempo.

O SWAT é o resultado da incorporação de fatores de vários modelos desenvolvidos pelo ARS e uma evolução direta da junção dos simuladores Simulator for Water Resources in Rural Basins (SWRRB) (ARNOLD et al., 1990; WILLIAMS et al., 1985) com o Routing Outputs to Outlet (ROTO) (ARNOLD et al., 1995). Modelos específicos de simuladores conhecidos contribuíram para a elaboração do SWAT, como o Chemicals, Runoff, and Erosion from

Agricultural Management Systems (CREAMS) (KNISEL, 1980), o Ground-water Loading Effects on Agricultural Management Systems (GLEAMS) (LEONARD et al., 1987), e o Erosion-Productivity Impact Calculator (EPIC) (WILLIAMS et al., 1984). Uma outra característica extremamente positiva do SWAT é que, após sua criação no início da década de 1990, o seu modelo tem sido continuamente aprimorado, resultando em novas versões do simulador: SWAT 94.2, SWAT 96.2, SWAT 98.1, SWAT 99.2, SWAT 2000 e, a mais recente, SWAT 2005. Além dessas modificações, foi desenvolvida também uma interface no Windows (Visual Basic) com o ArcView – ArcView versão 3.1 (com extensão ArcView Spatial Analyst v. 1.1). Ao utilizar a interface com o ArcView o simulador recebe o nome de ArcView Soil and Water Assessment Tool – AVSWAT 2000 (NEITSCH et al., 2002a).

O simulador apresenta os seguintes componentes: clima, ciclo hidrológico, nutrientes e pesticidas, erosão, cobertura do solo e crescimento de plantas, práticas de manejo, processos no canal principal e corpos d'água.

Estudos de casos integrando SIG, EUPS e AVSWAT 2000 para a avaliação de microbacias hidrográficas do Estado de São Paulo

Estudo de caso 1

Microbacia hidrográfica do rio Bonito (Descalvado, SP)

Palavras-chave: análise prospectiva, dejetos de granjas, poluição, simulação, SWAT, transporte de sedimentos.

Hipótese de simulação: Com base no processo de simulação, seria possível identificar regiões da microbacia cujos corpos hídricos estariam mais suscetíveis à contaminação por dejetos animais.

Caracterização da área de estudo

A microbacia do rio Bonito estende-se por uma área de 223 km² entre os municípios de Descalvado (200 km²) e Porto Ferreira (23 km²), região centro-leste do Estado de São Paulo e é delimitada pelas coordenadas (em UTM), de 226.200 a 244.000 e de 7.558.000 a 7.584.000 (Figura 2).

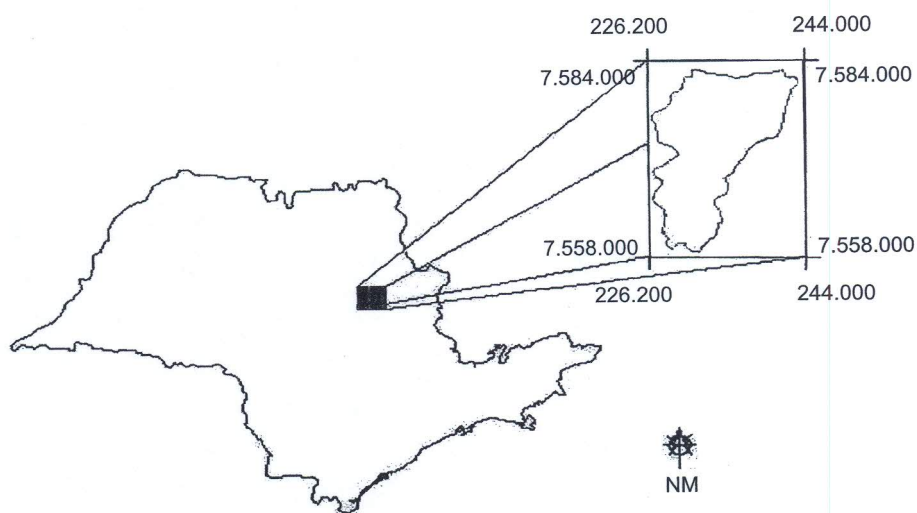


Figura 2. Localização geográfica da microbacia hidrográfica do rio Bonito.

Fonte: Fonseca (2002).

Em relação ao clima, de acordo com Fonseca (2002), com base no sistema internacional de Köppen, a região pode ser considerada como sendo do tipo Cwa, ou seja, mesotérmico de inverno seco, onde as temperaturas médias anuais variam entre 18 °C e 22 °C.

Na microbacia, há a presença de sete unidades diferentes de solos: Gleissolos (3%), Neossolos Litólicos (3%), Argissolos (5%), Latossolo Vermelho mesoférrico (8%), Latossolo Vermelho eutroférrico (13%), Neossolos Quartzarênicos (23%) e Latossolo Amarelo (45%) (FONSECA, 2002).

Em relação à hidrografia, segundo Fonseca (2002), o rio Bonito tem extensão de 38,5 km. Está inserido na Área de Preservação Ambiental (APA) de Descalvado, SP.

Oliveira (1995), citado por Torezan (2000), identificou e classificou as formações vegetais remanescentes na APA de Descalvado, sendo as principais o Cerrado, a mata mesófila e a mata ciliar.

Torezan (2000) descreveu o uso dos solos da microbacia da seguinte maneira: pastagem (28%), cana-de-açúcar (30%), mata (11%), laranja (8%), Cerrado (6%), cerradão (5%), reflorestamento (4%), outras culturas (4%), área urbana (3%) e mineração (1%).

O tipo de uso predominante na bacia é a cultura de cana-de-açúcar, seguido de pastagens. As parcelas descritas como solo exposto e solo semiexposto são, na realidade, áreas em preparação para plantio de cana-de-açúcar.

Os processos erosivos, visíveis na microbacia, manifestaram-se em três tipos clássicos, conforme descreveram Pruski (1997) e Feres (2002):

Erosão laminar: caracterizada pela remoção de delgadas camadas da superfície do solo (Figura 3);

Erosão em sulcos: facilmente perceptível por causa da formação de valas e sulcos irregulares, formados em virtude da concentração do escoamento superficial (Figura 4);

Erosão em voçorocas: deslocamento de grande quantidade de solo, de modo a formar canais de grandes dimensões que impedem o trânsito de máquinas agrícolas e reduzem a área para o plantio (Figura 5).

Como principais consequências da erosão na microbacia, encontram-se o aumento da turbidez nos corpos hídricos, o assoreamento de várzeas, vales, calhas dos rios, represas e outras sistemas, e a perda de agroquímicos e outros tipos de fertilizantes diretamente aplicados ao solo, como dejetos animais, que atingem as águas superficiais pelo escoamento superficial e as águas subterrâneas pela lixiviação.

Foto: Fernando Frachone Neves

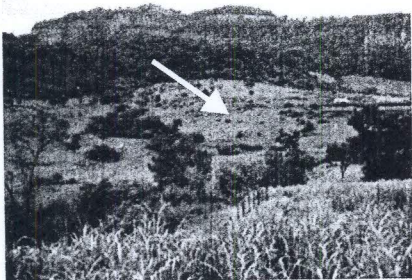


Figura 3. Evidências de erosão laminar na microbacia hidrográfica do rio Bonito.

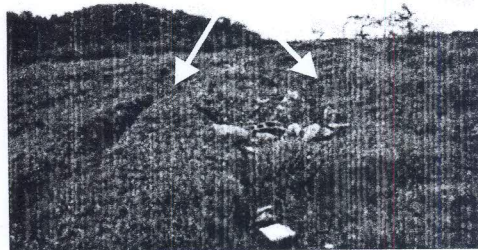


Foto: Fernando Frachone Neves

Figura 4. Evidências de erosão em sulcos na microbacia hidrográfica do rio Bonito.

Foto: Fernando Frachone Neves

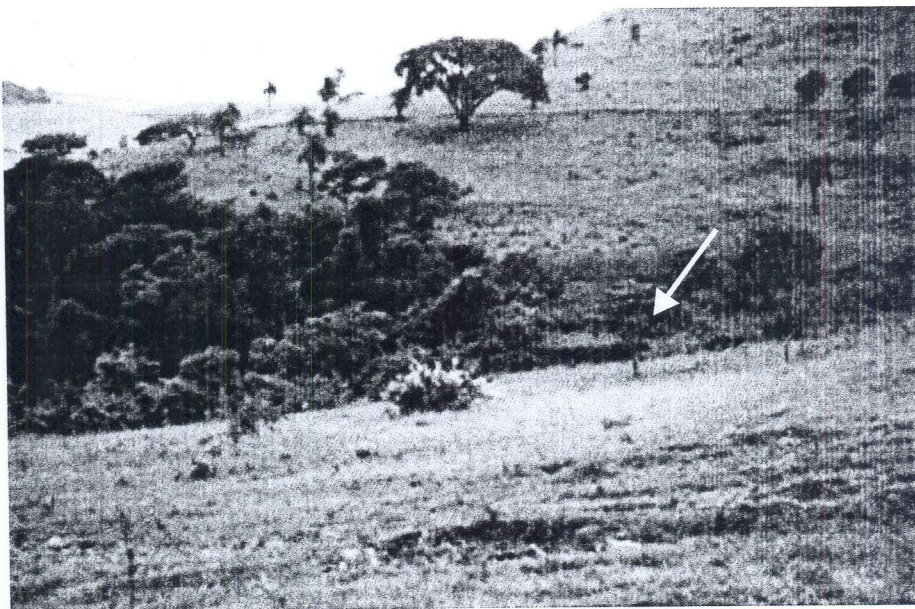


Figura 5. Evidência de voçoroca na microbacia hidrográfica do rio Bonito.

Em consequência, os custos com tratamento da água elevam-se. Há também riscos da ocorrência de eutrofização dos corpos d'água, aumento da demanda bioquímica de oxigênio, afetando de modo geral a qualidade da água na microbacia.

A exposição dos dejetos oriundos da avicultura – utilizados como fertilizantes do solo – ao transporte, via escoamento superficial ou lixiviação por meio do perfil do solo, intensificados por suscetibilidade a processos erosivos, torna-se uma fonte considerável de poluição aos recursos hídricos, sendo importante e de relevante avaliação.

O processo de simulação

A base cartográfica utilizada no estudo fez uso da carta topográfica elaborada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (1971), escala 1:50.000 no sistema de projeção UTM, correspondendo à folha de Descalvado (SF.23-V-C-IV). Mapas digitais de hidrografia, uso e cobertura do solo e tipos de solos, referentes à microbacia hidrográfica do rio Bonito (Descalvado, SP), foram obtidos a partir do trabalho de Moraes (2003).

O aplicativo utilizado para a geração e manipulação das imagens foi o ArcView 3.1 (com extensão ArcView Spatial Analyst v. 1.1).

Uso do simulador AVSWAT 2000 para estimativa de produção de sedimentos e impacto dos dejetos animais

Com a finalidade de estimar os processos erosivos, a produção de sedimentos e os impactos dos dejetos animais nos recursos hídricos, foi utilizado o modelo hidrossedimentológico presente no simulador Soil and Water Assessment Tool (SWAT) versão ArcView SWAT (AVSWAT 2000), integrada ao ArcView (NEITSCH et al., 2002a).

A manipulação do simulador envolveu uma sequência de etapas: a geração dos planos de informação e importação pelo ArcView, entrada de dados tabulares, fase de processamento e visualização dos resultados gerados. A descrição detalhada dessas etapas pode ser observada nos trabalhos de Neitsch et al. (2002a, 2002b) e Di Luzio et al. (2002).

Em relação à base de dados tabulares utilizada, os dados relacionados aos solos foram obtidos nos estudos de Calderano Filho et al. (1998), Olivei-

ra (1999), Primavesi et al. (1999) e Dr. Francisco Lombardi Neto (informação verbal), com exceção para os dados referentes aos grupos hidrológicos dos solos, os quais foram baseados na classificação hidrológica dos solos para as condições brasileiras e também no enquadramento das atuais classes de solos do Estado de São Paulo, informações disponibilizadas no trabalho de Sartóri (2004). A descrição dos solos identificados na microbacia hidrográfica do rio Bonito (Descalvado, SP) foi obtida no trabalho de Fonseca (2002).

Em relação ao clima, os dados utilizados foram referentes à estação climática da Embrapa Pecuária Sudeste – Fazenda Canchim (21°57'42" lat. S, 47°50'28" long. W, 860 m de altitude), localizada no Município de São Carlos.

Resultados das simulações para a microbacia hidrográfica do rio Bonito (MBHRB) com o modelo SWAT

As simulações de erosão realizadas para a microbacia expressam-se em valores médios de toneladas por hectare por ano, para cada ano do período de 1993 a 2004, apresentando-se na Tabela 1 e representadas pelas Figuras 6 e 7.

Tabela 1. Erosão média ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) simulada para as 41 sub-bacias da MBHRB, no período de 1993 a 2004.

Sub-bacia	$t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$	Sub-bacia	$t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$	Sub-bacia	$t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$
1	10,171	16	14,852	31	16,264
2	7,065	17	10,650	32	0,679
3	5,007	18	18,609	33	7,370
4	8,251	19	7,112	34	23,300
5	22,027	20	27,291	35	36,175
6	37,684	21	84,940	36	3,081
7	9,403	22	9,466	37	2,952
8	3,679	23	26,638	38	7,716
9	17,327	24	11,120	39	6,772
10	104,085	25	5,697	40	14,494

Continua...

Tabela 1. Continuação.

Sub-bacia	t ha ⁻¹ ano ⁻¹	Sub-bacia	t ha ⁻¹ ano ⁻¹	Sub-bacia	t ha ⁻¹ ano ⁻¹
11	15,428	26	28,690	41	13,693
12	2,604	27	20,447		
13	9,711	28	3,295		
14	14,270	29	38,474		
15	13,738	30	8,605		

Fonte: Neves (2005).

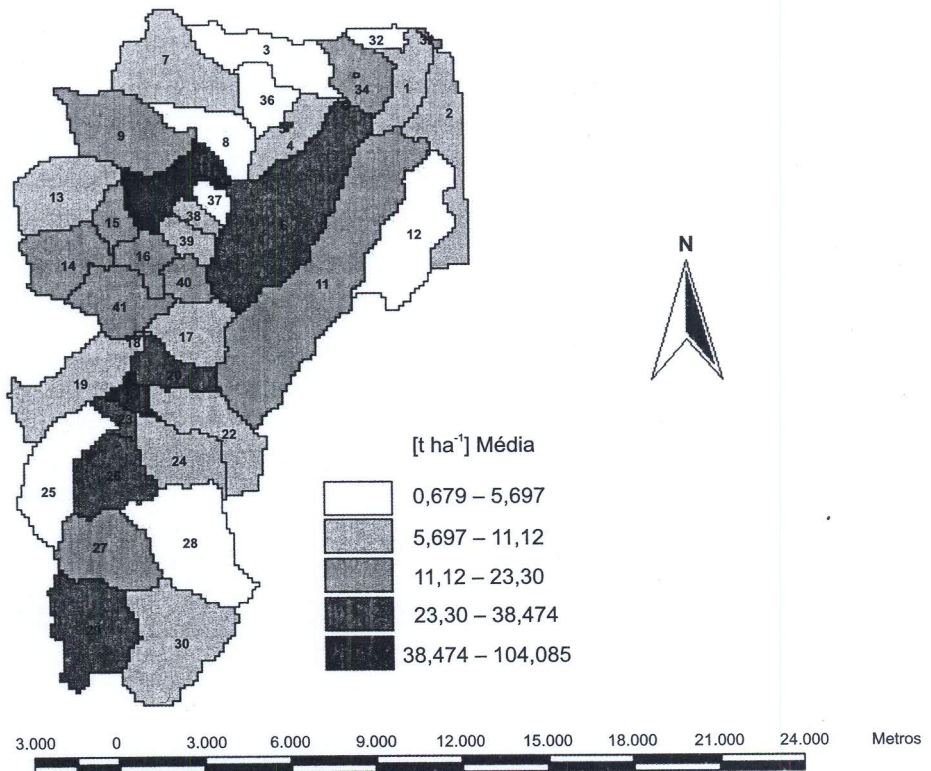


Figura 6. Mapa de erosão média (t ha⁻¹ ano⁻¹) simulada para as 41 sub-bacias da MBHRB, no período de 1993 a 2004.

Fonte: Neves (2005).

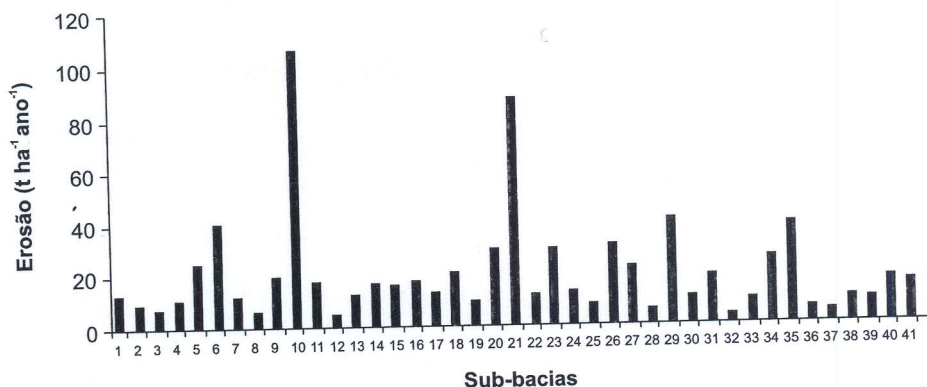


Figura 7. Erosão média ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) simulada para as 41 sub-bacias da MBHRB, no período de 1993 a 2004.

Fonte: Neves (2005).

No período dos 12 anos de simulação, as dez sub-bacias com maior volume de sedimentos gerados foram, em ordem decrescente: 10, 21, 29, 6, 35, 26, 20, 23, 34 e 5, com uma média de 42,93 toneladas de sedimentos gerados por ano.

Na análise dos fatores que contribuíram para os resultados de erosão em cada sub-bacia, buscou-se evidenciar os fatores isolados para cada tipo de solo e o uso dos solos que foram mais suscetíveis à erosão.

Dessa forma, para todos os tipos de solos da microbacia, foi calculada a média da perda de solos, para o período de 1993 a 2004, a qual pode ser evidenciada pela Tabela 2.

Os resultados não discretizam o uso do solo (cobertura do solo), devendo ser interpretados à luz da quantidade de sedimentos gerados em determinado tipo de solo, não se considerando a cobertura.

O volume de sedimentos gerados em cada tipo de cobertura da microbacia, médias de erosão ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) para o período dos 12 anos de simulação, são demonstrados na Tabela 3. Os resultados demonstraram que as práticas de agricultura genérica e pastagens, seguidas de cana-de-açúcar, foram as culturas onde houve maior ocorrência de geração de sedimentos.

Tabela 2. Média da perda de solo (t) simulada para cada tipo de solo da MBHRB para o período de 1993 a 2004.

Tipo de solo	Média da perda de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹) simulada
Neossolo Litólico	101
Gleissolo	77
Árgissolo	38
Neossolo Quartzarênico	15
Latossolo Amarelo	9
Latossolo Vermelho mesoférico	7
Latossolo Vermelho eutroférico	4

Fonte: Neves (2005).

Tabela 3. Média da perda de solo (t ha⁻¹ ano⁻¹) simulada para cada uso do solo da MBHRB para o período de 1993 a 2004.

Uso do solo	Média da perda de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹) simulada
Agricultura genérica	79,1
Pastagem	65,6
Área urbana	21,9
Cana-de-açúcar	6,6
Mata	4,0
Cerrado	3,0
Laranja	2,9
Reflorestamento	1,9

Fonte: Neves (2005).

A partir das análises dos resultados, ficou demonstrado que grande volume de sedimentos é aportado ao canal principal, elevando o risco à poluição dos recursos hídricos pelo carreamento de agroquímicos, fertilizantes e, principalmente, dejetos animais. Tendo em vista que se trata de uma microbacia cuja atividade principal é a avicultura, com produção de grande volume de dejetos que são utilizados como fertilizantes, há também grande preocupação do ponto de vista do aporte desses dejetos animais para os mananciais.

Além dos solutos e dos dejetos, de fontes diversas, que podem ser transportados em decorrência dos processos erosivos, há o iminente risco de assoreamento do canal principal do rio Bonito.

A análise de um único fator (solos com elevado potencial à erosão) não explicaria, isoladamente, os fenômenos simulados pelo modelo SWAT. O tipo de solo, associado ao uso e manejo, associados às variáveis climáticas, foram os fatores de maior relevância para os resultados obtidos na simulação das sub-bacias hidrográficas.

Um dos fatores que pode estar relacionado aos fenômenos erosivos observados na bacia, e aos resultados obtidos na simulação, é o uso intensivo do solo, sem a adoção de práticas conservacionistas, como o terraceamento ou plantio em nível. Esses fatores podem ser associados, ainda, à extensa área de Neossolo Quartzarênico (maior proporção de solo da bacia), que é muito frágil e suscetível à erosão.

A simples adoção de práticas conservacionistas poderia proporcionar a diminuição do escoamento superficial total, fator que acarretaria em sensível diminuição no aporte de sedimentos para o canal principal.

Outra ação interessante a ser adotada na bacia do rio Bonito, para melhor aproveitamento da área total, seria o manejo do solo com inclusão de rotação de culturas, fator denominado pelo modelo SWAT como agricultura genérica. Essa denominação serve para caracterizar regiões com utilização intensa de áreas agricultáveis, prática comumente utilizada nessa microbacia, ocorrendo produção em encostas de morros, rampas com acentuada declividade e até mesmo em área de preservação permanente.

Estudo de caso 2

Compartimento do Médio Mogi-Superior, SP

Palavras-chave: áreas alagáveis, ciclo hidrológico, erosão, EUPS, simulação, SWAT.

Hipótese de simulação: A aplicação dos modelos EUPS e SWAT pode compor um ferramental de simulação útil para trabalhos em escala de reconhecimento na previsão de processos erosivos e estimativa de parâmetros hidrológicos em microbacias hidrográficas não instrumentadas.

Caracterização da área de estudo

Em um compartimento da bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu (Médio Mogi-Superior – Estado de São Paulo) foram delimitadas quatro microbacias hidrográficas localizadas entre as coordenadas Universal Transverso Mercator (UTM) 7.594.000 m e 7.618.000 m de latitude Sul, 195.000 m e 220.000 m de latitude Oeste, abrangendo os municípios de São Carlos, Luiz Antônio, Rincão, Santa Lúcia e Américo Brasiliense. As unidades de estudo e a localização geográfica podem ser visualizadas na Figura 8. O uso atual do solo das microbacias é demonstrado na Figura 9.

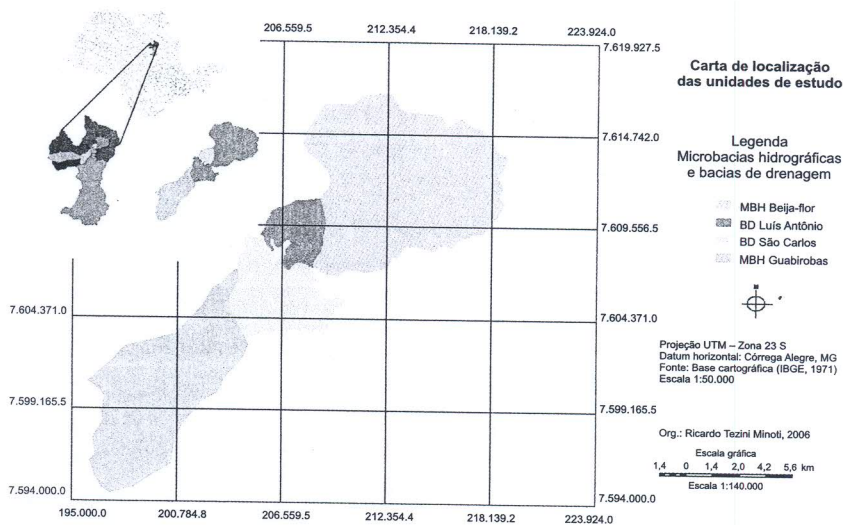


Figura 8. Localização das unidades de estudo no Estado de São Paulo. Microbacias hidrográficas inseridas nos municípios de São Carlos, Luiz Antônio, Rincão, Santa Lúcia e Américo Brasiliense.

Fonte: Minoti (2006).

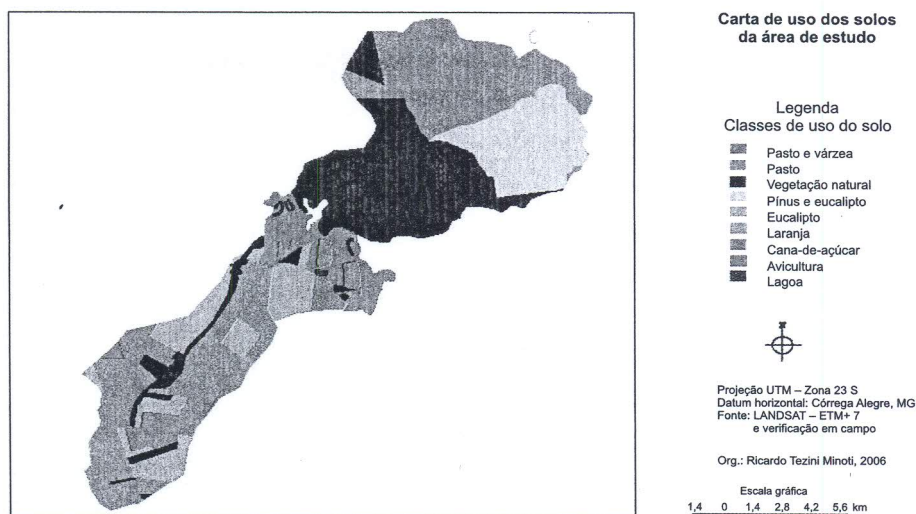


Figura 9. Uso do solo da área de estudo.

Fonte: Minoti (2006).

Construção da base cartográfica

A construção da base cartográfica é a primeira e mais demorada etapa para o desenvolvimento de trabalhos em geoprocessamento.

Fez-se uso da carta topográfica elaborada pelo IBGE (1971), escala 1:50.000 no sistema de projeção UTM, correspondendo às folhas Porto Pulador, SP (SF.23-V-C-IV-1), e Luis Antônio, SP (SF.23-V-C-IV-2); mapa de solos – levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo, Divisão de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) (1982), escala 1:50.000, sistema de projeção UTM, mapa de solos da bacia do córrego do Jataí e áreas adjacentes, escala 1:25.000, da UFSCar (LORANDI et al., 1990).

Os aplicativos utilizados para a geração e manipulação das imagens foram os seguintes: SPRING 4.1, IDRISI32, e ArcView 3.1 (com extensão ArcView Spatial Analyst v. 1.1).

Complementando a base de dados digital, o levantamento de informações sobre o uso e a ocupação do solo foi realizado com a utilização de

dados de sensoriamento remoto e de sistemas de informação geográfica. Foi utilizada uma imagem digital ETM+ do satélite Landsat-7, de 27 de abril de 2002, contendo as bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6 (formatos 1 e 2), 7 e 8, abrangendo toda a região central do Estado de São Paulo, gentilmente cedida pelo Prof. Dr. Reinaldo Lorandi do Departamento de Engenharia Civil e Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da UFSCar. A interpretação da imagem ETM+-Landsat-7 foi realizada no IDRISI32.

Trabalhos de campo foram realizados para o reconhecimento das áreas de estudo e confirmação dos dados de uso do solo obtidos por imagens de satélite.

Uso da EUPS para estimativa de perda de solo por erosão hídrica

Com a finalidade de estimar a perda de solo por erosão hídrica foi utilizada a EUPS.

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1999), a equação de perda de solo, desenvolvida por Wischmeier e Smith (1965), é expressa da seguinte forma:

$$A = R.K.L.S.C.P \quad (1)$$

onde

A representa a perda de solo por erosão em unidade de área ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)

R representa o fator chuva, erosividade ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$)

K representa o fator de erodibilidade do solo ($t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)

L representa o fator comprimento do declive

S representa o fator grau do declive

C representa o fator uso e manejo

P representa o fator prática conservacionista.

Os componentes da EUPS, os quais exprimem a ação dos principais fatores que afetam as perdas de solo, foram descritos de maneira detalhada por Bertoni e Lombardi Neto (1999).

O fator R , para as unidades hidrográficas estudadas, foi obtido pelo programa computacional *Sistema para o cálculo da erosividade da chuva para o Estado de São Paulo*, desenvolvido por Lombardi Neto et al. (1999).

O fator LS foi obtido utilizando-se método automatizado, o programa LS-USLE2D, Versão 4.1/2000.

Os demais fatores, K , C e P , específicos para a região de São Carlos, assim como os valores de tolerância de perda de solo, utilizados na determinação do Potencial de Risco de Erosão Laminar (PRE), foram fornecidos pelo Dr. Francisco Lombardi Neto (informação verbal).

As classes de A e PRE utilizadas, e respectivas faixas de amplitude (valores mínimos, máximos e número de classes a ser considerado), foram definidas por Marcomin (2002).

Simulação com a EUPS

Foi realizada a simulação da perda de solo por erosão hídrica (EUPS) em duas microbacias hidrográficas, e respectivas sub-bacias, localizadas na região de inundação e áreas alagáveis do rio Mogi-Guaçu (Figuras 10 e 11). A bacia de drenagem de Luiz Antônio é inteiramente ocupada pela Estação Ecológica de Jataí (EEJ). A bacia de drenagem de São Carlos é ocupada por atividades agrícolas (cana-de-açúcar, citros e pastagem). Os resultados da simulação com a EUPS podem ser visualizados na Tabela 4.

Uma característica peculiar da bacia de drenagem de Luiz Antônio (BD-LA) refere-se à área da planície de inundação do rio Mogi-Guaçu. Nessa área são encontradas várias lagoas e, no período de maior precipitação, esse segmento é inundado, parcial ou totalmente.

Os sedimentos provenientes da parte alta da BD-LA, parte das 47 t de solos erodidos, pode estar causando impactos na parte baixa da bacia

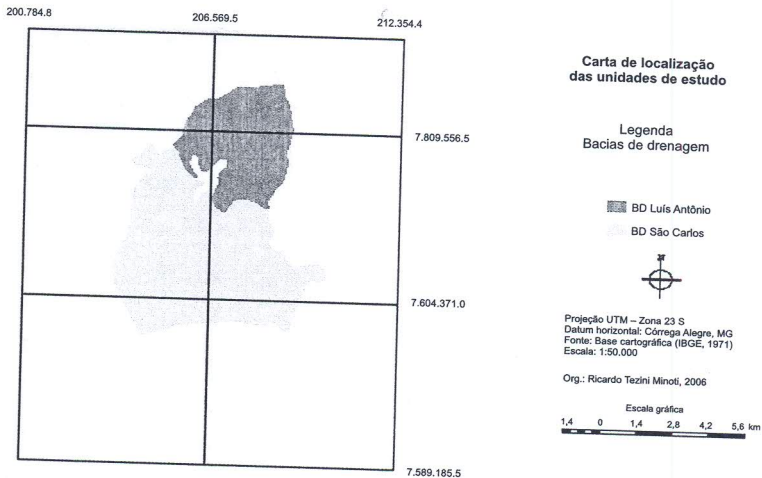


Figura 10. Bacias de drenagem abrangendo a região a montante das microbacias (sub-bacias de drenagem) e a área de inundação do rio Mogi-Guaçu.

Fonte: Minoti (2006).

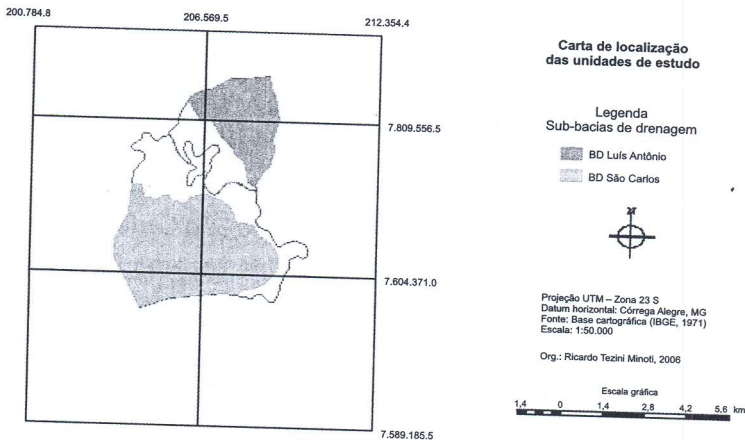


Figura 11. Sub-bacias de drenagem, localizadas a montante das microbacias, não abrangendo a área de inundação do rio Mogi-Guaçu.

Fonte: Minoti (2006).

Tabela 4. Resultados da simulação com a EUPS para as bacias de drenagem, sub-bacias de drenagem e áreas alagáveis do rio Mogi-Guaçu, em t ano⁻¹.

Bacia de drenagem de Luiz Antônio (Estação Ecológica de Jataí)		Bacia de drenagem de São Carlos (ocupação agrícola)	
SBD Luiz Antônio	47 t ano ⁻¹	SBD São Carlos	5.158 t ano ⁻¹
Área de inundação rio Mogi-Guaçu	1 t ano ⁻¹	Área de inundação rio Mogi-Guaçu	63 t ano ⁻¹
Erosão total bacia	48 t ano ⁻¹	Erosão total bacia	5.221 t ano ⁻¹

Fonte: Minoti (2006).

e nas lagoas existentes na planície de inundação do rio Mogi-Guaçu. Dessa forma, tanto a área de entorno da lagoa (parte baixa da bacia), como a parte alta dessa unidade de estudo podem estar contribuindo com sedimentos para as lagoas e para as demais áreas alagáveis desse rio.

A parte baixa da bacia de drenagem de São Carlos (BD-SC), assim como ocorre na BD-LA, é formada pela planície de inundação do rio Mogi-Guaçu. Esse segmento é parcial ou totalmente inundado na época da cheia do rio, recebendo, também, aporte de materiais particulados e sedimentos. Entretanto, foi observado que a erosão referente à parte baixa da BD-SC (63 t ano⁻¹ em 649 ha) foi bem maior do que a verificada na parte baixa da BD-LA (1 t ano⁻¹ em 340 ha). Além disso, houve diferença marcante das regiões a montante dessas bacias. As estimativas dos processos erosivos referentes à SBD-SC (5.158 t ano⁻¹ em 1.526 ha) foram bem maiores do que as verificadas na parte baixa da BD-LA (47 t ano⁻¹ em 620 ha).

Dessa forma, o uso agrícola da área a montante da BD-SC – área da sub-bacia de drenagem de São Carlos (SBD-SC) – e de algumas áreas na parte baixa da BD-SC faz com que o risco provocado pelas cargas de sedimentos geradas na área da bacia seja bem mais elevado na região agrícola (margem esquerda do rio Mogi-Guaçu) do que na região ocupada pela EEJ (margem direita do rio).

No entanto, pode-se dizer que os riscos ambientais da BD-SC, relacionados aos processos erosivos, não foram tão elevados em função dos baixos valores de declividade e de a maior parte da área ser caracterizada

pela presença de latossolos. A média da estimativa de erosão para a BD-SC, $2,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, encontra-se abaixo do limite de tolerância de perda de solo por erosão.

Apesar de não terem sido realizados experimentos no campo, em parcelas experimentais, para a quantificação da erosão, deve-se salientar que a aplicação da EUPS foi realizada com base em dados específicos para o Estado de São Paulo, e muitos deles relacionados à região estudada. Os resultados gerados, quando comparados com outros trabalhos realizados em microbacias do Estado de São Paulo, mostraram-se promissores e próximos do esperado. Os resultados confirmaram as expectativas pré-estudo de que os valores de erosão na área da EEJ seriam mais baixos.

Uso do simulador AVSWAT 2000 para estimativa de parâmetros do balanço hídrico

Com a finalidade de estimar parâmetros do balanço hídrico como evapotranspiração, infiltração de água no solo e escoamento superficial de água, assim como a produção de sedimentos, e elaborar cenários em função de diferentes usos do solo, foi utilizado o modelo hidrossedimentológico presente no simulador SWAT versão ArcView SWAT (AVSWAT 2000), integrada ao ArcView (NEITSCH et al., 2002a).

Em relação à base de dados tabulares utilizada, os dados relacionados aos solos foram obtidos nos estudos de Lorandi et al. (1991), Calderano Filho et al. (1998), Oliveira (1999), Primavesi et al. (1999) e Dr. Francisco Lombardi Neto (informação verbal), e os dados referentes aos grupos hidrológicos dos solos foram obtidos no trabalho de Sartori (2004).

Em relação ao clima, parte dos dados utilizados foi obtida na estação climática da Fazenda Cutrale ($21^{\circ}30'55''$ lat. S, e $47^{\circ}46'12''$ long. W, 680 m de altitude), localizada no Município de Luiz Antônio, SP. Os dados foram referentes aos anos de 1999 a 2003, constituindo um total de cinco anos de dados contínuos. Foram utilizados também os dados da estação climática da Embrapa Pecuária Sudeste – Fazenda Canchim ($21^{\circ}57'42''$ lat. S, $47^{\circ}50'28''$

long. W, 860 m de altitude), localizada no Município de São Carlos. Os dados utilizados, disponibilizados diretamente no site dessa Unidade (EMBRAPA, 2005), foram referentes aos anos de 1992 a 2004, constituindo um total de 13 anos de dados contínuos.

Nas Tabelas 5 e 6 são demonstrados os resultados obtidos pela aplicação do modelo SWAT nas microbacias hidrográficas do córrego Beija-Flor e do Ribeirão das Guabiobas, em função de diferentes cenários simulados. Foram gerados dados da produção total de sedimentos – média anual de sedimentos exportados para o rio Mogi-Guaçu – e da vazão total (Q) – média anual da vazão de água que é produzida nas microbacias e escoada para o rio Mogi-Guaçu. O modelo demonstrou versatilidade, possibilitando a elaboração de diferentes cenários ambientais de maneira relativamente rápida e, também, sensibilidade em função dos dados gerados pelas mudanças de cenários.

Tabela 5. Resultados da simulação com o SWAT, em relação à carga de sedimentos ($t\text{ ano}^{-1}$), em diferentes cenários de uso do solo, para a microbacia hidrográfica do córrego Beija-Flor e microbacia hidrográfica do Ribeirão das Guabiobas.

Microbacia hidrográfica do córrego Beija-Flor (7.983 ha)		Microbacia hidrográfica do Ribeirão das Guabiobas (5.145 ha)	
Cenário	Sedimentos	Cenário	Sedimentos
Vegetação natural	72.110 $t\text{ ano}^{-1}$	Vegetação natural	323 $t\text{ ano}^{-1}$
Uso atual do solo	372.000 $t\text{ ano}^{-1}$	Uso atual do solo	54.530 $t\text{ ano}^{-1}$
Cana-de-açúcar	688.800 $t\text{ ano}^{-1}$	Cana-de-açúcar	88.980 $t\text{ ano}^{-1}$

Fonte: Minoti (2006).

Tabela 6. Resultados da simulação com o SWAT, em relação à vazão total – Q ($m^3\text{ s}^{-1}$) –, em diferentes cenários de uso do solo, para a microbacia hidrográfica do córrego Beija-Flor e microbacia hidrográfica do Ribeirão das Guabiobas.

Microbacia hidrográfica do córrego Beija-Flor (7.983 ha)		Microbacia hidrográfica do Ribeirão das Guabiobas (5.145 ha)	
Cenário	Vazão total (Q)	Cenário	Vazão total (Q)
Vegetação natural	4,06 $m^3\text{ s}^{-1}$	Vegetação natural	1,53 $m^3\text{ s}^{-1}$
Uso atual	4,09 $m^3\text{ s}^{-1}$	Uso atual	1,54 $m^3\text{ s}^{-1}$
Cana-de-açúcar	4,08 $m^3\text{ s}^{-1}$	Cana-de-açúcar	1,55 $m^3\text{ s}^{-1}$

Fonte: Minoti (2006).

Na Figura 12 são demonstrados os resultados obtidos pela aplicação do modelo SWAT na microbacia hidrográfica do córrego Beija-Flor. São demonstrados os dados gerados por um dos cenários hipotéticos simulados, a ocupação integral da microbacia pela cultura de cana-de-açúcar. Deve-se observar que o relevo da MBH-BF, com cerca de 320 m de variação altimétrica é locais de elevada declividade, favorece o escoamento superficial. Isso ficou evidente nos resultados referentes ao cenário cana-de-açúcar. As sub-bacias da região a montante da microbacia, com maior variação de relevo, foram as subunidades com maior contribuição de sedimentos.

Os resultados da aplicação do modelo SWAT na microbacia hidrográfica do Ribeirão das Guabiobas (Figura 13), em função da expectativa de erosão e produção de sedimentos, em diferentes cenários de uso do solo, demonstraram que, embora a região a montante da MBH-G apresente declividades elevadas, pode-se dizer que, de maneira contrária ao que ocorre na MBH-BF, o relevo da MBH-G não favorece o escoamento superficial. Essa característica foi constatada nos resultados referentes aos cenários de uso atual do solo e cana-de-açúcar. Em nenhuma dessas simulações, os valores de escoamento superficial foram muito elevados, repercutindo nos valores de erosão e produção de sedimentos.

Neste estudo de caso, em função da base de dados cartográfica utilizada, da carência de dados relacionados às bacias (não instrumentadas), e das séries de dados regionais ou de literatura utilizados na simulação do SWAT, considerou-se que o estudo foi realizado em escala de reconhecimento, de primeira aproximação em relação à quantificação dos processos erosivos, à produção de sedimentos e à estimação de parâmetros do ciclo hidrológico.

Uma parte dos dados, que poderiam ser utilizados no refinamento das respostas geradas pelo modelo SWAT, inexistem na área de estudo. As variáveis hidrológicas, sedimentológicas e meteorológicas não são monitoradas nas microbacias estudadas.

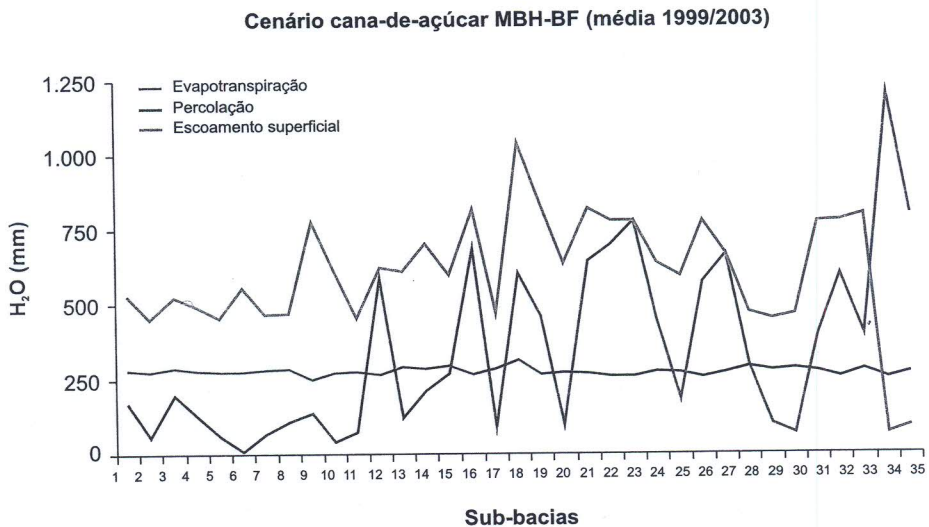
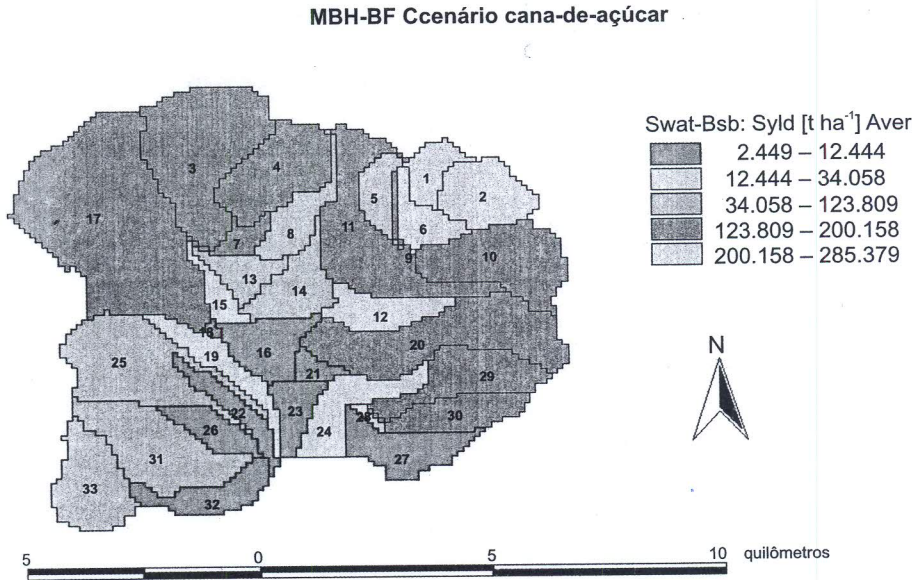


Figura 12. Resultados da simulação com o modelo SWAT para a microbacia hidrográfica do córrego Beija-Flor com cenário cana-de-açúcar (hipotético). Mapa de produção de sedimentos nas sub-bacias e gráfico com os resultados dos parâmetros hidrológicos.

Fonte: Minoti (2006).

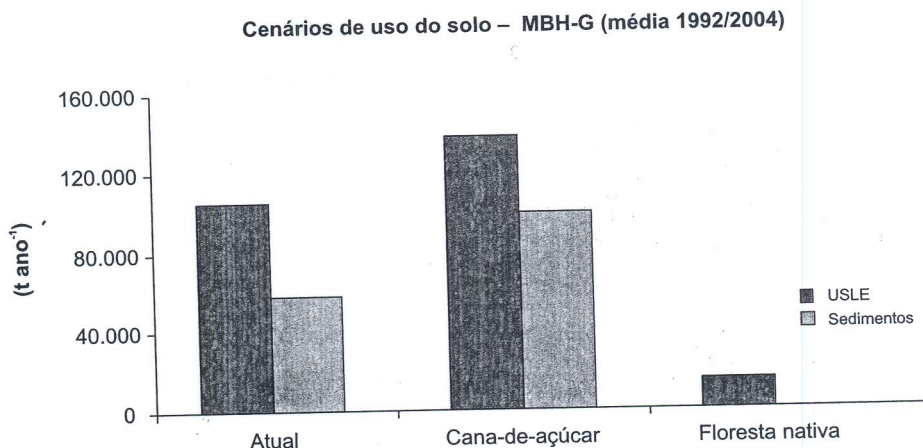


Figura 13. Estimativas anuais de erosão e de produção de sedimento para a micro-bacia hidrográfica do Ribeirão das Guabiobas, resultantes da simulação SWAT para diferentes cenários de uso do solo: uso atual, uso cana-de-açúcar (hipotético) e uso floresta nativa (hipotético).

Fonte: Minoti (2006).

Considerações finais

A utilização de métodos para a interpretação de informações referentes aos diversos usos do solo e de possíveis impactos que podem ocorrer nos recursos edafo-hídricos de uma bacia de drenagem é uma tarefa essencial que contribui para a compreensão das implicações de cada opção de manejo dos sistemas. Dessa forma, torna-se cada vez mais importante a realização de estudos intensivos em bacias hidrográficas para identificar áreas mais críticas.

Por essa razão, torna-se necessário gerar dados sobre a situação inicial de uma determinada área de estudo, de ambientes pouco estudados ou de onde não existam informações, e quantificar os processos, para que sejam diagnosticadas áreas com maior risco ambiental. A partir dos primeiros registros, pode-se realizar o monitoramento e a avaliação, como parte do planejamento, tendo como base os indicadores dos aspectos da realidade que foram inicialmente determinados. A melhoria da qualidade das

informações relacionadas a uma determinada área poderá servir, de maneira mais eficaz, para a formulação de políticas públicas ou aos tomadores de decisão, sejam eles governantes, empresários, representantes do poder público ou da sociedade organizada.

A EUPS, apesar de algumas limitações intrínsecas ao modelo, mostrou ser uma valiosa ferramenta quando utilizada para fins de simulação e, conseqüentemente, de predição de erosão, tanto pela simplicidade do cálculo como pela disponibilidade dos dados de entrada para o Estado de São Paulo e pela facilidade de comparação dos resultados com inúmeros trabalhos realizados no estado e no País.

O gerenciamento ambiental e a implementação de manejo em bacias hidrográficas devem incluir, impreterivelmente, estudos quantitativos de expectativa de erosão hídrica superficial.

Em relação ao modelo SWAT, existem poucos trabalhos na literatura relacionados à aplicação do modelo no Brasil. Dessa forma, os trabalhos com esse modelo devem ser cada vez mais estimulados. Além disso, tendo em vista as mudanças climáticas regionais e globais, torna-se fundamental a quantificação dos processos relacionados ao ciclo hidrossedimentológico em ambientes carentes de estudos e, também, o acompanhamento das alterações em ambientes onde os processos são conhecidos.

Com base nos estudos de caso apresentados, fica demonstrada a grande potencialidade da modelagem hidrossedimentológica em obter uma melhor compreensão dos fenômenos ocorrentes em uma bacia hidrográfica.

Referências

- ALVES, H. M. R.; ALVARENGA, M. I. N.; LACERDA, M. P. C.; VIEIRA, T. G. C. Avaliação das terras e sua importância para o planejamento racional do uso. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 24, n. 220, p. 82-93, 2003.
- AMORE, E.; MODICA, C.; NEARING, M. A.; SANTORO, V. C. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, NL, v. 293, p. 100-114, 2004.

- 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**: Quincy Ave, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.
- ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; SAMMONS, N. B. **SWRRB**: a basin scale simulation model for soil and water resources management. Temple: A&M University Press, 1990. 115 p.
- ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, F. R.; MAIDMENT, D. R. Continuous-time water and sediment routing model for large basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, New York, v. 121, p. 171-183, 1995.
- AVSWAT. ArcView SWAT. 2000. Disponível em: <<http://swatmodel.tamu.edu/>>. Acesso em: 28 jul. 2010.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba: Livroceres, 1999. 392 p.
- CALDERANO FILHO, B.; SANTOS, H. G.; FONSECA, O. O. M.; SANTOS, R. D.; PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. C. **Os solos da Fazenda Canchim, Centro de Pesquisa de Pecuária Sudeste, São Carlos, SP**: levantamento semidetalhado, propriedades e potenciais. Rio de Janeiro: Embrapa CNPS; São Carlos: Embrapa CPPSE. 1998. 95 p.
- COHEN, M. J.; SHEPHERD, K. D.; WALSH, M. G. Empirical reformulation of the universal soil loss equation for erosion risk assessment in a tropical watershed. **Geoderma**, Amsterdam, NL, v. 124, p. 235-252, 2005.
- CASTRO, A. G.; VALÉRIO FILHO, M. Simulação da expectativa de perdas de solo em microbacia sob diferentes manejos florestais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 419-426, 1997.
- DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G.; NEITSCH, S. L.; WILLIAMS, J. R. **ArcView Interface for SWAT2000 – User's Guide**. Temple: Blackland Research Center: Texas Agricultural Experiment Station, 2002. 345 p.
- EL-SWAIFY, S. A.; DANGLER, F. W. Rainfal erosion in the tropics: a state-of-the art. In: EL-SWAIFY, S. A. KUSSOW, W.; MANNERING, J. (Ed.). **Soil erosion and conservation in the tropics**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 1-25.
- EMBRAPA Pecuária Sudeste. **Dados meteorológicos**. 2005. Base de dados disponível em: <<http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos>>. Acesso em: 17 jan. 2005.
- EPA. Environmental Protection Agency. **Index of watershed indicators**: an Overview. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency. 2002.
- FERES, R. **Análise de processos de erosão acelerada, com base em fotografias aéreas e geoprocessamento**: bacia do Rio Bonito em Descalvado, SP. 2002. 110 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.
- FONSECA, H. S. **Qualidade das águas superficiais de uma bacia hidrográfica sujeita a processos erosivos**: estudo de caso do Rio Bonito, em Descalvado, SP. 2002. 193 f. Dissertação (Mestrado) - Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Engenharia Urbana da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

GARRIDO, J. M. **Aplicação de modelo matemático de simulação com utilização de SIG à bacia do Rio Jiquiriçá – Bahia**. 2003. 186 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2003.

GRIEBELER, N. P.; PRUSKI, F. F.; MARTINS JÚNIOR, D.; SILVA, D. D. Avaliação de um modelo para a estimativa da lâmina máxima de escoamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 25, p. 411-417, 2001.

IAC. Instituto Agrônomo de Campinas. **Folha: SF.23-V-C-IV**. Campinas: IAC, 1982. 1980 p.

IBGE. **Base cartográfica**. Carta do Brasil (escala 1:50.000). 1971.

KITE, G.; DROOGERS, P. **Integrated basin modelling**. Colombo: IWMI Research Report 43, 2000. 30 p.

KNISEL, W. G. **CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems**. Washington DC: USDA, 1980. (Conservation Research Report, n. 26).

LEONARD, R. A.; KNISEL, W. G.; STILL, D. A. GLEAMS: groundwater loading effects on agricultural management systems. **Transactions of the Asae**, St Joseph, v. 30, n. 5, p. 1403-1428, 1987.

LORANDI, R.; FREIRE, O.; GONÇALVES, A. R. L.; TRINDADE, M. **Mapa de solos da bacia do córrego do Jataí e áreas adjacentes**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1990. Não Publicado.

LORANDI, R.; GONÇALVES, A. R. L.; FREIRE, O.; TRINDADE, M. **Levantamento pedológico semidetalhado da bacia do córrego do Jataí (SP) e áreas adjacentes**. São Carlos: Departamento de Engenharia Civil da UFSCar. 1991. 84 p.

LOMBARDI NETO, F.; PRUSKI, F. F.; TEIXEIRA, A. F. **Sistema para o cálculo da erosividade da chuva para o estado de São Paulo**. Viçosa: Editora da Universidade Federal de Viçosa. 1999.

MACHADO, R.; VETORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Campinas, v. 27, p. 735-741, 2003.

MARCOMIN, F. E. **Análise ambiental da bacia hidrográfica do Rio Pinheiros (Municípios de Orleans e São Rudgero, SC) com base na caracterização e diagnóstico dos elementos da paisagem e da perda de solo por erosão laminar**. 2002. 155 f. Tese (Doutorado em Ciências – Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

MARTOS, H. L.; MAIA, N. B. **Indicadores ambientais**. Sorocaba: Esalq USP, 1997. 266 p.

MINOTI, R. T. **Abordagens qualitativa e quantitativa das micro-bacias hidrográficas e áreas alagáveis de um compartimento do médio Mogi-Superior/SP**. 2006. 245 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

- MINOTI, R. T.; CRESTANA, S. A perda de solo como indicador de vulnerabilidade de bacias hidrográficas: artigos publicados na Revista Brasileira de Ciência do Solo e em Congressos Brasileiros de Ciência do Solo, Manejo e Conservação. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; SCHALCH, V. (Org.). **Bacia hidrográfica: diversas abordagens em pesquisa**. São Carlos: Rima, 2004. p. 47-54.
- MORAES, M. E. B. **Zoneamento ambiental de bacias hidrográficas: uma abordagem metodológica aplicada na Bacia do Rio Bonito (SP)**. 2003. 123 f. Tese (Doutorado em Ciências – Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.
- NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R.; KING, K. W. **Soil and Water Assessment Tool – Theoretical Documentation**: version 2000. Temple: Blackland Research Center: Texas Agricultural Experiment Station, 2002a. 458 p.
- NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and Water Assessment Tool – User's Manual**: version 2000. Temple: Blackland Research Center: Texas Agricultural Experiment Station, 2002b. 412 p.
- NEVES, F. F. **Análise prospectiva das áreas de risco à erosão na Microbacia Hidrográfica do Rio Bonito, Descalvado – SP, potencialmente poluidoras por dejetos de granjas**. 2005. 199 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
- OECD. Organisation for Economic Co-operation and Development. **Environmental Indicators**. Paris, FR: OECD, 1989. p. 8-16.
- OLIVEIRA, J. B. **Solos do Estado de São Paulo**: descrição das classes registradas no mapa pedológico. Campinas: Instituto Agrônomo. 1999. 112 p.
- PESSOA, M. C. P. Y.; LUCHIARI JUNIOR, A.; FERNANDES, E. N.; LIMA, M. A. **Principais modelos e simuladores utilizados para análise de impactos ambientais das atividades agrícolas**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1997. 91 p.
- PESSOA, M. C. P. Y.; FERRAZ, J. M. G.; GATTAZ, N. C.; LIMA, M. A. de Subsídios para a escolha de indicadores de sustentabilidade. In: MARQUES, J. F.; SKORUPA, L. A.; FERRAZ, J. M. G. **Indicadores de sustentabilidade de agroecossistemas**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2003. 281 p.
- PINTO, L. F. G.; CRESTANA, S. Digitalização e processamento de imagens aplicados ao estudo prospectivo de um agroecossistema. In: CRUVINEL, P. S. (Ed.). SIMPÓSIO NACIONAL DE INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA, 1., 1996, São Carlos. **Anais...** Brasília, DF: Embrapa-SPI, 1996. p. 416-421.
- PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. C. P. A.; PEDROSO, A. F.; CAMARGO, A. C.; RASSINI, J. B.; ROCHA FILHO, J.; OLIVEIRA, G. P.; CORREA, L. A.; ARMELIN, M. J. A.; VIEIRA, S. R.; DECHEN, S. C. F. **Microbacia hidrográfica do Ribeirão Cachim**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 1999. 133 p. (Boletim de pesquisa, n. 5).
- PRUSKI, F. F. Aplicação de modelos físico-matemáticos para a conservação de água e solo. In: SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. (Ed.). **Programa de Suporte Técnico à Gestão de Recursos**

Hídricos. Brasília, DF: MMA: SRH: ABEAS; viçosa: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 1997. p. 129-171.

SARTORI, A. **Avaliação da classificação hidrológica para a determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos**. 2004. 161 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

TORÉZAN, F. E. **Análise ambiental da bacia do rio Bonito, Descalvado, SP, com ênfase nas atividades de exploração mineral de areia**. 2000. 165 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de São Carlos, São Carlo, 2000.

TRIPATHI, M. P.; PANDA, R. K.; RAGHUWANSHI, N. S. Identification and prioritization of critical sub-watersheds for soil conservation management using the SWAT model. **Biosystems Engineering**, London, UK, v. 85, n. 3, p. 365-379, 2003.

WILKINSON, B. H. Humans as geologic agents: a deep-time perspective. **Geology**, New York, v. 33, n. 3, p.161-164, 2005.

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

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

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Rainfall-Erosion losses from cropland East of the Rocky Mountains**. Washington, DC: USDA, 47 p. (Agriculture Handbook, 282).