

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**

**INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

**AVALIAÇÃO DO MODELO LISEM NA SIMULAÇÃO DOS PROCESSOS  
HIDROSEDIMENTOLÓGICOS DE UMA PEQUENA BACIA RURAL  
LOCALIZADA NAS ENCOSTAS BASÁLTICAS DO RIO GRANDE DO SUL**

**MICHELE MORO**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do Título de Doutor em Engenharia.

Orientador: Gustavo Henrique Merten

Porto Alegre, julho de 2011.

## APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof. Dr. Gustavo Henrique Merten. E envolveu a atenção de diversas pessoas as quais gostaria de agradecer:

Gostaria de agradecer ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas, pela infra-estrutura e pelo ambiente favorável à pesquisa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro

Ao professor Gustavo Henrique Merten, vulgo “anjo da guarda” pela dedicação, carinho, incentivo nas horas difíceis, pelo ambiente de trabalho e pela oportunidade de fazer parte de um grupo maravilhoso, muito obrigada.

Ao colega, amigo e professor Jean Paolo Gomes Minella pelos ensinamentos e momentos de descontração em laboratório e principalmente em campo, durante a realização deste trabalho.

A minha grande amiga Talita Uzeika, pela cumplicidade, amizade, ensinamentos, pelos “quebra-calhos” e principalmente pelas risadas.

Ao Leandro Dalbianco pelo trabalho desenvolvido na bacia de Arvorezinha e ao hidrotécnico Ademir Giongo pelo excelente trabalho de campo.

Aos professores do IPH e do departamento de solos da Faculdade de Agronomia pelos ensinamentos e apoio recebido durante a realização deste trabalho.

À Carol e à Nadir pela ajuda e atenção com assuntos de campo e pós-graduação, e por extensão aos demais professores e funcionários do IPH.

Aos amigos do Laboratório de Sedimentos e Agronomia: Aline Saupe, Amauri Barcelos, Ana Sofia Beloli, Bruno Rocha, Christian Cardoso, Caroline Pereira, Clamarion Maier, Flávio Oliveira, Henrique Delabary, Jairo Silveira Junior, Jean Galarça, Guilherme Sivieiro, Marquis Henrique, Otto Roloff, Priscila Manago, Rafael Pergher, Rosalia Barili e Sandro Gomes, pela amizade e apoio no desenvolvimento deste trabalho

À minha família pelo carinho, apoio e incentivo nas horas difíceis, em especial às orações e velas acesas da minha mãe, pelos exemplos de honestidade e dignidade do meu pai, incentivo financeiro do meu irmão Rodrigo e pelas comidas saborosas feitas pelo meu irmão Marcelo entre outros gestos de apoio por ele oferecido.

Enfim, obrigada a todos que mencionei ou esqueci-me de mencionar (é um dos efeitos colaterais de escrever uma tese) que participaram desta etapa da minha vida.

# **AVALIAÇÃO DO MODELO LISEM NA SIMULAÇÃO DOS PROCESSOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS DE UMA PEQUENA BACIA RURAL LOCALIZADA NAS ENCOSTAS BASÁLTICAS DO RIO GRANDE DO SUL**

**AUTOR: Michele Moro**

**ORIENTADOR: Prof. Dr. Gustavo Henrique Merten**

## **RESUMO**

O cultivo intensivo das áreas de baixa aptidão agrícola (solos pouco profundos em áreas declivosas) nas encostas basálticas do sul do Brasil tem contribuído para a degradação desse ambiente através do aumento das taxas de erosão e da produção de sedimentos. Programas de conservação do solo e da água têm sido implantados nessas áreas, ao mesmo tempo em que tem sido conduzidos estudos para verificar o impacto dessas práticas em relação à qualidade do solo e da água. Nesses estudos, estão sendo empregadas metodologias tradicionais de monitoramento combinadas com a utilização da modelagem matemática. Este trabalho teve como objetivo avaliar o modelo LImburg Soil Erosion Model (LISEM) na representação espacial dos processos hidrossedimentológicos de uma pequena bacia rural cultivada com tabaco, e também de verificar o efeito da combinação de práticas de controle da produção de sedimentos. Para isso, o modelo foi inicialmente calibrado a partir de dez diferentes eventos de precipitação. Os parâmetros de entrada utilizados para o modelo foram, na sua grande maioria, obtidos através de medições realizadas na bacia por vários autores. Para avaliar a habilidade do modelo em representar os processos hidrológicos e a distribuição espacial dos processos erosivos, foram utilizados hidrogramas e sedimentogramas medidos no exutório da bacia, e também um conjunto de informações referentes à localização de fontes de sedimentos (*fingerprinting*) e da distribuição espacial dos processos erosivos, através de um levantamento de campo. Para a avaliação das práticas de controle da produção de sedimentos, foram criados seis cenários onde combinou-se dois sistemas de preparo do solo (tradicional e mínimo) e manejo do ambiente ripário com uso de biofiltro e mata ciliar. Resultados mostraram que o modelo LISEM foi capaz de reproduzir adequadamente os hidrogramas para os dez eventos utilizados na calibração. Por outro lado, os valores de concentração de sedimentos em suspensão e da produção de sedimentos foram, na grande maioria das vezes, superestimados quando comparados com os valores observados. De uma maneira geral, para os eventos de maior intensidade, o modelo conseguiu reproduzir de forma razoável os padrões de erosão e deposição verificadas a campo. Quanto às simulações dos cenários, verificou-se a importância da presença do biofiltro e da mata ciliar para o controle da produção de sedimentos.

# **EVALUATION OF THE LISEM MODEL FOR THE SIMULATION OF HYDROSEDIMENTOLOGIC PROCESSES IN A SMALL RURAL CATCHMENT ON THE BASALT SLOPES OF RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL**

**AUTHOR: Michele Moro**

**ADVISOR: Prof. Dr. Gustavo Henrique Merten**

## **ABSTRACT**

The intensive cultivation of the areas of southern Brazil that have poor agricultural potential (shallow soils on steep, basaltic hillsides) has contributed to the degradation of the environment by increasing rates of soil erosion and sediment yields. In this study, traditional monitoring methods have been combined with concurrent mathematical modeling to verify the effectiveness of the implementation of soil and water conservation practices on soil and water quality. This study seeks to evaluate the ability of LISEM (LImburg Soil Erosion Model) to spatially represent hydrosedimentological processes in a small rural catchment under tobacco cultivation. It also quantifies the effect of the combined practices in controlling sediment yield. The model was initially calibrated based on 10 rainfall events. The initial parameters used in the model were obtained, for the most part, from measurements reported in the literature. Observed hydrographs and sedigraphs for the outlet of the catchment were used to evaluate the model's ability to simulate hydrosedimentologic processes. The spatial erosive processes simulated by LISEM were evaluated using both as sediment fingerprinting and a field survey. Six LISEM model scenarios were developed to evaluate the implemented sediment control practices. These included traditional versus minimum tillage, the implementation of buffer strips and riparian vegetation to protect the stream. The LISEM model was capable of adequately reproducing the hydrograph for the 10 calibration events. On the other hand, suspended sediment concentration and sediment yield were almost always overestimated by the model when compared to the measured values. In general, the model appropriately simulated observed patterns of erosion and deposition for the more intense rainfall events. The importance of buffer strips and riparian vegetation in controlling sediment yield was confirmed by the simulation modeling.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>vii</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>3</b>
<b>3. HIPÓTESE.....</b>	<b>3</b>
<b>4. OBJETIVO.....</b>	<b>4</b>
<b>4.1. Objetivo Geral.....</b>	<b>4</b>
<b>4.2. Objetivos Específicos.....</b>	<b>4</b>
<b>5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>5</b>
<b>5.1. Produção de Sedimentos em Bacias Hidrográficas.....</b>	<b>5</b>
<b>5.2. A Influência do Uso e Manejo do Solo na Produção de Sedimentos.....</b>	<b>9</b>
<b>5.3. Modelos Matemáticos Utilizados para Estimar a Produção de Sedimentos.....</b>	<b>14</b>
<b>6. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>21</b>
<b>6.1. CALIBRAÇÃO DO MODELO LISEM.....</b>	<b>21</b>
6.1.1. Caracterização da Área de Estudo.....	21
6.1.2. Monitoramento Hidrossedimentológico.....	27
6.1.3. Modelo Limburg Soil Erosion Model (LISEM).....	32
6.1.4. Dados de entrada.....	40
6.1.5. Eventos utilizados na calibração.....	44
6.1.6. Calibração.....	46
6.1.6. Análise estatística.....	47
<b>6.2. REPRESENTAÇÃO DA VARIABILIDADE ESPACIAL DOS PROCESSOS     EROSIVOS E DEPOSICIONAIS SIMULADOS PELO MODELO LISEM.....</b>	<b>47</b>
<b>6.3. EFEITOS DO MANEJO DO SOLO E DA PRESENÇA DO AMBIENTE     RIPÁRIO SOBRE OS PROCESSOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS.....</b>	<b>51</b>
<b>7. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>58</b>
<b>7.1. CALIBRAÇÃO DO MODELO LISEM.....</b>	<b>58</b>
7.1.1 Simulações dos hidrogramas e sedimentogramas a partir das calibrações.....	61
7.1.2. Simulação do escoamento superficial na posição do exutório da bacia.....	63
7.1.3. Simulação da concentração de sedimentos e da produção de sedimentos na posição do exutório da bacia.....	65
<b>7.2. REPRESENTAÇÃO DA VARIABILIDADE ESPACIAL DOS PROCESSOS     EROSIVOS E DEPOSICIONAIS SIMULADOS PELO MODELO LISEM.....</b>	<b>73</b>

7.2.1. Desagregação e Deposição de Sedimentos Simulados pelo Modelo .....	73
7.2.2. Distribuição espacial dos processos de desagregação e deposição - análise quantitativa .....	75
7.2.3. Distribuição espacial dos processos de desagregação e deposição – análise qualitativa .....	76
<b>7.3. EFEITOS DO MANEJO DO SOLO E DA PRESENÇA DO AMBIENTE RIPÁRIO SOBRE OS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS .....</b>	<b>85</b>
7.3.1. Efeito do manejo do solo e da presença do ambiente ripário sobre o escoamento superficial .....	85
7.3.2. Efeito do manejo do solo e da presença do ambiente ripário sobre a produção de sedimentos .....	88
<b>8. CONCLUSÕES.....</b>	<b>93</b>
<b>9. RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>95</b>
<b>10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>97</b>
<b>11. ANEXOS.....</b>	<b>111</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 6.1. Índice de precipitação e erosividade mensal para o município de Arvorezinha-RS. ....	23
Tabela 6.2. Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo. ....	43
Tabela 6.3. Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo. ....	44
Tabela 6.4. Características dos eventos utilizados para calibração. ....	45
Tabela 6.5. Descrição dos cenários utilizados nas simulações. ....	56
Tabela 6.6. Dados de entrada calibrados para o evento 200802 de superfície e solo associados à variabilidade espacial do uso do solo.....	56
Tabela 6.7. Resultados referente à análise de instabilidade do modelo utilizando-se como exemplo os diferentes resultados obtidos para o C1 com Preal.....	57
Tabela 7.1. Percentual em relação ao valor inicial dos parâmetros utilizados na calibração do modelo LISEM para dez eventos de precipitação observados na bacia de Arvorezinha.....	60
Tabela 7.2. Comparação entre os valores de tempo de pico (Tpico), vazão de pico (Qpico), escoamento superficial (Esc) e coeficiente de escoamento (Q/P), simulados e observados para os dez eventos calibrados na bacia de Arvorezinha. ....	64
Tabela 7.3. Valores de concentração de sedimentos (CS) média e máxima e de produção de sedimentos (PS) observada e simulada a partir da calibração do modelo LISEM para a bacia de Arvorezinha. ....	66
Tabela 7.4. Capacidade de transporte calculada com dados medidos na bacia por Oliveira (2010).....	71
Tabela 7.5. Capacidade de transporte calculada com dados medidos no canal fluvial. ..	72
Tabela 7.6. Valores de desagregação e deposição na bacia vertente e no canal fluvial gerados pelo modelo LISEM. ....	74
Tabela 7.7. Estatística referente ao número de gotas necessárias para desagregar 50% dos agregados. ....	74
Tabela 7.8. Porcentual de contribuição das fontes de sedimentos determinado pelo modelo LISEM comparado com resultados obtidos pelo uso do Fingerprint. ....	76
Tabela 7.9. Classes de erosão verificadas nos mapas referente aos eventos simulados pelo modelo LISEM. ....	79
Tabela 7.10. Classes de deposição verificadas nos mapas referente aos eventos simulados pelo modelo LISEM. ....	81

<b>Tabela 7.11. Valores de escoamento superficial e vazão de pico para os diferentes cenários.....</b>	<b>85</b>
<b>Tabela 7.12. Valores de produção de sedimentos para os diferentes cenários.....</b>	<b>88</b>
<b>Tabela 7.13. Valores de desagregação do solo pela chuva e escoamento para os diferentes cenários.....</b>	<b>89</b>



## LISTA DE FIGURAS

Figura 5.1. Representação esquemática dos processos erosivos e o efeito escala.....	6
Figura 5.2. Foto ilustrando os processos erosivos que ocorrem na escala de bacia hidrográfica de 1ª ordem. ....	10
Figura 6.1. Localização da bacia experimental de Arvorezinha, mostrando a rede de drenagem e os equipamentos de monitoramento.....	22
Figura 6.2. Foto ilustrando parte da fisiografia da bacia hidrográfica no terço superior. ....	22
Figura 6.3. Representação do mapa de classes de solo da bacia de Arvorezinha. ....	24
Figura 6.4. Vista de uma lavoura sob cultivo tradicional, logo após o plantio das mudas de tabaco.....	26
Figura 6.5. Vista de uma lavoura sob cultivo mínimo sobre palha de aveia preta, durante o plantio das mudas de tabaco.....	26
Figura 6.6. Vista geral da localização da (a) estação meteorológica com o conjunto contendo painel solar e o datalogger e (b) vista de um pluviógrafo e um pluviômetro. ..	28
Figura 6.7. Vista geral da localização da calha Parshall, (a) identificando a régua e o ponto onde está instalado o poço do linígrafo e (b) o conjunto contendo painel solar e o datalogger.....	28
Figura 6.8. Vista geral da seção de monitoramento, durante um evento de pequena magnitude, onde é possível visualizar uma coleta com amostrador a vau USDH-48. ....	29
Figura 6.9. Vista da calha Parshall, onde é possível visualizar uma coleta com amostrador a vau BLH-84. ....	30
Figura 6.10. Evolução do uso e manejo solo durante o período de monitoramento. ....	32
Figura 6.11. Fluxograma do funcionamento do modelo LISEM.....	34
Figura 6.12. Representação de uma célula com quatro tipos de superfície. ....	36
Figura 6.13. Representação do escoamento superficial e fluxo no canal de acordo com as linhas de fluxo. ....	37
Figura 6.14. Ilustração do dispositivo para determinação da estabilidade de agregados. ....	42
Figura 6.15. Apresentação da janela de saída do modelo LISEM destacando os campos utilizados para fins de comparação com os dados obtidos através do uso do fingerprinting. ....	49
Figura 6.16. Representação esquemática de um biofiltro.....	53
Figura 6.17. Representação esquemática de uma mata ciliar. ....	53

<b>Figura 6.18. Representação esquemática do controle da transferência de sedimentos da bacia vertente para a calha fluvial através da combinação de mata ciliar e biofiltro. ....</b>	<b>54</b>
<b>Figura 6.19. Ilustração de uma área agrícola sem práticas de controle de erosão (a) e com práticas de controle de erosão (b). .....</b>	<b>55</b>
<b>Figura 7.1. Hidrogramas e sedimentogramas observados e simulados para os eventos 200802, 220802, 251002, 080703, 150703 e 050204.....</b>	<b>62</b>
<b>Figura 7.2. Comparação entre os hidrogramas e sedimentogramas observados e simulados para os eventos 010704, 130305, 041005 e 110107. ....</b>	<b>63</b>
<b>Figura 7.3. Histograma de frequência de concentração de sedimentos em suspensão máxima observada na bacia de Arvorezinha para o período de 2002 a 2007. ....</b>	<b>67</b>
<b>Figura 7.4. Foto ilustrando a direção do escoamento superficial na bacia de Arvorezinha.....</b>	<b>68</b>
<b>Figura 7.5. Gráficos ilustrando o efeito histerese para três dos dez eventos utilizados na calibração do modelo LISEM. ....</b>	<b>70</b>
<b>Figura 7.6. Foto ilustrando agregados rompidos pelo impacto da gota. ....</b>	<b>74</b>
<b>Figura 7.7. Mapas ilustrando os resultados do modelo LISEM para erosão (200802, 220802, 251002, 080703, 150703 e 050204). ....</b>	<b>77</b>
<b>Figura 7.8. Mapas ilustrando os resultados do modelo LISEM para erosão (010704, 130305, 041005 e 110107). ....</b>	<b>78</b>
<b>Figura 7.9. Mapas ilustrando os resultados do modelo LISEM para deposição (200802, 220802, 251002, 080703, 150703 e 050204). ....</b>	<b>80</b>
<b>Figura 7.10. Mapas ilustrando os resultados do modelo LISEM para deposição (010704, 130305, 041005 e 110107). ....</b>	<b>81</b>
<b>Figura 7.11. Mapa de erosão do evento 130305 com fotos ilustrando as áreas com maior suscetibilidade aos processos erosivos de acordo com as observações realizadas após a ocorrência de eventos. ....</b>	<b>82</b>
<b>Figura 7.12. Mapa de deposição do evento 130305 com fotos ilustrando as áreas com maior suscetibilidade aos processos deposicionais de acordo as observações realizadas após a ocorrência dos eventos, (a) deposição no final da encosta, (b) (c) (d) deposição no canal fluvial e (e) deposição próximo ao canal fluvial. ....</b>	<b>83</b>
<b>Figura 7.13. Hidrograma simulado pelo modelo para os diferentes cenários.....</b>	<b>87</b>
<b>Figura 7.14. Sedimentograma simulado pelo modelo para os diferentes cenários. ....</b>	<b>91</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A degradação do solo em áreas de cultivo agrícola é um processo decorrente do uso intensivo dos solos fora de sua aptidão natural que, associado a um manejo inadequado, altera negativamente algumas propriedades desse solo. Como alteração negativa, se entende a redução do teor de matéria orgânica, a maior suscetibilidade à formação do selo e da crosta superficial, a compactação subsuperficial e a diminuição da fertilidade do solo, entre outros. Essas condições, por sua vez, reduzem o movimento de água no solo, ao mesmo tempo em que favorecem a formação do escoamento superficial. A combinação da pouca resistência do solo, aliado a um grande volume escoado superficialmente, favorece o processo de desagregação e de transferência dos sedimentos para os corpos de água.

Neste contexto, fica evidente a importância de se levar em conta que o controle da produção de sedimentos em pequenas bacias rurais está estreitamente associado com o manejo dos solos. Práticas de manejo focadas em um aumento da cobertura vegetal, incremento de matéria orgânica, redução do preparo e do tráfego sobre o solo são consideradas medidas eficazes para melhorar a estrutura de um solo e, conseqüentemente, sua condição de maior resistência ao processo erosivo e da menor produção de sedimentos.

Ainda que os conceitos de práticas de conservação do solo aplicadas ao controle de erosão e de produção de sedimentos sejam bem estudados e entendidos, existe uma lacuna de conhecimento a ser preenchida quando ocorre uma mudança de escala de lavouras para bacias hidrográficas. Na escala de bacia, os fatores relacionados com a mobilização dos sedimentos interagem com os fatores que determinam a conectividade entre áreas ou caminhos pelos quais os sedimentos serão transferidos das áreas de fontes para áreas de deposição e canais fluviais. Na escala de bacia, a produção de sedimentos não está apenas relacionada com a quantidade de sedimentos que é transferida da bacia vertente para a calha fluvial, mas também

dos processos erosivos e deposicionais que ocorrem na calha fluvial em resposta às mudanças hidrossedimentológicas que ocorrem nessa bacia através do uso e manejo dos solos. Dessa maneira, os modelos matemáticos de predição de erosão e da produção de sedimentos tornam-se, então, ferramentas importantes para auxiliar no entendimento desses processos, bem como para simular cenários futuros decorrentes de alterações climáticas e do uso e manejo do solo.

Entre os vários modelos que têm sido criados por diferentes grupos de pesquisa, tem se destacado o modelo Limburg Soil Erosion Model (LISEM). O LISEM foi desenvolvido com o intuito de ser utilizado como ferramenta auxiliar no planejamento conservacionista de pequenas bacias rurais na província de Limburg, na Holanda. Como aspectos positivos desse modelo, destaca-se por esse ser do tipo “caixa branca” (white-box), permitindo um controle total das variáveis utilizadas na simulação, e pela sua habilidade de simular padrões espaciais dos processos erosivos e deposicionais. Entretanto, a possibilidade de uso desse modelo necessita de estudos preliminares para avaliar sua habilidade em reproduzir os processos erosivos que ocorrem na bacia onde se pretende aplicá-lo.

## **2. JUSTIFICATIVA**

Compreender a complexidade dos processos hidrossedimentológicos envolvidos na produção de sedimentos na escala de bacia, reside um dos maiores desafios da sedimentologia atual. Estudos baseados em monitoramento hidrossedimentológico apresentam limitações devido às dificuldades metodológicas e operacionais, bem como dos elevados custos. Por esses motivos, vem se buscando, através da modelagem matemática, a representação dos processos envolvidos na produção de sedimentos. Contudo, a modelagem matemática também apresenta limitações, especialmente na capacidade do modelo em reproduzir adequadamente os processos envolvidos na produção de sedimentos, e na dificuldade em se obter dados adequados para calibração e validação dos modelos. No entanto, faz-se necessário a utilização de modelos matemáticos capazes de reproduzirem de forma adequada esses processos e, com isso, possibilitar a avaliação dos efeitos do manejo do solo sobre a erosão, e da presença do ambiente ripário no controle da produção de sedimentos e da estabilidade da calha fluvial.

## **3. HIPÓTESE**

O processo de erosão hídrica, na escala de uma pequena bacia hidrográfica, pode ser reproduzido adequadamente por meio do modelo LISEM, desde que esse modelo seja calibrado com parâmetros de entrada representativos das condições encontradas nessa bacia.

## **4. OBJETIVO**

### **4.1. Objetivo Geral**

Avaliar a habilidade do modelo LISEM calibrado em reproduzir os processos hidrossedimentológicos de uma pequena bacia rural monitorada.

### **4.2. Objetivos Específicos**

4.2.1 Calibrar o modelo matemático LISEM a partir de dez eventos monitorados e avaliar seu desempenho junto ao exutório da bacia;

4.2.2 Avaliar o desempenho do modelo LISEM em representar o padrão de distribuição espacial dos processos erosivos e deposicionais na bacia vertente;

4.2.3 Simular os efeitos do manejo do solo e da presença do ambiente ripário sobre os processos hidrossedimentológicos a partir de um evento calibrado.

## **5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **5.1. Produção de Sedimentos em Bacias Hidrográficas**

Considerando-se que 83% da energia elétrica consumida no Brasil é oriunda de hidrelétricas (Aneel, 2005), os estudos hidrossedimentológicos deveriam ser considerados estratégicos para o sistema elétrico brasileiro. Apesar da tendência de aumento de outras fontes de energia, devido a restrições socioeconômicas e ambientais de projetos hidrelétricos, e dos avanços tecnológicos no aproveitamento de fontes não-convencionais, tudo indica que a energia hidráulica continuará sendo, por muitos anos, a principal fonte geradora de energia elétrica do Brasil (Aneel, 2005). Além disso, os sedimentos produzidos em bacias agrícolas têm sido reconhecidos como uma importante fonte de poluição aos corpos d'água, devido à presença de nutrientes e poluentes que se encontram adsorvidos aos mesmos (Borah et al., 2007).

Os problemas relacionados com a produção de sedimentos, tanto no local onde ocorreu a desagregação do solo como no local onde ocorreu a deposição, aumentam à medida que há maior desenvolvimento e ocupação do espaço geográfico (Morgan, 1995; Toy et al., 2001; Vanoni, 2006). Assim, a estimativa da produção de sedimentos, tanto na escala de pequenas como de grandes bacias, é uma informação de fundamental importância para auxiliar na gestão dos recursos naturais, especialmente para fins de qualidade dos corpos d'água.

A erosão do solo pode ser considerada como um processo dependente da escala. Em muitos casos, os resultados de perda de solo e da produção de sedimentos obtidos em uma determinada escala espacial, não são consistentes com os resultados encontrados em outra escala (Rickson, 2006). Estudos de pequenas escala ( $\text{mm}^2$  ou  $\text{cm}^2$ ), são realizados com a finalidade de entender os mecanismos dos processos erosivos. Já estudos em grande escala,

visam identificar as áreas mais suscetíveis aos processos erosivos e auxiliar na adoção de programas de conservação (Rickson, 2006). Ciesiolka e Rose (1998) observaram que estudos em pequenas escalas visam compreender os impactos “on-site” de erosão do solo, enquanto que estudos em grandes escalas concentram os efeitos “off-site”.

Um exemplo do efeito escala na ordem de bacia hidrográfica sobre os processos erosivos é observado na Figura 5.1. Em uma bacia hidrográfica de ordem zero, sem a presença de um canal fluvial, os processos erosivos predominantes são a erosão em sulcos e em entressulcos, e, em alguns casos, dependendo da topografia, é possível ser encontrada a erosão por voçorocas. Já na escala de bacia de 1ª ordem, com a presença de um canal fluvial, além dos processos anteriormente citados, ocorre também a erosão no canal fluvial. Em uma escala maior, bacia de ordem “n” poderia ocorrer também a erosão por remoção em massa.

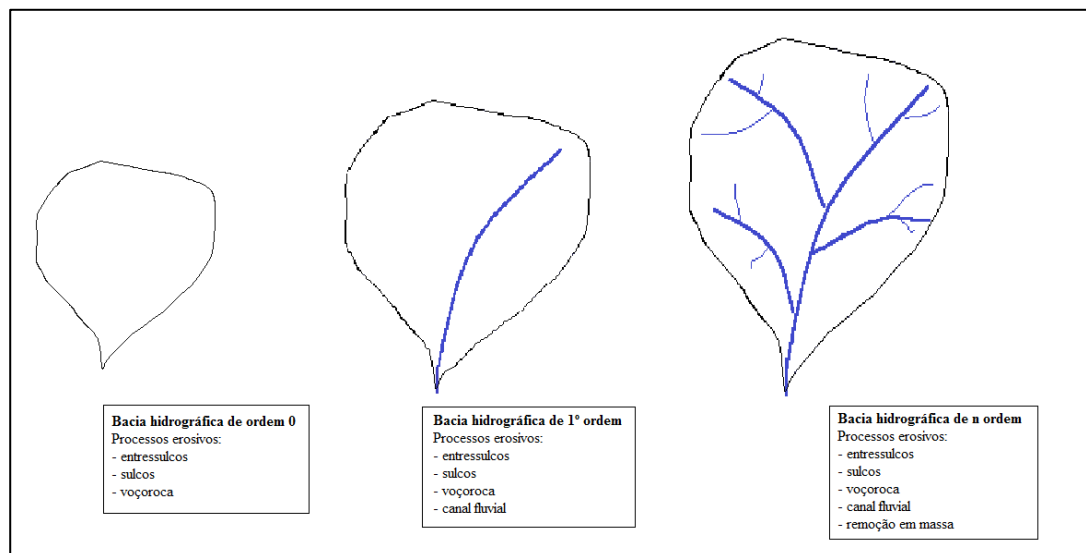


Figura 5.1. Representação esquemática dos processos erosivos e o efeito escala.

Em uma área na ordem de metros, considera-se que o processo dominante é a erosão em entressulcos. A erosão em entressulco é causada principalmente pelo impacto da gota da chuva sobre a superfície do solo. O potencial erosivo da gota dependerá do seu tamanho, velocidade de queda e da massa total da mesma (Ellison, 1944). Contudo, para que haja erosão, o material desagregado deverá ser transportado para fora da área de origem, pelo escoamento superficial difuso ou pelo efeito do “splash” – salpicamento. Já em uma área na ordem de dezenas de metros ou mais, onde as condições do microrelevo permitem a formação do escoamento concentrado, ocorre não somente a erosão em entressulcos, mas também a



erosão em sulcos. Do ponto de vista agrícola, sulcos são pequenos canais possíveis de serem obliterados por operações agrícolas (Toy et al., 2001).

A erosão em sulcos ocorre através de canais bem definidos, onde, simultaneamente, ocorre a desagregação do solo e o transporte dos sedimentos desagregados pelo processo de erosão em entressulcos e em sulcos. Desta forma, a fonte de sedimentos para a erosão em sulcos são os horizontes superficiais e subsuperficiais do solo (Bryan, 1987). Em algumas situações, o processo de erosão em sulcos pode assumir proporções maiores através de um entalhamento mais profundo e largo, que não pode ser facilmente obliterado por ação de máquinas agrícolas. Nesta condição, o canal é denominado de voçoroca ou ravina. Esta ocorre preferencialmente nas partes baixas das encostas, onde o relevo converge para uma zona plana. Ao contrário dos sulcos, as voçorocas possuem grandes dimensões, sendo capazes tanto de produzir como também transferir grandes quantidades de sedimentos para os cursos d'água (Toy et al., 2001). As voçorocas apresentam três mecanismos de desenvolvimento: (i) erosão regressiva (desenvolvimento para montante); (ii) tensão cisalhante provocada pelo escoamento (desenvolvimento para jusante); (iii) solapamento das margens, ocasionado por processos localizados de movimento de massa, causado pelo entalhamento do canal e perda da condição de estabilidade.

Em uma bacia de primeira ordem ou superior (Figura 5.1), ocorre a presença do canal fluvial, o qual tem a função de drenar o escoamento e conduzir os sedimentos produzidos na bacia vertente. O canal fluvial apresenta um equilíbrio na sua forma (configuração da seção transversal, longitudinal e em planta), decorrente das vazões e dos sedimentos a serem transportados. A erosão no canal fluvial pode ocorrer de duas formas: pela ação da gravidade ou pela tensão cisalhante do escoamento. Os processos, devido à ação da gravidade, ocorrem após a margem ter sido saturada em decorrência da precipitação ou elevação do nível da água no canal. A ação combinada da água, do peso do solo, da redução da vegetação nas margens e da redução da força coesiva devido à pressão dos espaços porosos do solo, propicia uma condição de solapamento das margens.

Já a erosão provocada pelo escoamento é decorrente da tensão cisalhante gerada pela massa de água em movimento sobre o contorno sólido (leito e margem). O processo de desagregação ou erosão irá ocorrer toda vez que a tensão cisalhante do escoamento for superior à tensão crítica de cisalhamento do leito ou das margens. Além disso, é necessário considerar que a energia do escoamento é utilizada tanto para transportar sedimentos como para erodir o contorno sólido. Assim, quando a capacidade de transporte do escoamento for maior que a carga de sedimentos que está sendo transportada, existirá energia disponível para

ocorrência dos processos de desagregação. Em caso contrário, quando a carga de sedimentos for maior que a capacidade de transporte, ocorrerá o processo de deposição. No entanto, quando a carga de sedimentos transportada for igual à capacidade de transporte, não ocorrerá erosão e nem deposição (Foster e Meyer, 1972).

Ainda na escala de bacia hidrográfica, é possível de ocorrer nas encostas de alta declividade o processo erosivo denominado de remoção em massa. Remoção em massa é um tipo de erosão governado por forças gravitacionais que depende basicamente da resistência dos solos e do peso da massa de solo (Vanoni, 2006). Este tipo de erosão corresponde a movimentos de uma quantidade substancial de partículas do solo que estão submetidos à ação da gravidade e da saturação do solo pela água (Hadley et al., 1985; Morgan, 1995).

Outro tipo de erosão que também ocorre na bacia vertente, porém na condição de subsuperfície, é a erosão em “pipes”. Pipes são pequenos dutos presentes na subsuperfície do solo. Geralmente, o diâmetro inicial é muito pequeno, na ordem de milímetros, no entanto, quando ocorre o processo erosivo, o diâmetro pode chegar, em alguns casos, à ordem de metros. Esta erosão é resultante do processo de escoamento subsuperficial, que desagrega o solo através dos pequenos tubos e, com isso, por meio do colapso da superfície, pode dar origem à formação de voçorocas (Hadley et al., 1985; Toy et al., 2001).

A quantidade total de material mobilizado numa bacia hidrográfica, por todos esses processos descritos, é conhecida como erosão bruta ou erosão total, que inclui material particulado e dissolvido. A produção de sedimentos representa uma pequena parcela do total de sedimento que foi produzido em uma bacia em decorrência de todos os processos erosivos de superfície e subsuperfície. A produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica pode ser definida como a diferença entre a erosão bruta e a quantidade de sedimentos que ficou depositada e não foi removida da bacia de drenagem, conforme a seguinte equação:

$$PS = EB - DS \quad (1)$$

Onde: *PS* representa a produção de sedimentos ( $t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ); *EB* representa a erosão bruta ( $t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ); *DS* representa a quantidade de material erodido depositado na bacia ( $t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ).

Nem todo o material que é mobilizado do seu local de origem é transportado para fora da bacia. Isto dependerá do tamanho das partículas, da dinâmica do escoamento, da topografia, da vegetação e das condições do canal fluvial. Ficando esse material depositado dentro dos limites da bacia, tanto na calha como na planície aluvial e depressões. No entanto, a determinação do *DS* é muito difícil de ser quantificada, devido à complexidade dos

processos de transferência e deposição dos sedimentos. Para solucionar esse problema, é utilizado um conceito empírico para estimar a fração da erosão bruta total que chega ao exutório da bacia (Walling, 1983; Hadley et al., 1985; NCASI, 1999; Vente et al., 2007). Esta fração é denominada de taxa de transferência de sedimentos (*SDR* – Sediment Delivery Ratio), determinada pela seguinte equação:

$$SDR = \frac{PS}{EB} \quad (2)$$

Onde: *SDR* representa a taxa de transferência de sedimentos (adimensional); *PS* representa a produção de sedimentos ( $t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ); *EB* representa a erosão bruta ( $t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ).

Em relação ao processo de transferência de sedimentos, da bacia vertente até um determinado ponto de uma seção da bacia, é assumido que a área de contribuição de montante exerce influência sobre a produção de sedimentos, e também que os processos de erosão e de deposição são dependentes da escala em que ocorrem (Rickson, 2006; Vente et al., 2007). Apesar da existência de diversos estudos nas diferentes escalas em que ocorrem os processos erosivos, há poucos trabalhos que relacionem os resultados obtidos por distintas escalas, por esse motivo, alguns trabalhos convertem dados de erosão obtidos na escala de pequenas áreas para a escala de bacia hidrográfica, com base no conceito da taxa de transferência de sedimentos (Walling, 2006; Wood et al., 2006; Vente et al., 2007).

De uma maneira geral, é assumido que, à medida que aumenta o tamanho de uma bacia, aumenta-se a chance de deposição e, com isso, menor será a taxa de transferência de sedimentos. Isto porque, com o aumento da área da bacia, ocorre uma redução da declividade das áreas de jusante. No entanto, incertezas são atribuídas à utilização deste método, pois além da área de drenagem, fatores como a morfologia das vertentes, tipo de vegetação, condições do canal fluvial, presença de mata ciliar, entre outros, influenciam na transferência de sedimentos da bacia vertente para a calha fluvial (Vente et al., 2007).

## 5.2. A Influência do Uso e Manejo do Solo na Produção de Sedimentos

A produção de sedimentos é um processo complexo, no qual diversos fatores exercem influência, tais como: clima, topografia, tipo, uso e manejo do solo (Toy et al., 2001; Borah et al., 2007). No entanto, dentre esses fatores, apenas o uso e o manejo do solo podem ser controlados pelo homem. O uso e manejo dos solos afetam a produção de sedimentos através da erosão do solo e das alterações causadas ao ambiente ciliar. Solos utilizados fora da sua

aptidão de uso e mal manejados, quase sempre possibilitam a ocorrência de processos erosivos severos. Da mesma forma, a ausência do ambiente ciliar favorece a transferência dos sedimentos mobilizados na bacia vertente para o canal fluvial. Um exemplo disto é apresentado pela Figura 5.2, onde é possível ver a formação do escoamento superficial, causando a erosão em sulcos e transportando a erosão em entressulcos, causadas pelo manejo inadequado do solo. Além disso, é possível verificar a ausência do ambiente ciliar, em partes, ao longo do canal fluvial, favorecendo o processo de transferência de sedimentos da área agrícola para o canal fluvial.

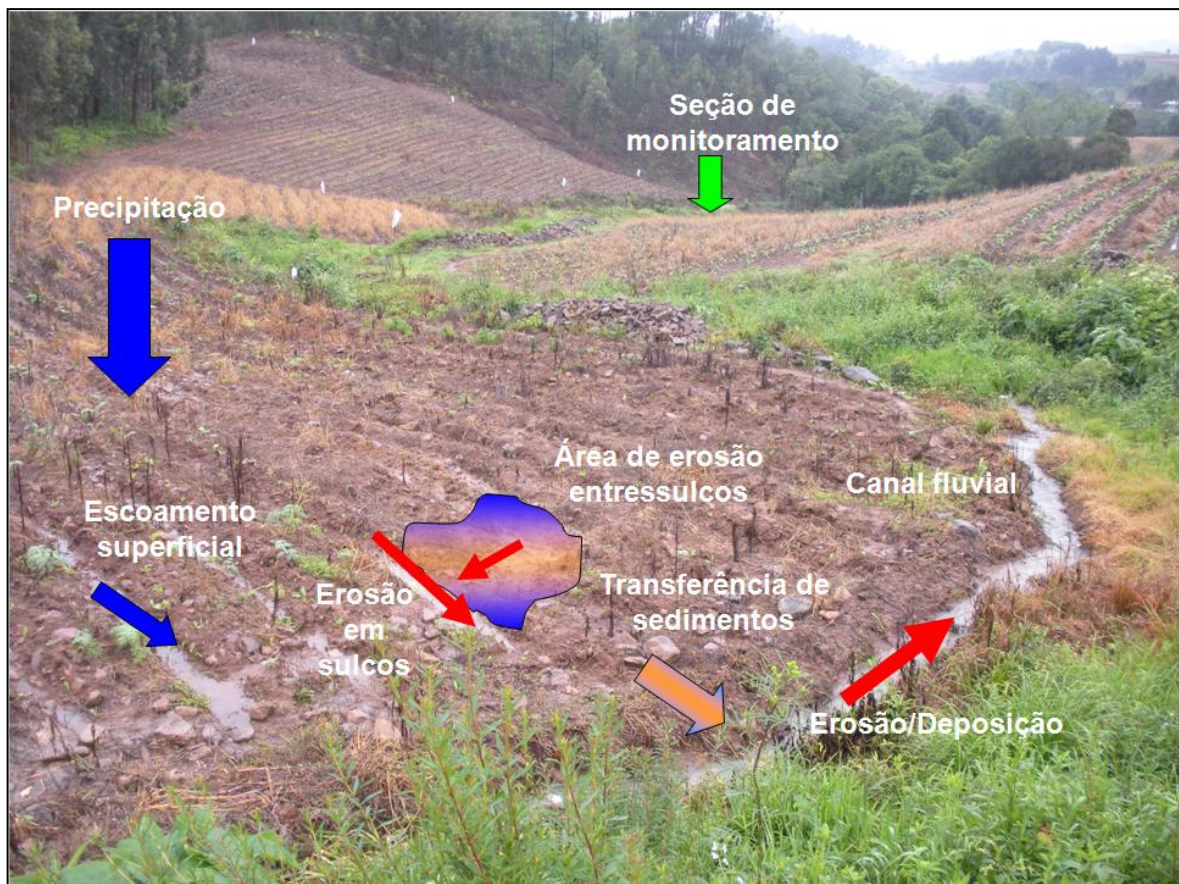


Figura 5.2. Foto ilustrando os processos erosivos que ocorrem na escala de bacia hidrográfica de 1ª ordem.

Uma alternativa para a redução da perda do solo, em função do manejo inadequado do mesmo, é a implantação de práticas conservacionistas. Práticas de conservação do solo consistem em um conjunto de práticas de manejo (rotação de culturas, cobertura vegetal, preparo conservacionista, etc.) e medidas estruturais (faixas de vegetação, terraço, etc.), que são projetadas para reduzir a erosão do solo, manter a qualidade e produtividade do solo (USDA, 2006). As práticas conservacionistas podem ser divididas em três categorias: vegetativas, edáficas e mecânicas (Morgan, 1995). As práticas de caráter vegetativo utilizam a

cobertura vegetal para o controle da erosão. Dentre as práticas mais utilizadas, destacam-se: plantas de cobertura, cultura em faixas, cordões vegetados e alternância de capinas. O objetivo dessas práticas é manter o solo coberto, para dissipar a energia cinética da gota da chuva ao tocar o solo e para retardar o escoamento superficial, favorecendo, desta forma, a infiltração e a contenção do solo parcialmente desagregado. A cobertura vegetal tem efeito, sobretudo, na interceptação das gotas de chuva, dissipando a sua energia cinética na queda, evitando o impacto direto sobre a superfície do solo, reduzindo, desta forma, a desagregação das partículas. Já o efeito da cobertura vegetal (planta ou resíduo) sobre o transporte das partículas, ocorre por ação da redução da velocidade do escoamento através do aumento da rugosidade da superfície. Além disso, a cobertura vegetal proporciona melhores condições de infiltração, evitando, assim, o selamento da superfície que ocorre através da obstrução dos poros pelas partículas finas desagregadas (Dexter, 1988).

As práticas de caráter edáfico visam manter ou melhorar as condições de fertilidade e estrutura do solo e indiretamente controlam a erosão, através do incremento da cobertura vegetal e do melhoramento da estrutura física do solo. Neste grupo, destacam-se as práticas de calagem, adubações química, orgânica e verde e a rotação de cultura. Já as práticas de caráter mecânico ou estruturais, são estruturas físicas artificiais construídas nas áreas de cultivo com a finalidade de controlar o escoamento superficial e facilitar a infiltração. Entre as mais utilizadas, estão: plantio em contorno (em nível), terraceamento e canais escoadouros (Morgan, 1995).

Além das práticas de conservação do solo anteriormente mencionadas, os sistemas de preparo do solo, denominados de conservacionistas, também são utilizados como alternativas importantes para controlar a erosão hídrica. O preparo conservacionista consiste em preparar o solo para a semeadura ou plantio através do mínimo revolvimento do solo e, desta forma, possibilitar uma cobertura superficial desejável ao solo, ao mesmo tempo em que são criadas condições favoráveis ao movimento de água no perfil do solo. Outro importante conceito relacionado com uso e manejo do solo e controle da produção de sedimentos está relacionado com a presença da zona ripária, que consiste em um ambiente de transição entre a calha fluvial e a bacia vertente. Esta assume um importante papel hidroecológico através do fornecimento de energia e atenuação da temperatura nos corpos d'água. Além disso, a zona ripária funciona como um corredor de fauna e flora, e também possui um papel de fundamental importância, que é o de filtrar os poluentes, especialmente os sedimentos.

Também é importante considerar que as estradas não pavimentadas são consideradas também como fontes de produção de sedimentos em bacias rurais (Minella et al., 2007). A

erosão tem ocasionado assoreamento dos leitos das estradas e obstrução dos sistemas de drenagem, e podem provocar instabilização de taludes, condicionando até mesmo processos de remoção em massa, contribuindo, desta forma, para maior degradação do ambiente. Frequentemente, verifica-se, principalmente em rampas declivosas, que a erosão predominante é a do tipo laminar, em que ocorre concentração do escoamento em linhas paralelas próximas ao eixo das estradas. E nestas áreas ainda pode ocorrer o surgimento de ravinas, principalmente em localidades cujo solo oferece pouca resistência aos processos erosivos (Silva et al., 2004). Com isso, um enfoque integrado de manejo de bacia hidrográfica deve contemplar medidas conservacionistas também para estas áreas.

Em relação aos estudos que contemplam a relação entre uso e manejo e a erosão hídrica, tem se verificado que existe um grande número de experimentos realizados na pequena escala, como parcelas experimentais (Mutchler et al., 1988). No entanto, existem poucos estudos referentes à erosão e à produção de sedimentos na escala de pequenas bacias rurais, especialmente para condições subtropicais e tropicais. Um dos poucos e significativos trabalhos realizado na escala de bacia para condições tropicais é relatado em Lal e Russel (1981) e Lal (1992). Esta pesquisa foi realizada na Nigéria, onde foram avaliados os efeitos causados pela conversão de áreas de florestas em uso agrícola. Entre as principais conclusões verificadas, constatou-se que a conversão de uso causou mudanças significativas no escoamento superficial e, conseqüentemente, na produção de sedimentos. Os menores impactos causados ao ambiente foram verificados quando o sistema de manejo de solos incluía condições de desmatamento não mecanizado combinado com preparo de solo conservacionistas (cultivo mínimo e plantio direto). No caso do desmatamento mecanizado, a compactação provocada pelo tráfego de tratores pesados foi um dos principais fatores que contribuíram para a erosão hídrica, devido ao maior escoamento superficial originado nestes tratamentos.

Outro trabalho muito importante foi o realizado por Trimble (1999), que avaliou o efeito das práticas de conservação do solo, em uma bacia de 360 km<sup>2</sup> em Wisconsin, nos Estados Unidos, para um período de 140 anos de dados. A principal mudança observada pelo autor foi o decréscimo nas taxas de armazenamento dos sedimentos verificado desde 1940. De 1853 a 1938, uma média de  $405 \times 10^3$  Mg ano<sup>-1</sup> de sedimentos foi armazenada na bacia. Isto foi reduzido para  $209 \times 10^3$  Mg ano<sup>-1</sup> de 1938 a 1975, e reduzido ainda mais de 1975 a 1993, para  $80 \times 10^3$  Mg ano<sup>-1</sup>. Este decréscimo foi atribuído ao manejo adequado do solo adotado ao longo dos anos, e não devido a mudanças climáticas. Já Hazel et al. (2008), avaliaram a influência de três práticas de manejo do solo sobre a produção total de sólidos em suspensão, em uma

bacia hidrográfica sob o cultivo de tabaco, nos Estados Unidos. As práticas avaliadas foram: preparo reduzido do solo, faixa de vegetação e zona ripária. Os resultados encontrados foram: redução de 82% na produção de sólidos em suspensão, quando comparado o preparo de solo convencional com o preparo reduzido. Em relação à faixa de vegetação e à zona ripária, verificaram uma retenção de 68% e 69% dos sólidos em suspensão, respectivamente. Além disso, foi observado que a densa vegetação da zona ripária, mais que dobrou a capacidade de reter sólidos, quando comparada com a zona ripária sem uma faixa de vegetação de transição densa.

No Brasil, apesar das muitas tentativas de estudar os processos de erosão e produção de sedimentos na escala de pequenas bacias rurais, poucas informações encontram-se disponíveis na literatura. Um dos projetos que vem sendo mantido em andamento desde os anos 1980 no Brasil é referente a pequenas bacias em área de clima árido, realizado no nordeste brasileiro, no Estado da Paraíba, na Bacia Experimental de Sumé (Srinivasan, 1996). Os estudos realizados nessa bacia têm mostrado que os processos hidrossedimentológicos são bastante complexos, e que há uma grande necessidade de se obter informações quantitativas sobre as influências dos diversos fatores envolvidos nestes processos.

Outro estudo que vem sendo desenvolvido no Brasil, desde 2002, foi relatado por Minella et al. (2008). Um dos objetivos deste estudo foi avaliar o efeito da mudança do manejo do solo sobre a produção de sedimentos, em uma pequena bacia hidrográfica rural. Neste trabalho, os autores concluíram que, com a adoção de práticas de conservação do solo, houve uma mudança significativa na participação das fontes de sedimentos. A principal fonte de sedimentos anteriormente à adoção de práticas conservacionistas era proveniente de áreas de lavouras. Após a adoção destas práticas, os processos erosivos no canal fluvial foram intensificados. Isto pode ser explicado pelo fato de que diminui o aporte de sedimentos oriundos das áreas de lavouras. Considerando que as vazões não foram alteradas, o que foi verificado é um ajuste da energia do escoamento que, não existindo sedimentos para ser transportado devido à redução do aporte de sedimentos da bacia vertente, foi intensificado o processo de degradação do canal fluvial. Este mesmo aspecto tem sido observado por outros autores, como Simon (2006). Sedimentos erodidos ao longo dos anos, nos Estados Unidos, causaram problemas de drenagem, devido à deposição de sedimentos nas áreas planas da bacia e nos canais fluviais. Tentando resolver este problema, canais foram dragados e retificados, resultando na desestabilização dos sistemas fluviais, causando erosão das margens dos canais e aumentando drasticamente as taxas de erosão. Assim, os canais fluviais passaram de armazenadores de sedimentos, para fontes de sedimentos. Através dos estudos que vêm

sendo realizados, em nível global, fica evidente a complexidade dos processos erosivos, e da necessidade de ferramentas adequadas para a tomada de decisões que não comprometam a qualidade dos recursos naturais. Uma ferramenta que vem se mostrando eficiente para a solução de tais problemas são os modelos matemáticos.

### **5.3. Modelos Matemáticos Utilizados para Estimar a Produção de Sedimentos**

Modelo é uma representação do comportamento físico 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). A possibilidade de expressar os processos físicos como um conjunto de equações matemáticas detalhadas pode ser bastante difícil, ou então as equações podem ser muito complicadas, exigindo simplificações para seu uso (Goodchild et al., 1993). Além disso, limitações computacionais ou a maneira nas quais as equações matemáticas são convertidas em processos numéricos, leva à parametrização de processos complexos em escalas muito detalhadas, que pode não ser explicitamente representada 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 matemáticos são, na melhor das hipóteses, apenas uma representação muito simplificada dos processos do mundo real (Goodchild et al., 1993).

Na modelagem, um mesmo processo pode ser representado de diferentes maneiras, sendo algumas mais apropriadas para determinados casos. Desta maneira, 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 (Rennó et al., 2000). Para fins de melhor compreensão, os modelos matemáticos podem ser agrupados de acordo com suas características (Tucci, 1998):

- 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; já os distribuídos são aqueles que variam também, segundo espaço geográfico, utilizando-se para representá-los equações diferenciais parciais com mais de uma variável independente.



- 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 aos observados através de funções empíricas, mas que estão relacionadas com a física do sistema, também conhecidos como do tipo “caixa preta”.

- Modelos estocásticos ou determinísticos: quando o conceito de probabilidade é considerado na formulação do modelo, é denominado estocástico, ou seja, são aqueles em que o relacionamento entre entrada e saída é estatístico. Determinísticos são baseados em soluções de equações que descrevem os processos físicos. Equações padrões utilizadas em tais modelos são: a equação de conservação das massas e momento para o escoamento, e a equação de conservação das massas para sedimentos (Merritt et al., 2003).

A erosão do solo e a produção de sedimentos em bacias é um processo fisicamente difícil de modelar, devido à complexidade dos fatores envolvidos que, muitas vezes, apresenta um caráter não linear e altamente dependente do fator de escala. Existem inúmeros modelos para a estimativa da perda de solo e produção de sedimentos, geralmente se distinguem em termos de complexidade, processos e parâmetros considerados (hidrológicos, sedimentos, nutrientes e/ou pesticidas), e dados requeridos para uso, calibração e validação do modelo. No geral, não existe o melhor modelo para todas as aplicações. O modelo mais adequado dependerá da finalidade e das características da área de estudo (Merritt et al., 2003).

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 hidrológico não adequado implicará em resultados duvidosos. 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. No entanto, os modelos são capazes de simular somente alguns tipos de erosão e, geralmente, os modelos simulam erosão em sulcos, em entressulcos e no canal fluvial. Por esse motivo, a escolha do modelo dependerá dos tipos de erosão que ocorrem na bacia hidrográfica em estudo. Como decorrência disso, muitas vezes apenas um modelo não será suficiente para descrever todos os processos erosivos que ocorrem em uma bacia.

Em relação à escala espacial de aplicabilidade, alguns modelos estimam a perda de solo em pequenas áreas homogêneas, com inclinação uniforme, por exemplo, o modelo WEPP. 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, como exemplos os modelos Kineros, ANSWER e LISEM (De Roo e Jetten, 1999; Takken et al., 2001; Hessel et al., 2003a e 2003b; Hessel et al., 2006). A principal vantagem destes modelos é a possibilidade de estudos de preservação ambiental, identificando áreas com maior fragilidade ao fenômeno erosivo. Entretanto, a incerteza dos resultados aumenta devido a problemas associados à complexidade dos processos hidrossedimentológicos envolvidos e dos erros, devido à variabilidade espacial (Silva et al., 2004).

Um fator importante a ressaltar é que a produção de sedimentos medida em uma escala (parcela, bacia, região) não pode ser simplesmente extrapolada para outro nível de escala (Vente et al., 2007). Estudos ao nível de pequenas escalas são realizados para entendimento dos agentes primários da erosão hídrica, desagregação pelo impacto da gota da chuva, desagregação e transporte pelo escoamento superficial. Os estudos ao nível de grandes escalas são direcionados para planejamento de áreas, como identificação de áreas de alto risco de erosão, e como utilizar o solo para diminuir esse risco (Rickson, 2006). A desagregação, a deposição e a produção de sedimentos apresentam uma grande variabilidade espacial. Perda de solo e variáveis associadas como clima, solo, topografia e uso também variam espacialmente. Por esse motivo, a precisão da estimativa da perda de solo, deposição e a produção de sedimentos aumentam quando as equações são solucionadas espacialmente, usando dados de entrada espacialmente distribuídos (Toy et al., 2001).

Em meio aos inúmeros modelos que têm sido amplamente utilizados para estimar a produção de sedimentos na escala de bacia hidrográfica, pode-se citar o modelo Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation (ANSWERS) (Beasley et al., 1980), o modelo KINematic runoff and EROSION (KINEROS) (Woolhiser et al., 1990), o modelo Watershed Erosion Prediction Project (WEPP) (Laflen et al., 1991; NSERL, 1995), o modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Arnold et al., 1998), o modelo ANSWERS-Continuous (Singh e Frevert, 2002) e o modelo Limburg Soil Erosion Model (LISEM) (Jetten, 2002).

O modelo ANSWER foi desenvolvido pela Universidade de Purdue em West Lafayette, Indiana. A base conceitual hidrológica foi desenvolvida por Huggins e Monke (1966) e a erosão por Foster e Meyer (1972). É um modelo espacialmente distribuído, com simulação por evento, utilizado para avaliar os efeitos das práticas de manejo do solo sobre a erosão e produção de sedimentos. Seus principais componentes são: escoamento superficial, infiltração, escoamento subsuperficial, erosão do solo e transporte de sedimentos pelo escoamento superficial. O escoamento superficial é determinado pela equação de Manning e

equação da continuidade, e a erosão do solo é determinada pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE).

O modelo ANSWER-Continuos foi originado do modelo ANSWER, no Instituto Politécnico da Virginia e Universidade de Blacksburg, Virginia. Nesta versão, foi adicionado o cálculo para a estimativa do transporte de nutrientes. Foi desenvolvido com base nos modelos GLEAMS (Leonard et al., 1987) e EPIC (Williams et al., 1984). É um modelo de simulação contínua de longo período, utilizado para analisar os efeitos de longo período de mudanças hidrológicas e de práticas de gerenciamento de bacias hidrográficas, principalmente práticas agrícolas. Seus principais componentes são: balanço hídrico diário, infiltração, escoamento superficial, evapotranspiração, desagregação e transporte de sedimentos e nutrientes. O escoamento superficial é também determinado pela equação de Manning e equação da continuidade. Para determinar a desagregação pelo impacto da gota da chuva e pelo escoamento, são utilizados fatores da Equação Universal de Perda de Solo, e para determinar o transporte e deposição, é utilizada a equação de Yalin modificada.

O modelo KINEROS foi desenvolvido pelo USDA-ARS, em Fort Collins, Colorado. É um modelo distribuído, que simula parâmetros hidrossedimentológicos para um único evento e avalia os efeitos das práticas de manejo sobre a erosão e produção de sedimentos. Seus principais componentes são: hidrologia, escoamento superficial, erosão e transporte na superfície do solo, erosão e transporte no canal e estruturas de contenção do escoamento e sedimentos. O escoamento superficial é calculado pelo método da onda cinemática. A desagregação pelo impacto da gota da chuva, o transporte de sedimentos e a deposição são determinados com base na capacidade de transporte de sedimentos.

O modelo WEPP foi desenvolvido pela Agricultural Research Service, Soil Conservation Service, Forest Service in the Department of Agriculture e Bureau of Land Management in the US Department of the Interior. É um modelo de base física utilizado para simulações em vertentes. O modelo foi desenvolvido com o intuito de terminar e/ou gerenciar mecanismo essenciais para o controle da erosão hídrica, incluindo impactos antrópicos. Os principais processos representados pelo WEPP são os hidrológicos, erosivos, crescimento de plantas e resíduos.

Outro modelo que tem sido amplamente utilizado no Brasil (Machado, 2002; Moro, 2005; Neves, 2005; Uzeika, 2009) é o modelo SWAT. Este modelo foi desenvolvido pelo USDA-ARS, em Temple, Texas. Foi originado principalmente do modelo SWRRB (Arnold et al., 1990) e possui característica dos modelos CREAMS (Knisel, 1980), EPIC (Williams et al., 1984), GLEAMS (Leonard et al., 1987) e ROTO (Arnold et al., 1995). É um modelo de

simulação contínua de longo período. Este modelo foi desenvolvido para auxiliar no planejamento voltado para a conservação do solo e da água. O modelo possui oito principais componentes: hidrologia, clima, sedimentação, temperatura do solo, crescimento da vegetação, nutrientes, pesticidas e práticas agrícolas. O escoamento superficial é determinado pelo método da Curva Número, e a vazão de pico pelo método Racional Modificado (Neitsch et al., 2002). A produção de sedimentos é determinada pela Equação Universal da Perda de Solo Modificada.

Já o modelo LISEM foi originalmente desenvolvido para resolver problemas na Província de Limburg, Holanda. É um modelo espacialmente distribuído, com a finalidade de simular a desagregação e a deposição de sedimento durante um único evento independente em uma bacia hidrográfica. O LISEM tem como principais componentes: processos hidrológicos, erosão em sulcos e em entressulcos e deposição. Além destes, há um algoritmo adicional, capaz de simular processos de erosão em voçorocas. O escoamento superficial é determinado pelo método da onda cinemática. A desagregação pelo impacto da gota da chuva é determinada em função da energia cinética da chuva. A desagregação pelo escoamento e a deposição são calculados em função da capacidade de transporte do escoamento. Os princípios do modelo LISEM encontram-se descritos em diversos artigos (De Roo et al., 1996a e 1996b; De Roo et al., 1998; De Roo e Jetten, 1999; Hessel et al., 2003b; Takken et al., 1999; Sheikh et al., 2010). De acordo com esses estudos, a condutividade hidráulica saturada e a umidade inicial são consideradas os parâmetros de entrada mais sensíveis a este modelo. Pequenas mudanças nos seus valores podem superestimar ou subestimar os resultados, uma vez que esses parâmetros determinam a infiltração e, conseqüentemente, o escoamento superficial e a produção de sedimentos.

Uma limitação dos modelos espacialmente distribuídos são os dados de entrada requeridos. O modelo LISEM, por exemplo, requer 24 mapas de entrada, derivados dos dados informados ao mesmo. E esses dados, em algumas situações, não são facilmente obtidos. Além dos dados de entrada, outra dificuldade são os dados espacialmente distribuídos, disponíveis para validação dos modelos. A escala temporal é outro fator que também deve ser observada.

Em relação à utilização de modelos matemáticos de predição de erosão/produção de sedimentos, vários trabalhos procuram focar os efeitos das práticas de conservação de solo para reduzir o aporte de sedimentos aos cursos d'água. Hessel et al. (2003a) simularam diversos cenários, por meio do modelo LISEM, para uma bacia hidrográfica de 3,5 km<sup>2</sup>, no Loess Plateau Chinês. Os cenários considerados para este trabalho foram: (i) o uso do solo

atual com e sem práticas de conservação do solo (cobertura morta e terraços em contorno), e (ii) uma redistribuição do uso do solo de acordo com a classe aptidão agrícola em função da declividade do terreno. Como resultado, os autores verificaram que, através do uso atual e com as práticas conservacionistas, o escoamento superficial e a erosão diminuíram em torno de 10%. Nos cenários com a redistribuição dos usos do solo associado às práticas conservacionistas, o decréscimo no escoamento superficial ficou em torno de 40% a 50%, enquanto que as taxas de erosão ficaram em torno de 50% a 60%. Já Hessel e Tenge (2008) avaliaram os efeitos de práticas de conservação do solo em uma bacia hidrográfica de 5,7 km<sup>2</sup>, no Quênia, por meio do modelo LISEM. Como resultados, obtiveram que, comparando as simulações de uso atual sem práticas e com práticas de conservação do solo, há um decréscimo de 28% no escoamento superficial e de 60% na perda de solo com práticas de conservação. No Brasil, até o momento, foi encontrado apenas um registro de uso do modelo LISEM. Gomes et al. (2008) avaliaram a aplicabilidade do modelo, em relação à simulação hidrológica, para uma bacia em Minas Gerais. Os autores obtiveram resultados satisfatórios na simulação do escoamento superficial, e concluíram que o modelo pode ser utilizado na previsão do comportamento hidrológico de bacias hidrográficas tropicais, desde que devidamente calibrado.

Pandey et al. (2008) utilizaram o modelo WEPP, versão bacia, para simular na escala de tempo diária, o escoamento superficial e a produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica na Índia. Como resultados, obtiveram, para a simulação do escoamento superficial, um coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de 0,86 a 0,91 e o valor de COE (coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe) de 0,85 a 0,95. Para a simulação da produção de sedimentos o  $R^2$  foi de 0,81 a 0,95 e um COE de 0,78 a 0,92. Com esses resultados, os autores concluíram que o modelo WEPP pode ser usado como uma ferramenta de auxílio para gerenciamento da bacia de Karso, na Índia.

Gordon et al. (2008) utilizaram o modelo AnnAGNPS para demonstrar o efeito do manejo do solo sobre as perdas cumulativas de solo devido à erosão por voçoroca a longo período. Foram utilizados dados da Bélgica, Mississippi, Iowa e Geórgia, para um período de 10 anos de simulação. Os resultados indicaram que as taxas de erosão nessas quatro regiões geográficas podem ser 250% a 450% maior quando as áreas agrícolas são preparadas anualmente, pois o ambiente fica propício para o desenvolvimento das voçorocas. Evidenciando, desta forma, a vantagem da adoção das práticas de conservação do solo.

Práticas conservacionistas capazes de reduzir o escoamento superficial e a produção de sedimentos, como cordões vegetados, biofiltro, zona ripária entre outros, têm sido utilizadas e

recomendadas por diversos institutos de pesquisas. Porém, por se tratar de práticas conservacionistas mais dispendiosas, torna-se importante conhecer de antemão quais os impactos que essas poderiam causar em termos de redução do volume total escoado, da vazão de pico e da produção de sedimentos. Para isso, optou-se pela utilização do modelo matemático LISEM que permite simular os impactos das práticas de conservação de solos na escala espaço-temporal pertinente com o tamanho da bacia e com os dados disponíveis para esse estudo. A simulação dos impactos hidrológicos e da erosão através da modelagem matemática, no entanto, necessita ser antecedida por uma etapa de calibração utilizando-se preferencialmente parâmetros de entrada medidos localmente.

## **6. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **6.1. CALIBRAÇÃO DO MODELO LISEM**

#### **6.1.1. Caracterização da Área de Estudo**

Esse estudo foi desenvolvido em uma pequena bacia hidrográfica rural de cabeceira localizada no arroio Lajeado Ferreira, afluente do Rio Guaporé, pertencente à bacia do Taquari-Antas (28° 52' S e 52° 05' O). Essa bacia possui uma área de 1,19 km<sup>2</sup> e está localizada no município de Arvorezinha, RS (Figura 6.1). O município encontra-se na encosta superior do nordeste, na transição entre o Planalto e o vale do rio Taquari-Antas. A geologia da área é caracterizada por derrame basáltico, onde o relevo na parte superior da bacia é ondulado (declividade média de 7%) e, no terço médio e inferior, forte ondulado, com vertentes curtas e vales encaixados. Nessa região, a topografia é acidentada (Figura 6.2), com vertentes curtas e com alta declividade, riachos e rios com grande energia e pouca sinuosidade, do tipo “step and pool”, ou seja, um canal que se constitui em um arranjo sucessivo de degraus e depressões, sendo típico de condições de canais fluviais de cabeceiras de bacia.

As águas dessa bacia drenam para o sistema fluvial Taquari-Antas. A hierarquia da bacia, segundo Strahler, é de terceira ordem, a densidade de drenagem é de 2,395 km km<sup>-2</sup> e a declividade média do canal principal é de 8,2%, com tempo de concentração variando entre 20 a 50 min. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Cfb subtropical superúmido, mesotérmico com verões frescos e geadas severas. Os valores de precipitação variam de 1.250 mm a 2.000 mm. O Índice de Erosividade (EI<sub>30</sub>) para Arvorezinha é de 6.540 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Argenta et al., 2001), classificado como erosividade moderada a forte. Os índices mensais de erosividade e precipitação são apresentados na Tabela 6.1. Um fator importante a ressaltar é que os meses de setembro e outubro apresentam os maiores valores de

precipitação e erosividade, e coincidem com o período de plantio da cultura do tabaco, que representam o momento de menor cobertura vegetal na bacia.

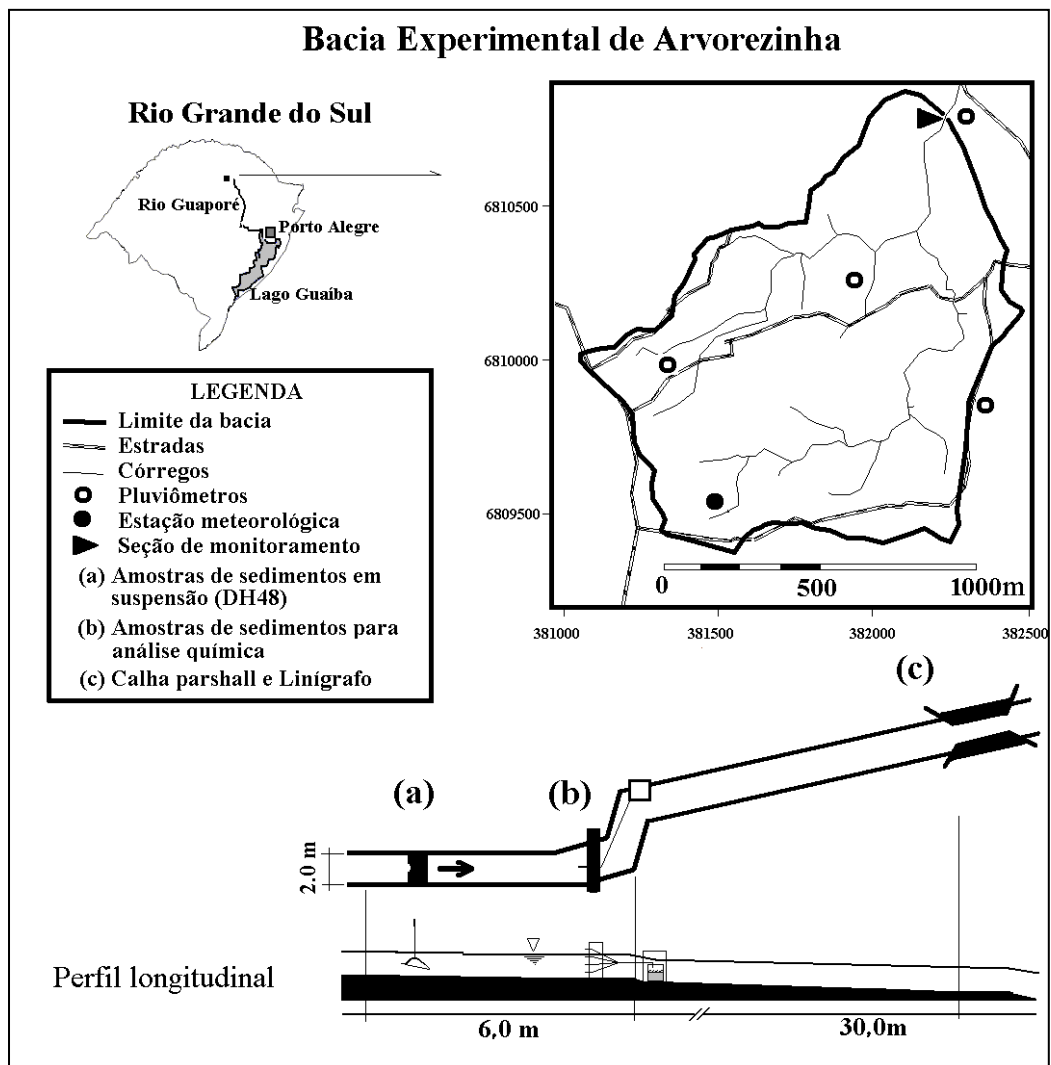


Figura 6.1. Localização da bacia experimental de Arvorezinha, mostrando a rede de drenagem e os equipamentos de monitoramento. (Fonte: Minella, 2007)



Figura 6.2. Foto ilustrando parte da fisiografia da bacia hidrográfica no terço superior.



Tabela 6.1. Índice de precipitação e erosividade mensal para o município de Arvorezinha-RS.

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
<b>P<sup>1</sup></b>	153	120	127	122	94	152	106	145	206	183	81	117	1605
<b>EI<sub>30</sub><sup>2</sup></b>	659	435	477	447	289	654	352	602	1094	894	222	416	6540

<sup>1</sup>Precipitação média mensal (mm); <sup>2</sup>Erosividade (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>).

(Fonte: Argenta et al., 2001)

Os solos presentes na bacia hidrográfica são classificados como Argissolos, Cambissolos e Neossolos (EMBRAPA, 2006). O levantamento das Unidades de Mapeamento presentes na bacia foi realizado pela Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER) de Porto Alegre (EMATER, 2002), o mapa de solos resultante desse levantamento é apresentado na Figura 6.3. Os Argissolos encontrados na bacia são solos medianamente profundos, até 1,20 m de profundidade. A condição de drenagem varia de moderadamente drenado a mal drenado, dependendo da posição que ocupam na paisagem. Alguns, apresentam coloração vermelha uniforme em locais bem drenados; e outros, com cores mais brunadas e amareladas em áreas mais úmidas. Normalmente, tem uma sequência de horizontes A-B-C ou A-Bi-C e apresentam eventuais subdivisões (Ap, A; BA; BC). No perfil, mostra grande diferenciação entre os horizontes A e B, quanto à cor, bem como na textura, que é arenosa no horizonte A e argilosa no B. A transição entre os horizontes, geralmente é abrupta, caracterizando a presença de gradiente textural. Podem, também, apresentar um horizonte B incipiente (presença de saprólito da rocha matriz). Os Argissolos da bacia apresentam baixa CTC, portanto, uma capacidade limitada para reter nutrientes disponíveis para as plantas. Entretanto, pelo fato de apresentarem textura franco argilosa no horizonte A, e muito argilosa no B (> 60% argila), tem baixa permeabilidade e descontinuidade na infiltração de água na zona de transição do horizonte A para o B. Os Argissolos são solos com elevada acidez na maior parte do perfil, o que se deve aos altos teores de Al<sup>3+</sup> trocável ( $\geq 4$  cmol/kg) e baixa saturação de base (< 50%). Na bacia, os Argissolos ocorrem tipicamente em situações de relevo suavemente ondulado (declividade inferior a 10%), principalmente próximo às nascentes dos mananciais hídricos, podendo ocupar desde as posições de interflúvio até o terço inferior das coxilhas. Também aparecem nos declives entre 10 a 15%, nos locais considerados úmidos, em períodos chuvosos. Além disso, ocupam grandes extensões em relevo regional suavemente ondulado; geralmente situados em relevo regional ondulado, ocupam extensões menores, com relevo local suavemente ondulado. Na bacia de Arvorezinha os Argissolos não formam uma unidade de mapeamento simples, estão combinadas na forma de associação com solos menos desenvolvidos, como os Neossolos e os Cambissolos.

Os Cambissolos têm profundidade variando de pouco profundo (< 1,0 m) a profundo (< 1,5 m), geralmente são bem drenados e apresentam perfis com uma sequência de horizontes A-Bi-C. O horizonte A tem cores escuras, enquanto que o horizonte B tem uma coloração mais amarelada, com presença de fragmentos de saprólito de basalto; no horizonte C, predomina o saprólito de basalto (rocha “podre”). A coloração mais brunada do horizonte B é indicativa da condição de solo melhor drenado, enquanto que a condição amarelada indica condição de moderadamente drenado. Quanto à sua fertilidade química, os Cambissolos com saturação por bases  $\geq 50\%$ , apresentando uma boa disponibilidade de nutrientes para as plantas (com exceção de fósforo). Enquanto que os Cambissolos com saturação de bases  $< 50\%$  apresentam disponibilidade de nutrientes menor e são mais ácidos. Na bacia, os Cambissolos ocupam um relevo forte ondulado, e suave ondulado a ondulado. Todos eles ocorrem associados aos Neossolos e Argissolos.

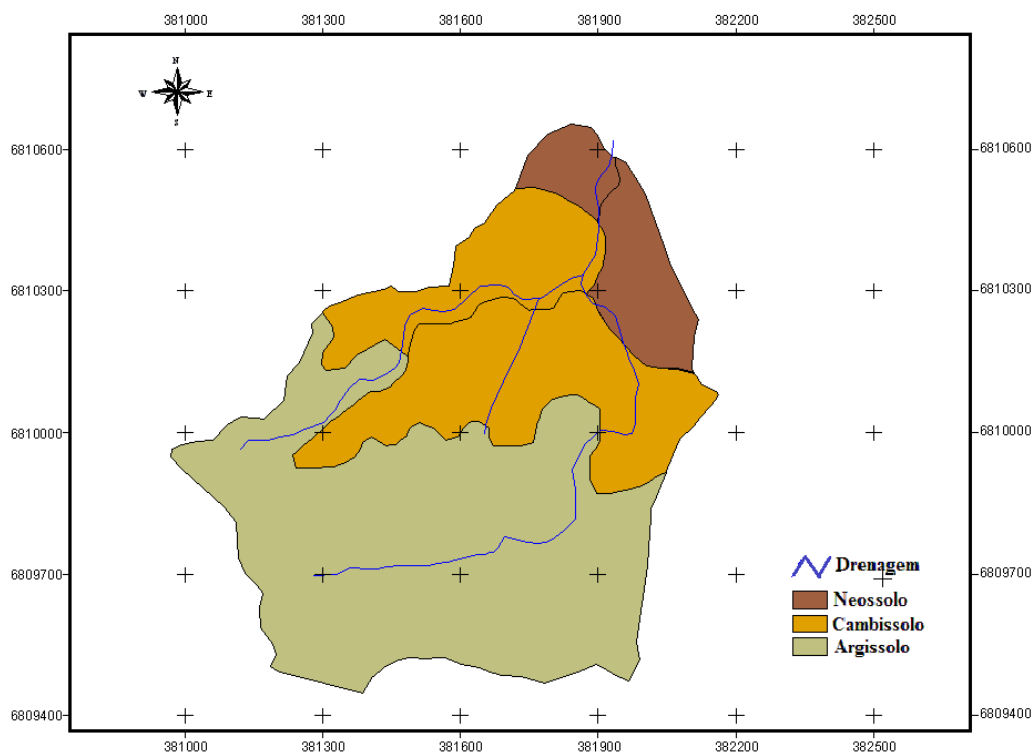


Figura 6.3. Representação do mapa de classes de solo da bacia de Arvorezinha. (Fonte: Lopes, 2006)

Os Neossolos são solos pouco profundos (< 1,0 m) a profundos (<1,5 m), apresentando perfis com uma sequência de horizontes A-Cr-R ou A-A/Cr-R, onde a rocha (camada R) situa-se em profundidade maior do que 0,5 m da superfície. O horizonte A tem coloração escura ou avermelhada e está assentado sobre um horizonte C, geralmente de

espessura maior que 1,0 m, constituído por saprólito de basalto com alto grau de fraturamento. Devido à condição de relevo que ocupam, os Neossolos geralmente apresentam uma alta pedregosidade, cuja remoção permite um uso mais intensivo com culturas anuais, possibilitando práticas agrícolas mecanizadas. Entretanto, a sua profundidade limitada (em comparação aos Argissolos e Cambissolos) condiciona um volume restrito de água armazenada, podendo afetar a produção agrícola por deficiência de água para as plantas nas estiagens prolongadas. Quanto à sua fertilidade química, os Neossolos (saturação por bases < 50%) têm baixa disponibilidade de nutrientes e estão geralmente associados aos Argissolos e Cambissolos.

A produção de tabaco (*Nicotina tabacum* L) é a principal atividade econômica das propriedades encontradas nessa bacia. A mão de obra é exclusivamente familiar, e os implementos agrícolas, na grande maioria das propriedades, são utilizados com tração animal. O sistema de preparo do solo utilizado pelos agricultores, até o ano de 2003, era o sistema de cultivo tradicional (CT) (Figura 6.4). Esse tipo de cultivo implica em grande mobilização do solo, realizada com um arado do tipo relha simples (arado de aiveca), seguida de gradagem do tipo “dente” (grade de dente). Após a etapa de preparo de solo, o plantio do tabaco é realizado com abertura de uma verga no solo, na qual é aplicada a adubação de base. Na sequência, a verga é fechada, ao mesmo tempo em que é formado um camalhão construído mais ou menos em nível, com um espaçamento de 1,20 m entre camalhões, e apresenta uma seção de base de 0,30 m e altura de 0,30 m. Sobre este, então, é plantada manualmente a muda de tabaco (*Nicotina tabacum* L), com um espaçamento de 0,40 m entre mudas. No sistema CT, na etapa de pós-colheita, as áreas são deixadas em pousio, onde, durante o inverno, se desenvolve uma vegetação espontânea que produz pouca biomassa, sendo, portanto, uma cobertura pouco eficiente para cobrir o solo.

A partir do ano de 2003, na bacia de Arvorezinha, vem sendo implementado um programa de conservação de solo baseado no cultivo mínimo (CM) (Figura 6.5). O CM é caracterizado pela combinação da utilização de culturas de cobertura de inverno associada ao mínimo revolvimento do solo, durante a etapa de implantação da cultura do tabaco (*Nicotina tabacum* L). A cultura de cobertura mais utilizada pelos agricultores tem sido a aveia preta (*Avena strigosa*), considerando que essa produz uma biomassa adequada necessária para possibilitar o plantio do tabaco em sistema de CM. Na ocasião da implantação do tabaco (*Nicotina tabacum* L), o solo é mobilizado apenas nas linhas que irão receber as mudas. Essa operação é realizada através da abertura de uma verga, na qual é aplicada a adubação de base e erguido um camalhão, à semelhança do CT.



Figura 6.4. Vista de uma lavoura sob cultivo tradicional, logo após o plantio das mudas de tabaco.



Figura 6.5. Vista de uma lavoura sob cultivo mínimo sobre palha de aveia preta, durante o plantio das mudas de tabaco.

Além do tabaco (*Nicotina tabacum* L), o milho também é cultivado na bacia, em menor escala. Outros tipos de uso são pastagem natural, mata nativa, reflorestamento com espécies energéticas (eucalipto (*Eucaliptus spp*)), pousio (sistema adotado pelos agricultores, onde o solo é deixado sem cultivar por um determinado período), estradas não pavimentadas e pequenos reservatórios de água, sendo que esses dois últimos usos não foram considerados neste trabalho. A vegetação nativa encontrada na bacia é denominada de Floresta Ombrófila

Mista (resquícios da Mata Atlântica), caracterizada por apresentar o estrato superior dominado pela *Araucária angustifolia*, que dá à paisagem uma fisionomia própria. O estrato inferior é constituído por árvores mais baixas ou arbustos arborescentes, pertencente, em grande parte, às Mirtáceas, sendo comum a casca d'anta (*Drymis brasiliensis*) e o pinheiro bravo (*Podocarpus lambertii*) (Fundação, 2008). A vegetação nativa foi muito alterada pelo povoamento da bacia, que iniciou na década de 1920, com a exploração do solo com erva-mate, madeira e cultivos de subsistência. Com o aumento populacional e fragmentação das propriedades, as áreas ocupadas com lavoura cresceram rapidamente. Atingindo, na década de 1960, a máxima exploração, na qual 75% da área foi ocupada com cultivos agrícolas (Lopes, 2006). Devido a esse crescimento desorientado, o ambiente ciliar quase desapareceu por completo na bacia. Atualmente, é possível encontrar apenas alguns resquícios dessa vegetação.

### 6.1.2. Monitoramento Hidrossedimentológico

O monitoramento hidrossedimentológico na bacia de Arvorezinha vem sendo realizado desde o ano de 2002. Nesse período, foram monitoradas: a precipitação, a vazão, a concentração de sedimentos em suspensão e a descarga sólida do leito, a variabilidade espacial e temporal do uso e o manejo do solo. A metodologia e os resultados parciais desse monitoramento realizado na bacia encontram-se descrito em Minella (2007).

A precipitação foi monitorada através de cinco pluviômetros que estão instalados próximos aos divisores de água da bacia, que são conferidos todos os dias, no mesmo horário. A variabilidade temporal foi registrada por meio de dois pluviógrafos instalados dentro dos limites da bacia, um na parte alta da mesma (próximo da sua entrada) e outro no exutório. Além disso, há uma estação meteorológica que monitora e armazena diversas informações, tais como: precipitação, temperatura, velocidade e orientação do vento, umidade relativa do ar, entre outras (Figura 6.6).

No exutório da bacia, encontra-se instalada uma calha do tipo Parshall, com um linígrafo de pressão, juntamente com data logger e painel solar, que registra de forma contínua e automática o nível do canal (Figura 6.7). A altura de lâmina registrada pelo linígrafo é convertida para vazão ( $l\ s^{-1}$ ), por meio da equação da calha Parshall. Para as dimensões da calha Parshall instalada na bacia, a equação é a seguinte:

$$Q = 4,519 \cdot H^{1,595} \quad (3)$$

Onde:  $H$  representa a altura da lâmina de água (cm).





Figura 6.6. Vista geral da localização da (a) estação meteorológica com o conjunto contendo painel solar e o datalogger e (b) vista de um pluviógrafo e um pluviômetro.

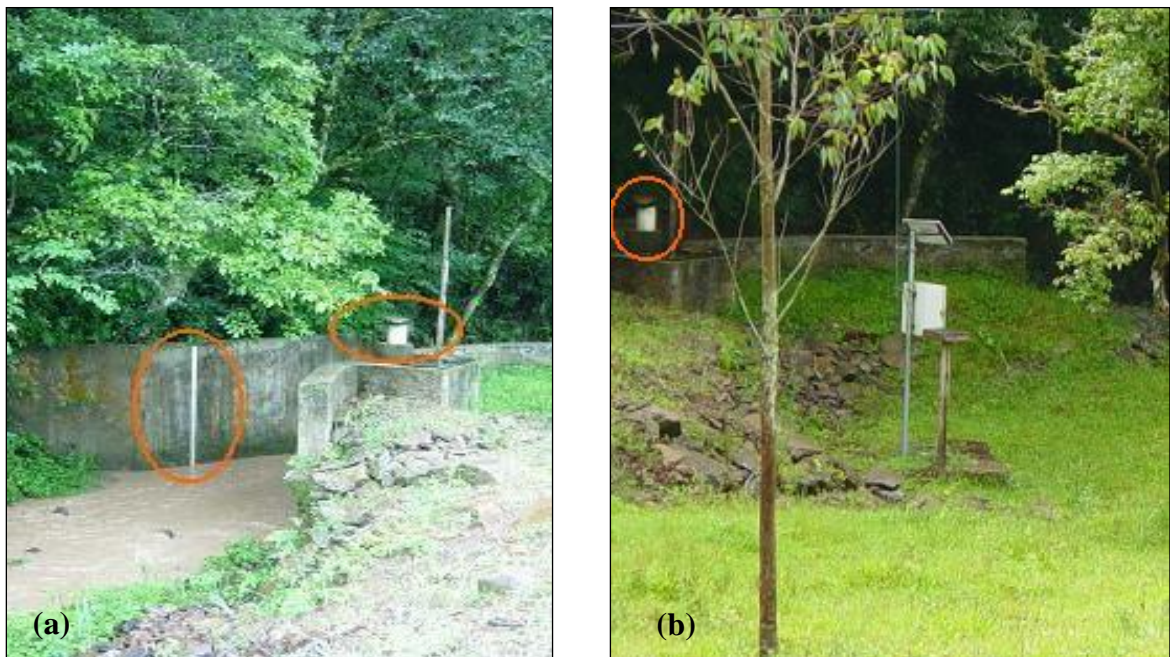


Figura 6.7. Vista geral da localização da calha Parshall, (a) identificando a régua e o ponto onde está instalado o poço do linígrafo e (b) o conjunto contendo painel solar e o datalogger.

As amostras de água para determinação da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) foram realizadas usando um amostrador do tipo integrador USDH-48 (Figura 6.8). O amostrador USDH-48 é feito de uma estrutura metálica em forma hidrodinâmica, usa uma

garrafa de vidro presa por mola. A haste é graduada e serve para suspensão do amostrador. Na parte frontal, possui um bico de coleta com um diâmetro de 3/16", que condiciona a amostra para dentro da garrafa. O amostrador é submerso até próximo ao leito do rio e retorna à superfície a uma velocidade constante, de forma a integrar o perfil do fundo até a superfície d'água. A estimativa da descarga sólida do leito (qsbl) foi realizada através do uso de uma curva-chave de sedimentos, construída a partir das medições realizadas com uso de um amostrador do tipo BLH-84 (Figura 6.9), conforme descrito por Merten et al. (2008). Segundo esses autores, a descarga sólida do leito ocorria apenas quando as vazões eram superiores a  $440 \text{ l s}^{-1}$ . Para ambas as coletas, utilizaram-se o procedimento Igual Incremento de Largura (Equal Width Increment – IWI), conforme descrito em Edwards e Glysson (1999). As amostras coletadas para determinação da CSS foram enviadas ao laboratório para serem analisadas pelo método da filtração ou evaporação, utilizando-se o procedimento descrito em Guy (1969).



Figura 6.8. Vista geral da seção de monitoramento, durante um evento de pequena magnitude, onde é possível visualizar uma coleta com amostrador a vau USDH-48.





Figura 6.9. Vista da calha Parshall, onde é possível visualizar uma coleta com amostrador a vau BLH-84.

A manutenção dos equipamentos e a coleta das amostras durante os eventos foram realizadas manualmente por um hidrotécnico residente na bacia de Arvorezinha. Essa condição tem possibilitado uma amostragem de pelo menos 60% dos eventos de chuva que ocorrem em um ano. O número e a frequência de amostragem durante um evento foi arbitrariamente definida de acordo com as condições de cada evento. Em média, o intervalo de coleta do início da elevação do nível de água ao pico da onda de cheia varia entre 3 a 10 minutos. O intervalo de tempo do pico até o início da recessão da onda de cheia varia entre 15 a 30 minutos, enquanto que o tempo total de recessão varia entre 60 a 120 minutos. Segundo dados obtidos por Minella (2007), na bacia, o transporte significativo de sedimentos em suspensão ocorre somente em eventos de média e grande magnitude, vazões acima de 300 e 800 l s<sup>-1</sup>, respectivamente. O escoamento base é em torno de 50 l s<sup>-1</sup>, e a concentração de sedimentos em suspensão, para este escoamento é de aproximadamente 20 mg l<sup>-1</sup>.

O cálculo da descarga sólida em suspensão é então realizado através do produto entre a concentração de sedimentos em suspensão e a descarga líquida medida no exato instante da amostragem pelo linígrafo. A produção de sedimentos total, por sua vez, é determinada a partir do somatório da descarga sólida (massa no tempo) obtida durante o evento de precipitação. A plotagem da sequência de concentrações num eixo de coordenadas gera o



sedimentograma (concentração vs. tempo), que permite determinar a variabilidade temporal da concentração de sedimentos em cada um dos eventos monitorados. O sedimentograma é uma informação fundamental para a análise e a quantificação dos processos sedimentométricos que ocorrem em uma bacia hidrográfica, principalmente para que se possa compreender quais são os fatores que influenciam diretamente na produção total de sedimentos de cada um dos eventos. A obtenção da produção anual de sedimentos na bacia é determinada a partir do somatório da produção de sedimentos medida nos principais eventos de precipitação que ocorre durante o ano, mais a estimativa da concentração de sedimentos em suspensão pela turbidez nos demais eventos e recessão.

O monitoramento da variabilidade espacial e temporal do uso e manejo do solo é realizado todos os anos através de um levantamento por meio de um GPS de navegação. Através deste levantamento, é possível avaliar os efeitos do uso e manejo do solo na produção de sedimentos. Com o levantamento do uso e manejo solo, foi possível constatar que os principais usos do solo na bacia são: lavouras de tabaco e milho, pastagem, floresta nativa e reflorestamento com eucaliptos. Além disso, foi possível verificar as mudanças no manejo do solo ao longo dos anos monitorados. No início do monitoramento, as áreas de lavouras eram cultivadas somente no sistema de cultivo tradicional. Três anos após o início do monitoramento, houve um período de transição no sistema de manejo. Além das áreas com cultivo tradicional, começava a adoção do sistema de cultivo mínimo pelos agricultores. Após esse período, observou-se um aumento de áreas de lavouras com práticas conservacionistas. A evolução na implantação das práticas conservacionistas pode ser observada na Figura 6.10. Essas alterações podem ser classificadas em três fases distintas:

- 1) 2001-2003: lavouras sem práticas de conservação do solo;
- 2) 2003-2004: manutenção de lavouras sem práticas de conservação do solo, e início da implantação das práticas de conservação do solo;
- 3) 2004-2008: aumento nas áreas de lavouras com práticas de conservação do solo e permanência de lavouras sem práticas de conservação do solo.

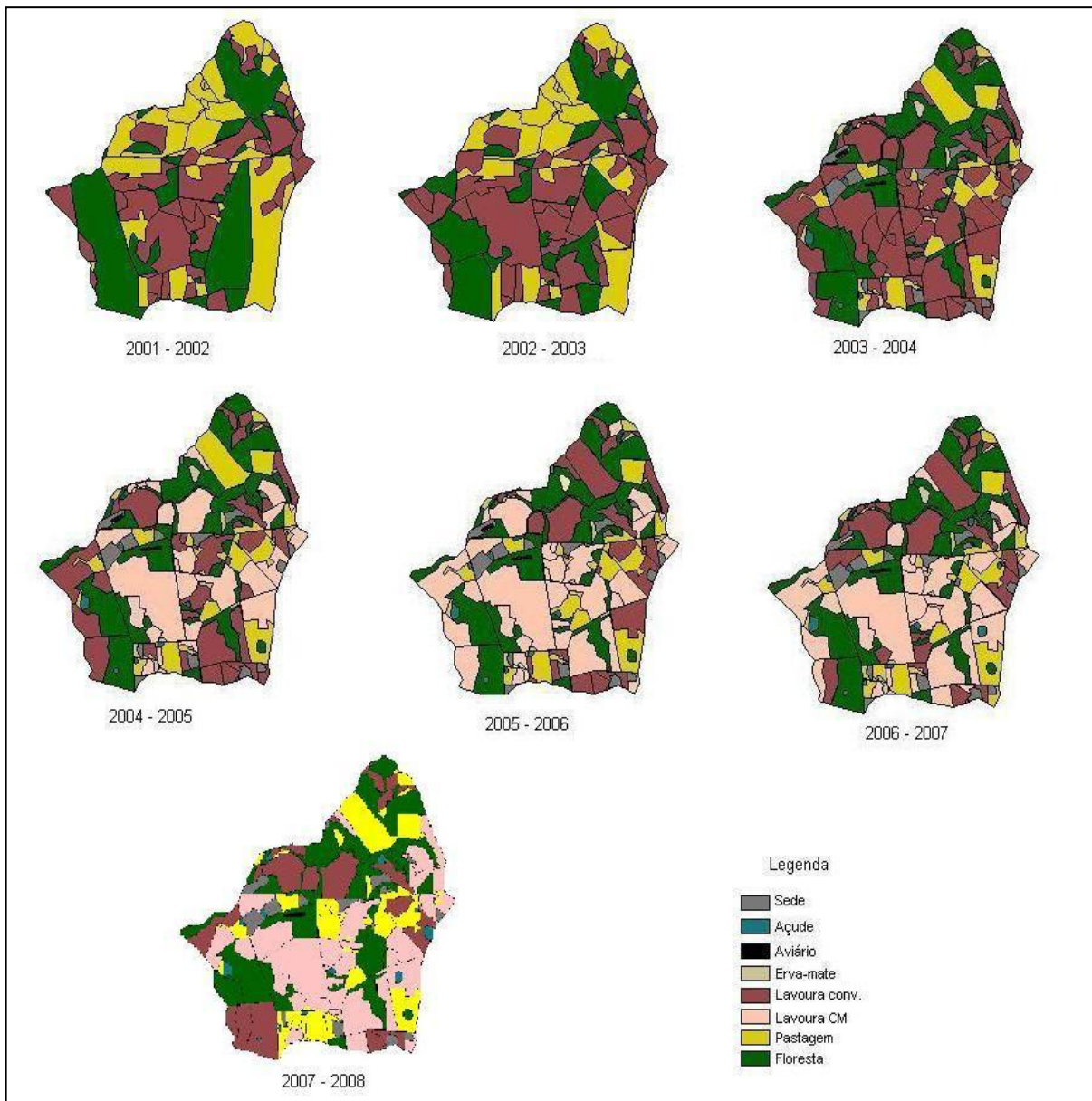


Figura 6.10. Evolução do uso e manejo solo durante o período de monitoramento. (Fonte: Minella, 2007)

### 6.1.3. Modelo Limburg Soil Erosion Model (LISEM)

O modelo LISEM é modelo hidrológico e de erosão distribuído de base física, aplicado à escala de pequenas bacias (10 a 300 ha), que simula o escoamento superficial, a desagregação, o transporte e a deposição de sedimento na bacia vertente e no canal fluvial durante um único evento. O modelo foi originalmente desenvolvido para a Província de Limburg – Holanda, pelo Department of Physical Geography at Utrecht University e pelo Soil Physics do Winard Staring Centre em Wageningen (Holanda), para avaliar os efeitos de práticas de conservação do solo no controle da erosão (De Roo et al., 1996a e 1996b). O

modelo pode ser usado para fins de pesquisa, planejamento e conservação do solo e água. O mesmo é integrado a um Sistema de Informação Geográfica, o PCRaster. Não são necessárias conversões entre PCRaster e o modelo. Todos os mapas de entrada e saída são mapas raster que podem ser facilmente apresentados e trabalhados com software PCRaster.

O modelo incorpora processos básicos, como: precipitação, interceptação, superfície de armazenagem em micro-depressões, infiltração, movimento vertical de água no solo, escoamento difuso, escoamento no canal, desagregação pela precipitação direta e da precipitação interceptada pela vegetação, desagregação pelo escoamento difuso na bacia vertente e escoamento concentrado no canal, e deposição em áreas planas e no canal fluvial. Os processos representados no modelo podem ser resumidos conforme fluxograma apresentado na Figura 6.11. O funcionamento do modelo LISEM é baseado na seguinte sequência:

- 1) a área da bacia é dividida em uma grade de células, e para cada célula, durante um intervalo de tempo pré-estabelecido, são calculados os processos de interceptação por plantas, volume de água armazenado na superfície do solo, volume de água infiltrado e escoamento superficial a partir da distribuição da precipitação;

- 2) para cada célula, durante o intervalo de tempo estabelecido, é calculada a desagregação pelo impacto da gota da chuva (equação 10), a desagregação pelo escoamento e a deposição de sedimentos (equações 13 a 18);

- 3) o escoamento superficial e os sedimentos são propagados para o exutório da bacia por meio do cálculo da onda cinemática. O cálculo é feito sobre o mapa de direção de fluxo por meio do método de diferenças finitas. A solução numérica deste método pode ser encontrada em Chow et al. (1988) e Moore e Foster (1990).

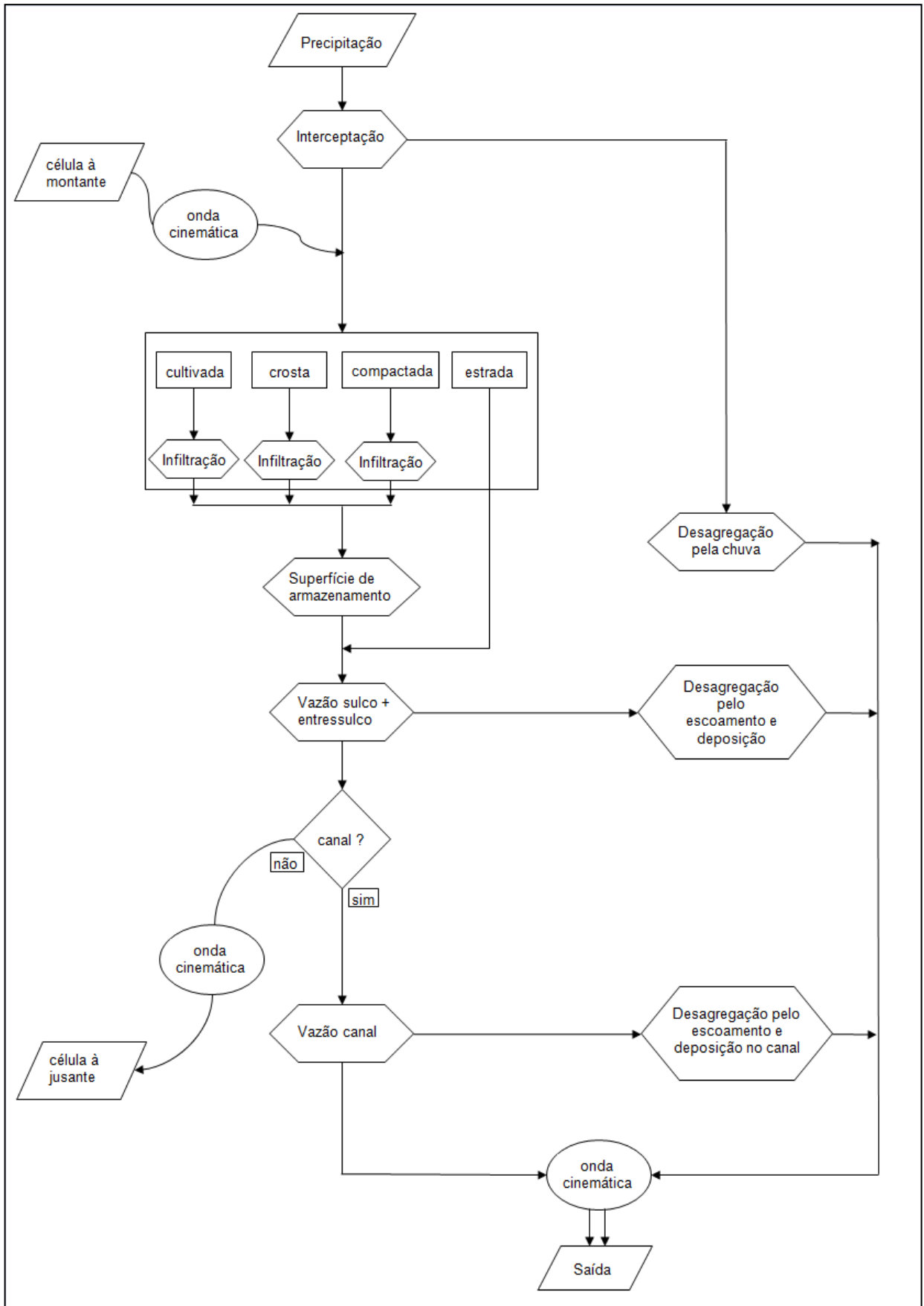


Figura 6.11. Fluxograma do funcionamento do modelo LISEM.  
(Fonte: Adaptado de Jetten, 2002)

O modelo LISEM utiliza intensidade da precipitação por intervalo de tempo (arquivo de dados), juntamente com um mapa com posição das estações pluviométricas, para determinar a contribuição de chuva distribuída no espaço.

A interceptação pela cobertura vegetal acumulada durante um evento é calculada como (Aston, 1979):

$$S = C_p * S_{\max} \left[ 1 - e^{-k \left( \frac{P_{\text{acum}}}{S_{\max}} \right)} \right] \quad (4)$$

Onde:  $S$  representa a interceptação acumulada (mm);  $P_{\text{acum}}$  representa a precipitação acumulada (mm);  $K$  representa o fator de correção da densidade da vegetação ( $= 0,046 \cdot \text{LAI}$ );  $C_p$  representa a fração de cobertura da vegetação;  $S_{\max}$  representa a capacidade de armazenamento (mm). A  $S_{\max}$  é estimada através da área foliar média (LAI) da fração da célula que está sob vegetação ( $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ ), por meio da equação de Von Hoyningem - Huene. O índice de área foliar pode ser definido como a área de folhas por unidade de terreno ( $\text{m}^2$  de folhas  $\text{m}^{-2}$  de terreno).

$$S_{\max} = 0,935 + 0,498 \cdot \text{LAI} - 0,00575 \cdot \text{LAI}^2 \quad (5)$$

A infiltração é calculada conforme os métodos oferecidos pelo modelo LISEM, que são: Holtan, Green e Ampt para uma ou duas camadas, Moral e Seytoux, subtração da condutividade hidráulica saturada, ou o modelo SWATRE. A entrada dos dados é na forma de mapas com propriedades hidráulicas do solo como, umidade antecedente, porosidade e condutividade hidráulica saturada, onde para cada camada existe um mapa correspondente. A escolha do modelo de infiltração depende principalmente dos dados disponíveis para a área de estudo. De acordo com Jetten (2002), os diferentes métodos disponibilizados pelo modelo não apresentam os mesmos resultados, uma recalibração é aconselhável quando um modelo de infiltração distinto é usado. Para este estudo foi utilizado o método de Green e Ampt para uma camada.

O cálculo da armazenagem em micro depressões utiliza a equação do “Armazenamento Máximo de Depressão” (MDS):

$$\text{MDS} = 0,243 \cdot \text{RR} + 0,010 \cdot \text{RR}^2 + 0,012 \cdot \text{RR} \cdot S \quad (6)$$

Onde:  $\text{RR}$  representa o desvio padrão das alturas da superfície (rugosidade) (mm) e  $S$  representa a declividade do terreno (%).

O LISEM permite a simulação de mais de um tipo de superfície do solo na mesma célula (Figura 6.12), que podem ser definidas como: solo normal, com crosta, compactada e estrada. Neste caso, uma altura média da lâmina d'água é calculada, resultando em um raio hidráulico médio e, a partir deste, a velocidade é calculada, por meio da equação de Manning.

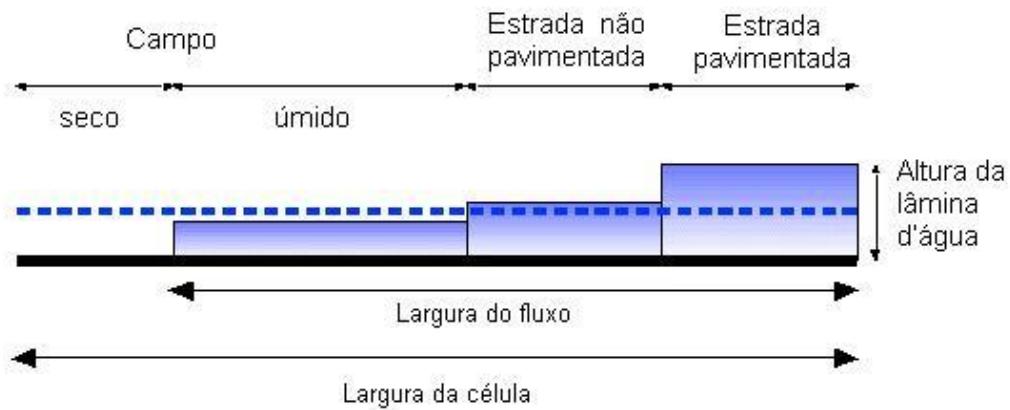


Figura 6.12. Representação de uma célula com quatro tipos de superfície. (Fonte: Adaptado de Jetten, 2002)

Nas células que corresponderem ao canal fluvial e outro tipo de superfície (Figura 6.13), um cálculo com a equação da onda cinemática é feito separadamente. Para estas células, a velocidade considerada para o cálculo do escoamento é a velocidade média existente na célula, ou seja, média da velocidade no canal e velocidade na superfície. O canal é considerado o centro da célula, desta forma, a distância da borda da célula ao canal é:  $0,5 \cdot [\text{largura da célula (m)} - \text{largura do canal (m)}]$ . A magnitude do fluxo que entra no canal é determinada pela seguinte equação:

$$f = \frac{V}{[0,5 \cdot (L_{\text{célula}} - L_{\text{canal}})]} \quad (7)$$

Onde:  $f$  representa o fluxo que entra no canal ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );  $V$  representa a velocidade média da célula ( $\text{m s}^{-1}$ ),  $L_{\text{célula}}$  representa a largura da célula (m);  $L_{\text{canal}}$  representa a largura do canal (m).

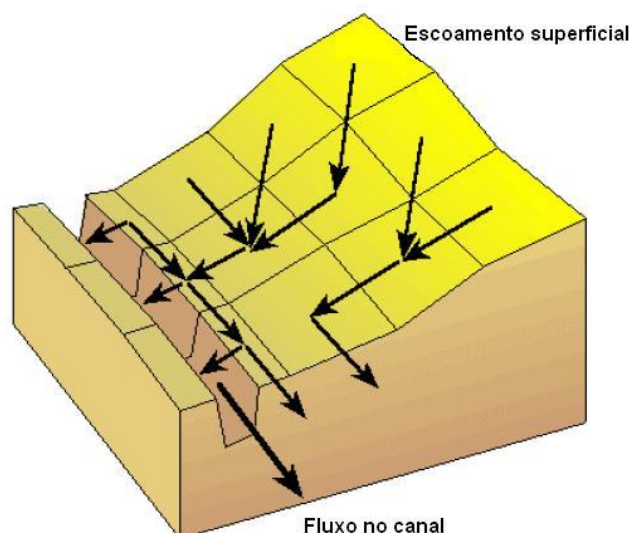


Figura 6.13. Representação do escoamento superficial e fluxo no canal de acordo com as linhas de fluxo.

(Fonte: Adaptado de Jetten, 2002)

A descarga líquida é então calculada pela equação de Manning, descrita a seguir:

$$Q = \frac{A}{n} R^{2/3} S^{1/2} \quad (8)$$

Onde:  $Q$  representa a descarga líquida ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );  $A$  representa a seção transversal úmida ( $\text{m}^2$ );  $n$  representa o coeficiente de Manning (adimensional);  $R$  representa o raio hidráulico (m);  $S$  representa a declividade do fundo do canal (fração).

A simulação da desagregação é baseada em processo de erosão-deposição generalizada, onde é assumido que a capacidade de transporte do escoamento reflete um balanço entre os processos contínuos de erosão e deposição. Erosão é a soma de desagregação pelo impacto das gotas da chuva, e desagregação pelo escoamento. O valor de sedimentos em suspensão é calculado como:

$$e = Ds + Df - Dp \quad (9)$$

Onde:  $e$  representa sedimentos em suspensão ( $\text{g s}^{-1}$ );  $Ds$  representa a desagregação pelo impacto da gota da chuva ( $\text{g s}^{-1}$ );  $Df$  representa a desagregação pelo escoamento ( $\text{g s}^{-1}$ );  $Dp$  representa a deposição de sedimentos ( $\text{g s}^{-1}$ ).

A desagregação pelo impacto das gotas da chuva é simulada em função da estabilidade dos agregados do solo, energia cinética da chuva e a altura da lâmina de água superficial. A energia cinética é decorrente da precipitação direta e da precipitação interceptada pela

vegetação (“throughfall”). Baseado em testes com impacto da gota da chuva, a seguinte equação foi derivada:

$$Ds = \left( \frac{2,82}{As \cdot Ke \cdot \exp(-1,48h) + 2,96} \right) \cdot P \cdot A \quad (10)$$

Onde:  $Ds$  representa a desagregação pelo impacto da gota da chuva ( $\text{g s}^{-1}$ );  $As$  representa a estabilidade de agregados (adimensional);  $Ke$  representa a energia cinética ( $\text{J m}^{-2}$ );  $h$  representa a altura da lâmina de água (mm);  $P$  representa a precipitação ou “throughfall” (mm);  $A$  representa a superfície sobre o qual ocorre o impacto da gota da chuva ( $\text{m}^2$ ).

A energia cinética da precipitação e do “throughfall” das plantas são respectivamente:

$$Kep = 8,95 + 44 \cdot \log(I) \quad (11)$$

$$Ket = 15,8 \cdot (h^{0,5}) - 5,87 \quad (12)$$

Onde:  $I$  representa a intensidade da chuva ( $\text{mm h}^{-1}$ ) e  $h$  representa a altura da planta (m).

A capacidade do escoamento em erodir o leito do canal é assumida independente da quantidade de material carregado e é apenas uma função da energia consumida pelo escoamento. A desagregação pelo escoamento na bacia e no canal e a deposição é dada pela seguinte equação:

$$D = Y(Tc - C) \cdot Vs \cdot w \cdot dx \quad (13)$$

Onde:  $D$  representa  $Df$  ou  $Dp$  ( $\text{kg s}^{-1}$ );  $Tc$  representa a capacidade de transporte ( $\text{kg m}^{-3}$ );  $C$  representa a concentração de sedimentos ( $\text{kg m}^{-3}$ );  $Vs$  representa a velocidade de queda das partículas ( $\text{m s}^{-1}$ );  $w$  representa a largura do escoamento (m);  $dx$  representa a largura de célula (m);  $Y$  representa um fator de eficiência (adimensional), representado pela seguinte equação:

$$Y = \frac{u \min}{uc} = \frac{1}{(0,89 + 0,56 \cdot Coh)} \quad (14)$$

Onde:  $uc$  representa a velocidade de cisalhamento crítica para formar um sulco ( $\text{cm s}^{-1}$ );  $u \min$  representa o valor mínimo requerido para a velocidade de cisalhamento crítica ( $\text{cm s}^{-1}$ );  $Coh$  representa a coesão do solo úmido (KPa).

O modelo LISEM considera que erosão e deposição ocorrem ao mesmo tempo, ou seja, estão em equilíbrio. Por esse motivo a equação que determina a desagregação pelo fluxo e deposição (equação 14), leva em consideração a capacidade de transporte e a velocidade de queda das partículas (Morgan et al., 1998a). O coeficiente de eficiência  $Y$  definirá qual



processo, erosão ou deposição que ocorrerá, e este é função da coesividade do solo. Por definição, quando  $Y$  é igual a 1, está ocorrendo deposição, e quando  $Y < 1$ , erosão está ocorrendo, ou seja o  $TC > C$  (Rauws e Govers, 1988).

A capacidade de transporte do escoamento é calculada com base na potência do escoamento (Govers, 1990):

$$Tc = \delta s \cdot c \cdot (w - wc)^d \quad (15)$$

Onde:  $Tc$  representa a capacidade de transporte ( $\text{kg m}^{-3}$ );  $\delta s$  representa massa específica ( $2650 \text{ kg m}^{-3}$ );  $w$  representa a potência do escoamento (calculado como velocidade do escoamento \* declividade);  $wc$  representa a potência do escoamento crítico definido por Govers (1990) para uma ampla série de materiais, com valor estabelecido de  $0,4 \text{ cm.s}^{-1}$ ;  $c$  e  $d$  são coeficiente experimentais que dependem do diâmetro médio ( $D_{50}$ ) do material (equações 18 e 19). Esta equação descreve a capacidade de transporte do escoamento em sulcos, no LISEM, a equação 15 é descrita da seguinte forma:

$$Tc = 2650 \cdot c \cdot (V \cdot S \cdot 10 - 0,4)^d \quad (16)$$

Onde:  $V$  representa velocidade do escoamento ( $\text{m.s}^{-1}$ ) e  $S$  representa a declividade (fração).

$$c = \left[ \frac{(D_{50} + 5)}{0,32} \right] - 0,6 \quad (17)$$

$$d = \left[ \frac{(D_{50} + 5)}{300} \right] - 0,25 \quad (18)$$

No modelo LISEM, a equação que estima a capacidade de transporte de sedimentos foi desenvolvida por Govers (1990). Esta equação estima a capacidade de transporte de sedimentos total, ou seja, sedimentos em suspensão e do leito. No entanto, os resultados que serão apresentados nos sedimentogramas desse trabalho se referem apenas aos sedimentos em suspensão. Durante o período de monitoramento, foram realizadas esporadicamente determinações da descarga sólida do leito, onde se constatou que somente para eventos com uma vazão superior a  $400 \text{ l s}^{-1}$  ocorria transporte de material do leito, e que essa descarga correspondia aproximadamente 7% da descarga sólida total (suspensão e leito) (Merten et al., 2008).

A entrada de dados no LISEM (mapas e dados numéricos) é realizada via uma interface com o sistema de informações geográficas PCRaster. Os mapas necessários para

esse modelo são: Modelo Numérico do Terreno (MNT), tipos de solos, uso do solo, localização da drenagem e estradas. Os dados numéricos necessários são: hietograma, condutividade hidráulica saturada, porosidade do solo, tensão de água no solo, rugosidade do solo, estabilidade de agregados, entre outras variáveis referentes às características do solo e da superfície, que serão descritas no próximo item. A interface permite que as saídas do modelo sejam apresentadas em mapas, gráficos e tabelas.

#### 6.1.4. Dados de entrada

Para a utilização do modelo LISEM, são necessárias informações relacionadas às características físicas do solo, vegetação, superfície do solo e uma base cartográfica. Os parâmetros de entrada e a metodologia empregada para a obtenção dos mesmos serão descritos a seguir:

##### *a) Características hidráulicas e físicas do solo, da superfície do solo e vegetação*

- Os dados referentes à condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ), porosidade e coesão do solo ( $Coh$ ) foram determinadas por Dalbianco (2009), através de um estudo de variabilidade espacial dessas e de outras variáveis, realizado na bacia de Arvorezinha. Para esse estudo foram coletadas amostras de solo em uma malha irregular de 69 pontos, com seis repetições por ponto, cada ponto representa em torno de 1,7 ha. A metodologia utilizada para a obtenção destes parâmetros encontra-se descrita em Dalbianco (2009).

\* *Condutividade hidráulica saturada*: a determinação da condutividade hidráulica foi realizada por meio do método do permeâmetro de carga decrescente. A equação para o cálculo da condutividade hidráulica foi a proposta por Hillel (1998).

$$K_s = 2,3 \frac{aL}{A\Delta t} (\log H_n - \log H_{n+1}) \quad (19)$$

Onde:  $K_s$  representa a condutividade hidráulica saturada ( $\text{mm h}^{-1}$ );  $a$  representa a área da seção transversal do tubo contendo a coluna de água ( $\text{cm}^2$ );  $L$  representa o comprimento da amostra (cm);  $A$  representa a área da seção transversal da amostra ( $\text{cm}^2$ );  $\Delta t$  representa o intervalo de tempo de deslocamento da coluna (h);  $H_n$  representa a carga hidráulica inicial (cm);  $H_{n+1}$  representa a carga hidráulica final (cm).

\* *Porosidade*: a porosidade total refere-se ao número de vazios existentes no solo, podendo estar ocupado por água ou ar. A porosidade é calculada em função da densidade do solo e da densidade de partículas, conforme procedimento descrito em EMBRAPA (1997).

\* *Coesão do solo*: a coesão do solo foi medida por meio de um Torvane (Rose, 2004) in loco.

- *Diâmetro mediano -  $D_{50}$* : a análise granulométrica do solo consistiu da quantificação do teor de cascalho e areia por meio de peneiramento, e o teor de argila e de silte pelo método da pipeta (EMBRAPA, 1997). Após a quantificação granulométrica do solo estimou-se a mediana, ou seja, o valor que se encontra no centro da amostra.

- *Frente de umedecimento*: a frente de umedecimento foi estimada por meio da aplicação da equação desenvolvida por Rawls et al. (1983), a qual é preciso informar o volume total de poros e as frações argila e areia do solo. Gomes (2008) testou algumas equações para determinar a frente de umedecimento para as condições dos solos brasileiros, para ser utilizado no modelo LISEM, e concluiu que a seguinte equação é mais adequada.

$$\begin{aligned} \Psi_m = & \text{Exp}(6,5309 - 7,3256 * VTP + 0,0011583 * \text{Arg}^2 + 3,809479 * VTP^2 \\ & + 0,0003444 * \text{Are} * \text{Arg} - 0,049837 * \text{Are} * VTP + 0,001608 \\ & * \text{Are}^2 * VTP^2 + 0,001602 * \text{Arg}^2 * VTP^2 - 0,000014 * \text{Are}^2 \\ & * \text{Arg} - 0,00348 * \text{Arg}^2 * VTP - 0,0008 * \text{Are}^2 * VTP) \end{aligned} \quad (20)$$

Onde:  $\Psi_m$  representa o potencial matricial na frente de umedecimento (mm);  $VTP$  representa a porosidade total do solo ( $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ );  $\text{Arg}$  representa o percentual da fração argila (%);  $\text{Are}$  representa o percentual da fração areia (%).

- *Conteúdo inicial de água no solo*: a umidade antecedente foi determinada através de um balanço hídrico diário aplicado à bacia de Arvorezinha, ou seja, a soma de todas as entradas de água menos a soma de todas as saídas de água na bacia para o período de 2002 a 2007, e assumindo uma umidade uniforme em toda área. Esta condição foi adotada devido à ausência de informações espacializadas dessa variável.

- *Estabilidade de agregados*: a metodologia empregada para determinação da estabilidade dos agregados foi baseada no método descrito por McCalla (1944) e modificada por Bruce\_Okine e Lal (1973) e Imenson e Vis (1984). Para cada tipo de uso e manejo de solo, foram utilizados

80 agregados de tamanho semelhante (aproximadamente 4,8 mm). Após a coleta das amostras no campo, as mesmas foram transportadas para o Laboratório de Sedimentos do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH – UFRGS), onde foram secas ao ar por um período de uma semana. Na etapa seguinte, o material foi peneirado (4,8 mm) e colocado para uniformizar a umidade em uma mesa de tensão, ajustada para 1000 Pa (10 cm H<sub>2</sub>O), por um período de 24 horas, utilizando-se água destilada. Para simular a desagregação, foi montado um dispositivo onde se utilizou um frasco de Mariote conectado a um tubo do tipo “espaguete”, de 1,25 mm de diâmetro. O conjunto (frasco e espaguete) foi colocado a uma distância de 1 m da superfície do agregado (Figura 6.14). Com esse ajuste, foi gerado uma gota de 4 mm equivalente a uma energia cinética de  $4,3 \times 10^{-4}$  J para uma série de gotas de tamanho uniforme e dentro de uma determinada frequência. Nesse procedimento, cada agregado, depois de ajustado sua umidade, foi colocado sobre uma peneira de 2,8 mm e submetido ao impacto de sucessivas gotas até desagregar 50% da massa. Essa condição era atingida quando o todo o agregado passava pela malha de 2,8 mm.



Figura 6.14. Ilustração do dispositivo para determinação da estabilidade de agregados.

- *Porcentagem de área coberta por vegetação, altura da vegetação, índice de área foliar e coesão por raízes:* a porcentagem de área coberta por vegetação ou fração de cobertura, e a altura da vegetação foi determinada para Arvorezinha por Mello (2007). Já os valores adotados referente ao índice de área foliar são apresentados por King et al. (1996). A coesão por raízes é um valor adicional utilizado para simular o efeito das raízes das plantas na coesão

do solo. Os valores de coesão por raízes foram assumidos para este estudo conforme os dados obtidos por Morgan et al. (1998b).

- *Coefficiente de Manning e rugosidade da superfície*: para os valores do coeficiente de Manning, foram utilizados dados de literatura obtidos através do trabalho de King et al. (1996) para os diferentes usos encontrados na bacia. A rugosidade da superfície do solo foi obtida através do trabalho de Haan et al. (1993). O coeficiente de resistência “n” do canal fluvial foi estimado por meio da equação Manning, a partir de dados de declividade e velocidades medidos na posição do exutório da bacia e extrapolado para todo o canal fluvial.

- *Tipo de superfície*: a identificação dos tipos de superfície e a estimativa do percentual correspondente foram feitas de acordo com o mapa de uso, correspondente ao ano da simulação.

Alguns parâmetros de entrada variaram de acordo com o tipo e o estágio de desenvolvimento da cultura, textura do solo e do manejo do solo. Na Tabela 6.2 é apresentado, como exemplo, os dados de entrada referentes ao uso e manejo do solo para o evento do dia 200802. Para o restante dos eventos, foram utilizados dados similares, considerando os diferentes estágios de desenvolvimento das culturas. Na Tabela 6.3, são apresentados os dados de entrada referentes às características do solo da bacia.

Tabela 6.2. Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo.

Uso	RR <sup>1</sup>	n <sup>1</sup>	Cover <sup>2</sup>	CH <sup>2</sup>	LAI <sup>1</sup>	Cohadd <sup>1</sup>	AS <sup>2</sup>	Ksat <sup>2</sup>	D50 <sup>2</sup>	Coh <sup>2</sup>
Mata nativa	0,6	0,10	1,00	6,0	5,0	10,0	200,0	410	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,00	0,5	3,5	6,0	200,0	128	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,00	0,5	0,4	6,0	200,0	128	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,35	0,0	0,0	0,0	66,0	301	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,35	0,0	0,0	0,0	66,0	301	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	274	40,0	3,0
Milho CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20*	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar (m<sup>2</sup> m<sup>-2</sup>); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada (mm h<sup>-1</sup>); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo (µm); Coh = coesão do solo (kPa).

<sup>1</sup> Dados obtidos da literatura.

<sup>2</sup> Dados medidos no campo.

\*Valor calculado.

Tabela 6.3. Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo.

Textura	Pore <sup>1</sup>	Psi <sup>2</sup>	Thetai <sup>1</sup>
Argila	0,57	2,91	0,26
Franca	0,58	1,57	0,26
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,26
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,26
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,26
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,26

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

<sup>1</sup> Dados medidos em campo.

<sup>2</sup> Valor calculado.

#### b) Base cartográfica

- *Modelo Numérico do Terreno (MNT)*: o MNT da área de estudo foi obtido através de interpolação das curvas de níveis. O mapa de curvas de níveis, com intervalo entre as curvas de 5 m, foi obtido por meio de uma restituição fotogramétrica, feita pela Divisão de Levantamento do Exército, a partir de pares de fotos de 1965.

- *Mapa de uso do solo*: mapas referentes às mudanças de uso e manejo do solo foram elaborados anualmente. A identificação do uso do solo foi feita a partir de caminhamento por todas as lavouras e georreferenciamento com auxílio de GPS (*Global Positioning System*) de navegação da marca GARMIN, com precisão de até 20 metros, em toda a área de estudo. Para auxiliar esta identificação, foi utilizada uma imagem de alta resolução (*QuickBird*), com resolução espacial que pode chegar a 0,6 metros.

- *Mapa de solo*: o mapa de solo foi obtido por meio de um levantamento realizado pela equipe da EMATER de Porto Alegre (EMATER, 2002).

- *Mapa da drenagem*: a localização e as características da rede de drenagem foram determinadas a partir de caminhamento ao longo do canal principal e dos canais tributários, e georreferenciamento com auxílio de GPS de navegação da marca GARMIN, com precisão de até 20 metros, em toda a área de estudo.

#### 6.1.5. Eventos utilizados na calibração

Entre os 97 eventos monitorados na bacia de Arvorezinha, durante o período de 2002 a 2007, foram selecionados para este trabalho dez eventos representativos das condições de baixa, média e alta intensidade de precipitação, das diferentes épocas do ano, e que

dispunham de valores confiáveis relacionados com o hietograma, hidrograma e medições da concentração de sedimentos em suspensão (CSS). Na Tabela 6.4, encontram-se descritas as características hidrológicas dos dez eventos utilizados neste trabalho.

A condição de histerese da relação entre a vazão e a CSS também foi avaliada. E esta mostrou que, para a maioria dos eventos até agora medidos, o tempo de pico do sedimentograma antecede ligeiramente o tempo de pico do hidrograma e que a CSS média durante a subida da onda de cheia tem sido superior à CSS média na descida. Essa condição sugere que na bacia de Arvorezinha, para grande maioria dos eventos, os sedimentos são rapidamente mobilizados e transferidos para o exutório da bacia, e que na fase de recessão, esses são exauridos. Além disso, deve ser considerada também a contribuição do escoamento subsuperficial na diluição da CSS.

Tabela 6.4. Características dos eventos utilizados para calibração.

Evento	Preparo	Duração (h)	P (mm)	Imax (mm h <sup>-1</sup> )	Qpico l s <sup>-1</sup>	Qmed l s <sup>-1</sup>	Esc m <sup>3</sup>	CSSmax g l <sup>-1</sup>	CSS med g l <sup>-1</sup>
200802	CT	16,0	51	17	662	160	4785	1,85	0,34
220802	CT	80,2	38	23	1435	196	34819	0,81	0,27
251002	CT	19,0	31	41	847	185	6487	7,40	1,08
080703	CT/CM	21,3	87	70	2218	419	37933	3,90	0,86
150703	CT/CM	14,7	60	33	1355	307	13856	2,77	0,76
050204	CT/CM	4,8	66	142	495	184	3123	4,77	1,24
010704	CT/CM	13,8	52	35	1176	302	12113	3,72	1,21
130305	CT/CM	1,8	76	58	154	51	381	3,16	1,12
041005	CT/CM	39,0	109	83	1691	368	46017	5,99	0,56
110107	CT/CM	50,3	88	150	925	51	4812	4,54	0,71

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; P = precipitação; Imax = intensidade máxima; Qpico = vazão de pico; Qmed = vazão média; CSSmax = concentração de sedimentos em suspensão máxima; CSSmed = concentração de sedimentos em suspensão média.

Para o cálculo da produção de sedimentos observada e simulada no exutório da bacia de Arvorezinha, foi utilizada a seguinte equação:

$$PS = \sum_{i=1}^n (Vol)_i * CSS_{media} * 1.000.000 \quad (21)$$

Onde: *PS* representa a produção de sedimentos em dado intervalo de tempo (*t*); *Vol* representa o volume escoado em dado intervalo de tempo (*l*); *CSS<sub>media</sub>* representa a concentração de sedimentos em suspensão média em dado intervalo de tempo (g l<sup>-1</sup>), e 1.000.000 representa o fator de conversão de g para t.

Esse procedimento foi utilizado porque, mesmo com a presença de um hidrotécnico na bacia, não foi possível, por diversas razões, coletar amostras de sedimentos em suspensão do evento por completo. Para a grande maioria dos eventos ocorridos na bacia, foram coletadas amostras durante a subida da onda de cheia e parte da descida, não o evento inteiro. Desta forma, para realizar as análises entre a CSS e a produção de sedimentos observada e simulada, foi utilizada para fins de comparação, apenas a parte do evento correspondente ao intervalo em que foi realizada a coleta de sedimentos.

#### **6.1.6. Calibração**

O Modelo LISEM versão 2.4 foi utilizado considerando um tamanho de pixel de 20 m e um intervalo de tempo de simulação de dez segundos. A equação da infiltração utilizada foi a de Green-Ampt para uma camada de solo. A condição de utilização de apenas uma camada deve-se ao fato de que os parâmetros foram medidos apenas na superfície do solo (Dalbianco, 2009).

Uma análise de sensibilidade do modelo LISEM foi desenvolvida por De Roo et al. (1996b), que consistiu no acréscimo e no decréscimo em 20% de todas os parâmetros de entrada do modelo. A análise mostrou que a condutividade hidráulica é o parâmetro mais sensível em relação ao escoamento superficial, seguida pela declividade e rugosidade. Já em relação a perda de solo a condutividade hidráulica e o coeficiente de Manning são os parâmetros mais sensíveis, seguidos pela a rugosidade e o D50. Com base nessa análise foi realizado o processo de calibração.

Para a calibração, primeiramente ajustou-se o valor da vazão de pico ( $Q_{pico}$ ) através da variação dos valores de  $K_{sat}$ , conforme tem sido sugerido por De Roo e Jetten (1999) e Hessel et al. (2003b). Na sequência, foram ajustados o escoamento superficial total através da variação da umidade antecedente, rugosidade e coeficiente de Manning para a bacia vertente e para o canal fluvial. Posteriormente, a concentração de sedimentos foi ajustada, alterando a coesão do leito do canal e a rugosidade da bacia vertente. A partir do sedimentograma calibrado, foi calculada a produção de sedimentos no exutório da bacia, através do produto do escoamento total pela concentração média de sedimentos do evento. As variações dos parâmetros na calibração ocorreram dentro de um intervalo de valores medidos, ou de acordo com dados citados na literatura.

Considerando que o modelo LISEM simula apenas o escoamento superficial, foi necessário fazer a separação do escoamento total observado (superficial e subsuperficial) no hidrograma de cada evento. Para essa separação, utilizou-se o método gráfico de separação do



escoamento, determinado visualmente, que consiste em somar um intervalo de valores delimitados pelos pontos de inflexão do hidrograma (Tucci, 2001).

O processo de validação do modelo LISEM não foi possível de ser realizado, pois não foi encontrado um conjunto de parâmetros de entrada capaz de ser utilizado em outros eventos, mesmo com as condições de precipitação e manejo do solo semelhantes.

#### 6.1.6. Análise estatística

Para analisar consistência dos resultados fornecidos pelo modelo, na fase de calibração, foi utilizado o Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (COE) (Nash e Sutcliffe, 1970), conforme descrito na equação 22. O COE pode variar a partir de  $-\infty$  a 1. Sendo 1 indicativo de um perfeito ajuste dos dados simulados em relação aos dados observados. Um bom ajuste é indicado no intervalo de 0,70 a 0,80 (Nash e Sutcliffe, 1970). Segundo Morgan e Quinton (2001), valores acima de 0,5 podem ser considerados resultados satisfatórios. Esse coeficiente foi utilizado para avaliar a relação entre os valores simulados e observados do escoamento superficial em cada evento. Para avaliar a eficiência do modelo em estimar a produção de sedimentos, foi calculado o que se denominou chamar de Erro (equação 23), que representa a diferença em porcentagem entre o valor simulado e observado.

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es)^2}{\sum_{i=1}^n (Em - \bar{E})^2} \quad (22)$$

$$Erro = \frac{Es - Em}{Em} * 100 \quad (23)$$

Onde:  $Em$  representa o valor da variável observada em um dado intervalo de tempo;  $Es$  representa o valor da variável simulada pelo modelo em um dado intervalo de tempo;  $\bar{E}$  representa a média dos valores observados no período de simulação;  $n$  representa o número de variáveis.

## 6.2. REPRESENTAÇÃO DA VARIABILIDADE ESPACIAL DOS PROCESSOS EROSIVOS E DEPOSICIONAIS SIMULADOS PELO MODELO LISEM

As simulações da distribuição espacial dos processos erosivos e deposicionais realizadas pelo modelo LISEM foram avaliadas através dos resultados obtidos pela combinação dos seguintes procedimentos: a) aplicação da técnica do fingerprinting utilizada

por Minella (2007); b) através de observações que vêm sendo conduzidas ao longo do período de monitoramento (período de 2002 a 2007); c) pelos resultados obtidos por Oliveira (2010) que obteve parâmetros de erodibilidade em entressulco e em sulco para o modelo WEPP com uso da chuva simulada; d) pelo uso da técnica do Césio<sup>137</sup>, que foi aplicada para algumas toposequências na bacia; e) utilização da verdade de campo obtida por um levantamento expedito realizado em conjunto com os produtores da bacia a partir dos mapas de erosão e deposição gerados pelo modelo LISEM.

O modelo LISEM apresenta como dados de saída tabelas, mapas e gráficos com os valores totais das variáveis do balanço hídrico, da desagregação, da deposição e da produção de sedimentos, conforme pode ser verificado pela Figura 6.15. Os dados utilizados para fins de comparação com os resultados do fingerprinting, da chuva simulada e do Cs<sup>137</sup> foram obtidos dos campos “surface erosion” e “channel erosion”. Conforme já explicado, o modelo LISEM calcula para cada célula a desagregação causada pelo impacto da gota e pelo escoamento superficial e a deposição. Primeiramente, o modelo faz um balanço entre os sedimentos provenientes da célula anterior com a capacidade de transporte e, posteriormente, determina se haverá desagregação ou deposição. No passo seguinte, os sedimentos são propagados para a próxima célula. Esse cálculo é repetido a cada 10 segundos (intervalo de tempo definido pelo usuário) durante o tempo total do evento. O dado de saída identificado no campo “surface erosion” é o resultado do último balanço realizado pelo modelo na célula identificada como exutório. Conjuntamente, é apresentado o total de sedimentos desagregado pelo impacto da gota, pelo escoamento e a deposição ocorrida na bacia vertente, ou seja, antes de atingir o canal fluvial. Já o resultado contido no que se identifica como “channel erosion”, são os valores referentes ao total desagregado pelo escoamento canalizado e o total depositado no canal fluvial.

Para o cálculo da produção de sedimentos, o modelo soma o total desagregado pelo impacto da gota, pelo escoamento superficial na bacia vertente e no canal fluvial e subtrai do total depositado na bacia vertente e no canal fluvial. Esse valor é apresentado na janela de saída e identificado como “total soil loss”. É importante ressaltar que os valores de produção de sedimentos que serão apresentados no tópico referente à variabilidade espacial não correspondem aos valores apresentados no tópico calibração. Nessa etapa, os resultados correspondem à produção total de sedimentos simulado pelo modelo, enquanto que na etapa de calibração os resultados de produção de sedimentos eram referentes apenas a uma parte do evento simulado (correspondente ao que foi medido no exutório da bacia). Isto foi adotado para efeito de comparação entre dados medidos e simulados, pois, como já mencionado, não

foi possível por diversas razões medir os eventos por completo (amostragem de CSS durante a fase de subida e descida do hidrograma).

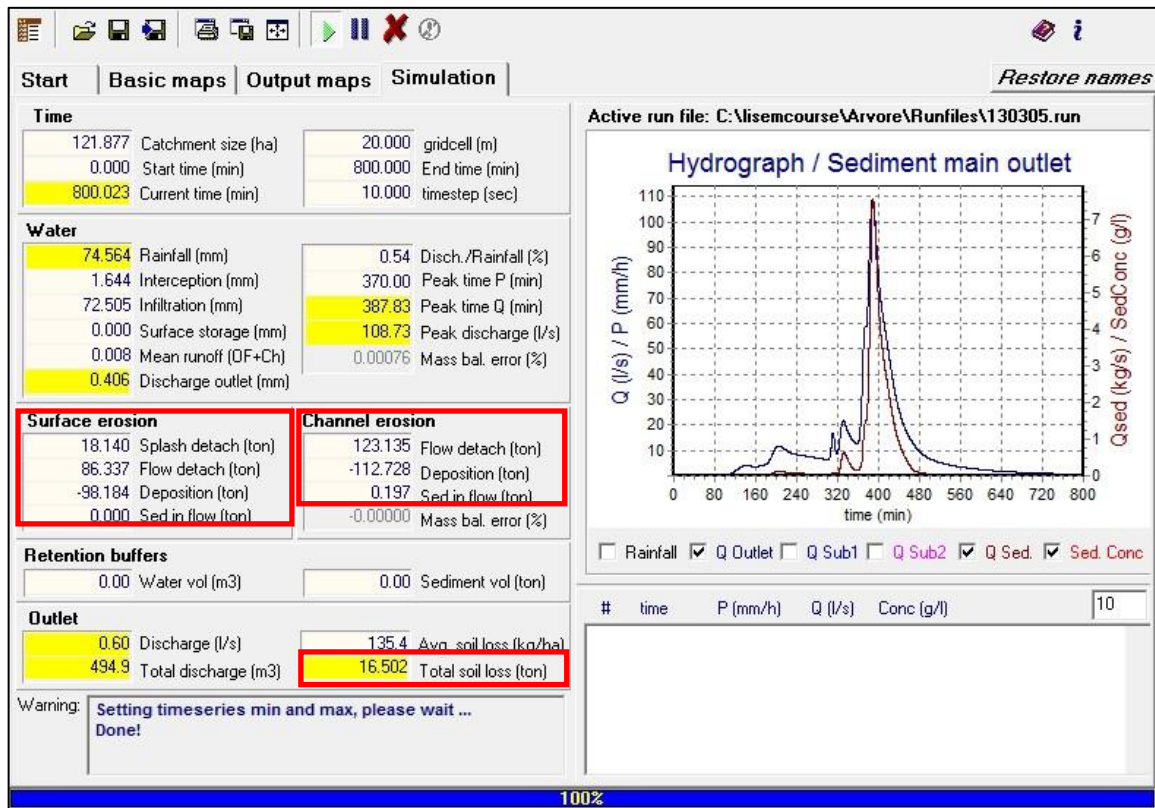


Figura 6.15. Apresentação da janela de saída do modelo LISEM destacando os campos utilizados para fins de comparação com os dados obtidos através do uso do fingerprinting.

Dados obtidos por Oliveira (2010), que utilizou um simulador de chuva para obtenção dos parâmetros de erodibilidade em entressulco e em sulco do modelo WEPP, foram utilizados para validar a relação entre desagregação de sedimentos pelo impacto da gota e a desagregação causada pelo escoamento superficial. A taxa de transferência de sedimentos da bacia vertente para o canal fluvial simulada pelo modelo LISEM foi avaliada através dos dados obtidos por Minella (*comunicação pessoal*), em um estudo realizado na bacia com a técnica do  $Cs^{137}$ . A taxa de transferência de sedimentos, também conhecida como Sediment Delivery Ratio (SDR), foi determinada pela seguinte equação:

$$SDR = \frac{PS}{EB} \quad (24)$$

Onde: *SDR* representa a taxa de transferência de sedimentos (adimensional); *PS* representa a produção de sedimentos ( $t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ) e *EB* representa a erosão bruta ( $t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ).

O método de identificação das fontes de sedimentos em suspensão, também conhecida como “Fingerprinting Approach”, parte do princípio de que os sedimentos em suspensão representam uma mistura de sedimentos oriundos de diferentes fontes, e que possuem características químicas da sua origem. Essas características que se mantêm conservadas são consideradas propriedades traçadoras em potencial. Desta forma, são identificadas as fontes produtoras de sedimentos e quantifica-se quanto cada fonte contribui para a produção total de sedimentos avaliada na posição exutório da bacia (Minella et al., 2008). A metodologia utilizada para identificação das fontes de sedimentos não será apresentada nesse trabalho, considerando que essa se encontra detalhadamente descrita em Minella (2007) que, por sua vez, é fundamentada nos trabalhos de Walling e Woodward (1995) e Collins et al. (1997). Minella (2007) verificou que, em se tratando de uma bacia hidrográfica rural, as áreas de lavoura foram consideradas as principais fontes de contribuição de sedimentos para o exutório da bacia. Além dessa fonte, as estradas e o canal fluvial também foram apontados como fontes de sedimentos. Considerando que as estradas não foram incluídas nas simulações com o modelo LISEM, e para fins de comparação entre os resultados do modelo e o fingerprinting, os resultados numéricos da participação da fonte estrada foram incluídos junto com a fonte lavoura, resultando no que se denominou de fonte “bacia vertente”.

A análise do desempenho do modelo LISEM em simular adequadamente os processos que ocorrem na bacia vertente e no canal fluvial, foi realizada através da comparação entre o percentual de cada fonte de contribuição obtida por meio da técnica do fingerprinting. Esses resultados foram comparados com o percentual de cada fonte de contribuição obtida nas simulações que constam nos campos “surface erosion” e “channel erosion” (Figura 6.15). O percentual de contribuição de fonte pelo modelo foi determinado de acordo com as seguintes fórmulas:

$$Fbv = \frac{Dg + Dfb}{Dt} * 100 \quad (25)$$

$$Fcf = \frac{Dfc}{Dt} * 100 \quad (26)$$

$$Dt = Dg + Dfb + Dfc \quad (27)$$

Onde: *Fbv* representa a fonte bacia vertente (%); *Fcf* representa a fonte canal fluvial (%); *Dg* representa a desagregação pelo impacto da gota (t); *Dfb* representa a desagregação pelo escoamento superficial na bacia vertente (t); *Dfc* representa a desagregação pelo escoamento no canal fluvial (t) e *Dt* representa a desagregação total (t).

Mapas de erosão e deposição gerados pelo modelo foram comparados com um levantamento de campo expedito. Esse levantamento que foi realizado juntamente com os produtores da bacia, consistiu em identificar as áreas mais suscetíveis à erosão e à deposição. Para isso, foram apresentados aos produtores os mapas produzidos pelo modelo. Por meio do conhecimento dos produtores e da experiência de campo registrada pela equipe que vem estudando a bacia de Arvorezinha ao longo do período de monitoramento, foi possível confirmar ou não as áreas de erosão e deposição que foram simuladas pelo modelo.

De acordo com Jetten et al. (2003), erosão e deposição não podem ser tratados como processos independentes no LISEM, deposição e re-suspensão dos sedimentos podem ocorrer durante as simulações, o mesmo sedimento pode ser erodido e depositado diversas vezes. Isto justificaria os altos valores de erosão e deposição preditos pelo modelo nos mapas de saída. Segundo esses autores os mapas gerados pelo LISEM devem ser utilizados para analisar o desempenho do modelo de forma qualitativa, ou seja, apenas indicar as áreas de maior risco de erosão e deposição, através de uma classificação de classes de erosão e deposição. Assim, neste trabalho, os mapas de erosão foram classificados em quatro classes: i) baixa ( $< 1 \text{ t ha}^{-1}$ ); ii) média ( $1 \text{ a } 10 \text{ t ha}^{-1}$ ); iii) alta ( $10 \text{ a } 100 \text{ t ha}^{-1}$ ); e iv) muito alta ( $> 100 \text{ t ha}^{-1}$ ) erosão. Mapas de deposição também foram classificados em: i) baixa ( $> -1 \text{ t ha}^{-1}$ ); ii) média ( $-1 \text{ a } -10 \text{ t ha}^{-1}$ ); iii) alta ( $-10 \text{ a } -100 \text{ t ha}^{-1}$ ); e iv) muito alta ( $< -100 \text{ t ha}^{-1}$ ) deposição.

### **6.3. EFEITOS DO MANEJO DO SOLO E DA PRESENÇA DO AMBIENTE RIPÁRIO SOBRE OS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS**

A avaliação da influência do manejo do solo, combinado com a presença da mata ciliar e biofiltro sobre o escoamento superficial e a produção de sedimentos, foi realizada por meio da simulação de cenários baseados nos seguintes fatores:

a) Representação de dois sistemas de preparo do solo, de práticas de controle da produção de sedimentos e de estabilidade da calha fluvial, cujas dimensões seguiram sugestões dos agricultores da bacia;

b) Representação de dois sistemas de preparo do solo, de práticas de controle da produção de sedimentos e de estabilidade da calha fluvial, cujas dimensões foram baseadas no Código Florestal Brasileiro (Lei nº 4.771/1965) e dados de literatura.

Os dados de precipitação utilizados nas simulações correspondem ao evento 200802, que apresentou as seguintes características: volume total de 50 mm, duração de 16 h, intensidade máxima em 15min de  $16 \text{ mm h}^{-1}$ ,  $EI_{15}$  de  $77,6 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , umidade antecedente de 0,26

$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  e, após calibração, umidade de  $0,50 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  (a umidade da saturação do solo máxima determinada por Dalbianco (2009) foi igual a  $0,58 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ). O evento 200802 foi selecionado pela forma do seu hietograma, que apresentou a condição de pico atrasado. Essa condição tende a gerar altos valores de escoamento superficial e de produção de sedimentos, o que é desejável para testar a eficiência das práticas a serem simuladas.

Em relação ao controle do escoamento superficial e da produção de sedimentos na bacia vertente, foram consideradas as seguintes práticas: i) sistema de cultivo de solo tradicional e mínimo; ii) controle da produção de sedimentos com utilização de biofiltro (Figura 6.16); iii) controle da produção de sedimentos e estabilidade da calha fluvial através da mata ciliar (Figura 6.17). A mata ciliar, composta por árvores de crescimento lento e rápido, e o biofiltro, foram projetados para serem implantados junto ao canal fluvial. O material selecionado para ser empregado como biofiltro (“buffer strip”), ou cordão de vegetação de pastagem permanente, foi o capim-elefante anão (*Pennisetum purpureum Schum.*). A escolha do capim elefante deve-se às características fenológicas da planta, adequadas para redução da velocidade do escoamento e retenção de sedimentos. Além disso, essa espécie pode ser utilizada para alimentação animal e, com isso, tornar-se mais atraente para o produtor (Vieira, 1987; Thomas, 1988).

O controle da produção de sedimentos pelo biofiltro ocorre pelo efeito de redução da velocidade do escoamento (aumento da rugosidade superficial) que, por sua vez, condiciona a uma maior infiltração da água no solo (redução da capacidade de transporte de sedimentos) (Muscutt et al., 1993). No caso do capim-elefante, o tipo fenológico dessa planta que oferece uma maior resistência ao fluxo, combinado com um denso sistema radicular, condiciona um aumento da permeabilidade das camadas superficiais do solo (Dorioz et al., 2006). Além desses aspectos, o biofiltro também é capaz de proporcionar um habitat para desenvolvimento da flora e fauna (Parkyn, 2004). A Figura 6.18 ilustra um desenho esquemático do funcionamento do biofiltro combinado com presença de mata ciliar. Já a Figura 6.19 exemplifica, em uma determinada área da bacia de Arvorezinha, como é o manejo do solo sem práticas de controle de sedimentos, e como esta mesma área seria com a adoção das práticas de controle de sedimentos e estabilização de margens como o biofiltro e a mata ciliar.

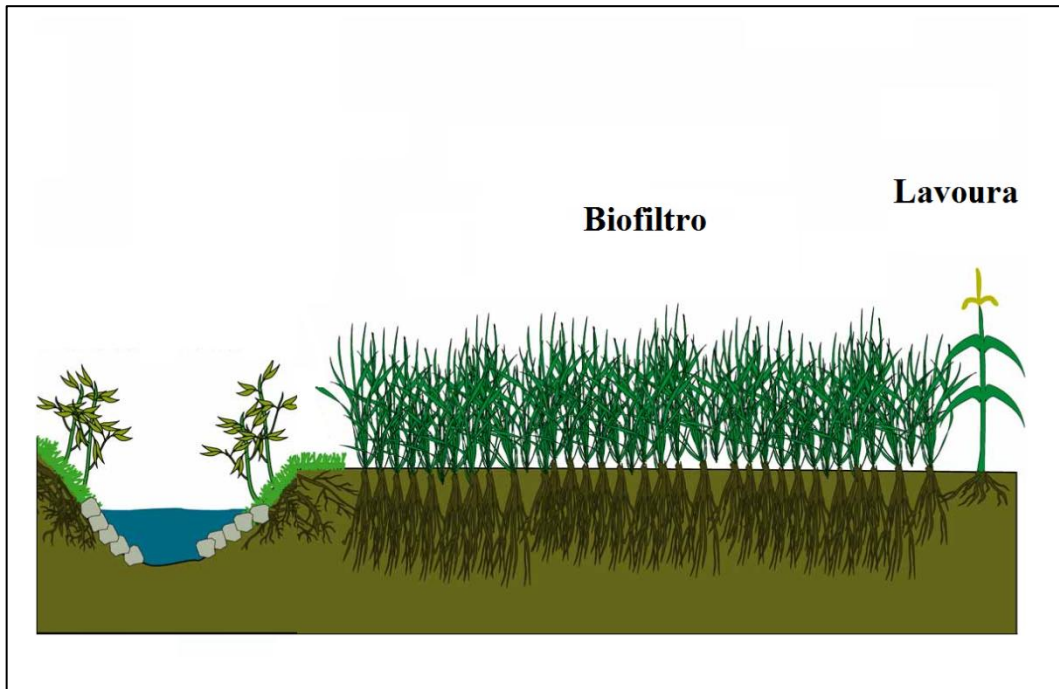


Figura 6.16. Representação esquemática de um biofiltro.  
(Fonte: Adaptação de Schultz, 2011)

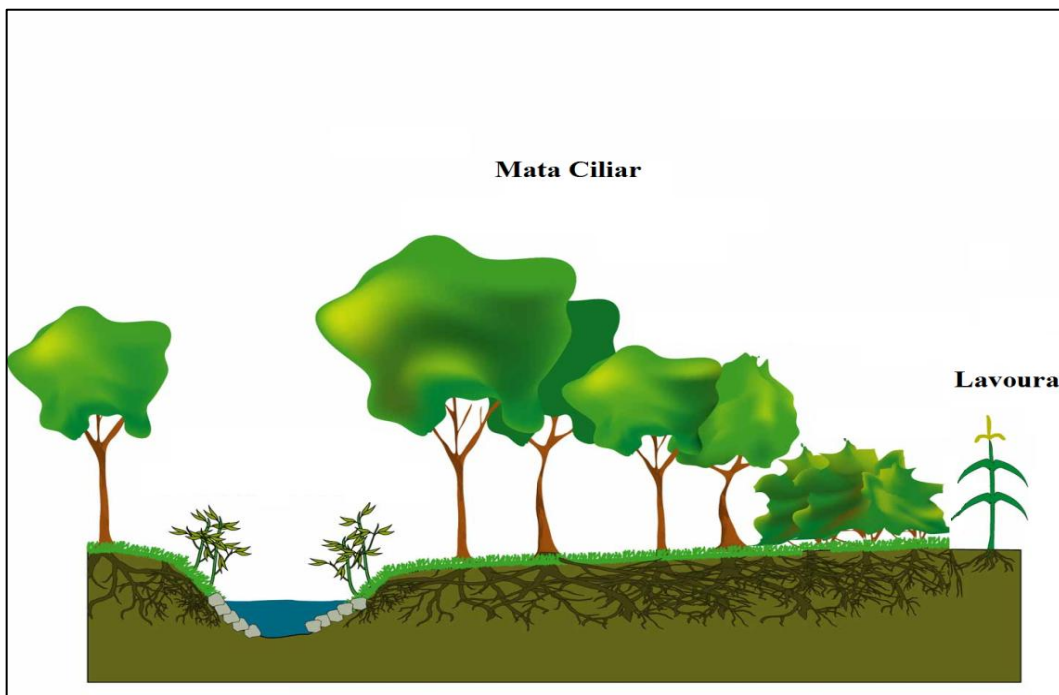


Figura 6.17. Representação esquemática de uma mata ciliar.  
(Fonte: Adaptação de Schultz, 2011)

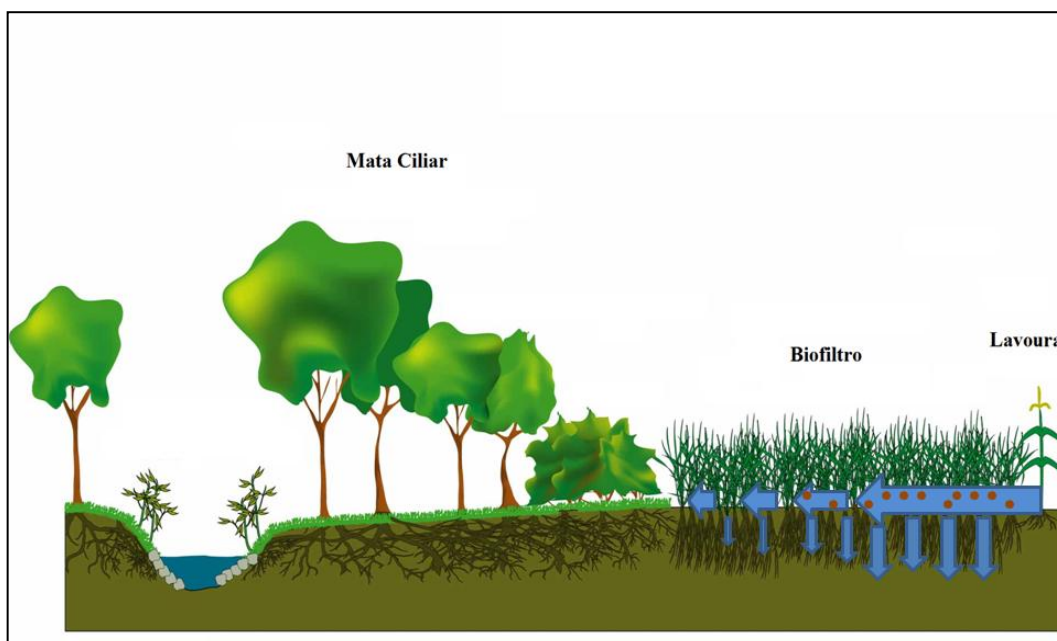


Figura 6.18. Representação esquemática do controle da transferência de sedimentos da bacia vertente para a calha fluvial através da combinação de mata ciliar e biofiltro. (Fonte: Adaptação de Schultz, 2011)

Na Tabela 6.5 encontra-se a descrição completa dos cenários utilizados nas simulações. Como parâmetros de entrada do modelo LISEM, foram utilizados aqueles calibrados para o evento 200802 (Tabela 6.6). Esses parâmetros referem-se ao período de monitoramento onde ainda não haviam sido introduzidas as práticas de conservação do solo na bacia, ou seja, o sistema de preparo de solo era unicamente o tradicional ou sistema convencional. Dados utilizados para representar as condições da mata ciliar foram os mesmos considerados para o sistema de uso mata nativa. Para o biofiltro, considerou-se um coeficiente de Manning de 0,6, conforme sugere Morgan et al. (1998b), e uma altura de vegetação de 1,5 m. Demais parâmetros para o biofiltro foram os mesmos utilizados para o sistema de uso do solo com pastagem. A largura da faixa do biofiltro utilizado para os cenários 3 e 5 (Tabela 6.5) foi de 5 m, enquanto que a largura da mata ciliar para os cenários 4 e 5 (Tabela 6.5) foi de 10 m. Esses cenários seguiram as sugestões dos produtores, que foram consultados para verificar que largura de faixa de biofiltro e mata ciliar seria aceitável no caso de uma intervenção com essas práticas. Para o cenário 6 (Tabela 6.5), a mata ciliar foi simulada com uma largura de 30 m, conforme especificado no Código Florestal Brasileiro vigente (CCPR, 2011), e o biofiltro foi simulado com uma largura de 10 m, conforme dados da literatura (Borin et al., 2004; Dorioz et al., 2006; Duzant et al., 2011). Valores totais de escoamento superficial e produção de sedimentos visualizados na janela de saída do modelo foram



utilizados como resultado das simulações. Além desses valores, são apresentados os hidrogramas e sedimentogramas gerados no exutório da bacia.

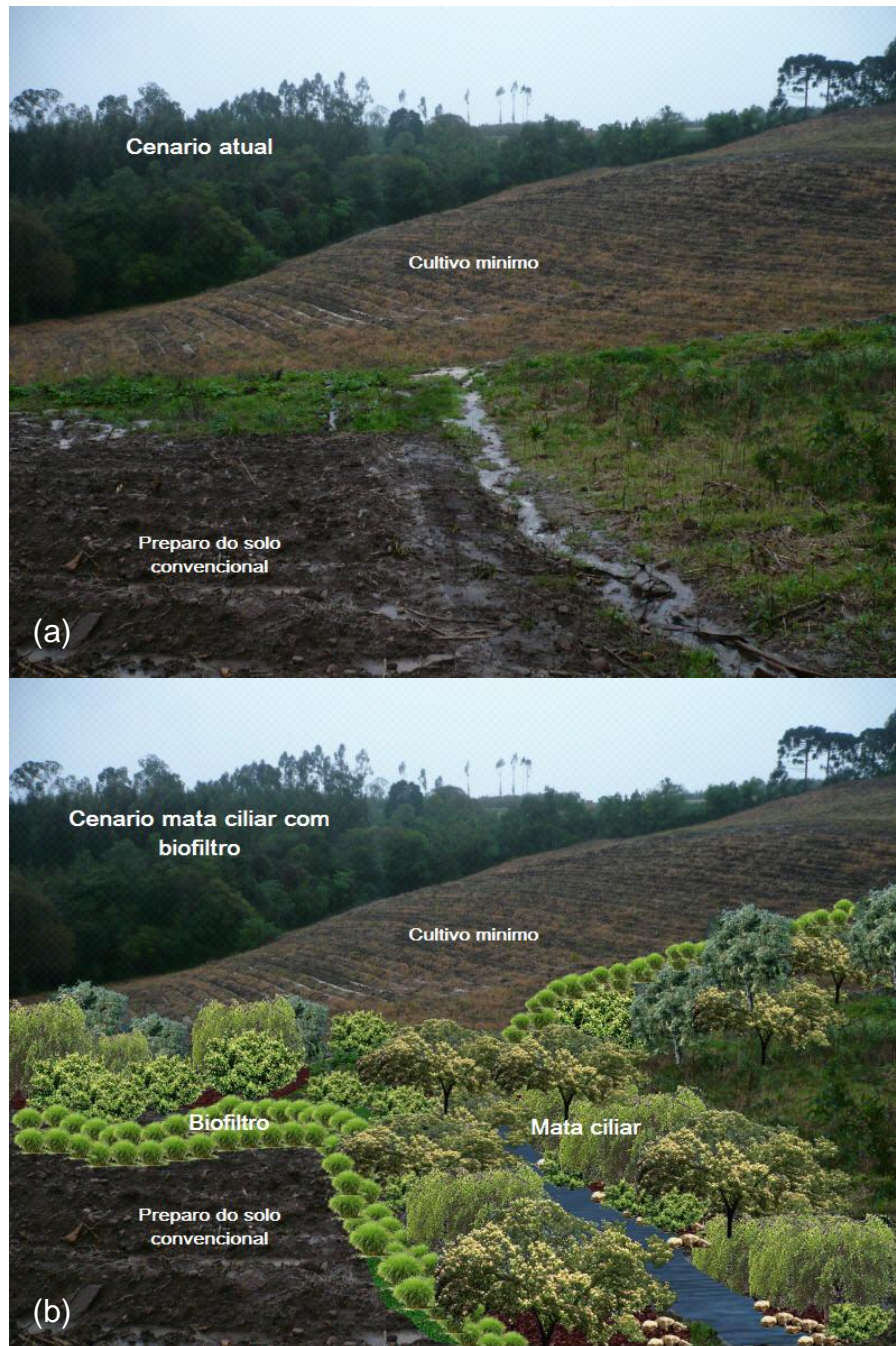


Figura 6.19. Ilustração de uma área agrícola sem práticas de controle de erosão (a) e com práticas de controle de erosão (b).

Tabela 6.5. Descrição dos cenários utilizados nas simulações.

Cenários	Descrição
Cenário 1	Preparo do solo no sistema convencional
Cenário 2	Preparo do solo no sistema cultivo mínimo
Cenário 3 <sup>1</sup>	Cultivo mínimo e biofiltro
Cenário 4 <sup>2</sup>	Cultivo mínimo e mata ciliar
Cenário 5 <sup>1,2</sup>	Cultivo mínimo, biofiltro e mata ciliar
Cenário 6	Cultivo mínimo, biofiltro (segundo literatura) e mata ciliar (segundo Código florestal)

<sup>1</sup> Biofiltro com largura sugerida pelos agricultores (5 m);

<sup>2</sup> Mata ciliar com largura sugerida pelos agricultores (10 m).

Tabela 6.6. Dados de entrada calibrados para o evento 200802 de superfície e solo associados à variabilidade espacial do uso do solo.

Uso	RR <sup>1</sup>	n <sup>1</sup>	Cover <sup>2</sup>	AS <sup>2</sup>	Ksat <sup>2</sup>	Coh <sup>2</sup>
Mata nativa	0,6	0,10	1,00	200,0	11,1	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,00	200,0	3,5	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,00	200,0	3,5	35,5
Tabaco CT	6,0	0,20	0,35	66,0	8,1	3,0
Milho CT	6,0	0,20	0,35	66,0	8,1	3,0
Tabaco CM	3,0	0,50	0,60	66,0	7,4	7,2
Milho CM	3,0	0,50	0,60	66,0	7,4	7,2
Biofiltro	1,0	0,60	1,00	200,0	3,5	35,5
Mata ciliar	0,6	0,10	1,00	200,0	11,1	12,4

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's; cover = fração da superfície coberta; AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada (mm h<sup>-1</sup>); Coh = coesão do solo (kPa).

<sup>1</sup> Dados obtidos da literatura;

<sup>2</sup> Dados medidos no campo.

É importante ressaltar que os valores de volume total escoado e da produção de sedimentos considerados para o C1 não são os mesmos valores apresentados na fase de calibração (Tabelas 7.2 e 7.3), devido à instabilidade do modelo. Este fato foi verificado após algumas simulações, com os mesmos dados de entradas, onde os resultados finais foram diferentes, como mostra a Tabela 6.7. Contudo, as variações entre os resultados simulados foram pequenas, o coeficiente de variação para o escoamento superficial foi de 0,001 e para a

produção de sedimentos foi de 0,012. Problemas de instabilidade de modelos similares ao LISEM são explicados por Morgan (2011). Segundo esse autor, modelos de erosão espacialmente distribuídos com simulação por eventos são menos eficientes que os modelos com simulação contínua e também são instáveis matematicamente. Ainda segundo esse autor, quanto menor o intervalo de tempo da simulação e do comprimento da célula utilizada para discretizar a bacia, mais estável será o modelo. A provável justificativa para instabilidade deve-se ao método das diferenças finitas utilizado pelo modelo para o cálculo da propagação do escoamento e da produção de sedimentos.

Tabela 6.7. Resultados referente à análise de instabilidade do modelo utilizando-se como exemplo os diferentes resultados obtidos para o C1 com Preal.

Simulação	Escoamento superficial (m <sup>3</sup> )	Produção de sedimentos (t)
Simulação fase calibração	4143	117
1	3588	102
2	3592	105
3	3589	102
4	3592	103
5	3592	105
6	3589	103
7	3587	105
8	3589	102
Média (1 a 8)	3590	104
Mediana (1 a 8)	3589	103
Desvio Padrão (1 a 8)	2,3	1,3
Coefficiente de Variação (1 a 8)	0,001	0,012

## **7. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **7.1. CALIBRAÇÃO DO MODELO LISEM**

A determinação da duração do intervalo de tempo das simulações é considerada uma etapa importante na calibração do modelo LISEM (Hessel, 2005). Assim, foram realizados testes iniciais para intervalos de simulações de 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90 e 120 s, considerando um tamanho de célula de 20 m. A partir dessa análise, verificou-se que a vazão de pico e o volume total escoado decresceram com o aumento da duração do intervalo de tempo de simulação, enquanto que em intervalos entre 5 a 20 s as diferenças foram pequenas. Já em relação à modelagem do processo erosivo, os resultados de produção de sedimentos aumentaram gradativamente para o intervalo entre 5 a 30 s e, acima desse, verificou-se um decréscimo. Além disso, nos sedimentogramas para os intervalos de tempo de 5, 20, 30, 60, 90 e 120 s, o modelo simulou um segundo pico que não foi registrado pelo sedimentograma observado. Segundo Hessel (2005), fatores relacionados com a simulação dos processos de transformação de precipitação em vazão e da propagação do escoamento superficial são altamente influenciados pelo intervalo de tempo de simulação. De acordo com Chow et al. (1988), erros numéricos são inevitáveis no cálculo da onda cinemática pelo método das diferenças finitas e tendem a crescer com o aumento da duração do intervalo de tempo. Por esse motivo, recomenda-se a utilização de curtos intervalos de simulação (Hessel, 2005). Em relação à simulação do processo de transformação da precipitação em vazão, a duração do intervalo de tempo influencia na quantidade de chuva precipitada em cada célula, pois essa corresponde à intensidade da chuva multiplicada pela duração do intervalo de tempo de simulação. Por isso, quanto maior o intervalo de tempo de simulação, maior a quantidade de

água adicionada e menor precisão das simulações. Para este estudo, optou-se por utilizar um intervalo de simulação de 10 s.

Outra consideração importante na etapa de calibração do modelo LISEM refere-se à escolha do tamanho da célula a ser utilizada nas simulações. Nesse trabalho, os mapas utilizados foram convertidos em diferentes tamanhos de células (5, 10, 20, 50 e 100 m), onde foi possível verificar que os mapas com células entre 50 e 100 m apresentaram uma resolução muito grosseira. Já o mapa com tamanho de células de 5 m apresentou uma resolução excessivamente detalhada. Segundo Hessel (2005), quando se utiliza células de grande tamanho ocorre uma tendência de um aumento no comprimento do canal fluvial e uma diminuição nos valores máximos de declividade. Já o uso de células com tamanhos pequenos pode sugerir uma maior discretização do relevo e das características do solo, que nem sempre reproduz de maneira correta a realidade do terreno existente (Hessel, 2005). De acordo com Jetten et al. (2003), a escolha do tamanho da célula é, de certa maneira, arbitrária na modelagem espacial. No entanto, devem ser observados fatores como uma precisão adequada dos resultados e questões práticas como tempo de simulação e tamanho do arquivo gerado. Para esse trabalho, foi escolhido o tamanho de célula de 20 m, pois o espaçamento utilizado como grade de amostragem no estudo realizado por Dalbianco (2009) na bacia é muito amplo. Também adotou-se esse valor por considerar-se que os tamanhos de célula de 50 e 100 m não representam adequadamente o terreno da bacia de Arvorezinha.

Na Tabela 7.1 são apresentados os parâmetros que foram utilizados na calibração do modelo LISEM. Os valores numéricos representam um percentual em relação ao valor inicialmente utilizado baseado nos levantamentos de campo e da literatura, respeitando a variabilidade espacial dos parâmetros conforme o uso. De acordo com as informações da Tabela 7.1, verifica-se que os valores finais dos parâmetros utilizados na calibração foram bem diferentes dos valores iniciais. A condutividade hidráulica saturada ( $K_{sat}$ ) foi o único parâmetro que decresceu em relação ao valor inicial, variando de -99,5 a -65%, os demais parâmetros foram superiores aos valores iniciais. Os parâmetros retirados da literatura como rugosidade e Manning da bacia vertente foram os que apresentaram as maiores variações, 0 a 362% e 0 a 233%, respectivamente. O Manning do canal variou entre 0 e 150%, e a umidade antecedente apresentou a menor variação.

Tabela 7.1. Percentual em relação ao valor inicial dos parâmetros utilizados na calibração do modelo LISEM para dez eventos de precipitação observados na bacia de Arvorezinha.

Data	Ksat	Thetai	rr		n		n canal
	%	%	% (tabaco)	% (milho)	% (tabaco)	% (milho)	%
200802	-97,3	92	362	233	122	213	50
220802	-99,5	56	0	0	0	0	0
251002	-96,0	67	131	11	122	0	0
080703	-94,0	43	54	11	122	25	150
150703	-97,0	32	131	0	11	25	45
050204	-65,0	0	362	122	233	0	125
010704	-94,6	2	208	67	11	213	50
130305	-75,0	0	208	11	0	0	0
041005	-85,0	6	0	0	233	0	150
110107	-70,0	0	208	11	11	213	25

Ksat = condutividade hidráulica saturada; Thetai = volume de umidade antecedente; rr = rugosidade; n = Manning para bacia vertente; n canal = Mannig para o canal fluvial.

A Ksat tem sido considerada como um dos mais sensíveis parâmetros na modelagem do processo de transformação de chuva em vazão no modelo LISEM (De Roo et al.; 1996b; Jetten et al., 1998; Hessel et al., 2003b; Hessel et al., 2006). Por outro lado, a determinação desse parâmetro, realizada normalmente em laboratório, não são consistentes com as determinações realizadas a campo, especialmente porque os procedimentos utilizados em laboratório não levam em consideração o efeito da crosta superficial (Zhang et al., 1998; Oliveria, 2010). A crosta superficial se forma quando o solo se encontra desprovido de cobertura e provoca uma redução drástica do movimento de água na superfície do solo, ainda que as condições internas desse sejam adequadas para o movimento de água. No caso da bacia de Arvorezinha, devido ao tipo de solo, a presença da crosta exerce um papel importante no processo de transformação de chuva em vazão, porém, as determinações de Ksat foram realizadas em laboratório, o que, de alguma maneira, explica as diferenças verificadas na Tabela 7.1.

Em relação ao conteúdo de umidade antecedente (Thetai), verifica-se, pela Tabela 7.1 que os valores ajustados durante a calibração foram superiores àqueles inicialmente estimados através do balanço hídrico diário. Na calibração, optou-se por aumentar gradativamente os valores de umidade antecedente até obter um resultado satisfatório, porém, sem ultrapassar o valor máximo estimado para a bacia no período de 2002 a 2007.

No caso do fator de rugosidade e de Manning para as áreas de cultivo (Tabela 7.1), os valores foram ajustados para compensar a inconsistência referente à orientação das linhas de

fluxo simulada pelo modelo a partir do MNT e aquelas observadas na bacia. Conforme será discutido mais adiante, as linhas de fluxo simuladas pelo modelo baseiam-se no sentido do declive do terreno. Por outro lado, o cultivo do tabaco em camalhões tende a orientar o escoamento superficial no sentido mais próximo às linhas de nível do terreno. Considerando que a representação dos camalhões nesse trabalho exigiria um grau de detalhamento do MNT que não foi possível de se conseguir com a base cartográfica disponível, optou-se por aumentar o valor da rugosidade e de Manning nas áreas de cultivo.

### **7.1.1 Simulações dos hidrogramas e sedimentogramas a partir das calibrações**

Nas Figuras 7.1 e 7.2 são apresentados os hidrogramas e sedimentogramas observados e simulados obtidos a partir da calibração. Por essas figuras, verifica-se que os hidrogramas apresentaram uma semelhança entre os valores observados e simulados, porém, para os sedimentogramas essa condição não foi verificada.

Em relação à forma do hidrograma simulado, verificou-se, para a maioria dos eventos, a limitação do modelo em reproduzir adequadamente a recessão da onda de cheia observada. O LISEM tende a simular uma descida abrupta, enquanto que o hidrograma observado mostra uma descida mais suave. Esta diferença está relacionada com a condição de que o modelo LISEM é capaz apenas de simular o escoamento superficial, enquanto que o hidrograma observado é composto do escoamento superficial e subsuperficial. Mesmo que, para efeitos de comparação entre hidrograma simulado e observado o escoamento subsuperficial tenha sido separado, o hidrograma final ainda mostra uma descida menos abrupta. Outros autores como De Roo e Jetten (1999) e Hessel et al. (2006), trabalhando com o modelo LISEM na África do Sul e no leste africano, respectivamente, também mencionaram dificuldades em comparar hidrograma simulado pelo LISEM com hidrograma observado quando esse último resulta da combinação de escoamentos de superfície e subsuperfície. Apesar dessa limitação, o modelo LISEM, de uma maneira geral, conseguiu simular adequadamente os dez eventos, inclusive foi capaz de reproduzir eventos de grande intensidade pluviométrica (050204 e 110107) e de comportamento hidrológico mais complexo, como o evento do dia 220802.

Já em relação ao sedimentograma, verificou-se que os valores de concentração de sedimentos em suspensão (CSS), com exceção dos eventos dos dias 050204 e 130305, encontra-se em uma ordem de grandeza muito superior aos valores de CSS observados. Analisando os eventos 050204 e 130305, o que esses apresentam em comum são baixos valores de escoamento.

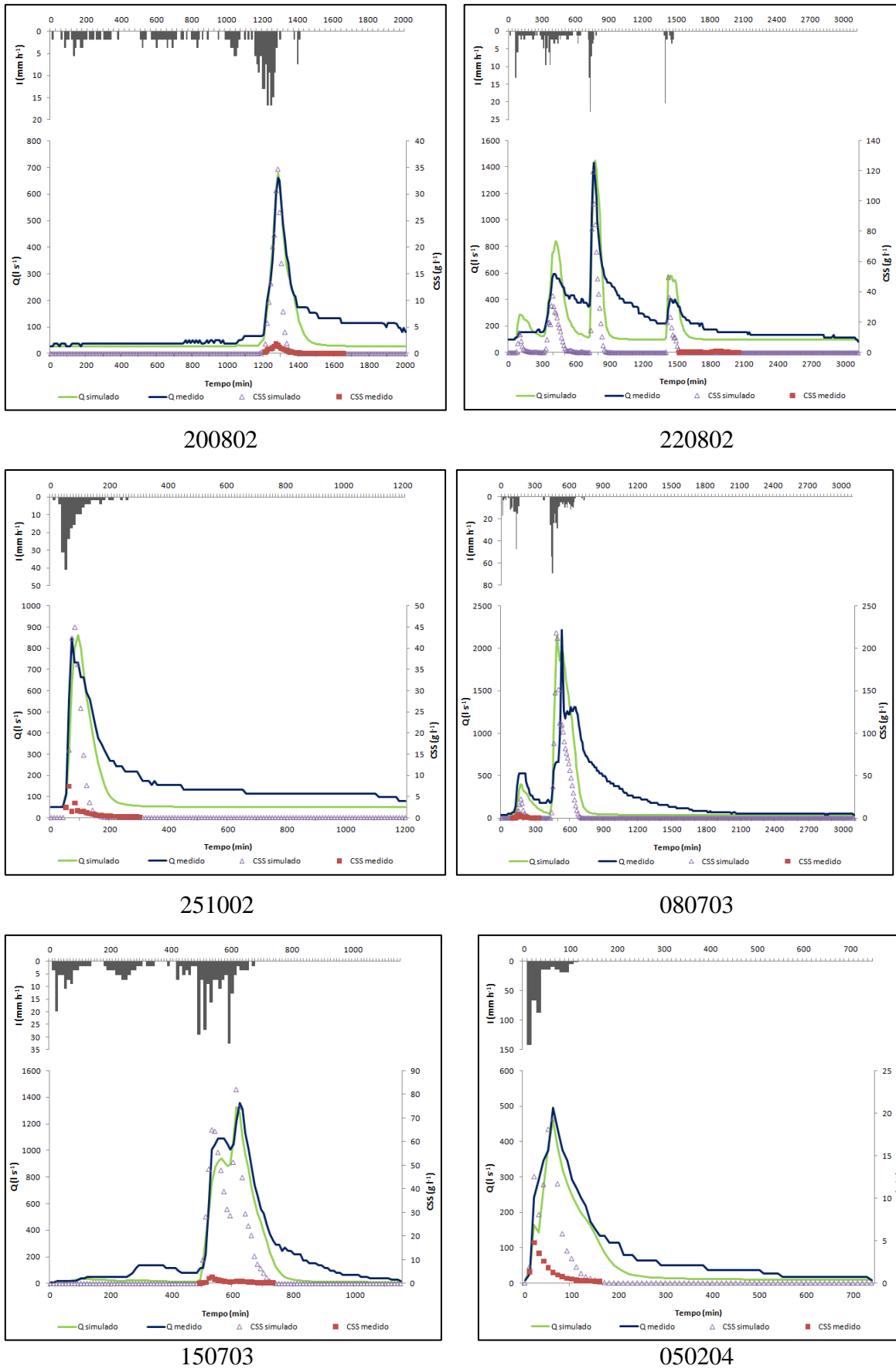


Figura 7.1. Hidrogramas e sedimentogramas observados e simulados para os eventos 200802, 220802, 251002, 080703, 150703 e 050204.



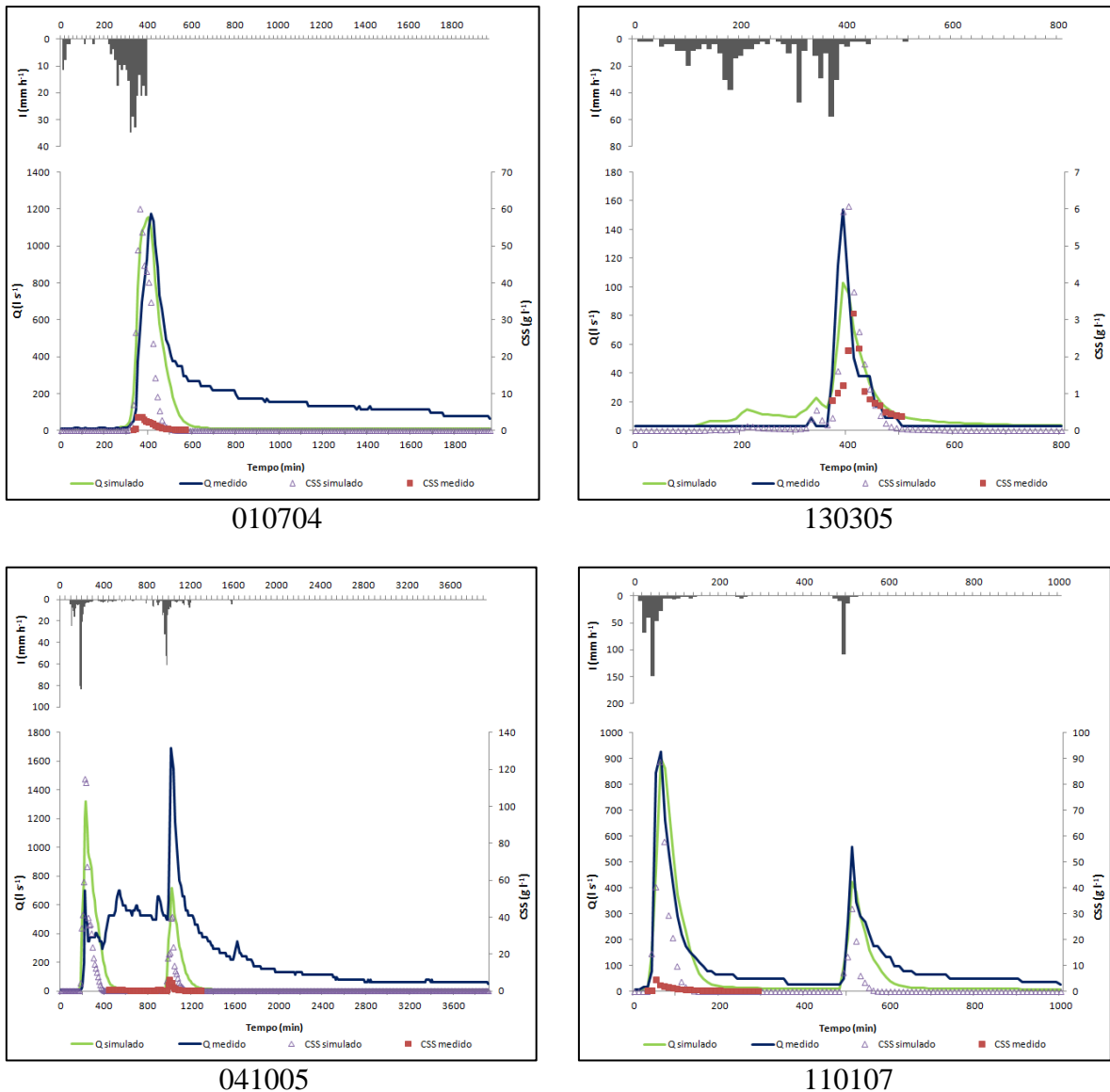


Figura 7.2. Comparação entre os hidrogramas e sedimentogramas observados e simulados para os eventos 010704, 130305, 041005 e 110107.

### 7.1.2. Simulação do escoamento superficial na posição do exutório da bacia

Na Tabela 7.2 são apresentados os valores numéricos de alguns parâmetros hidrológicos, simulados a partir da calibração e comparados com valores observados. De uma maneira geral, verifica-se que os parâmetros hidrológicos foram razoavelmente bem reproduzidos após a calibração. Entre as variáveis avaliadas, o volume escoado total foi o que apresentou uma maior diferença entre valores observados e simulados e uma tendência a subestimar os valores simulados.

Tabela 7.2. Comparação entre os valores de tempo de pico (Tpico), vazão de pico (Qpico), escoamento superficial (Esc) e coeficiente de escoamento (Q/P), simulados e observados para os dez eventos calibrados na bacia de Arvorezinha.

Data	MEDIDO				SIMULADO				Erro		COE*
	Tpico min	Qpico l s <sup>-1</sup>	Esc m <sup>3</sup>	Q/P %	Tpico min	Qpico l s <sup>-1</sup>	Esc m <sup>3</sup>	Q/P %	Qpico %	Esc %	
200802	1280	662	4785	7,8	1280	680	4140	6,8	2,6	-13,5	0,8
220802	760	1435	34819	75,6	770	1450	18007	39,1	1,1	-48,3	0,5
251002	70	847	6487	17,2	90	863	3695	9,8	1,9	-43,0	0,6
080703	530	2218	37933	36,5	490	2150	22536	21,7	-3,1	-40,6	0,3
150703	620	1355	13856	19,4	610	1326	10868	15,2	-2,2	-21,6	0,9
050204	60	495	3123	4,0	60	458	2388	3,0	-7,5	-23,5	0,9
010704	410	1176	12113	19,4	400	1155	8188	13,1	-1,8	-32,4	0,5
130305	390	154	381	0,4	390	103	494	0,5	-32,9	29,9	0,8
041005	1010	1691	46017	35,1	230	1322	13467	10,3	-21,8	-70,7	-0,5
110107	60	925	4812	4,5	60	902	4298	4,1	-2,5	-10,7	0,8

\* Coeficiente de eficiência referente às vazões do hidrograma.

Em relação à vazão de pico, o modelo superestimou em três eventos (200802, 220802 e 251002) e subestimou em sete eventos (080703, 150703, 050204, 010704, 130305, 041005 e 110107). As diferenças numéricas entre os valores simulados e observados em relação à vazão de pico foram menores que as verificadas para o volume total escoado. Dos eventos simulados, apenas um foi superestimado (130305), e os erros variaram de 10,7 a 70%. Resultados semelhantes a esses foram verificados por De Roo e Jetten (1999), através da calibração do modelo LISEM para uma bacia na Holanda, utilizando cinco eventos. Nesse estudo, os autores verificaram que o modelo simulou adequadamente a vazão de pico para três dos cinco eventos. Já em relação ao volume total escoado, os autores verificaram dois resultados satisfatórios dos cinco eventos utilizados onde as diferenças entre os valores observados e simulados variaram entre 85% e 22%. Hessel et al. (2003b), por outro lado, aplicando o modelo LISEM a uma bacia na China (Chinese Loess Plateau), observaram que o modelo superestimou o volume total escoado e subestimou as vazões de pico para três eventos que foram utilizados na calibração. Neste estudo, o maior erro em relação à vazão de pico foi de 2%, enquanto que, para o volume total escoado, o maior erro foi 56%. Já em um estudo realizado no leste africano, em uma bacia com as características similares às encontradas em Arvorezinha, Hessel et al. (2006) observaram que, para alguns eventos o modelo LISEM simulou razoavelmente bem, após a calibração. Os autores concluíram que o modelo não pode ser aplicado facilmente para as condições daquelas bacias.

Na Tabela 7.2 também são apresentados os valores de COE, que representa um valor de eficiência na simulação do hidrograma. Conforme é possível verificar, cinco eventos

apresentaram valor numérico para COE acima de 0,7, o que pode ser considerado um ajuste satisfatório e quatro eventos resultaram em COE igual ou inferior a 0,5. Hessel et al. (2006) trabalharam em uma bacia no leste da África, onde realizaram sete simulações, das quais apenas dois eventos apresentaram valores de COE referente a um bom ajuste (0,80 e 0,83), e o restante ficou abaixo de 0,5, até mesmo com valores negativos. COE com valor negativo indica que a média dos dados medidos é um preditor melhor que os resultados gerados pelo modelo.

### **7.1.3. Simulação da concentração de sedimentos e da produção de sedimentos na posição do exutório da bacia**

Na Tabela 7.3 são apresentados os valores observados e simulados referentes à produção de sedimentos e de valores de concentração de sedimentos - CS (média e máxima), obtidos a partir do sedimentograma observado e simulado no exutório da bacia. Na análise desses valores, é necessário considerar que o sedimentograma gerado no exutório da bacia é decorrente da interação de processos erosivos e deposicionais que ocorreram na bacia vertente e na calha fluvial. Diferentemente dos parâmetros hidrológicos que foram adequadamente simulados a partir da calibração, a erosão hídrica representada pelos valores da CS e da produção de sedimentos não apresentou o mesmo comportamento. Apenas em dois eventos (220802 e 130305), a CS média, e um evento (130305) a PS, foram simulados adequadamente.

De acordo com a Tabela 7.3, verifica-se que a PS para oito eventos simulados foi superestimada entre 60 a 3800% (200802, 251002, 080703, 150703, 050204, 010704, 130305 e 110107) e em dois eventos foi subestimada em 80 e 100% (220802 e 041005). Considerando que os valores da PS da Tabela 7.3 foram calculados utilizando-se a equação 21, ou seja,  $vazão \times CSS$ , e que a vazão foi simulada adequadamente, seria razoável supor que as diferenças entre os valores de PS observados e simulados possam ser atribuídas à inadequada simulação da variável CS. E, de acordo com a Tabela 7.3, os valores simulados de CS médio, especialmente a CS máxima, se encontram, para a maioria dos eventos, em uma ordem de grandeza maior do que aqueles valores observados, à exceção de dois eventos, 220802 e 130305, em que os valores de CS médio foram reproduzidos razoavelmente bem e, desta maneira, foi possível também simular adequadamente a PS. Porém, para os eventos 220802 e 041005, tanto os valores de CS médio (Tabela 7.3) como de vazão (Tabela 7.2), foram subestimados e, com isso, a PS também foi subestimada.

Tabela 7.3. Valores de concentração de sedimentos (CS) média e máxima e de produção de sedimentos (PS) observada e simulada a partir da calibração do modelo LISEM para a bacia de Arvorezinha.

Data	T pico min	OBSERVADO			T pico min	SIMULADO			Erro PS %
		CSS média g l <sup>-1</sup>	CSS máxima g l <sup>-1</sup>	PS (suspensão) t		CS média g l <sup>-1</sup>	CS máxima g l <sup>-1</sup>	PS t	
20/08/2002	1270	0,34	1,85	3,90	1280	4,42	34,7	61,05	1464,8
22/08/2002	#	0,27	0,81	1,61	750	0,19	1,2	0,33	-79,2
25/10/2002	60	1,08	7,40	8,85	80	7,59	45,0	82,14	828,2
08/07/2003	#	0,86	3,90	5,39	480	4,22	22,5	19,80	267,0
15/07/2003	530	0,76	2,77	10,90	610	31,22	82,1	431,59	3858,8
05/02/2004	20	1,24	4,77	3,51	60	6,29	19,4	18,80	435,3
01/07/2004	360	1,21	3,72	13,44	360	16,74	60,1	239,46	1681,1
13/03/2005	410	1,12	3,17	0,70	400	1,78	6,1	1,12	60,4
04/10/2005	#	0,56	6,00	4,18	220	2,60	40,1	0,001	-100,0
11/01/2007	50	0,71	4,54	5,81	60	9,93	88,7	112,51	1837,3

# Pico não medido

A maioria dos trabalhos referentes à utilização do modelo LISEM concluem que esse é capaz de simular bem, quando adequadamente calibrado, os processos hidrológicos. Por outro lado, o modelo apresenta limitações em simular adequadamente o processo erosivo, principalmente quando utilizado em condições muito diferentes daquelas onde o modelo foi desenvolvido (Hessel et al., 2003b; Hessel et al., 2006). Hessel et al. (2003b) atribuem parte do problema às limitações encontradas em representar adequadamente a superfície do terreno através do MNT. Isto porque é através do MNT que são geradas as linhas de fluxo que servem como rotas para simulação dos processos de desagregação e de transporte de sedimentos. Assim, erros nessas determinações podem causar alterações significativas na representação do processo erosivo. Além deste aspecto, o LISEM também apresenta limitações em simular adequadamente o processo erosivo no canal fluvial (Hessel et al., 2006), e também da estimativa da capacidade de transporte de sedimentos (Hessel e Jetten, 2007).

Medições da CSS realizadas em 97 eventos na bacia de Arvorezinha têm mostrado, por exemplo, que o valor máximo de CSS obtido entre as medições foi de 11 g l<sup>-1</sup> (Figura 7.3). Já as simulações com o LISEM, para os dez eventos utilizados neste trabalho, a CS máxima variou entre um mínimo de 6 g l<sup>-1</sup> e um máximo de 218 g l<sup>-1</sup>. É importante considerar, entretanto, que os valores de CS simulados pelo LISEM representam a concentração de sedimentos total, ou seja, aqueles que são transportados em suspensão e por arraste (Hessel e Jetten, 2007), enquanto que os valores de CS, observados nesse trabalho (Tabela 7.3), representam apenas os sedimentos em suspensão. Por outro lado, medições de descarga sólida por arraste, realizadas no exutório da bacia de Arvorezinha para alguns

eventos, têm mostrado que, devido à granulometria dos sedimentos do leito, o transporte do material do leito ocorre somente quando as vazões são superiores a  $400 \text{ l s}^{-1}$ . Nessas condições, entretanto, a descarga sólida do leito representa, em média, apenas 7% da descarga em suspensão.

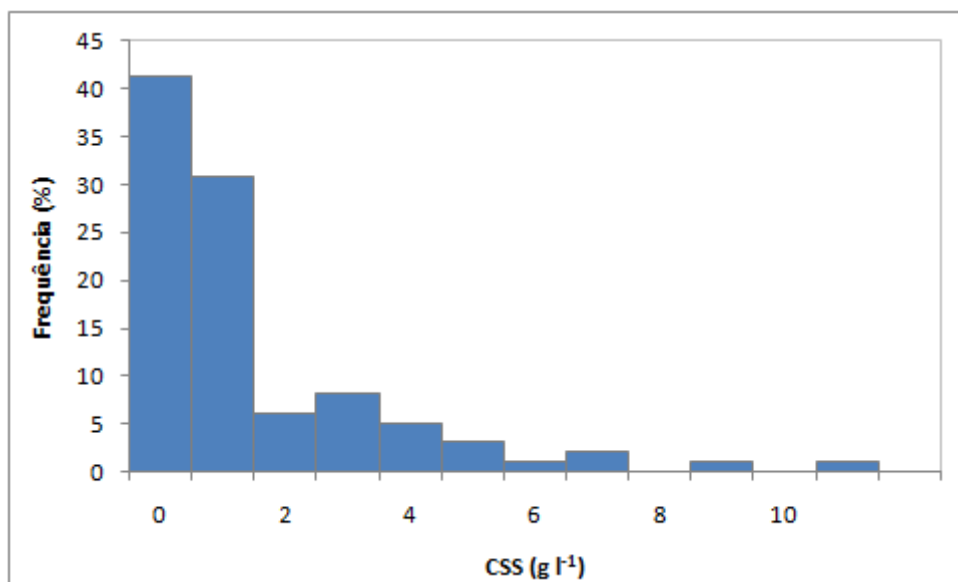


Figura 7.3. Histograma de frequência de concentração de sedimentos em suspensão máxima observada na bacia de Arvorezinha para o período de 2002 a 2007.

As limitações apresentadas pelo LISEM em simular adequadamente os processos erosivos também são encontradas em outros modelos, principalmente, daqueles que apresentam uma base física. Segundo Nearing (2006), essa condição deve ser atribuída à complexidade do processo erosivo, o que torna muito difícil a sua reprodução por modelos. A representação do processo erosivo na escala de bacia torna-se ainda mais complexa, quando considerado as interações entre os processos erosivos que ocorrem na bacia vertente e na calha fluvial (Toy et al., 2001; Borah et al., 2007). A seguir, serão realizadas considerações sobre alguns fatores que estão relacionados com os resultados verificados na Tabela 7.3.

#### *Representação da superfície do solo pelo MNT*

A representação das linhas de fluxo obtidas a partir do MNT para a bacia de Arvorezinha torna-se complexa nas áreas cultivadas com tabaco, devido à presença de camalhões, conforme anteriormente mencionado em materiais e métodos. Através da Figura 7.4, utilizada como exemplo ilustrativo dessa condição, é possível verificar que a orientação do escoamento superficial nas áreas cultivadas com tabaco segue uma direção paralela aos

camalhões, ao invés do sentido do declive do terreno, conforme são simuladas as linhas de fluxo determinadas a partir do MNT. O fato de o escoamento superficial seguir as linhas de fluxo no sentido do declive, condiciona uma superestimativa da desagregação do solo. Esta condição é explicada pela razão de que a capacidade de transporte de sedimentos (eq. 16), calculada através da potência do escoamento, assume um valor maior quanto mais declivoso for o terreno, pois essa condição acentua a energia do escoamento. Solução para atenuar essa condição seria de incorporar ao MNT à presença de camalhões, conforme procedimento desenvolvido e testado por Takken et al. (2001). Porém, por inúmeras razões, não foi possível utilizar esse artifício neste estudo.

Um estudo referente à quantificação do processo erosivo, comparando o sentido de orientação das linhas de fluxo (*sentido do nível x sentido do desnível*), foi realizado por Jetten e De Roo (2001). Esses autores verificaram uma redução de 35% nas perdas de solo nas simulações realizadas seguindo o fluxo no sentido do nível do terreno, quando comparado com simulações realizadas onde as linhas de fluxo seguiam o desnível do terreno. Se considerarmos, entretanto, que as diferenças da produção de sedimentos simuladas e observadas neste trabalho alcançaram uma diferença de até 3800%, é possível concluir que devem existir outros fatores ainda mais importantes que o sentido da orientação das linhas de fluxo para explicar essas diferenças.



Figura 7.4. Foto ilustrando a direção do escoamento superficial na bacia de Arvorezinha.

### *Efeito histerese*

Modelos matemáticos de predição de erosão desenvolvidos para serem utilizados na escala de bacia necessitam reproduzir os seguintes processos: a) desagregar e transferir os sedimentos para a calha fluvial; b) propagar os sedimentos na calha fluvial considerando os processos erosivos e deposicionais que ocorrem. O processo erosivo e deposicional que ocorre na calha fluvial está relacionado, em parte, com a quantidade de suprimento de sedimentos que são transferidos da bacia vertente para a calha fluvial e pelos depósitos de sedimentos encontrados nessa. Assim, por exemplo, reduções de suprimento de sedimentos para a calha fluvial (devido a práticas de conservação de solos) condicionam a uma maior desagregação na calha, enquanto que a maior transferência de sedimentos condiciona a ocorrência de processos deposicionais. O sedimentograma gerado no exutório de uma bacia representa uma síntese desses processos que, por sua vez, são muito difíceis de serem reproduzidos através da modelagem especialmente do efeito histerese.

Efeito histerese é considerado a defasagem verificada entre os picos de vazão e CSS (Klein, 1984). No caso deste estudo, é possível verificar, através de alguns exemplos mostrados pela Figura 7.5, que a relação entre a vazão e a CSS mostra uma condição de histerese. Essa condição deve-se a um ajuste entre a disponibilidade de sedimentos a serem transportados (fluxo de transferência da calha e da disponibilidade dos estoques de sedimentos depositados anteriormente na calha) e das condições hidráulicas do escoamento. Para as condições deste estudo, os gráficos referentes aos eventos do dia 050204 e 010704 mostram que o pico da CS antecede ligeiramente o pico da Q e que a CS é maior na subida do hidrograma. Essa condição pode ser explicada pela rápida transferência de sedimentos da bacia vertente para a calha fluvial via caminhos preferenciais. No caso da bacia de Arvorezinha, existem dois caminhos preferenciais que são “canais escoadouros”, construídos pelos agricultores para retirar das áreas de cultivo o escoamento proveniente dos camalhões e as estradas. Já a maior CS verificada na subida do hidrograma deve-se a dois aspectos: exaustão das fontes de sedimentos durante a recessão do hidrograma e diluição da CS devido a um incremento da vazão de base.

Dos dez eventos utilizados na calibração, apenas os eventos 220802 e 251002 apresentaram defasagem entre os picos de CS e de vazão, porém, é importante chamar a atenção que o modelo LISEM e qualquer outro modelo não consideram ou não são capazes de representar o efeito histerese. A consequência dessa condição é uma tendência dos modelos superestimarem a produção de sedimentos, pois o valor máximo de CS coincide com o valor máximo da vazão.

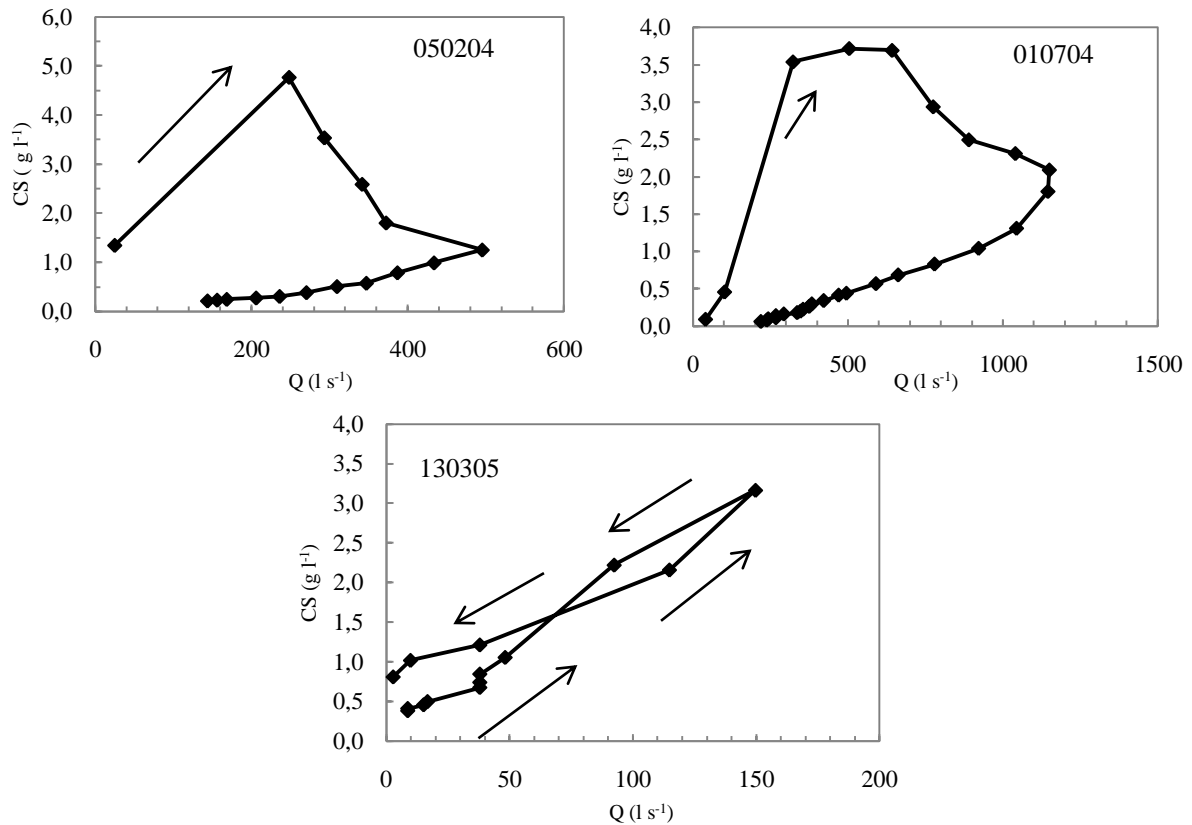


Figura 7.5. Gráficos ilustrando o efeito histerese para três dos dez eventos utilizados na calibração do modelo LISEM.

#### *Equação da capacidade de transporte*

De acordo com as equações 13, 14 e 16, verifica-se que um dos fatores importantes relacionado com a modelagem do processo erosivo e deposicional (bacia vertente e calha) é a capacidade de transporte (TC). Conforme descrito em materiais e métodos, o modelo LISEM inicialmente estima o escoamento superficial e, a partir dessa operação, é calculada, para cada célula, a TC, por fim, os sedimentos são propagados em direção ao exutório. A taxa de desagregação ou sedimentação irá ocorrer, conforme o balanço realizado entre a diferença da CS proveniente da célula de montante e atual e o valor da TC calculado (dentro de um determinado intervalo de tempo). Quando a CS da célula de montante for maior que a TC, o modelo irá simular deposição, na condição contrária, desagregação. Desta maneira, verifica-se que estimativas incorretas da TC têm uma enorme influência na simulação do processo erosivo (Merten, 2000). No modelo LISEM, a TC é estimada pela eq. 16. Essa equação foi desenvolvida por Govers (1990) a partir de ensaios de laboratório e tem sido testada com sucesso para estimar o transporte de sedimentos total (suspensão e leito) em condições de escoamento superficial (Govers, 1992). Entretanto, devido à maneira com a qual essa equação



foi derivada, ou seja, simulando em laboratório condições de escoamento de pouca espessura de lâmina de água e fundo móvel pouco coeso, seria razoável esperar que essa não seja adequada para estimar a TC para a condição do canal fluvial da bacia de Arvorezinha.

Partindo dessa premissa, procurou-se, neste trabalho, avaliar a equação de Govers (1990), quando utilizada para estimar a TC na condição de escoamento superficial na bacia vertente e para escoamento canalizado na calha fluvial (Tabelas 7.4 e 7.5). No primeiro caso, foram utilizados dados experimentais de Oliveira (2010) que, se valendo de um simulador de chuva, realizou um estudo na bacia de Arvorezinha para obter parâmetros de erodibilidade em sulco e entressulco do modelo WEPP. Avaliação da TC, na condição de escoamento canalizado na calha, foi realizada considerando a aplicação da equação 16 na posição onde foram obtidos os hidrogramas e sedimentogramas observados. Aplicando-se, então, a equação de TC-LISEM para as variáveis hidráulicas de Oliveira (2010) (Tabela 7.4), verificou-se que os valores de CS máximo observados no experimento foram de uma mesma ordem de grandeza dos valores simulados pelo TC-LISEM. Por outro lado, comparando-se os valores de CS máximo observado no canal fluvial (Tabela 7.5), verifica-se que os números apresentam ordem de grandeza diferente. Essa condição sugere que a equação de Govers (1990) tende a gerar valores bem superiores aos valores de CS máximo que vem sendo observados nas medições realizadas em 97 eventos (Figura 7.3). Dessa maneira, de acordo com os valores da CS máxima superestimados pelo modelo LISEM (Tabela 7.3), é possível supor que existe uma forte evidência que permite concluir que uma parte significativa das diferenças encontradas entre os valores de PS, simulada pelo modelo LISEM e observada no exutório da bacia, deve-se à superestimativa da TC pela eq. 16 na fase de simulação do processo erosivo no canal fluvial.

Tabela 7.4. Capacidade de transporte calculada com dados medidos na bacia por Oliveira (2010).

Velocidade máxima do fluxo observada	Q máxima observada	TC estimada esc. superficial <sup>1</sup>	CSS máxima observada
m s <sup>-1</sup>	l s <sup>-1</sup>	g l <sup>-1</sup>	g l <sup>-1</sup>
0,060	0,03	39	41
0,195	0,23	147	203
0,244	0,41	180	195
0,289	0,58	208	159
0,333	0,78	235	81
0,349	0,93	244	75

<sup>1</sup> Capacidade de transporte calculada usando a equação de Govers (1990), considerando uma declividade de 0,04m m<sup>-1</sup> e D50 igual a 50 micrometros.

Tabela 7.5. Capacidade de transporte calculada com dados medidos no canal fluvial.

Evento	Velocidade máxima do fluxo observada  m s <sup>-1</sup>	Q máxima observada  l s <sup>-1</sup>	TC estimada <sup>1</sup>  g l <sup>-1</sup>	CS máxima simulada  g l <sup>-1</sup>	CS máxima observada  g l <sup>-1</sup>
130305	0,33	154	113	6,07	3,17
050204	0,59	495	195	19,35	4,77
200802	0,79	662	235	34,71	1,85
110107	0,86	925	254	88,70	4,54
010704	0,94	1176	266	60,06	3,72

<sup>1</sup> Capacidade de transporte calculada usando a equação de Govers (1990), considerando uma declividade de 0,04m m<sup>-1</sup> e D50 igual a 50 micrometros.

A representação inadequada pela equação da TC com dados medidos no canal fluvial pode ter ocorrido por dois motivos. Primeiro, nem todo material que é erodido na bacia vertente está chegando ao canal. A equação utilizada para a TC simula adequadamente a fase de bacia vertente, mas o mesmo não ocorre na fase de canal. As simulações para o canal apresentam superestimativas de CS, e o que poderia estar acontecendo são deposições nas partes baixas próximo ao canal e o modelo não está sendo capaz de representar esses processos.

Segundo, a equação de TC não é adequada para simular a desagregação em canais, uma vez que essa equação foi originada a partir de experimentos realizados em laboratório, visando as condições de uma vertente, não de um canal. Portanto, essa equação poderia estar superestimando as concentrações de sedimentos, e isso justificaria os altos valores de concentração simulados, como é apresentado pela Tabela 7.3. Contudo, deve-se ressaltar que o evento de 130305, que apresentou uma vazão máxima de 154 l s<sup>-1</sup>, considerada baixa entre os dez eventos calibrados, a CS simulada aproxima-se da observada. No entanto, a partir da segunda menor vazão máxima observada 495 l s<sup>-1</sup>, a equação superestimou a CS. Para desenvolver a equação de TC, Govers (1990) utilizou um material com granulometria que variou de silte à areia grossa, declividade de 1 a 12° e vazões de 0,2 a 15 l s<sup>-1</sup>, num total de 436 medidas. A granulometria e a declividade estão dentro dos padrões encontrados na bacia de Arvorezinha, no entanto, a vazão está muito abaixo das vazões observadas no canal.

## **7.2. REPRESENTAÇÃO DA VARIABILIDADE ESPACIAL DOS PROCESSOS EROSIVOS E DEPOSICIONAIS SIMULADOS PELO MODELO LISEM**

### **7.2.1. Desagregação e Deposição de Sedimentos Simulados pelo Modelo**

Na Tabela 7.6, são apresentados os dados referentes aos valores de desagregação e deposição estimados pelo modelo. Esses valores correspondem à janela de saída gerada pelo modelo LISEM (Figura 6.15). A partir dessas informações, verificou-se que o processo de erosão dominante na bacia vertente foi a desagregação causada pelo escoamento superficial, enquanto que no canal fluvial predominou o processo de deposição. No intuito de verificar o desempenho do modelo, algumas variáveis, isoladamente, foram analisadas e comparadas com dados medidos em campo.

A condição de que a desagregação provocada pelo escoamento superficial foi predominante sobre a desagregação causada pelo impacto da gota, é confirmada pelos resultados obtidos por Oliveira (2010). Esse autor verificou que no total de sedimentos produzidos em experimentos com chuva simulada, só 4% foram produzidos pela desagregação em entressulcos. Govers e Poesen (1988) realizaram um experimento na Bélgica com a finalidade de medirem por meio de parcelas experimentais a produção de sedimentos. Nesta área, foi medida a contribuição de erosão por entressulco, sulco e voçorocas. A contribuição da erosão entressulco para produção de sedimentos total foi de 22%.

A pequena participação da erosão provocada pela gota na erosão total está coerente também com as medições de estabilidade de agregados verificados para alguns locais da bacia (Moro et al., 2011). Os valores encontrados e apresentados na Tabela 7.7, segundo a literatura (Imenson e Vis, 1984), classificam os agregados da bacia como altamente estáveis, principalmente em área de mata, pousio e pastagem. Além disso, durante o experimento que foi realizado para determinar a estabilidade de agregados, foi possível observar que a grande maioria dos agregados era formada por saprólito, como mostra a Figura 7.6, o que justifica a alta estabilidade encontrada. Os poucos agregados que foram avaliados quanto à estabilidade, que não eram saprólitos, apresentaram uma estabilidade muito pequena. A existência de agregados do tipo “saprólitos” se deve aos solos encontrados em Arvorezinha, que são solos pouco profundos, onde os horizontes A e B foram em grande parte erodidos.

Tabela 7.6. Valores de desagregação e deposição na bacia vertente e no canal fluvial gerados pelo modelo LISEM.

Evento	P (mm)	I 15 (mm/h)	Esc. (m <sup>3</sup> )	Bacia vertente			Canal		PS exutório (t)	SDR (%)
				Des. chuva (t)	Des. esc. (t)	Dep. (t)	Des. esc. (t)	Dep. (t)		
200802	51	16,2	4785	16	855	638	0,05	117	117	27
220802	38	11,5	34819	21	4272	2942	102	727	726	32
251002	31	34,7	6487	14	753	576	3	75	118	25
080703	87	54,3	37933	53	5056	3273	4493	639	5690	36
150703	60	26,0	13856	26	2998	2121	3	439	467	30
050204	66	117,1	3123	22	555	434	0,18	83	60	26
010704	52	32,8	12113	24	1498	1124	4	150	252	27
130305	76	48,9	381	18	86	98	123	113	17	7
041005	109	81,5	46017	62	2885	2037	5	375	539	32
100107	88	115,6	4812	37	1109	855	3	97	197	26

P = precipitação; Esc. = escoamento superficial; I<sub>15</sub> = intensidade máxima em 15 min.; Des. chuva = desagregação pelo impacto da gota da chuva; Des. esc. = desagregação pelo escoamento superficial; Dep. = deposição; PS = produção de sedimentos; SDR = taxa de transferência de sedimentos da bacia vertente para o canal fluvial.

Tabela 7.7. Estatística referente ao número de gotas necessárias para desagregar 50% dos agregados.

Tratamento	Desagregação			
	Média	Mediana	DP	CV
	Nº gotas			
Convencional	99	69	80	0,8
Conservacionista	98	67	78	0,8
Mata Nativa, pousio e pastagem	200	200	0,0	0,0

Convencional = sistema de preparo do solo tradicional; Conservacionista = sistema de preparo do solo em cultivo mínimo; DP = Desvio padrão; CV = Coeficiente de variação.



Figura 7.6. Foto ilustrando agregados rompidos pelo impacto da gota.

A média da taxa de transferência de sedimentos (SDR) calculada de acordo com os valores que constam na Tabela 7.6 foi de 27%. Já em um estudo realizado por Minella (*comunicação pessoal*) para determinar as taxas de erosão e deposição com o uso do Césio<sup>137</sup>, o valor de SDR encontrado foi de 40%. É importante considerar, entretanto, que o valor de SDR determinado pela técnica do Cs<sup>137</sup> representa um valor médio de longo período determinado em apenas três vertentes da bacia, enquanto que os dados gerados pelo modelo são para toda a bacia e para eventos individuais. De qualquer maneira, o valor médio simulado próximo a 30% apresenta uma ordem de grandeza semelhante ao valor de 40%, indicando, com isso, consistência numérica entre esses dois valores utilizando-se diferentes procedimentos.

### **7.2.2. Distribuição espacial dos processos de desagregação e deposição - análise quantitativa**

Os resultados referentes ao total desagregado na bacia vertente e no canal fluvial obtidos pelas simulações foram comparados com os resultados obtidos pela técnica do *fingerprint*. Conforme já mencionado em Material e Métodos, a utilização da técnica do *fingerprint* possibilita a determinação do percentual de cada fonte de sedimento na produção de sedimentos total da bacia medido no exutório. Por outro lado, o modelo LISEM apresenta separadamente apenas a desagregação do solo na bacia vertente e no canal fluvial e também a deposição para esses mesmos locais. Nesse caso, a comparação entre o *fingerprint* e o LISEM é apenas para efeito de uma avaliação da habilidade do modelo em simular adequadamente a interação de processos erosivos e deposicionais que ocorrem entre a bacia vertente e o canal.

Na Tabela 7.8, constam os dados obtidos pelas simulações com o modelo LISEM e com a técnica do *fingerprint*. De acordo com esses resultados, é possível observar que, em apenas quatro eventos (200802, 220802, 251002 e 130305), as simulações apresentaram um comportamento semelhante ao encontrado pelo *fingerprint*. Segundo Minella (2007), até o ano de 2003, a bacia vertente era a principal fonte de sedimentos (com uma média de contribuição de 98% da bacia vertente e 2% do canal). Durante esse período, as práticas de conservação do solo não eram utilizadas pelos agricultores. Já a partir do ano de 2004, ano em que as práticas de conservação começaram a ser implementadas na bacia, o canal passou a ter uma maior contribuição na produção total de sedimentos (em média, uma contribuição de 78% da bacia vertente e 22% do canal). Isso pode ser explicado pelo fato do aporte de sedimentos oriundo da bacia vertente ter diminuído e, conseqüentemente, os processos erosivos no canal fluvial foram acentuados. Entre os eventos utilizados nas simulações,

apenas o evento 130305 foi capaz de reproduzir essa modificação no sistema de manejo das áreas agrícolas da bacia. Uma possível explicação para os resultados encontrados para o evento 130305 é que o escoamento gerado na bacia vertente foi pequeno e o SDR também foi baixo. Nessa condição, a baixa quantidade de sedimento proveniente da bacia vertente foi compensada com uma maior desagregação de sedimentos no canal fluvial. Por outro lado, o evento 080703 também apresentou valor alto de erosão no canal fluvial, porém, as condições foram inversas, onde tanto o escoamento superficial como o SDR foram elevados. Para os demais eventos, verifica-se uma tendência de que a bacia vertente contribui, em média, com mais 99% para a produção de sedimentos, enquanto que o canal fluvial contribui com menos de 1%, em média. Analisando algumas variáveis envolvidas nos processos, como volume precipitado, forma do hietograma, intensidade da precipitação, escoamento superficial e uso e manejo do solo, não foi possível encontrar uma explicação adequada para os resultados obtidos nas simulações.

Tabela 7.8. Porcentual de contribuição das fontes de sedimentos determinado pelo modelo LISEM comparado com resultados obtidos pelo uso do Fingerprint.

Evento	Lisem (desagregação)		Fingerprint (PS)	
	Bacia vertente (%)	Canal (%)	Bacia vertente (%)	Canal (%)
200802	99,99	0,01	99	1
220802	97,68	2,32	98	2
251002	99,65	0,35	99	1
080703	53,21	46,79	99	1
150703	99,92	0,08	98	3
050204	99,97	0,03	68	32
010704	99,77	0,23	71	29
130305	45,90	54,10	70	30
041005	99,83	0,17	66	34
100107	99,71	0,29	#	#

# Sem dados de Fingerprint.

### 7.2.3. Distribuição espacial dos processos de desagregação e deposição – análise qualitativa

O padrão espacial dos processos de erosão e deposição dos mapas gerados pelo LISEM foi comparado com o da verdade de campo verificada, conforme já comentado em Material e Métodos, a partir de um levantamento expedido realizado em conjunto com os produtores. Analisando os mapas de erosão do LISEM (Figuras 7.7 e 7.8), é possível identificar as áreas mais suscetíveis à erosão e à deposição. De acordo com os mapas, as maiores taxas de erosão ocorrem quase sempre no terço final da bacia, próximo ao exutório,

onde o relevo é mais acentuado. Outra área crítica apontada nos mapas ocorre na parte alta da bacia, junto ao limite sul-sudeste da mesma.

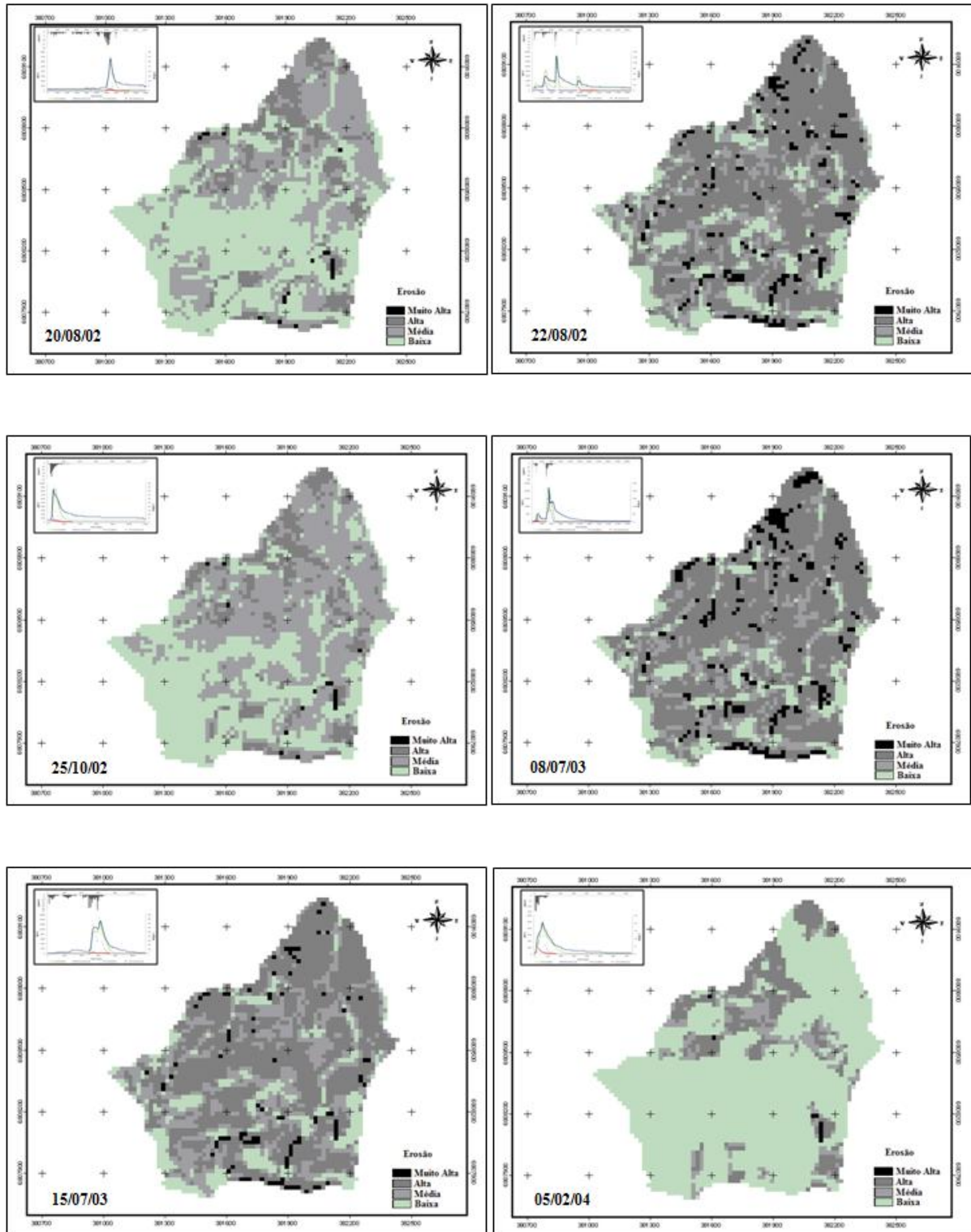


Figura 7.7. Mapas ilustrando os resultados do modelo LISEM para erosão (200802, 220802, 251002, 080703, 150703 e 050204).

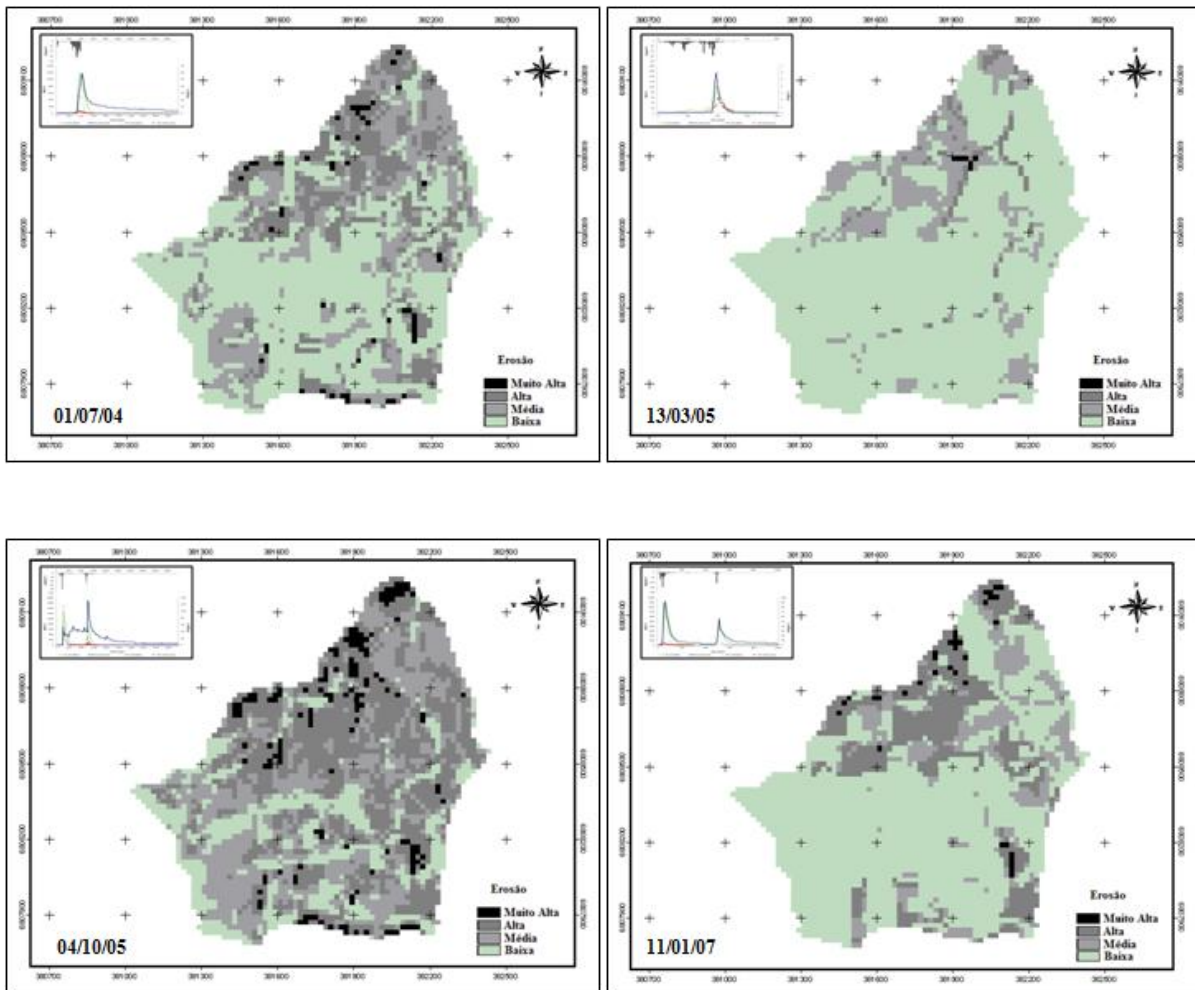


Figura 7.8. Mapas ilustrando os resultados do modelo LISEM para erosão (010704, 130305, 041005 e 110107).

Informações espaciais das Figuras 7.7 e 7.8 foram transformadas em porcentagem de classe de erosão e são apresentadas na Tabela 7.9. Pela Tabela 7.9 é possível agrupar os eventos em três categorias de erosão. Nos eventos 050204, 130305 e 110107, a taxa de erosão predominante em 76, 80 e 65% da área, respectivamente, foi classificada como baixa ( $< 1 \text{ t ha}^{-1}$ ). Já para os eventos 200802, 251002 e 010704, predominaram as classes de erosão baixa a média ( $< 1 - 10 \text{ t ha}^{-1}$ ), correspondente a 84, 85 e 76% da área, respectivamente. A classe alta ( $10 - 100 \text{ t ha}^{-1}$ ) predominou em 59, 62, 56 e 40% da área para os eventos 220802, 080703, 150703 e 041005, respectivamente. A justificativa para essa tendência, de uma maneira geral, está associada diretamente ao volume do escoamento superficial que foi simulado. Para os eventos em que predominou as baixas taxas de erosão, o volume escoado variou entre 381 a 4.812  $\text{m}^3$  (Tabela 7.2). Para o segundo grupo, o volume escoado variou entre 4.785 a 12.113  $\text{m}^3$  (Tabela 7.2). No terceiro grupo, o volume escoado variou de 13.856 a 46.017  $\text{m}^3$  (Tabela 7.2). Um aspecto importante de ser mencionado refere-se aos eventos



110107 e 200802. Esses eventos foram classificados em grupos diferentes em relação à erosão, apresentaram um volume escoado semelhante, porém, a diferença em relação à erosão foi decorrente do formato do hietograma. No evento 110107, o pico da precipitação ocorreu no início do evento, já em 200802, o pico de precipitação ocorreu no final do evento. Quando o hietograma apresenta o pico de precipitação no final, ocorre a tendência de uma maior desagregação do solo pelo escoamento, devido ao fato do solo apresentar uma umidade maior e, conseqüentemente, uma menor infiltração o que conduz a um maior escoamento superficial. Já o evento 220802, que pertence à classe dos eventos onde predomina a erosão elevada, ainda que o volume escoado não tenha sido muito elevado, o pico do hietograma também foi atrasado e, além disso, a umidade do solo encontrava-se alta por este ter ocorrido dois dias após outro evento.

Tabela 7.9. Classes de erosão verificadas nos mapas referente aos eventos simulados pelo modelo LISEM.

Classe	Erosão									
	200802	220802	251002	080703	150703	050204	010704	130305	041005	110107
	%									
Baixa	46,2	13,6	34,8	12,0	13,9	76,7	45,4	80,7	18,7	65,5
Média	38,1	21,5	50,8	17,5	26,2	9,0	30,6	16,2	36,1	14,4
Alta	15,0	59,1	13,9	62,6	56,5	14,0	22,1	3,0	39,6	18,9
Muito Alta	0,6	5,8	0,5	7,9	3,4	0,3	1,9	0,2	5,5	1,2

Em relação aos mapas de deposição, é possível observar que as maiores deposições ocorreram nas áreas próximas ao canal e no próprio canal. Analisando os mapas (Figuras 7.9 e 7.10) e os dados gerados por estes e apresentados na Tabela 7.10, verifica-se que para os eventos 220802, 080703, 150703 e 041005 a classe predominante de deposição foi a classe média deposição ( $-1$  a  $-10$  t ha<sup>-1</sup>). Para os demais eventos, a classe predominante foi a classe baixa deposição ( $> -1$  t ha<sup>-1</sup>).

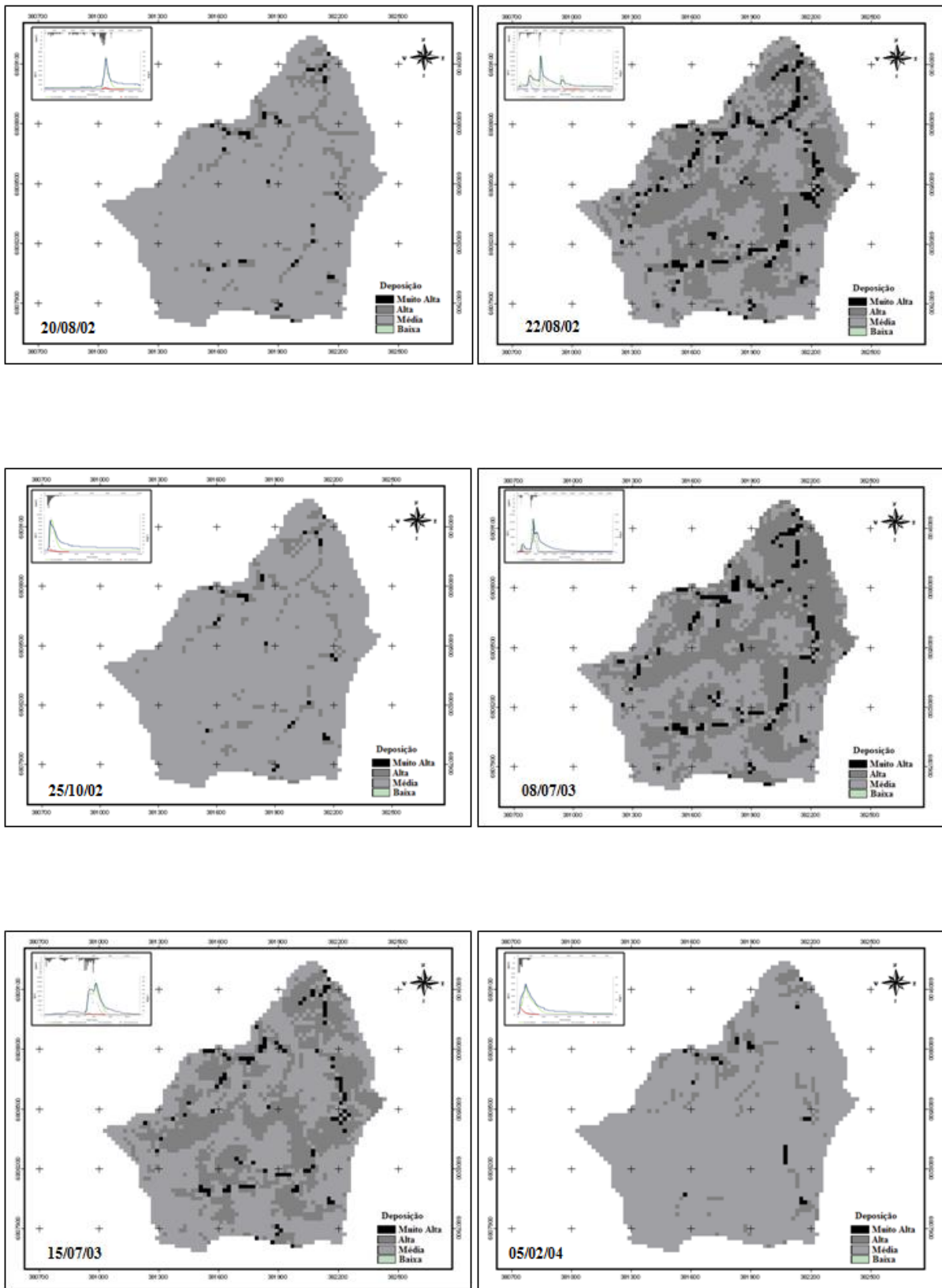


Figura 7.9. Mapas ilustrando os resultados do modelo LISEM para deposição (200802, 220802, 251002, 080703, 150703 e 050204).

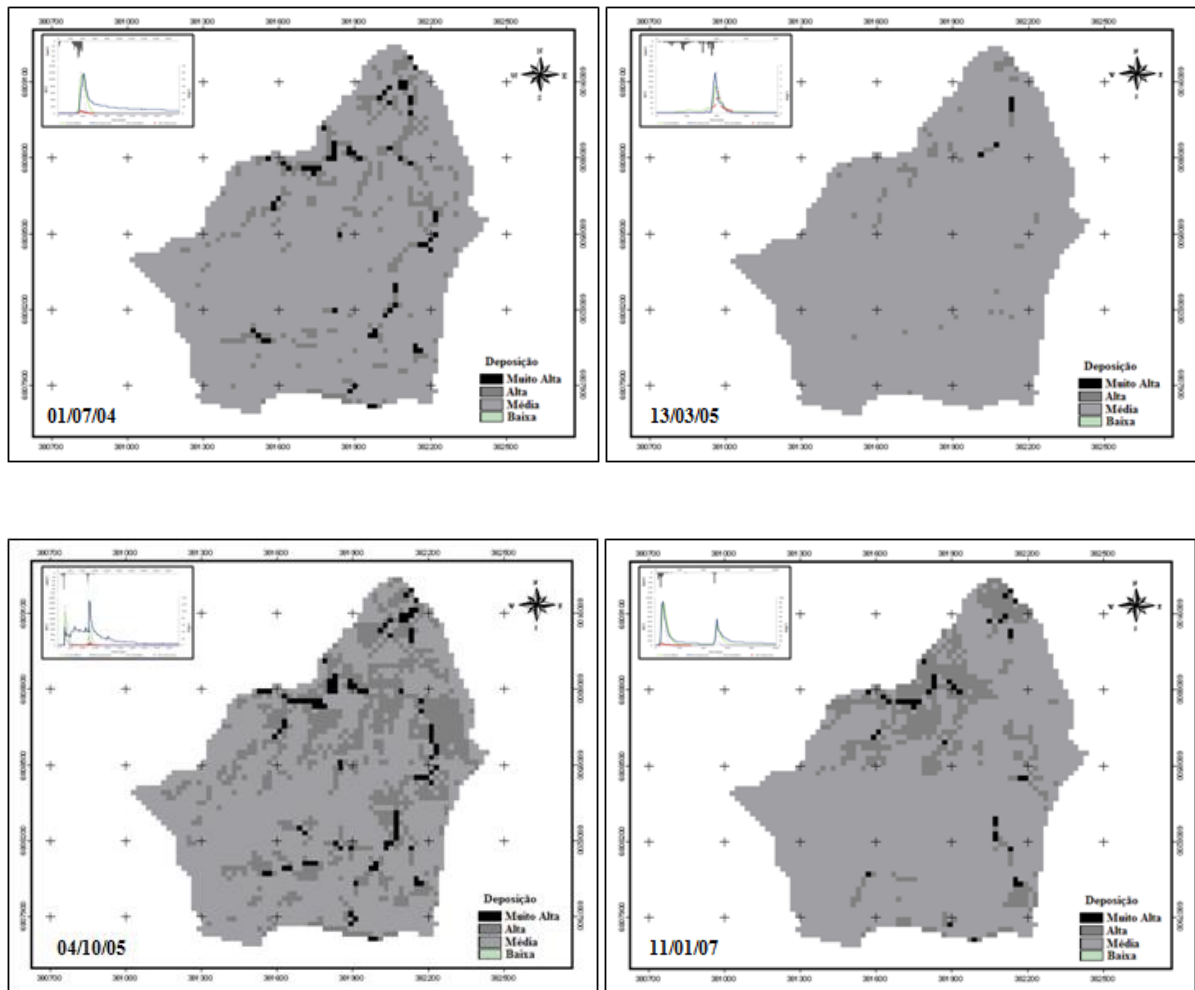


Figura 7.10. Mapas ilustrando os resultados do modelo LISEM para deposição (010704, 130305, 041005 e 110107).

Tabela 7.10. Classes de deposição verificadas nos mapas referente aos eventos simulados pelo modelo LISEM.

Classe	Deposição									
	200802	220802	251002	080703	150703	050204	010704	130305	041005	110107
	%									
Baixa	54,3	15,3	56,4	10,9	12,6	74,8	48,2	81,5	15,0	62,7
Média	38,3	63,6	37,0	65,6	59,7	18,9	42,1	16,5	63,8	24,8
Alta	6,2	16,1	5,7	18,6	24,3	5,6	7,5	1,8	17,9	11,2
Muito Alta	1,2	5,0	0,9	4,9	3,4	0,8	2,2	0,2	3,3	1,4

De acordo com as observações que vêm sendo feitas ao longo do período do monitoramento, principalmente após eventos de grande magnitude e com o levantamento de

campo, foi possível constatar que os processos erosivos que geram pouca perda de solo (quase insignificante) ocorrem em toda a bacia. Já os processos que causam uma perda de solo significativa ocorrem nas áreas onde a topografia é mais acentuada. Essas áreas encontram-se no terço inferior da bacia (exutório), e em uma pequena faixa do terço superior (cabeceira), próximo dos limites sul-sudeste da mesma (Figura 7.11), o mesmo foi verificado nos mapas de erosão gerados pelo modelo.

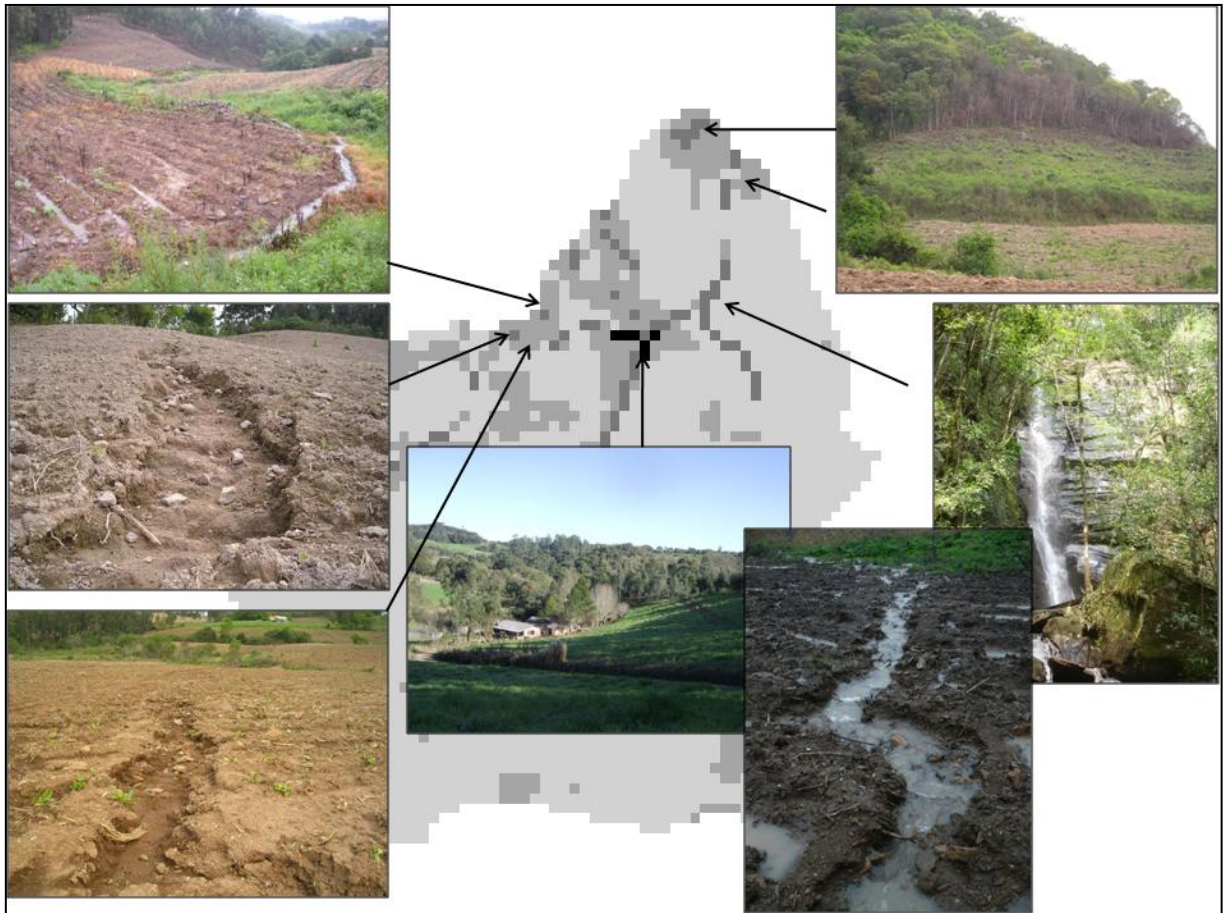


Figura 7.11. Mapa de erosão do evento 130305 com fotos ilustrando as áreas com maior suscetibilidade aos processos erosivos de acordo com as observações realizadas após a ocorrência de eventos.

Em relação às áreas de deposição (Figura 7.12), tem se verificado que as principais áreas correspondem às posições localizadas ao final das encostas, próximo das margens do canal fluvial, e em uma pequena faixa no terço superior da bacia no final de uma encosta, como pode ser verificada através dos mapas (eventos 220802, 080703, 150703 e 041005).



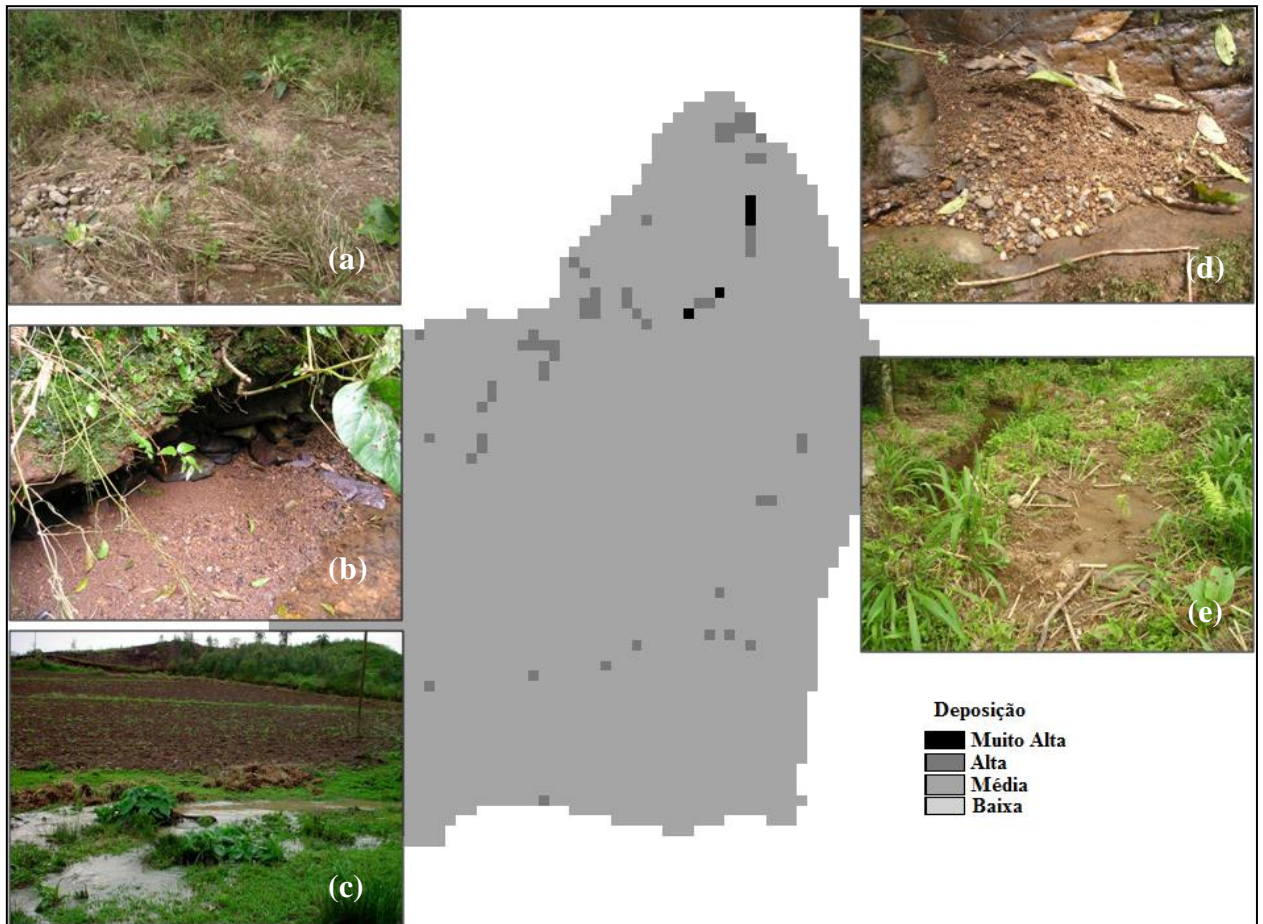


Figura 7.12. Mapa de deposição do evento 130305 com fotos ilustrando as áreas com maior suscetibilidade aos processos deposicionais de acordo as observações realizadas após a ocorrência dos eventos, (a) deposição no final da encosta, (b) (c) (d) deposição no canal fluvial e (e) deposição próximo ao canal fluvial.

Analisando os mapas de erosão gerados pelo modelo com a verdade de campo, também se constatou a influência do escoamento superficial sobre os resultados. No terço superior da bacia próximo ao limite sudoeste da mesma, em uma área ocupada por mata nativa com uma declividade média de 12%, verifica-se que para eventos de baixa magnitude o modelo simulou uma perda de solo muito pequena. Já para eventos de maior magnitude essa mesma área apresentou uma perda de solo expressiva. No entanto, isso não foi observado em campo durante o monitoramento e nem pelos produtores, por se tratar de uma área com vegetação nativa bem preservada. Nas demais áreas, os padrões espaciais simulados pelo modelo foram semelhantes à verdade de campo. Takken et al. (1999) observaram resultados semelhantes em um estudo realizado na Bélgica. Os autores verificaram que o modelo subestimou a erosão ocorrida em áreas com solo descoberto e áreas com pouca cobertura, enquanto que para as áreas com densa cobertura do solo, o modelo superestimou a erosão.

Para avaliar de maneira mais adequada a distribuição espacial dos processos erosivos, teria sido necessário utilizar procedimentos mais adequados dos que foram utilizados nesse trabalho, como acompanhamento dos pós-eventos, com descrição e posicionamento dos locais dos sulcos e depósitos e quantificação do material desagregado e depositado. Hessel et al. (2006), para validar o modelo LISEM em uma pequena bacia no leste da África, utilizaram pequenas parcelas para quantificar o escoamento superficial e a perda de solo para diferentes culturas. Segundo esses autores, os valores medidos e simulados são estatisticamente diferentes ao nível de 5%, e que os padrões espaciais simulados apresentaram uma similaridade com os padrões espaciais observados. Possíveis justificativas para as diferenças entre simulado e observado foram atribuídas à imprecisão dos dados e à descrição incompleta dos processos hidrológicos e sedimentológicos. Hessel et al. (2003b) utilizando o modelo LISEM para a bacia de Danangou no Loess Plateau da China, também utilizaram parcelas para quantificar a perda de solo e escoamento superficial, e realizaram um mapeamento da presença dos sulcos nas áreas de lavoura. Quando foram comparados, os padrões espaciais observados e simulados, foi verificado que, em geral, esses eram semelhantes. No entanto, quando analisado pontualmente os padrões, eram muito diferentes. E como principais causas para a simulação não satisfatória dos processos erosivos os autores citaram: a representação incorreta da topografia pelo MNT, a descrição dos processos hidrossedimentológicos incorreta ou incompleta pelo modelo e a precisão dos dados de entrada.

Em relação à análise de habilidade do modelo LISEM simular espacialmente os processos erosivos e deposicionais, Hessel et al. (2011) afirmam que muitas vezes uma combinação de fatores pode estar influenciado na discrepância entre os valores simulados e observados, no entanto, é muito difícil identificar com exatidão que fator é esse. Para avaliar o modelo LISEM de maneira espacial, são necessários dados de entrada muito detalhados, e tais dados são muito difíceis de serem obtidos em escala de bacia hidrográfica, especialmente quando a topografia é complexa. Trabalhos como os de Takken et al. (1999), Jetten et al. (2003) e Hessel et al. (2011), entre outros, mostram que um modelo de erosão pode ser calibrado com bons resultados no exutório da bacia, no entanto, o mesmo não pode ser afirmado em relação à distribuição espacial dos processos erosivos e deposicionais.

### 7.3. EFEITOS DO MANEJO DO SOLO E DA PRESENÇA DO AMBIENTE RIPÁRIO SOBRE OS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS

#### 7.3.1. Efeito do manejo do solo e da presença do ambiente ripário sobre o escoamento superficial

Na Tabela 7.11, são apresentados os resultados das simulações do volume total escoado, da vazão de pico e o percentual de decréscimo ou acréscimo do volume escoado da vazão de pico em relação ao C1 (condição original da bacia). Verifica-se, por essa tabela, que o escoamento superficial e a vazão de pico não variam muito quando se compara os diferentes cenários.

Tabela 7.11. Valores de escoamento superficial e vazão de pico para os diferentes cenários.

Cenário 1 <sup>1</sup>	Cenário 2 <sup>2</sup>	Cenário 3 <sup>3</sup>	Cenário 4 <sup>4</sup>	Cenário 5 <sup>5</sup>	Cenário 6 <sup>6</sup>
Volume total escoado (m <sup>3</sup> )					
3589	3705	3974	3319	3563	3181
Vazão de pico (l s <sup>-1</sup> )					
579	595	628	537	562	498
Percentual de decréscimo ou acréscimo do volume escoado em relação ao C1 (%)					
0	3	11	-8	-1	-11
Percentual de decréscimo ou acréscimo da vazão de pico em relação ao C1 (%)					
0	3	8	-7	-3	-14

<sup>1</sup>Preparo do solo no sistema convencional;

<sup>2</sup>Preparo do solo no sistema cultivo mínimo;

<sup>3</sup>Cultivo mínimo e biofiltro (5 m);

<sup>4</sup>Cultivo mínimo e mata ciliar (10 m);

<sup>5</sup>Cultivo mínimo, biofiltro (5 m) e mata ciliar (10 m);

<sup>6</sup>Cultivo mínimo, biofiltro (10 m) e mata ciliar (30 m).

Analisando o volume total escoado por cenários, verifica-se que, nos C2 e C3, esse apresentou um ligeiro aumento, enquanto que nos C4, C5 e C6, uma pequena redução. Importante verificar, que no cultivo mínimo (C2), que é uma prática de manejo de solo importante para reduzir o escoamento superficial, esse efeito não foi verificado nas simulações. A explicação para esses resultados pode estar relacionada com os valores de condutividade hidráulica saturada (Ksat) utilizado nas simulações. O modelo é muito sensível a Ksat e, após sua calibração, uma alteração de um décimo no valor da Ksat é capaz de alterar significativamente o volume escoado. O valor de Ksat para as áreas com cultivo mínimo,

determinada por Dalbianco (2009), foi em média de  $274 \text{ mm h}^{-1}$  ( $7,4 \text{ mm h}^{-1}$  calibrado), enquanto que para o cultivo tradicional foi em média de  $301 \text{ mm h}^{-1}$  ( $8,1 \text{ mm h}^{-1}$  calibrado). Dessa maneira, como no C2 foi utilizado um Ksat menor que o C1, o volume total escoado aumentou.

Para o cenário onde só o biofiltro foi empregado (C3), o volume total escoado foi o maior dentre todos (Tabela 7.11). Já quando se simula a presença da mata ciliar somente (C4) ou combinado com o biofiltro (C6), o volume escoado total diminui. Quando combina-se o biofiltro com a mata ciliar com as dimensões segundo os agricultores sugerem (C5), o volume escoado é um pouco maior quando comparado aos C4 e C6, porém, é menor quando comparado com o cenário biofiltro (C3). A justificativa para esses resultados está novamente relacionada com a Ksat, como referido no parágrafo anterior. A Ksat utilizada nas simulações com biofiltro, na ausência de dados medidos, foi assumida ser igual àquela determinada por Dalbianco (2009) para as áreas de pastagem e pousio (valor inicial de  $128 \text{ mm h}^{-1}$  e valor calibrado de  $3,5 \text{ mm h}^{-1}$ ). No entanto, se reconhece que o valor da Ksat, para áreas onde o biofiltro é utilizado sem que haja pisoteio animal, deveria ser superior ao valor utilizado nesse trabalho. Já o valor de Ksat medido para mata ciliar foi de  $410 \text{ mm h}^{-1}$ , e o valor calibrado foi  $11,1 \text{ mm h}^{-1}$ . Além da Ksat, o coeficiente de Manning também pode estar influenciando, de uma forma menos expressiva, nesses resultados. Nas simulações, quanto maior o valor “n”, menor será o escoamento superficial, devido à menor velocidade do escoamento que, por sua vez, condiciona a uma maior infiltração de água no solo. O valor desse coeficiente utilizado nas simulações para as áreas agrícolas, biofiltro e mata ciliar foram 0,2; 0,6 e 0,1 respectivamente.

O C6 apresentou o menor volume escoado entre todos os cenários, justificado pelo aumento significativo da área com mata (mata ciliar com 30 m) e, conseqüentemente, uma maior área com uma Ksat de  $11,1 \text{ mm h}^{-1}$ . Ainda, de acordo com a Tabela 7.11, verifica-se que, à medida que aumenta o volume precipitado, a eficiência das práticas avaliadas tende a diminuir. Isso significa que, para volumes maiores de precipitação as práticas simuladas (ou os valores dos parâmetros de entrada referentes a tais práticas), não foram capazes de reduzir o volume escoado.

Em relação aos valores de vazão de pico (Tabela 7.11 e Figura 7.13), verifica-se diferenças mais significativas entre os cenários (Figura 7.13). O C3 é o cenário que apresenta a maior vazão de pico e o C6 a menor. Verifica-se que apenas os cenários com mata ciliar (C4, C5 e C6) apresentaram uma redução na vazão de pico. Para os demais cenários, houve



um acréscimo na vazão de pico em relação ao C1. A justificativa para esses resultados está no valor de  $K_{sat}$ , conforme já comentado.

Em relação à forma dos hidrogramas (Figura 7.13), é possível observar que praticamente não houve alterações para os diferentes cenários. Contudo, verifica-se um pequeno pico, quase imperceptível, antes do maior pico. No entanto, o hidrograma referente ao C6 apresentou um terceiro pico, e para esse não foi encontrada nenhuma justificativa para a sua ocorrência. Hessel et al. (2006), em um estudo no leste africano, entretanto, verificaram uma condição contrária, onde o hidrograma medido apresentava dois picos e o hidrograma simulado não foi capaz de reproduzir o segundo pico. Uma das justificativas dadas pelos autores foram atribuídas à limitação do modelo em reproduzir mudanças das condições do solo durante a simulação de um evento, como a formação do selamento superficial, por exemplo.

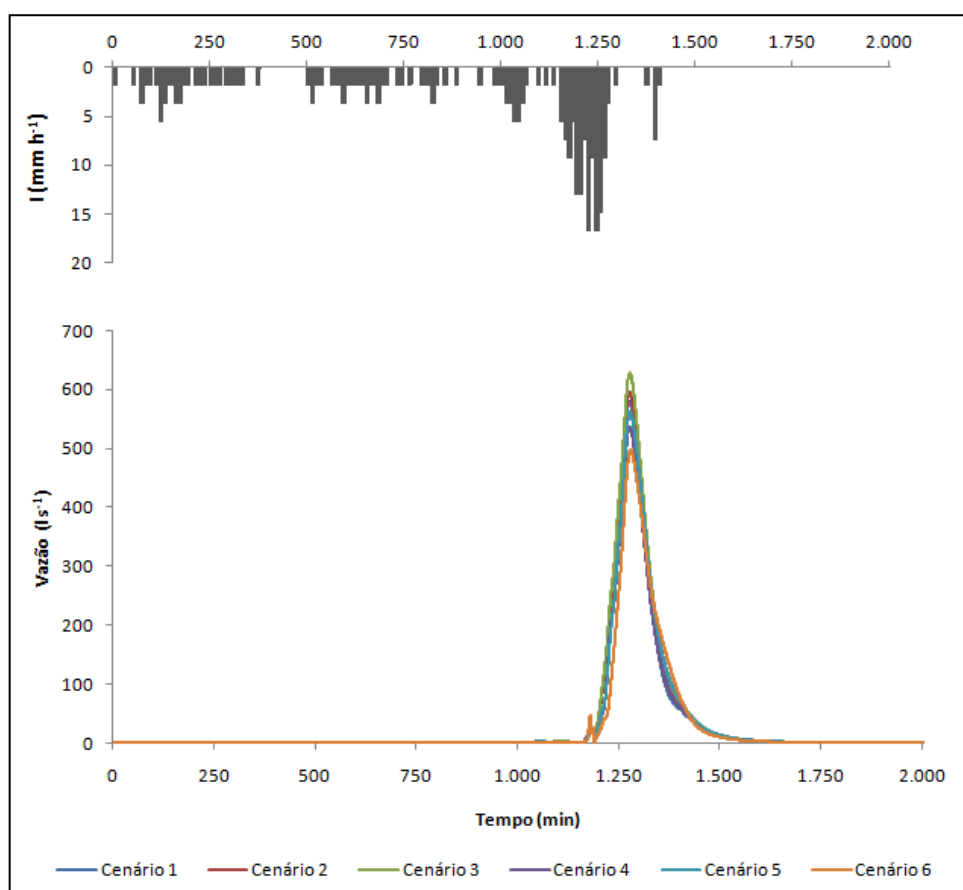


Figura 7.13. Hidrograma simulado pelo modelo para os diferentes cenários.

### 7.3.2. Efeito do manejo do solo e da presença do ambiente ripário sobre a produção de sedimentos

Na Tabela 7.12, são apresentados os valores de produção de sedimentos para os diferentes cenários simulados. Ao contrário do que foi observado nos resultados referentes ao escoamento superficial, a produção de sedimentos foi bastante sensível às simulações de cenários.

Tabela 7.12. Valores de produção de sedimentos para os diferentes cenários.

Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6
Produção de sedimentos (t)					
102	109	81	57	33	35
Percentual em relação ao C1 (%)					
0	6	-20	-45	-67	-66

Os cenários simulados com o biofiltro e a mata ciliar (C3, C4, C5 e C6) foram capazes de reduzir a produção de sedimentos. No entanto, diferentemente do que seria esperado, no cenário onde foi simulado o cultivo mínimo (C2), a produção de sedimentos foi ligeiramente superior ao C1 (cultivo tradicional). Essa inconsistência aparente estaria relacionada com a simulação do processo erosivo pelo modelo. Pelos resultados das simulações verificou-se que a maior cobertura do solo proporcionada pelo cultivo mínimo (C2) reduz a desagregação do solo pelo impacto da gota da chuva (erosão entressulco), sendo essa condição verificada em todas as simulações com o sistema de CM (cenários 2 a 6), conforme mostra a Tabela 7.13. Como a capacidade de transporte do escoamento superficial simulada permanece a mesma que no C1 (pois o volume escoado pouco foi modificado), com uma menor quantidade de sedimentos desagregados pela chuva, o modelo compensa essa condição através de um aumento da desagregação causada pelo escoamento superficial através da erosão em sulco (processo erosivo predominante). Essa condição pode ser verificada claramente através da comparação das Tabelas 7.11 e 7.12, quando se compara os C1 e C2 para as diferentes precipitações. De acordo com a Tabela 7.12, verifica-se que a produção de sedimentos para o C2 foi maior que o C1, em decorrência do maior volume escoado que, por sua vez, condicionou a uma maior erosão em sulco. É possível que, se a Ksat medida por Dalbianco (2009), que obteve um coeficiente de variação de 53%, tivesse sido maior no cultivo mínimo, esses resultados fossem diferentes. Fato esse que ressalta a importância, em se tratando de

modelos de base física, da necessidade da obtenção de dados de solo que representem adequadamente os efeitos do uso e do manejo. O método do permeâmetro de carga constante utilizado por Dalbianco (2009) não foi capaz de representar a diferença de Ksat entre o cultivo tradicional e mínimo. No entanto, para a determinação da Ksat em uma grande área, como é uma bacia hidrográfica, o método do permeâmetro é o mais indicado, mesmo com a alta variação dos resultados, o que é comum nesse tipo de análise.

Por outro lado, uma limitação do modelo LISEM, e por vários outros também, refere-se a sua incapacidade de reproduzir a dinâmica da formação do selamento da camada superficial do solo, que ocorre nos sistemas de manejo com cobertura insuficiente de resíduos. Durante um evento de precipitação, a taxa de infiltração de água no solo diminui devido à saturação do solo (redução do gradiente da tensão matricial) e formação do selamento (obstrução dos poros que transmitem a água da superfície para o interior do solo). No entanto, o LISEM considera apenas um valor único do início ao fim do evento, resultando em uma infiltração maior ou menor do que realmente ocorre. Uma provável solução para esse problema poderia ser da introdução no modelo de diferentes valores de Ksat a cada 30 minutos de simulação, por exemplo. Esses valores seriam baseados em curvas de infiltração de locais representativos da área em estudo. No modelo LISEM, é possível inserir um mapa com a localização das áreas onde ocorre a presença da crosta. Nesse caso, seria utilizado um valor de Ksat baixo para todo evento, e o mesmo permaneceria sem alteração durante o evento.

Tabela 7.13. Valores de desagregação do solo pela chuva e escoamento para os diferentes cenários.

	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Desagregação pela chuva (t)	20	13	13	13	14	15
Desagregação pelo escoamento (t)	773	791	751	702	668	644

Os cenários 3, 4, 5 e 6, entretanto, apresentaram uma redução expressiva na produção de sedimentos, quando comparados com o C1. O C3, apesar de ter apresentado o maior volume escoado como visto na Tabela 7.11, apresentou também uma redução importante na produção de sedimentos. A explicação deve-se ao valor de coesão do solo utilizado para representar a área com biofiltro, que foi de 35,5 kPa. Apesar de o biofiltro representar uma pequena faixa, está localizado em um lugar estratégico da bacia, ou seja, próximo do canal fluvial, onde se concentra o volume escoado superficialmente, porém, a alta coesividade do

solo nessa faixa atenua a desagregação do solo. No entanto, no C4, que representa o uso da mata nativa, esse apresentou um efeito mais acentuado que o C3 na redução da produção de sedimentos. Essa condição pode ser explicada novamente pelo valor de  $K_{sat}$  da mata ciliar, que é maior que o  $K_{sat}$  do biofiltro (portanto, gera um menor escoamento superficial) associado com a coesão do solo para a área de mata que é o segundo maior valor (Tabela 6.6).

O C6, onde o biofiltro e a mata ciliar foram simulados para uma largura conforme as especificações da literatura e da legislação vigente, mostrou uma eficiência um pouco menor que a apresentada pelo C5, cujas dimensões das larguras foram menores (sugeridas pelos produtores). A eficiência do C5 em controlar a produção de sedimentos é explicada pela associação dos valores altos de  $K_{sat}$  (da mata ciliar) com os parâmetros de elevada coesão do solo utilizada nas áreas com biofiltro e mata ciliar. No C6, as áreas de lavoura diminuíram em detrimento da expansão da zona ripária (biofiltro e mata ciliar), resultando em um cenário de menor eficiência de retenção de sedimentos quando comparado com o C5 devido aos menores valores de rugosidade e do coeficiente de Manning utilizados nesses cenários, além do valor de  $K_{sat}$  e coesão. Nas áreas de cultivo, o  $RR = 6,0$  e  $n = 0,2$ , já para áreas de mata o  $RR = 0,6$  e  $n = 0,1$  enquanto que para o biofiltro o  $RR = 1,0$  e o  $n = 0,6$ .

Ao contrário do que foi observado em relação ao escoamento superficial, a mata ciliar e o biofiltro controlaram eficientemente a produção de sedimentos. A eficiência do biofiltro no controle da transferência de sedimentos e de poluentes tem sido objeto de estudo de muitos trabalhos, os quais geralmente apresentam um efeito positivo na redução da transferência de sedimentos, pesticidas e nitrogênio para os cursos d'água (Patty et al., 1997; Aora et al., 2003; Benoit et al., 2004).

A Figura 7.14 apresenta os sedimentogramas gerados pelo modelo, referentes ao exutório da bacia, para os seis cenários. Os sedimentogramas mostram que, em geral, na comparação do C1 com os demais, as práticas simuladas reduziram a concentração de sedimentos. A principal redução foi verificada no C5 e a menor redução no C2, sendo que os motivos já foram explicados anteriormente.

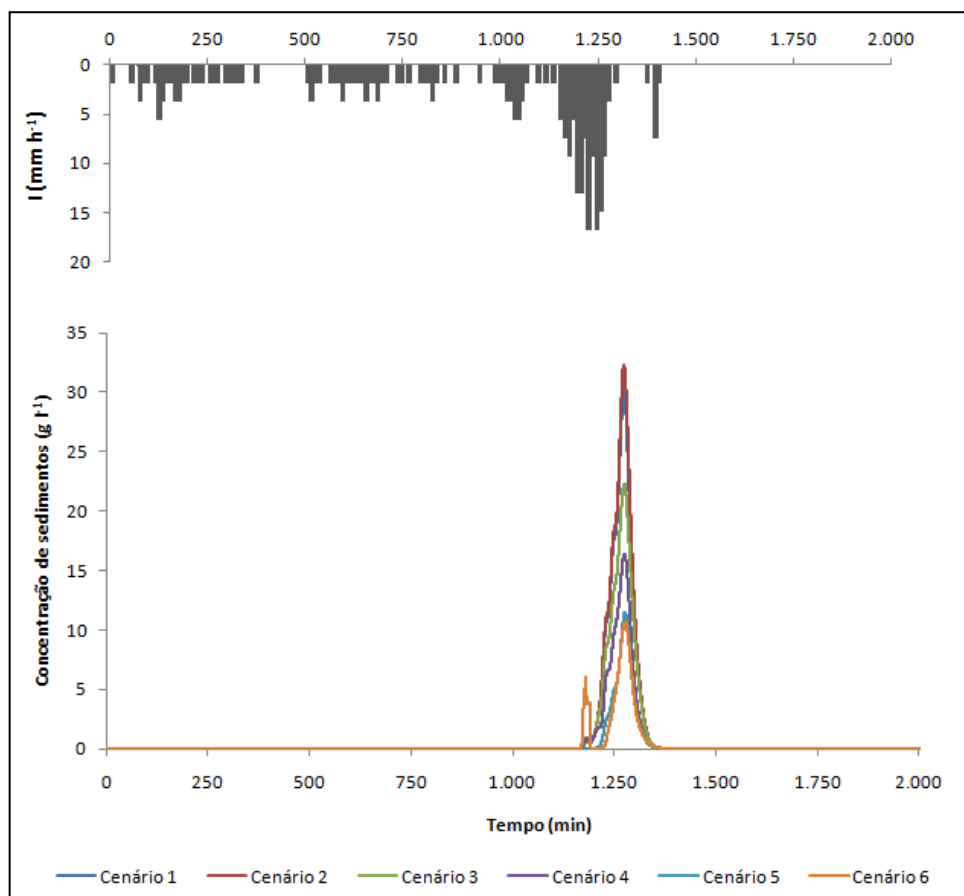


Figura 7.14. Sedimentograma simulado pelo modelo para os diferentes cenários.

Analisando os resultados de forma conjunta, verifica-se que os cenários de manejo do solo associado à presença do biofiltro e da mata ciliar, foram os mais eficientes na redução da produção de sedimentos do que o escoamento superficial. Um resultado já esperado, uma vez que o biofiltro e a mata ciliar não possuem a finalidade de reduzir o volume escoado na bacia vertente, como seria o caso da presença de terraços ou de cordões vegetados, que têm essa finalidade. O C6 foi o mais eficiente em atenuar o escoamento superficial, enquanto que o C5 foi o mais eficiente em reduzir a produção de sedimentos.

Minella (2007) observou que até o ano de 2003, as principais fontes de contribuição para a produção de sedimentos eram as lavouras, e estas eram preparadas no sistema de cultivo tradicional. A partir de 2004, quando o cultivo mínimo começou a ser adotado pelos produtores, verificou-se uma redução da produção de sedimentos da fonte lavoura, ao mesmo tempo em que aumentou a contribuição da fonte canal fluvial para a produção de sedimentos. Essa condição é decorrente de um mecanismo de ajuste da dinâmica fluvial causada pela redução do suprimento de sedimentos da bacia vertente (Simon, 2006). Como a capacidade de transporte do escoamento fluvial permaneceu a mesma (volume escoado pouco se alterou), enquanto que a quantidade de sedimentos proveniente da bacia vertente diminuiu, os

processos erosivos no canal foram intensificados para compensar uma menor quantidade de sedimentos produzida e transferida para a calha fluvial. Esse processo não foi possível de ser simulado pelo modelo LISEM, uma vez que os efeitos positivos de redução da erosão causados pelo cultivo mínimo não foram reproduzidas. É possível que, se o cultivo mínimo simulado pelo modelo fosse capaz de reproduzir esse efeito, os resultados teriam sido similares aos que vêm sendo observados pelo monitoramento conforme Minella (2007), Minella et al. (2007) e Minella et al. (2008).

Na condição real no sistema de cultivo mínimo, para eventos de baixa intensidade, a presença de uma cobertura vegetal condiciona uma maior infiltração de água no solo, diminuindo, dessa forma, o escoamento superficial e, conseqüentemente, a produção de sedimentos. No entanto, o modelo LISEM não foi capaz de representar essa condição. Através dos parâmetros de entrada utilizados, o aumento da cobertura do solo nas áreas de CM atenuou o processo de erosão em entressulcos, mas não alterou as condições de infiltrações que foram modeladas pelo parâmetro  $K_{sat}$  que, conforme já comentado, apresentou um valor numérico semelhante ao CT.

As simulações, no entanto, mostraram consistência com os dados de entrada para cada tipo de manejo do solo, evidenciando que o modelo simula de acordo com as variáveis que são utilizadas como parâmetro de entrada. Isso quer dizer que, à medida que seja possível obter melhores dados de entrada, mais adequada serão as simulações. Neste trabalho, por exemplo, o parâmetro  $K_{sat}$  gerou enormes incertezas quanto ao valor que representa a realidade dos benefícios do CM. Na indisponibilidade de dados medidos necessários para o modelo, buscou-se essas informações na literatura nacional e internacional. Nessa busca, verificou-se a quase total ausência de dados no Brasil referentes a parâmetros importantes (rugosidade, coeficiente de Manning e condutividade hidráulica entre outros) a serem utilizados na modelagem da erosão por modelos de base física para diferentes culturas e sistemas de manejo. Essa condição nos remete à necessidade urgente de que no Brasil as informações importantes a serem utilizadas na modelagem possam ser geradas para diferentes solos, culturas e sistemas de uso e manejo. Além disso, também é importante que essas informações possam ser sistematizadas e colocadas à disposição da comunidade científica para possibilitar o uso da modelagem matemática como ferramenta importante a ser utilizada no planejamento conservacionista dos recursos naturais do Brasil.

## 8. CONCLUSÕES

A partir da calibração do modelo LISEM para dez eventos observados, verificou-se que esse foi capaz de reproduzir adequadamente, no exutório da bacia, os processos hidrológicos, porém, não conseguiu reproduzir adequadamente a produção de sedimentos. Valores de concentração de sedimentos observados e comparados com os estimados pelo modelo na posição do exutório da bacia, mostraram que o modelo tende a superestimar a concentração de sedimentos. Entre os fatores examinados neste trabalho, existe forte evidência que parte deste problema se deve à modelagem inadequada do processo erosivo na fase do canal fluvial, devido, entre outros fatores, à equação de capacidade de transporte utilizada.

A aplicação do modelo LISEM para a bacia de Arvorezinha mostrou que o mesmo conseguiu simular adequadamente a contribuição da erosão em sulco ao processo de desagregação verificado na bacia vertente e também da proporção dos sedimentos que são transferidos para a calha fluvial. Na fase do canal fluvial, os processos erosivos e deposicionais, para alguns eventos, foram simulados incorretamente quando comparados com os resultados da aplicação da técnica do fingerprinting.

Em relação à habilidade do modelo em reproduzir os padrões espaciais de erosão e deposição, esse conseguiu simular de maneira adequada especialmente para as condições dos eventos de chuva mais intensa. Por outro lado, se reconhece que os métodos utilizados para avaliar esse componente não foram os mais adequados.

As simulações realizadas com o modelo LISEM para avaliar os efeitos do manejo do solo e da presença do ambiente ripário mostraram que a variável produção de sedimentos foi mais sensível que o escoamento superficial. Quando comparado com a condição inicial da bacia (C1), o cenário cultivo mínimo associado a biofiltro (5 m) e mata ciliar (10 m) foi o mais eficiente em controlar a produção de sedimentos, enquanto que o cenário cultivo mínimo associado a biofiltro (10 m) e mata ciliar (30 m) foi o mais eficiente em reduzir o escoamento superficial. Por outro lado, os efeitos de redução da produção de sedimentos que têm sido verificados pelo monitoramento hidrossedimentológico decorrentes da implantação e da expansão das áreas do cultivo mínimo na bacia, não foram reproduzidos pelo modelo LISEM. Existe forte evidência que essa condição estaria associada aos valores de condutividade hidráulica saturada utilizados nas simulações.



## 9. RECOMENDAÇÕES

Como sugestões para futuros trabalhos com o modelo LISEM, são feitas as seguintes recomendações:

- 1) Modificações da simulação da fase do canal fluvial: sugere-se o teste de outras equações desenvolvidas para simular a capacidade de transporte de sedimentos, ou o desenvolvimento de uma nova equação baseado nos trabalhos que vem sendo desenvolvido pelo Programa de Ciência do Solo da Faculdade de Agronomia da UFRGS sob coordenação do prof. Elemar Antonino Cassol.
- 2) Representação dos camalhões pelo MNT: sugere-se a aplicação do modelo segundo a metodologia apresentada por Takken et al (2001) com valores baixos de rugosidade, e simulações com o MNT original e com valores altos de rugosidade. E desta maneira verificar se a utilização de altos valores de rugosidade é capaz de representar o microrelevo característico dos camalhões.
- 3) Instabilidade do modelo: sugere-se que sejam realizadas diversas simulações para que o modelo torne-se estável, ou seja, que os resultados finais não se diferenciem significativamente. E após a estabilização do modelo realizar as simulações necessárias.
- 4) Parâmetro Ksat: sugerem-se estudos mais aprofundados baseados no uso de um simulador de chuva e tensiometria, para investigar de maneira aprofundada questões relacionadas ao efeito da crosta no processo de infiltração e da dinâmica da frente de umedecimento em diferentes sistemas de uso e manejo de solo.
- 5) Variabilidade espacial dos processos erosivos e deposicionais: sugere-se um estudo mais aprofundado do acompanhamento pós-eventos de chuva, como o mapeamento das posições e descrição dos sulcos de erosão e depósitos de sedimentos. No canal

fluvial sugere-se também o acompanhamento das posições onde está ocorrendo os processos erosivos e deposicionais.

- 6) Manejo do ambiente ciliar: sugere-se a implantação de uma área experimental na bacia, com a participação dos produtores, onde sejam avaliados os efeitos da presença do biofiltro e da mata ciliar no controle da produção de sedimentos e estabilidade da calha fluvial, e que futuramente essas áreas sejam referência para determinação de parâmetros importantes para modelagem matemática.

## 10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Atlas da energia elétrica no Brasil**. 2 ed., Brasília, 2005. Disponível em : <<http://www.aneel.gov.br>>.

AORA, K.; MICKELSON, S.K.; BAKER, J.L. Effectiveness of vegetated buffer strips in reducing pesticide transport in simulated runoff. **Trans. ASAE**, v. 46 (3), p. 635-644. 2003.

ARGENTA, D.P.B.; PANTE, A.R.; MERTEN, G.H.; FLORIANO, R.F. Avaliação do índice de erosividade da produção norte-nordeste do estado do Rio Grande do Sul. In: SALÃO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 13. **Livros de Resumos**. Porto Alegre: UFRGS. p. 37. 2001.

ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; NICKS, A.D.; SAMMONS, N.B. **SWRRB – A basin-scale simulation model for soil and water resources management**. Texas A&M Press, College Station. 1990.

ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; MAIDMENT, D.R. Continuous-time water and sediment-routing model for large basins. **Journal of Hydraulic Engineering**, ASCE, v. 121, p. 171-183. 1995.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. **Large area hydrologic modeling and assessment**. Part I: model development. Journal of the American Water Resources Association, Temple, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.

ASTON, A.R. Rainfall interception by eight small trees: **Journal of Hydrology**. V. 42. p. 383-396. 1979.

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

BEASLEY, D.B.; HUGGINS, L.F.; MONKE, E.J. ANSWERS: a model for watershed planning. **Transactions of the ASAE**, v. 23 (4), p. 938-944, 1980.

BENOIT, P.; SOUILLER, C.; MADRIGAL, I.; POT, V.; REAL, B.; COQUET, Y.; MARGOUM, C.; LAILLET, B.; BLANCO-CANQUI, H.; GANTZER, C.J.; ANDERSON, S.H.; ALBERTS, E.E. Grass barriers for reduced concentrated flow induced soil and nutrient loss. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 68, p. 1963-1972. 2004.

BORAH, D.K.; KRUG, E.C.; YODER, D. Watershed sediment yield. In: GARCIA, M.H. (ed). **Sedimentation engineering: processes, measurements, modeling, and practice**. ASCE Task Committee for the Preparation of the Manual on Sedimentation of the Sedimentation Committee of the Hydraulics Division. (ASCE manuals and reports on engineering practice; nº 110). p. 827-858. 2007.

BORIN, M.; BIGON, E.; ZANIN, G.; FAVA, L. Performance of a narrow buffer strip in abating agricultural pollutants in the shallow subsurface water flux. **Environmental Pollution**, v. 131, p. 313-321. 2004.

BRUCE-OKINE, E.; LAL, R. Soil erodibility as determined by raindrop technique. **Soil Science**, v. 119, p. 149-156. 1973.

BRYAN, R. B. Processes and significance of rill development. **Catena Supplement**, Braunschweig, n. 8, p. 1-15, 1987.

CCPR – Casa Civil da Presidência da República. **Legislação**. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/legislação>>. 2011.

CHOW, V.T.; MAIDMENT, D.R.; MAYS, L.W. **Applied Hydrology**. McGraw-Hill, 572p. 1988.

CIESIOLKA, C.A.A.; ROSE, C.W. The measurement of soil erosion. In: PENNING de VRIES, F.W.T.; AGUS, F.; KERR, J. (eds) **soil erosion at multiple scales: principles and methods for assessing causes and impact**. CAB International, Wallingford, p. 287-301. 1998.

COLLINS, A.L.; WALLING, D.E.; LEEKS, G.J.L. Source type ascription for fluvial suspended sediment based on a quantitative composite fingerprinting technique. **CATENA**, v.29, p.1-27.1997.

DALBIANCO, L. Variabilidade espacial e estimativa da condutividade hidráulica e caracterização físico-hídrica de uma microbacia hidrográfica rural. **Dissertação (Mestrado)** – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Centro de Ciências Rurais. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 116p. 2009.

DE ROO, A.P.J.; WESSELING, C.G.; RITSEMA, C.J. LISEM: a single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: theory, input and output. **Hydrological Processes**, v. 10, p.1107-1117, 1996a.

DE ROO, A.P.J.; OFFERMANS, R.J.E.; CREMERS, N.H.D.T. LISEM: a single-event, physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. II:sensitivity analysis, validation and application. **Hydrological Processes**, v. 10, p.1119-1126, 1996b.

DE ROO, A.; JETTEN, V.; WESSELING, C.; RITSEMA, C. LISEM: a physically-based hydrologic and soil erosion catchment model. In: BOARDMAN, J.; FAVIS-MORTLOCK, D. (eds.), **Modelling Soil Erosion by Water**. Springer-Verlag, NATO-ASI Series, v. I-55, p. 429-440, 1998.

DE ROO, A.P.J.; JETTEN, V. Calibrating and validating the LISEM model for data sets from the Netherlands and South Africa. **CATENA**, v. 37, p.477-493, 1999.

DORIOZ, J.M.; WANG, D.; POULENARD, J.; TRÉVISAN, D. The effect of Grass buffer strips on phosphorus dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* v.117, p. 4-21. 2006.

DEXTER, A.R. Advances in characterization of soil structure. **Soil & Tillage Research**, v. 11, p. 199-238. 1988.

DUZANT, J.H.; MORGAN, R.P.C.; WOOD, G.A.; DEEKS, L.K. Modelling the role of vegetated buffer strips in reducing transfer of sediment from land to watercourses. In: **Handbook of Erosion Modelling**. Morgan, R.P.C; NEARING, M.A. (eds). Wiley – Blackwell. p. 249-262. 2011.

EDWARDS, T. K.; GLYSSON, G. D. **Field Methods for Measurement of Fluvial Sediment**. U.S. Geological Survey, Reston. 89p. 1999.

ELLISON, W.D. Studies of raindrop erosion. **Agricultural Engineering**, v. 25, p. 131-136; 181-182. 1944.

EMATER. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural. **Levantamento de Solos da MBH Lajeado Ferreira, Município de Arvorezinha**. Porto Alegre. 39p. 2002.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro. 212p. 1997.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2 ed. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 306p. 2006.

FOSTER, G.R.; MEYER, L.D. Transport of soil particles by shallow flow. **Transactions of the ASAE**, v. 15, p. 99-102. 1972.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER. **Biodiversidade do Rio Grande do Sul**. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br>>. 2008.

GOMES, N.M.; MELLO, C.R.; SILVA, A.M.; BESKOW, S. Aplicabilidade do LISEM (Limburg Soil Erosion) para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica tropical. R. Bras. Ci.Solo, 32, p. 2483-2492. 2008

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

GORDON, L.M.; BENNETT, S.J.; ALONSO, C.V.; BINGNER, R.L. Modeling long-term soil losses on agricultural fields due to ephemeral gully erosion. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 63, n. 4, p. 173-181. 2008.

GOVERS, G. Empirical relationships on the transporting capacity of overland flow. **IAHS**, publication 189, p. 45-63. 1990.

GOVERS, G. Evaluation of transporting capacity formulae for overland flow. In: PARSONS, A.J.; ABRAHAMMS, A.D. (eds). **Overland flow hydraulics and erosion mechanics**. UCL Press, London, p. 243-273. 1992.

GOVERS, G.; POESEN, J. Assessment of the interrill and rill contributions to total soil loss from an upland field plot. **Geomorphology**, v. 1, p. 343-354. 1988.

GUY, H.P. Laboratory theory and methods for sediment analysis. **Techniques of Water-Resources Investigations of the US Geological Survey**. vol. 5, Chap, C1 US Government Printing Officie: Washington, DC; 58 pp. 1969.

HAAN, C.T.; BARFIELD, B.J.; HAYES, J.C. **Design hydrology and sedimentology for small catchements**. Academic Press, 1993. 588 p.

HADLEY, R.F.; LAL, R.; ONSTAND, C.A.; WALLING, D.E.; YAIR, A. **Erosion and sediment yield studies**. UNESCO, Paris. 127p. 1985.

HAZEL, D.W.; FRANKLIN, E.C.; THOMAS, K.T.; JENNINGS, G.D. Integrated practices for reducing sediment loss from Piedmont tobacco fields. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 63, n. 3, p.143-152, 2008.

HESSEL, R.; MESSING, I.; LIDING, C.; RITSEMA,C.; STOLTE, J. Soil erosion simulations of land use scenarios for a small Loess Plateau catchment. **CATENA**, v. 54, p.289-302, 2003a.

HESSEL, R.; JETTEN, V.; BAOYUAN, L.; YAN, Z.; STOLTE, J. Calibration of the LISEM model for a small Loess Plateau catchment. **CATENA**, v. 54, p.235-254, 2003b.

HESSEL, R. O. Effects of grid cell size and time step length on simulation results of the Limburg soil erosion model (LISEM). **Hydrological Processes**, v. 19, p. 3037-3049. 2005.

HESSEL, R.; BOSCH, R. van den; VIGIAK, O. Evaluation of the LISEM soil erosion model in two catchments in the East African Highlands. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 31, p. 469-486. 2006.

HESSEL, R.; JETTEN, V. Suitability of transport equations in modelling soil erosion for a small Loess Plateau catchment. **Engineering Geology**, v. 91, p. 56-71, 2007.

HESSEL, R.; TENGE, A. A pragmatic approach to modelling soil and water conservation measures with a catchment scale erosion model. **CATENA**, v. 74, p.119-126. 2008.

HESSEL, R.; JETTEN, V.G.; LIU, B.; QIU, Y. Evaluating effects of soil and water management and land use change on the Loess Plateau of China using LISEM. In: **Handbook of Erosion Modelling**. Morgan, R.P.C; NEARING, M.A. (eds). Wiley – Blackwell. p. 223-248. 2011.

HILLEL, D. **Environmental soil physics**. San Diego: Academic Press. 771p. 1998.

HUGGINS, L.F.; MONKE, E.J. **The mathematical simulation of the hydrology of small watersheds**. Technical Rep. 1, Water Resources Research Center, Purdue University, West Lafayette, Indiana. 1966.

IMESON, A.C.; VIS, M. Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. **Geoderma**, v. 34, p. 185-200. 1984.

JETTEN, V.; DE ROO, A.; GUÉRIF, J. Sensitivity of the model lisem to variables related to agriculture. In: BOARDMAN, J.; FAVIS-MORTLOCK, D. (eds.), **Modelling Soil Erosion by Water**. Springer-Verlag, NATO-ASI Series, v. I-55, p. 340-349, 1998.



JETTEN, V.; DE ROO, A.P.J. Spatial Analysis of erosion Conservation measures with Lisem (Ch. 14). In: HARMON, R., DOE, W.W. (eds.), **Landscape Erosion and Evolution Modelling**. Kluwer Academic Plenum, p. 429-445, 2001.

JETTEN, V. **LISEM user manual, version 2.x**. Utrecht Centre for Environment and Landscape Dynamics, Utrecht university, The Netherlands, 48p. 2002.

JETTEN, V.; GOVERS, G.; HESSEL, R. Erosion models: quality of spatial predictions. **Hydrological Processes**, v. 17, p. 887-900, 2003.

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

KLEIN, M. Anti clockwise hysteresis in suspended sediment concentration during individual storms: Holbeck catchment, Yorkshire, England. **CATENA**, v. 11, p. 251-257, 1984.

KNISEL, W.G. CREAMS: a field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management system. **Conservation Research Rep.**, USDA-SEA. 1980.

LAFLEN, J.M.; LANE, L.J.; FOSTER, G.R. WEPP: A new generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil and Water Conservation**, 46, p. 34-38. 1991.

LAL, R.; RUSSEL, E.W. **Tropical agricultural hydrology: watershed management and land use**. John Wiley & Sons Ltd. 482p. 1981.

LAL, R. **Tropical agricultural hydrology and sustainability of agricultural systems**. Department of Agronomy, The Ohio State University Columbus. 303p. 1992.

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

LOPES, F. Utilização do modelo Century para avaliar a dinâmica do carbono do solo em uma pequena bacia hidrográfica rural. **Dissertação (Mestrado)** – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 124 p. 2006.

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

McCALLA, T. M. Water-drop method of determining stability of soil structure. *Soil Science*, n. 58, p. 117-121. 1944.

MELLO, N.A. de. Efeito do sistema de manejo nos atributos do solo, movimentação de sedimentos e exportação de carbono orgânico numa bacia rural sob cultura de fumo. **Tese (Doutorado)** – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2007.

MERTEN, G.H. Dinâmica da erosão em sulcos alterada pelo incremento da descarga sólida. **Tese (Doutorado)** - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 116p. 2000.

MERTEN, G.H; MINELLA, J.P.G.; CUNHA, R.B.; GOMES, S.T. Avaliação da descarga sólida do leito em rio de montanha com uso do amostrador BLH-84. **Anais: VIII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**. Porto Alegre. 2008.

MERRITT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, v. 18, p. 761-799. 2003.

MINELLA, J.P.G. Utilização de técnicas hidrossedimentométricas combinadas com a identificação de fontes de sedimentos para avaliar o efeito do uso do manejo do solo nos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica rural do rio Grande do Sul. **Tese (Doutorado)** – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 162p. 2007.

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H.; REICHERT, J.M.; SANTOS, D.R. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1637-1646, 2007.

MINELLA, J.P.G.; WALLING, D.E.; MERTEN, G.H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**, v. 348, p. 546-563. 2008.

MOORE, I.D.; FOSTER, G.R. Hydraulics and overland flow: in: *Process Studies in Hillslope Hydrology* (MG Anderson and TP Burt, eds.) **John Wiley**, p. 215-254. 1990.

MORGAN, R.P.C. **Soil erosion and conservation**. 2<sup>o</sup> ed. Longman Group Ltd. 198 p. 1995.

MORGAN, R.P.C.; QUINTON, J.N.; SMITH, R.E.; GOVERS, G.; POESEN, J.W.A.; AUERSWALD, K.; CHISCI, G.; TORRI, D.; STYCZEN, M.E. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 23, p. 527-544. 1998a.

MORGAN, R.P.C.; QUINTON, J.N.; SMITH, R.E.; GOVERS, G.; POESEN, J.W.A.; AUERSWALD, K.; CHISCI, G.; TORRI, D.; STYCZEN, M.E.; FOLLY, A. J. V. **The European Soil Erosion Model (EUROSEM): documentation and user guide**. Silsoe, College, Cranfield University. 1998b.

MORGAN, R.P.C.; QUINTON, J.N. Erosion modeling. In: **Landscape Erosion and Evolution Modelling**. HARMON, R.S. and DOE, W.W. (eds). Kluwer Academic/Plenum: New York: 117-143. 2001.

MORGAN, R.P.C. A user perspective. In: **Handbook of Erosion Modelling**. Morgan, R.P.C.; NEARING, M.A. (eds). Wiley – Blackwell. p. 9-32. 2011.

MORO, M. A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos. **Dissertação (Mestrado)** - Programa de Pós-Graduação em Irrigação e Drenagem. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MORO, M.; MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P.G.; PEREIRA, C.A. Avaliação da estabilidade de agregados através da utilização do impacto da gota. In **CD-ROM: XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Uberlândia, Minas Gerais. 2011. No prelo

MUTCHLER, C.K.; MURPHREE, C.E.; MCGREGOR, K.C. Laboratory and field plots for soil erosion studies. In: LAL, R. (ed) **Soil erosion research methods**. Soil Conservation and Environment International Society of Soil Science. p. 9-36. 1988.

MUSCUTT, A.D.; HARRIS, G.L.; BAILEY, S.W.; DAVIES, D.B. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. **Agric. Ecosyst. Environ.** 45, 59–77. 1993.

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models. Part 1: a discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10(3), p. 282-290. 1970.

NCASI – NATIONAL COUNCIL FOR AIR AND STREAM IMPROVEMENT. **Scale considerations and the detectability of sedimentary cumulative watershed effects**. Technical Bulletin n. 776, Research Triangle Park, N.C.: National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc. 327 p. 1999.

NEARING, M. A. Can soil erosion be predicted? In: Soil erosion and sediment redistribution in river catchments measurement, modeling and management. Ed. Owens, P. N. & Collin, A. J. CABI, Oxford. p.145-152. 2006.

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, 458 p. 2002.

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. **Dissertação (Mestrado)** - Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NSERL - National Soil Erosion Research Laboratory. WEPP user summary version 95.7. **National Soil Erosion Research Laboratory Report**, n. 11. 1995.

OLIVEIRA, F.P. de. Modelagem do escoamento superficial e da erosão hídrica pelo WEPP (water erosion prediction project) em vertentes de microbacia rural para condição

edafoclimática do sul do Brasil. **Tese (Doutorado)** – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 151p. 2010.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V.M.; MAL, B.C.; BILLIB, M. Runoff and sediment yield from a small agricultural watershed in India using the WEPP model. **Journal of Hydrology**, v. 348, p. 305-319. 2008.

PARKYN, K.G. Review of riparian buffer zone effectiveness. **MAF Technical Paper**. Nº 2004/05. 2004.

PATTY, L.; REAL, B.; GRIL, J. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. **Pest Science**, v. 49 (3), p. 243–251. 1997.

RAUWS, G.; GOVERS, G. Hydraulic and soil mechanical aspects of rill generation on agricultural soils. **Journal Soil Science**, v. 39, p.111-124. 1988.

RAWLS, W.J.; BRAKENSIEK, D.L.; SONI, B. Agricultural management effects on soil water process Part I: soil water retention and Green-Ampt infiltration parameters. **Transaction of the ASAE**, v. 26, n. 6, p.1747-1752, 1983.

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

RICKSON, R.J. Management of sediment production and prevention in river catchments: a matter of scale? In: OWENS, P.N.; COLLINS, A.J. (eds) **Soil Erosion and Sediment Redistribution in River Catchments: measurement, modeling and management**. Wallingford:CAB International, p. 228-238. 2006.

ROSE, C.W. **An introduction to the environmental physics of soil, water and watershed**. Cambridge. 441p. 2004.

SCHULTZ, T. **Healthy land Healthy streams. Riparian Management Systems.** Iowa State University. Disponível em: [HTTP://www.buffer.forestry.iastate.edu](http://www.buffer.forestry.iastate.edu). 2011.

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

SIMON, A. Evaluation of the importance of channel processes in CEAP watershed suspended sediment yields. In **CD-ROM: Proceedings of the 8° Federal Interagency Sedimentation Conference**, Reno, Nevada. 2006.

SINGH, V.P.; FREVERT, D.K. (ed) **Mathematical models of small watershed hydrology and applications.** Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colo. 2002.

SHEIKH, V.; VAN LOON, E.; HESSEL, R.; JETTEN, V. Sensitivity of LISEM predicted catchment discharge to initial soil moisture content of soil profile. **Journal of Hydrology**, v.393, p. 174-185, 2010.

SRINIVASAN, V.S. Os estudos da erosão na Paraíba – a bacia experimental de Sumé. **Anais: II Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos.** Rio de Janeiro, p. 139-147. 1996.

TAKKEN, I.; BEUSELINCK, L.; NACHTERGAELE, J.; GOVERS, G.; POESEN, J.; DEGRAER, G. Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). **CATENA**, v. 37, p.431-447, 1999.

TAKKEN, I.; JETTEN, V.; GOVERS, G.; NACHTERGAELE, J.; STEEGEN, A. The effect of tillage-induced roughness on runoff and erosion patterns. **Geomorphology**, v. 37, p.1-14, 2001.

THOMAS, G. W. Elephant grass for soil erosion control and livestock feed p. 188-193 In: W. C. Moldenhauer and N. H. Hudson Editor "Conservation Farming on Steep Lands" Soil and Water Conservation Society, World Association of Soil and Water Conservation, Ankeny Iowa 1988.

TOY, T.J.; FOSTER, G.R.; RENARD, K.G. **Soil erosion: processes, prediction, measurement and control**. Nova Iorque: John Wiley & Sons, Inc. 2001.

TRIMBLE, S.W. Decreased rates of alluvial sediment storage in Coon Creek Basin, Wisconsin, 1975 - 93. **Science**, v. 285, p. 1244-1246. 1999.

TUCCI, C.E.M. **Modelos Hidrológicos**. 1.ed. Porto Alegre. Ed. UFRGS, ABRH, 669p. 1998.

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

USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURAL. **National handbook of conservation practices**. USDA/NRCS, 2006.

UZEIKA, T. Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 129p. 2009.

VANONI, V.A. (ed). **Sedimentation engineering**. ASCE Task Committee for the Preparation of the Manual on Sedimentation of the Sedimentation Committee of the Hydraulics Division. (ASCE manuals and reports on engineering practice; nº 54). 418p. 2006.

VENTE, J.; POESEN, J.; MAHMOOD,A.; VERSTRAETEN, G. The sediment delivery problem revisited. **Progress in Physical Geography**. 31(2). P. 155-178. 2007.

VIEIRA, M.J. Solos de baixa aptidão agrícola: opções de uso e técnicas de manejo e conservação. Londrina, IAPAR. 68p. 1987.

WALLING, D.E. The sediment delivery problem. **Journal of Hydrology**, v. 65, p. 209-237. 1983.

WALLING, D.E.; WOODWARD, J.C. Tracing sources of suspended sediment in river basins: A case study of the River Culm, Devon, UK. **Mar. Freshwater Res.**, v. 46, p. 327-336. 1995.

WALLING, D.E. Tracing versus monitoring: new challenges and opportunities in erosion and sediment delivery research. In: OWENS, P.N.; COLLINS, A.J. (eds) **Soil Erosion and Sediment Redistribution in River Catchments: measurement, modeling and management**. Wallingford:CAB International, p. 13-27. 2006.

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

WOOLHISER, D.A.; SMITH, R.E.; GOODRICH, D.C. **KINEROS, a kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual**. ARS-77, USDA Agricultural Research Service, Fort Collins, Colo. 1990.

WOOD, G.A.; McHUGH, M.; MORGAN, R.P.C.; WILLIAMSON, A. Estimating sediment generation from hillslopes in England and Wales: development of a management planning tool. In: OWENS, P.N.; COLLINS, A.J. (eds) **Soil Erosion and Sediment Redistribution in River Catchments: measurement, modeling and management**. Wallingford:CAB International, p. 217- 227. 2006.

ZHANG, X.C.; MILLER, W.P.; NEARING, M.A.; NORTON, L.D. Effects of surface treatment on surface sealing, runoff and interrill erosion. **Transactions of the ASAE**, v. 41, p. 989-994, 1998.



**11. ANEXOS**

### A.1. Dados de entrada antes do procedimento de calibração:

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 220802.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	410	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	128	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	128	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 220802.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,32
Franca	0,58	1,57	0,32
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,32
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,32
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,32
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,32

Pore = porosidade do solo ( $cm^3 cm^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $cm^3 cm^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 251002.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	410	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	128	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	128	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 251002.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,18
Franca	0,58	1,57	0,18
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,18
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,18
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,18
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,18

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 080703.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	410	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	128	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	128	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $\text{mm h}^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu\text{m}$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 080703.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,35
Franca	0,58	1,57	0,35
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,35
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,35
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,35
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,35

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 150703.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	410	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	128	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	128	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 150703.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,34
Franca	0,58	1,57	0,34
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,34
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,34
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,34
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,34

Pore = porosidade do solo ( $cm^3 cm^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $cm^3 cm^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 050204

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	410	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	128	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	128	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,45	1,5	0,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,45	2,0	3,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,7	1,5	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,7	2,0	3,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 050204.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,40
Franca	0,58	1,57	0,40
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,40
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,40
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,40
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,40

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 010704.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	410	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	128	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	128	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $\text{mm h}^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu\text{m}$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 010704.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,49
Franca	0,58	1,57	0,49
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,49
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,49
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,49
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,49

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 130305.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	410	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	128	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	128	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,4	0,0	0,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,4	0,0	0,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,5	0,0	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,5	0,0	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 130305.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,32
Franca	0,58	1,57	0,32
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,32
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,32
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,32
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,32

Pore = porosidade do solo ( $cm^3 cm^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $cm^3 cm^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 041005

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	410	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	128	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	0,4	6,0	200,0	128	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 041005.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,47
Franca	0,58	1,57	0,47
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,47
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,47
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,47
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,47

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 110107.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	410	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	128	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	128	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,45	1,5	0,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,45	2,0	3,0	1,0	66,0	301	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,7	1,5	0,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,7	2,0	3,0	1,0	66,0	274	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $\text{mm h}^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu\text{m}$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 110107.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,25
Franca	0,58	1,57	0,25
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,25
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,25
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,25
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,25

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

## A.2. Dados de entrada pós-calibração:

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 220802.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	2,1	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	0,6	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	0,6	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,09	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	1,5	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,09	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	1,5	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	1,4	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	1,4	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 220802.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,50
Franca	0,58	1,57	0,50
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,50
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,50
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,50
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,50

Pore = porosidade do solo ( $cm^3 cm^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $cm^3 cm^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 251002.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	16,4	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	5,1	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	5,1	45,0	35,5
Tabaco CT	3,0	0,20	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	12,0	60,0	3,0
Milho CT	3,0	0,20	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	12,0	60,0	3,0
Tabaco CM	1,0	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	11,0	40,0	7,2
Milho CM	1,0	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	11,0	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).



Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 251002.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,30
Franca	0,58	1,57	0,30
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,30
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,30
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,30
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,30

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 080703.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	24,6	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,20	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	7,7	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,20	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	7,7	45,0	35,5
Tabaco CT	2,0	0,20	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	18,1	60,0	3,0
Milho CT	2,0	0,20	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	18,1	60,0	3,0
Tabaco CM	1,0	0,20	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	16,4	40,0	7,2
Milho CM	1,0	0,20	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	16,4	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $\text{mm h}^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu\text{m}$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 080703.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,50
Franca	0,58	1,57	0,50
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,50
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,50
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,50
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,50

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 150703.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	12,3	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	3,8	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	3,8	45,0	35,5
Tabaco CT	3,0	0,10	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	9,0	60,0	3,0
Milho CT	3,0	0,10	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	9,0	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,20	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	8,2	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,20	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	8,2	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 150703.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,45
Franca	0,58	1,57	0,45
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,45
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,45
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,45
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,45

Pore = porosidade do solo ( $cm^3 cm^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $cm^3 cm^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 050204

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	143,5	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	44,8	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	44,8	45,0	35,5
Tabaco CT	6,0	0,30	0,45	1,5	0,0	1,0	66,0	105,4	60,0	3,0
Milho CT	6,0	0,30	0,45	2,0	3,0	1,0	66,0	105,4	60,0	3,0
Tabaco CM	2,0	0,16	0,7	1,5	0,0	1,0	66,0	95,9	40,0	7,2
Milho CM	2,0	0,16	0,7	2,0	3,0	1,0	66,0	95,9	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,45	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 050204.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,40
Franca	0,58	1,57	0,40
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,40
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,40
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,40
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,40

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 010704.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	22,1	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	6,9	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	6,9	45,0	35,5
Tabaco CT	4,0	0,10	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	16,3	60,0	3,0
Milho CT	4,0	0,10	0,6	0,5	3,5	1,0	66,0	16,3	60,0	3,0
Tabaco CM	1,5	0,50	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	14,8	40,0	7,2
Milho CM	1,5	0,50	0,7	0,5	3,5	1,0	66,0	14,8	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $\text{mm h}^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu\text{m}$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 010704.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,50
Franca	0,58	1,57	0,50
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,50
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,50
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,50
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,50

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 130305.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	102,5	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	32,0	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	32,0	45,0	35,5
Tabaco CT	4,0	0,09	0,4	0,0	0,0	1,0	66,0	75,3	60,0	3,0
Milho CT	4,0	0,09	0,4	0,0	0,0	1,0	66,0	75,3	60,0	3,0
Tabaco CM	1,0	0,16	0,5	0,0	0,0	1,0	66,0	68,5	40,0	7,2
Milho CM	1,0	0,16	0,5	0,0	0,0	1,0	66,0	68,5	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 130305.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,32
Franca	0,58	1,57	0,32
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,32
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,32
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,32
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,32

Pore = porosidade do solo ( $cm^3 cm^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $cm^3 cm^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 041005

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	61,5	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	19,2	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	0,4	6,0	200,0	19,2	45,0	35,5
Tabaco CT	1,3	0,30	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	45,2	60,0	3,0
Milho CT	1,3	0,30	0,35	0,0	0,0	1,0	66,0	45,2	60,0	3,0
Tabaco CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	41,1	40,0	7,2
Milho CM	0,9	0,16	0,6	0,0	0,0	1,0	66,0	41,1	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $m^2 m^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $mm h^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu m$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 041005.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,50
Franca	0,58	1,57	0,50
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,50
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,50
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,50
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,50

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).

Dados de entrada de superfície, solo e vegetação associados à variabilidade espacial do uso do solo, para o evento 110107.

Uso	RR	n	Cover	CH	LAI	Cohadd	AS	Ksat	D50	Coh
Mata nativa	0,6	0,10	1,0	6,0	5,0	10,0	200,0	123,0	40,0	12,4
Pousio	0,6	0,15	1,0	0,5	3,5	6,0	200,0	38,4	45,0	5,5
Pastagem	0,6	0,15	1,0	0,5	4,0	6,0	200,0	38,4	45,0	35,5
Tabaco CT	4,0	0,10	0,45	1,5	0,0	1,0	66,0	90,3	60,0	3,0
Milho CT	4,0	0,10	0,45	2,0	3,0	1,0	66,0	90,3	60,0	3,0
Tabaco CM	1,0	0,50	0,7	1,5	0,0	1,0	66,0	82,2	40,0	7,2
Milho CM	1,0	0,50	0,7	2,0	3,0	1,0	66,0	82,2	40,0	7,2
Canal fluvial	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-

CT = cultivo tradicional; CM = cultivo mínimo; RR = coeficiente de rugosidade (cm); n = coeficiente de Manning's para bacia vertente; cover = fração de cobertura da superfície; CH = altura da vegetação (m); LAI = índice de área foliar ( $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ ); Cohadd = coesão adicional por raízes (kPa); AS = estabilidade de agregados (número médio de gotas); Ksat = condutividade hidráulica saturada ( $\text{mm h}^{-1}$ ); D<sub>50</sub> = diâmetro mediano do solo ( $\mu\text{m}$ ); Coh = coesão do solo (kPa).

Dados físico-hídricos do solo associados aos diferentes tipos de solo, para o evento 110107.

Textura	Pore	Psi	Thetai
Argila	0,57	2,91	0,25
Franca	0,58	1,57	0,25
Franco Argilosa	0,56	2,21	0,25
Franco Siltosa	0,59	2,08	0,25
Franco Argilo Siltosa	0,61	2,15	0,25
Franco Arenosa	0,51	0,62	0,25

Pore = porosidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ); Psi = frente de umedecimento (cm); Thetai = conteúdo de umidade antecedente ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ).