

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

UTILIZAÇÃO DE TÉCNICAS HIDROSEDIMENTOMÉTRICAS COMBINADAS COM
A IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS PARA AVALIAR O EFEITO DO
USO E DO MANEJO DO SOLO NOS RECURSOS HÍDRICOS DE UMA BACIA
HIDROGRÁFICA RURAL NO RIO GRANDE DO SUL

JEAN PAOLO GOMES MINELLA

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 Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique Merten

Porto Alegre, agosto de 2007.

APRESENTAÇÃO

Esta tese de doutorado foi desenvolvida no Instituto de Pesquisas Hidráulicas no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do professor Dr. Gustavo Henrique Merten.

Gostaria de agradecer a comunidade do Instituto de Pesquisas Hidráulicas por fornecer um fantástico ambiente de aprendizado e pesquisa, onde tive a oportunidade de conviver com um competente grupo de profissionais. A realização deste trabalho dependeu da participação e do apoio de várias pessoas para quem eu gostaria de registrar meu agradecimento.

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

Ao professor Gustavo H. Merten pela dedicada orientação, pelo companheirismo e pelos ensinamentos. Queria agradecê-lo, também, por ter acreditado que era possível manter operando a bacia experimental de Arvorezinha.

Ao Programa de Pós-Graduação, Nadir Solari e Márcia Feijó, pelo atendimento sempre atencioso e eficiente.

Ao amigo Amauri Barcelos pelo apoio e amizade desde o primeiro dia em Porto Alegre.

Ao professor Robin T. Clarke pelo acompanhamento dos trabalhos e ensinamentos oferecidos.

Ao professor Desmond Walling pelos ensinamentos e apoio recebidos durante a fantástica experiência na Universidade de Exeter.

Aos professores Danilo Rheinheimer dos Santos e José Miguel Reichert e alunos (Dept. Solos – UFSM) e à professora Débora P. Dick (Dept. Química – UFRGS) pelas valiosas análises químicas.

Aos hidrotécnicos e amigos Adair e Ademir Giongo pelo árduo e eficiente trabalho de campo, o qual foi essencial para este trabalho.

Ao colega Christopher F. Souza pela importante ajuda no programa MatLab.

Aos amigos do Laboratório de Sedimentos e da Agronomia (Bruno Rocha, Christian Cardoso, Joelma Murliki, Guilherme Siviero, Michele Moro, Talita Uzeika, Sandro Gomes, Cristiano Poletto, Melissa Franzen, Nilvânia Melo, Fabíola Lopes) pela amizade, apoio e convívio harmonioso.

À Marisa que, amavelmente, dividiu todos os momentos desta tese, agradeço, também, a alegria, o amor e o companheirismo que foram uma fonte inesgotável de motivação.

À minha família, a base de tudo nesta vida, que me apoiou com uma imensa força espiritual. Ao meu pai, que me incentivou e me mostrou os caminhos desta vida, dedico este trabalho.

UTILIZAÇÃO DE TÉCNICAS HIDROSSEDIMENTOMÉTRICAS COMBINADAS COM A IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS PARA AVALIAR O EFEITO DO USO E DO MANEJO DO SOLO NOS RECURSOS HÍDRICOS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA RURAL NO RIO GRANDE DO SUL

AUTOR: Jean Paolo Gomes Minella

ORIENTADOR: Prof. Dr. Gustavo Henrique Merten

RESUMO

Programas de conservação do solo e da água que utilizam a bacia hidrográfica como unidade de planejamento têm sido amplamente empregados nos estados do sul do Brasil, com bons resultados. Um componente importante de seguimento desses programas se refere à implantação de projetos de monitoramento hidrossedimentométrico e de qualidade de água para avaliar o impacto nos recursos hídricos das práticas introduzidas. De uma maneira geral, os resultados obtidos pelos projetos de monitoramento têm sido pouco conclusivos. Isso deve-se, principalmente, a limitações dos procedimentos experimentais adotados. Este estudo propõe uma metodologia de avaliação que combina técnicas tradicionais de monitoramento com técnicas de identificação de fontes de sedimentos. O trabalho foi realizado numa pequena bacia rural (1,19 km²) localizada no sul do Brasil, a qual foi monitorada antes e depois da implementação de práticas conservacionistas através do Programa de Combate à Pobreza Rural (RS-RURAL). Foram utilizados, neste trabalho, cinquenta eventos de precipitação que ocorreram entre maio de 2002 e março 2006. As práticas conservacionistas implantadas pelo programa, como a adubação verde de inverno e o cultivo mínimo do fumo, foram progressivamente adotadas pelos agricultores. Avaliações hidrossedimentométricas foram realizadas através de medições de precipitação, volume escoado superficialmente, vazão máxima e produção de sedimentos dos eventos. Os resultados indicaram que tanto o volume de escoamento superficial como a vazão máxima diminuiu significativamente depois da implementação das práticas conservacionistas. Já em relação à produção de sedimentos nos eventos, verificou-se uma redução de, aproximadamente, 80% para os eventos de baixa magnitude e cerca de 40% para os eventos de média magnitude. Com relação à aplicação da técnica de identificação das fontes de sedimentos, verificou-se para os períodos pré- e pós-implantação uma diminuição da contribuição das lavouras e estradas de 62% e 36% para 54% e 24%, respectivamente, enquanto a contribuição dos canais de drenagem aumentou de 2% para 22%. O acoplamento das técnicas de identificação de fontes de sedimentos com técnicas tradicionais de monitoramento hidrossedimentométrico foi eficaz em elucidar não apenas os efeitos das práticas conservacionistas na produção de sedimentos da bacia, mas também a inter-relação dinâmica entre as fontes.

**COMBINED USE OF HYDROSEDIMENTOMETRIC TECHNIQUES AND
SEDIMENT SOURCE IDENTIFICATION TO EVALUATE EFFECT OF LAND USE
AND MANAGEMENT ON WATER RESOURCES OF A WATERSHED ON RIO
GRANDE DO SUL STATE.**

AUTHOR: Jean Paolo Gomes Minella

SUPERVISOR: Prof. Dr. Gustavo Henrique Merten

ABSTRACT

Soil and water conservation programs that use catchments as planning units have been widely and successfully used in the southern states of Brazil. An important follow-up component of these programs is the installment of hydrosedimentometric and water quality monitoring projects to evaluate the impact of the practices introduced on water resources. In general, these monitoring projects have yielded inconclusive results, mostly due to procedural limitations. This study proposes a method that combines traditional monitoring techniques with sediment source identification. The study was carried out in a small rural basin (1.19 km²) located in southern Brazil, which was monitored before and after the introduction of conservation practices by the Program to Combat Rural Poverty (RS-RURAL). Fifty rainfall events occurring between May 2002 and March 2006 were included in the study. The conservation practices, such as green manure and reduced tillage tobacco production, were progressively adopted by local farmers. Hydrosedimentometric evaluations were performed using rainfall measurements, surface runoff volume, peak flow and sediment yield for the rainfall events. Results indicate that both runoff volume and peak flow declined significantly after implementation of conservation practices. Sediment yield was reduced by approximately 80% for low magnitude events and around 40% for medium magnitude events. Regarding sediment source identification, the sediment contribution from fields and roads declined from 62% and 36%, before implementation, to 54% and 24%, respectively, after implementation. The contribution from drainage channels increased from 2% to 22%, however, during the same period. The combination of sediment source identification and traditional sediment monitoring techniques demonstrated not just the impact of conservation practices on sediment yield in the catchment, but also the dynamic interactions between sediment sources.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. SUPOSIÇÃO	4
3. OBJETIVOS	4
3.1. OBJETIVO GERAL.....	4
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
4.1. PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS	5
4.1.1. Balanço de sedimentos	5
4.1.2. Componentes na estimativa da produção de sedimentos.....	6
4.1.3. Fatores interferentes da produção de sedimentos.....	8
4.1.4. A importância do uso do solo na produção de sedimentos.....	10
4.2. AS IMPLICAÇÕES DO MANEJO E CONSERVAÇÃO DOS SOLOS SOBRE OS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS.....	13
4.3. MONITORAMENTO HIDROSEDIMENTOMÉTRICO	15
4.4. IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES PRIMÁRIAS DOS SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO	17
4.4.1. A necessidade por informações sobre as fontes de sedimentos	17
4.4.2. A evolução do método de identificação de fontes de sedimentos.....	18
4.4.3. Síntese do método de identificação de fontes de sedimentos	25
4.5. AS ATUAIS NECESSIDADES DA PESQUISA NA ÁREA DE IDENTIFICAÇÃO DE FONTES.....	28
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	31
5.1. ÁREA DE ESTUDO	31
5.1.1. Implementação da bacia experimental de Arvorezinha.....	31
5.1.2. Escolha e implementação da área de estudo	33
5.1.3. Características sócio-econômicas.....	35
5.1.4. Características climáticas.....	35
5.1.5. Características geológicas e de relevo	37
5.1.6. Classificação e localização dos solos	39
5.1.7. Vegetação natural e sistemas agrícolas.....	40
5.2. MONITORAMENTO	44
5.2.1. Monitoramento da precipitação.....	45
5.2.2. Estimativa da evapotranspiração	47
5.2.3. Características da rede de drenagem e do regime de escoamento.....	49
5.2.4. Monitoramento da vazão	51
5.2.5. Medição da concentração de sedimentos em suspensão.....	53
5.2.6. Estimativa da produção de sedimentos.....	55
5.2.7. Levantamento do uso e do manejo dos solos.....	56
5.2.8. Organização das Informações	58
5.3. IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE SEDIMENTOS	58
5.3.1. Princípios de utilização do método.....	59
5.3.2. Discriminação das fontes de sedimentos	61
5.3.3. Determinação da origem dos sedimentos	70
5.3.4. Contribuição absoluta de sedimentos por evento	78
5.4. INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS	80
6. RESULTADOS	81
6.1. ANÁLISE TRADICIONAL NA ESCALA QUADRIMESTRAL E ANUAL.....	81
6.1.1. Distribuição espacial e temporal do uso e do manejo do solo	81
6.1.2. Dados hidrológicos.....	86
6.2. ANÁLISE TRADICIONAL NA ESCALA DE EVENTOS	91

6.2.1. Seleção dos hietogramas e dos hidrogramas.....	91
6.2.2. Monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão e estimativa da produção de sedimentos	97
6.2.3. Efeito do manejo do solo segundo a metodologia tradicional de análise hidrossedimentométrica.....	102
6.3. ANÁLISE DA IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS ACOPLADA À ANÁLISE TRADICIONAL NA ESCALA DE EVENTOS.....	108
6.3.1. Seleção das variáveis traçadoras	108
6.3.2. Determinação da proporção individual das fontes para a produção de sedimentos	114
6.4. O IMPACTO DA ALTERAÇÃO DO MANEJO DO SOLO NA MOBILIZAÇÃO DE SEDIMENTOS DENTRO DA BACIA DE ESTUDO.....	120
7. DISCUSSÃO	124
7.1. POTENCIAL DA TÉCNICA DE IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS	124
7.2. IMPACTOS DA CONSERVAÇÃO DO SOLO SOBRE OS PROCESSOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS NA BACIA DE ARVOREZINHA	126
7.2.1. Evolução agrícola da bacia	127
7.2.2. O efeito de um evento de grande magnitude.....	130
7.2.3. Interação entre os processos na vertente e drenagem.....	132
7.3. IMPLICAÇÕES PARA OS PROGRAMAS DE CONSERVAÇÃO DE SOLO E ÁGUA	133
8. CONCLUSÕES	135
8.1 IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE SEDIMENTOS	135
8.1.1. Associação da identificação das fontes com a metodologia tradicional.....	135
8.1.2. Aprimoramento da técnica de identificação de fontes de sedimentos.....	136
8.2 INDICADORES DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIAS RURAIS.....	137
8.3 RECOMENDAÇÕES	137
9. GLOSSÁRIO	139
10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	142

LISTA DE TABELAS

Tabela 5.1. Variabilidade mensal da precipitação e da erosividade para a região do município de Arvorezinha (RS).	36
Tabela 5.2. Calendário de atividades do cultivo da cultura do fumo.	42
Tabela 6.1. Porcentagem dos diferentes usos e manejo do solo em relação a área total da bacia de Arvorezinha.	82
Tabela 6.2. Volumes totais mensais precipitados na bacia de Arvorezinha entre abril de 2002 e março de 2006.	87
Tabela 6.3. Valores de erosividade mensais (EI) calculados com o método de Lombardi Neto (1977) entre abril de 2002 e março de 2006 para a bacia de Arvorezinha.	88
Tabela 6.4. Média dos valores mínimos, médios e máximos diários da vazão medida na bacia de Arvorezinha entre abril de 2002 e março de 2006.	89
Tabela 6.5. Valores de evapotranspiração real e balanço hídrico para a bacia de Arvorezinha no período de monitoramento.	91
Tabela 6.6. Resumo das variáveis hidrológicas dos eventos monitorados na bacia de Arvorezinha de abril de 2002 a março de 2006.	94
Tabela 6.7. Médias dos coeficientes de escoamento para os diferentes períodos de monitoramento na bacia de Arvorezinha, considerando dois níveis de vazão máxima.	97
Tabela 6.8. Produção de sedimentos e suas variáveis correlacionadas, dos principais eventos monitorados de abril de 2002 a março de 2006 na bacia de Arvorezinha.	98
Tabela 6.9. Estimativa da produção de sedimentos ($t\ km^{-2}\ ano^{-1}$) para os quatro períodos monitorados na bacia de Arvorezinha e o somatório dos quatro anos.	101
Tabela 6.10. Resultados do teste <i>H</i> ou <i>Kruskal-Wallis</i> para a discriminação das fontes.	109
Tabela 6.11. Resultados da análise da função discriminante gradual com o acréscimo gradual de cada variável e os valores correspondentes da minimização do <i>Wilks' Lambda</i> (Λ^*).	110
Tabela 6.12. Resultados da análise discriminante: valores da distância de Mahalanobis.	110
Tabela 6.13. Análise da distância de Mahalanobis, mostrando a probabilidade de cada amostra pertencer às três fontes (D – canais de drenagem, E - estradas, e L - lavouras).	113
Tabela 6.14. Resultado da análise de incerteza associada com a variabilidade dentro de cada fonte.	113
Tabela 6.15. Médias em porcentagem da granulometria das três fontes de sedimentos e das amostras de sedimentos em suspensão na bacia de Arvorezinha.	115

Tabela 6.16. Contribuição relativa dos três grupos de fontes de produção de sedimentos dos eventos amostrados.	117
Tabela 6.17. Análise de incerteza para as amostras de sedimentos em suspensão a partir do teste da razão da máxima verossimilhança.	118
Tabela 7.1. Estimativa generalizada do impacto da mudança no manejo do solo dentro da bacia de estudo na produção de sedimentos de eventos, baseada nas equações de regressão apresentadas nas Figuras 6.8A e 6.10B, 6.10E e 6.10H.	125

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1. Etapas para identificar as fontes de sedimentos em uma abordagem quantitativa.	26
Figura 5.1. Localização da bacia experimental de Arvorezinha, mostrando a rede de drenagem e os equipamentos de monitoramento.	34
Figura 5.2. Modelo Numérico de Elevação (MNT), mapa de declividade, fator declividade-comprimento de rampa e índice de umidade do terreno da bacia hidrográfica de Arvorezinha.	38
Figura 5.3. Distribuição, classificação e profundidade dos solos da bacia de Arvorezinha. ...	39
Figura 5.4. Sistema tradicional de cultivo do solo na bacia experimental de Arvorezinha. ...	43
Figura 5.5. Cultivo mínimo do solo na bacia experimental de Arvorezinha.	43
Figura 5.6. Plantio direto do solo na bacia experimental de Arvorezinha.	43
Figura 5.7. Estação meteorológica e pluviógrafo na bacia experimental de Arvorezinha.	45
Figura 5.8. Características do canal de drenagem na parte inferior da bacia próximo à seção de monitoramento.	50
Figura 5.9. Escoamento durante um evento de cheia na bacia de Arvorezinha a jusante da passarela de medição do fluxo de sedimentos.	50
Figura 5.10. Calha parshall instalada no exutório da bacia de Arvorezinha para a medição da vazão.	51
Figura 5.11. Método de amostragem para a determinação da concentração de sedimentos em suspensão com amostrador USDH-48.	54
Figura 5.12. Processos de erosão, formação do fluxo de sedimentos em suspensão (SS) e amostragem para a identificação das fontes.	59
Figura 5.13. Abordagem do método de identificação das fontes de sedimentos.	60
Figura 5.14. Pontos de amostragem para a caracterização das fontes de sedimentos na bacia de Arvorezinha.	62
Figura 5.15. Amostrador de sedimentos em suspensão para as análises de identificação de fontes de sedimentos.	71
Figura 5.16. Centrífuga de fluxo contínuo para separar o material sólido e fino da fase aquosa da amostra.	72
Figura 6.1. Mapas do uso do solo na bacia de Arvorezinha durante o período de monitoramento e referentes aos trimestres de primavera e verão.	83
Figura 6.2. Mapas do manejo do solo na bacia de Arvorezinha durante o período de monitoramento e referentes aos trimestres de primavera e verão.	86

Figura 6.3. Curva de permanência dos diferentes períodos na bacia de Arvorezinha.	90
Figura 6.4. Hietogramas e hidrogramas das vazões médias diárias, representando os principais eventos de abril de 2002 a março de 2006.	93
Figura 6.5. Correlação entre a produção de sedimentos e a vazão máxima dos 56 eventos monitorados na bacia de Arvorezinha de abril de 2002 a março de 2006.	100
Figura 6.6. Relações entre vazão máxima e volume de escoamento superficial com o volume de chuva e o índice de precipitação para os eventos de cheia que ocorreram durante os períodos pré e pós-tratamento.	104
Figura 6.7. Exemplo de como o intervalo da variável independente foi estabelecido, no qual as curvas representam as relações para os períodos pré e pós-tratamento, e consideradas como diferentes no nível de significância maior de 95%.	105
Figura 6.8. Relações entre produção de sedimentos em suspensão e concentração máxima e média de sedimentos em suspensão do evento em relação ao volume precipitado e erosividade para os períodos pré e pós-tratamento.	107
Figura 6.9. Contribuição relativa dos três grupos de fontes para a produção de sedimentos dos eventos monitorados durante os períodos pré e pós-tratamento.	119
Figura 6.10. Relações dos períodos pré e pós-tratamento entre as quantidades de sedimentos mobilizadas dos três grupos de fontes durante os eventos e a vazão máxima e a precipitação associada aos eventos.	121
Figura 6.11. Colapso de margens e erosão no fundo do canal de drenagem na bacia de Arvorezinha após a adoção de práticas de conservação de solo nas lavouras.	123
Figura 7.1. Principais direções de conexão entre lavouras, estradas e canais de drenagem na produção de sedimentos na bacia de Arvorezinha.	127
Figura 7.2. Hietograma, hidrograma e concentração de sedimentos do evento extremo que ocorreu em 25/10/03 em Arvorezinha.	130
Figura 7.3. Depósito de sedimentos em uma planície proveniente de uma lavoura do evento do dia 25/10/03.	132

1. INTRODUÇÃO

A erosão acelerada dos solos e a presença de sedimentos nos rios são consideradas grandes problemas ambientais a serem enfrentados pela humanidade (Hudson, 1997). Os problemas ambientais relacionados com os sedimentos são, particularmente, importantes nos países em desenvolvimento, uma vez que a elevada taxa de crescimento da população condiciona a um aumento proporcional da utilização dos recursos naturais que causam elevações nas taxas de erosão e na produção de sedimentos (Burt *et al.*, 1984; Syvitski *et al.*, 2005). Além da perda do potencial produtivo das terras, a erosão causa o assoreamento de rios e reservatórios, e a redução da qualidade do ambiente aquático devido à presença dos contaminantes associados aos sedimentos (Horowitz, 1991; Salomons e Stigliani, 1995; Walling e Collins, 2000; Minella e Merten, 2006). Diante desse contexto, a determinação da produção de sedimentos em bacias hidrográficas é uma informação de grande importância para a gestão dos recursos hídricos, podendo ser um indicador das condições de uso e do manejo dos solos das bacias. Entretanto, as pesquisas têm, tradicionalmente, interpretado dados de produção de sedimentos em termos da magnitude de taxas de erosão, enquanto que menor atenção tem sido dispensada tanto à natureza do material que deixa a bacia quanto às características internas dos processos envolvidos.

A preocupação com o impacto da erosão do solo nas terras agrícolas tem tradicionalmente focado os problemas em relação à degradação do solo, à redução da produtividade e da segurança alimentar e à destruição de um recurso essencial não renovável (Morgan 2005; Evans e Boardman, 1994; Lal, 1998). Esses efeitos são, freqüentemente, denominados de efeitos locais da erosão (*on-site effects*). Entretanto, a comunidade científica tem dispensado grande atenção, também, para os efeitos dos sedimentos fora do local da erosão (*off-site effects*). Esses incluem um largo conjunto de impactos em potencial como o assoreamento de reservatórios, rios, portos e canais de irrigação e os danos às estruturas hidráulicas. Além dos impactos físicos, os sedimentos representam uma fonte de poluição difusa, tanto pela sua própria presença quanto à sua capacidade em transferir adsorvidos

nutrientes e contaminantes dos ambientes terrestres para os ambientes aquáticos (Waters, 1995; Wood e Armitage, 1997 e 1999; Acornley e Sear, 1999; Walling *et al.*, 2003).

Em muitas áreas do mundo, o controle da erosão do solo e da transferência de sedimentos para os cursos de água é considerado de extrema importância para a redução da entrada de nutrientes e demais poluentes para os sistemas fluviais, lacustres e oceânicos. Em alguns países da Europa, por exemplo, a redução das taxas de erosão e da produção de sedimentos tem sido um indicador importante sobre o efeito de medidas conservacionistas de solo e água em bacias hidrográficas (Developing, 2004). Nesses casos, a redução da mobilização e da transferência de sedimentos tem sido considerada como um aspecto chave para o gerenciamento dos recursos hídricos, que objetiva restaurar os rios visando uma condição de manutenção da biodiversidade e da qualidade da água (Brils, 2005; Owens e Collins, 2006). No Brasil, existe uma grande demanda por informações do fluxo de sedimentos em bacias hidrográficas relacionadas, principalmente com a alteração do uso e do manejo das terras em áreas rurais e urbanas. Da mesma maneira verifica-se, no Brasil, uma necessidade crescente para desenvolver e implementar estratégias de melhoria do planejamento e do manejo das terras, com o objetivo de reduzir a mobilização e a transferência de sedimentos para os cursos d'água.

No desenvolvimento de programas de conservação de água e solo, muitas vezes, é necessário avaliar os impactos desses projetos, havendo com isso a necessidade de implementar estratégia de monitoramento de bacias. Isso para avaliar o impacto de uma prática particular de manejo do solo, para demonstrar o custo-benefício da implementação de medidas de controle e, com isso, fornecer evidências para convencer proprietários, agricultores e a comunidade sobre os benefícios da implementação de práticas conservacionistas de manejo do solo. Para isso, existe a necessidade de considerar o fenômeno erosivo na escala de bacia hidrográfica e desenvolver metodologias adequadas de monitoramento e de modelagem hidrossedimentométrica.

Experimentos tradicionais em bacias (Toebe e Ouryvaev, 1970; Lal, 1988; Hudson, 1997), baseados na medição da produção de sedimentos no exutório para a avaliação do impacto da mudança das práticas de manejo do solo, comumente empregam experimentos em bacias múltiplas ou pareadas ou com uma longa avaliação de uma única bacia (por exemplo, antes e após a intervenção). Estas técnicas tradicionais de monitoramento são baseadas numa metodologia que fornece resultados importantes para o entendimento do processo erosivo na escala de bacia. Entretanto, como a análise é realizada a partir dos dados de vazão e concentração de sedimentos no exutório das bacias, pode haver dúvidas sobre os processos

que ocorrem “dentro” da bacia, e que determinam uma importante complexidade da mobilização e da emissão de sedimentos para o estudo da erosão nessa escala.

Por exemplo, é natural que o fluxo de sedimentos no exutório da bacia seja composto de sedimentos provenientes de diferentes tipos de fontes, sendo que a identificação dessas permitiria a implementação de medidas de controle mais eficientes da produção de sedimentos. Existe uma grande complexidade que define a relação entre os processos erosivos nas vertentes e as respostas observadas nos canais de drenagem que devem ser considerados para o entendimento da erosão e da produção de sedimentos nas bacias hidrográficas. Em algumas situações, a redução na contribuição de sedimentos de uma determinada fonte pode causar um aumento na mobilização de sedimentos de outra fonte e, com isso o fluxo de sedimentos no exutório da bacia responde com pequenas mudanças, mesmo que tenha ocorrido uma mudança significativa na contribuição relativa das diferentes fontes. Dessa maneira, com a identificação das fontes primárias de sedimentos teremos uma importante informação para aplicar adequadamente os recursos financeiros disponíveis aos projetos de preservação dos recursos naturais.

Considerando a complexidade da mobilização e da emissão de sedimentos, Foster (2000), Owens (2005), Walling (2006) e Owens e Collins (2006), têm argumentado da necessidade para novas aproximações que documentem o balanço de sedimentos na bacia e as modificações resultantes das alterações no uso e manejo do solo, e que as técnicas de traçamento de sedimentos podem fornecer um complemento valioso para as técnicas de monitoramento tradicional. O estudo relatado neste documento objetivou demonstrar como o uso das técnicas de identificação de fontes de sedimentos em combinação com as técnicas tradicionais de monitoramento pode fornecer um entendimento e uma avaliação mais adequada do impacto da melhoria do uso e manejo do solo nos processos hidrossedimentológicos que ocorrem considerando a escala de bacia, bem como na magnitude da mobilização e emissão de sedimentos para os cursos de água.

2. SUPOSIÇÃO

A técnica de identificação de fontes dos sedimentos erodidos, em conjunto com técnicas tradicionais de monitoramento hidrológico e sedimentométrico, é capaz de avaliar a influência do uso e do manejo do solo sobre a variabilidade da produção de sedimentos na escala de bacia hidrográfica rural.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

Adequar o método para avaliar os efeitos do uso e do manejo do solo sobre a produção de sedimentos em bacias hidrográficas rurais.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1- Associar a metodologia tradicional de monitoramento da produção de sedimentos com a técnica de identificação de fontes de sedimentos.

2- Aprimorar a técnica de identificação de fontes de sedimentos por meio do desenvolvimento de:

- i) uma análise estatística que estime as incertezas relacionadas com as fontes de sedimentos;
- ii) um modelo de classificação multivariada dos sedimentos em suspensão mais robusto e que permita o cálculo das incertezas dos resultados;
- iii) avaliar as propriedades traçadoras naturais em ambientes agrícolas e de baixo custo de análise, testando sua eficiência na obtenção dos resultados requeridos.

3- Estabelecer indicadores hidrossedimentológicos dos estágios da alteração no manejo do solo para uma pequena bacia hidrográfica rural.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Esta revisão bibliográfica foi realizada procurando abordar a seguinte estrutura: Na primeira parte são explorados os componentes e os fatores condicionantes envolvidos com a estimativa da produção de sedimentos. Na segunda parte é demonstrada a necessidade de avaliar os efeitos do manejo do solo sobre a produção de sedimentos na escala de bacia hidrográfica. Na terceira parte foi explorado o planejamento do monitoramento para que a aquisição de dados corresponda aos objetivos requeridos. Na quarta parte são apresentadas as técnicas de identificação das fontes de sedimentos com sua contribuição para o entendimento dos processos hidrossedimentológicos em bacias. Na quinta parte são listadas as principais necessidades da pesquisa para a evolução do monitoramento e análise da produção de sedimentos na escala de bacia hidrográfica.

4.1. PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

4.1.1. Balanço de sedimentos

O aumento do crescimento agrícola e urbano e a conseqüente ocupação das bacias hidrográficas, com a alteração do uso do solo, promovem um dos maiores impactos negativos ambientais e sócio-econômicos à humanidade, que é a erosão e a produção de sedimentos. Entretanto, mesmo tendo mais de meio século de investigações, as relações entre os fatores interferentes (clima, relevo, solo, uso) e a produção de sedimentos ainda representam um desafio para a pesquisa.

Define-se “produção de sedimentos” como a quantidade de sedimentos que é removida para fora de uma bacia hidrográfica ou de uma área considerada. A produção de sedimentos representa uma parcela do total de solo que foi erodido e mobilizado em uma bacia em decorrência de todos os processos erosivos atuantes. A produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica refere-se à diferença entre a erosão bruta e a quantidade de sedimentos que não foi removida da bacia hidrográfica (Equação 4.1):

$$PS = EB - DS \quad (4.1)$$

onde PS é a produção de sedimentos ($t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$); EB é a erosão bruta ($t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$); e DS é a quantidade de material depositado, retido e em trânsito na bacia ($t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$)

Na prática, o valor de DS é dificilmente medido ou estimado devido à complexidade dos processos de propagação e de deposição dos sedimentos erodidos na bacia hidrográfica. Alternativamente, utiliza-se um conceito empírico para estimar um valor adimensional que representa a parcela do total da erosão bruta que chega ao exutório da bacia (Walling, 1983; 1990). Esse valor é conhecido como Taxa de Emissão de Sedimentos (TES ou SDR - *Sediment Delivery Ratio*), que é igual a razão entre a produção de sedimentos no exutório (PS) e a erosão bruta na bacia (EB) (Equação 4.2).

$$SDR = PS / EB \quad (4.2)$$

De uma maneira geral, a área de drenagem exerce grande influência sobre a Taxa de Emissão de Sedimentos (TES), sendo que seu valor é inversamente proporcional ao tamanho da bacia (Walling, 1983; Coleman e Scatena, 1986). Essa relação é explicada pelo decréscimo dos gradientes das vertentes e canais, e pelo aumento das condições que possibilitam a deposição em decorrência do aumento do tamanho da bacia. Isso inclui as planícies e os trechos de rios com menor declividade e maior sinuosidade. Nesses ambientes, a velocidade do escoamento superficial e a taxa de erosão diminuem e a taxa de deposição aumenta. O conceito do TES é, freqüentemente, utilizado para determinar a produção de sedimentos a partir da erosão bruta estimada. Para isso, são utilizadas equações empíricas que relacionam a área de drenagem e o valor de TES (Vanoni, 1975; Estados Unidos, 1975). A erosão bruta, em geral, é calculada por modelos empíricos como a Equação Universal de Perda de Solo (Wischmeier e Smith, 1978) ou por modelos de base física como o EUROSEM-KINEROS (Morgan *et al.*, 1998). Entretanto, existe grande incerteza na utilização dessa metodologia, já que muitos fatores, além da área de drenagem, determinarão a eficiência da bacia em transferir os sedimentos erodidos para o exutório (Roehl, 1962; Walling, 1988; Golosov, 2002; Dedkov, 2004).

4.1.2. Componentes na estimativa da produção de sedimentos

Para Knighton (1998), os sedimentos em suspensão, mobilizados na bacia vertente, podem ser classificados como provenientes de dois tipos de fontes: as camadas superficiais e

sub-superficiais do solo. A erosão em entressulcos é responsável pela mobilização das camadas superficiais do solo. Os sedimentos das camadas sub-superficiais são provenientes dos sulcos e das ravinas nas vertentes e nos canais aluviais pela remoção de material das margens e do fundo. Os sedimentos finos provenientes das margens dos canais são retirados pela força hidráulica do escoamento ou pela ressuspensão após o solapamento das margens. Nas bacias de cabeceira, com vertentes de alta declividade, a contribuição da erosão superficial para a calha fluvial tende a ser maior devido às características fisiográficas que favorecem o processo de transferência de sedimentos da bacia vertente para a calha fluvial. A jusante, onde as vertentes apresentam relevo mais suave e largas planícies, aumenta o potencial de deposição e a contribuição da erosão na calha fluvial. Dessa maneira, a produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica é função dos processos erosivos que ocorrem nessa bacia, ou seja, das taxas de desagregação do solo por ação da precipitação e do escoamento concentrado, dos processos de transferência dos sedimentos da bacia vertente para a calha fluvial e pelos processos de transporte e deposição que ocorrem na calha fluvial.

Os processos relacionados com a desagregação do solo devido à ação do impacto das gotas da chuva e do escoamento superficial difuso e concentrado têm sido descritos com grande detalhamento (Foster *et al.*, 1982; Morgan, 2005). Da mesma forma, a Mecânica Fluvial tem descrito, com grande profundidade, os processos relacionados com o transporte e deposição dos sedimentos que se encontram em trânsito na calha fluvial (Lane, 1995; Knighton, 1998; Silva *et al.*, 2003). Por outro lado, os processos envolvidos na transferência dos sedimentos das áreas fontes para a calha fluvial é muito pouco conhecidos, mesmo que isso seja de fundamental importância para estimar a produção de sedimentos em bacias hidrográficas (Walling, 1988).

Os resultados obtidos em parcelas experimentais de erosão providenciam uma clara evidência dos efeitos do uso e manejo dos solos sobre as taxas de erosão. Entretanto, quando alteramos a escala de análise, saindo das parcelas experimentais para a escala de bacia, as evidências do impacto do uso e do manejo do solo na produção de sedimentos são menos claras. A complexidade do relevo, os fragmentos de vegetação e as construções humanas (estradas, drenos, barreiras, etc.) afetam a conectividade entre as vertentes e a rede de drenagem. Neste contexto, a conectividade é um conceito que representa a facilidade em que os sedimentos erodidos são transferidos das fontes para a rede de drenagem (Walling, 1990; 1999).

4.1.3. Fatores interferentes da produção de sedimentos

Os fatores controladores da magnitude e da característica da produção de sedimentos são o clima, as características fisiográficas e o uso e manejo do solo. A influência do clima pode ser correlacionada com a produção de sedimentos por meio das características da precipitação (volume e intensidade). As características da precipitação irá determinar, principalmente, a magnitude da produção de sedimentos. A fisiografia da bacia (declividade do terreno, atributos do solo, características da rede de drenagem, etc) irão determinar a capacidade de transferência dos sedimentos pelas vertentes e rios. O efeito do uso e manejo dos solos sobre a produção dos sedimentos tem a propriedade de atenuar ou agravar os fatores anteriores (Kimoto *et al.*, 2002; Dunjón *et al.*, 2003; Vanacker *et al.*, 2003; Verstraeten *et al.*, 2006). A alteração da cobertura vegetal natural para o uso agrícola, por exemplo, pode modificar a produção de sedimentos em várias ordens de magnitude em comparação com uma área não perturbada (Morgan, 2005).

Segundo Corrêa (1989), o uso do solo apresenta-se como uma expressão das relações sócio-econômicas do território, que revelam a apropriação da natureza pelo homem e as alterações impostas ao uso do solo. Em termos agrônômicos, uso do solo é forma de ocupação das terras segundo o potencial produtivo dos solos, a necessidade da manutenção das áreas de conservação e a alocação de estradas e locais para construção. Manejo do solo consiste num conjunto de operações realizadas de preparo do solo com o objetivo de propiciar condições favoráveis à semeadura, ao crescimento das culturas e à produção por tempo ilimitado, melhorando a estrutura e cobertura do solo para torná-lo mais resistente à erosão.

Lane *et al.* (1997) procuram identificar os principais fatores e os processos controladores da produção de sedimentos considerando diferentes escalas (10^{-6} – 10^2 km²). Seus resultados sugerem que existem fatores específicos e comuns entre as escalas no controle da produção de sedimentos. Por exemplo, o clima é um fator comum a todas as escalas, e a erosão em entressulcos é um fator específico para as menores áreas ou bacias hidrográficas. O trabalho confirma a complexidade do sistema e a necessidade de se estabelecer um método correto de monitoramento e análise baseado na escala de bacia e nos seus fatores controladores mais relevantes.

Um outro modelo de predição da produção de sedimentos foi desenvolvido em função de nove fatores considerados, como sendo fatores controladores do processo para a região sudoeste dos EUA (PSIAC – Pacific Southwest Inter-Agency Committee) (Hadley *et al.*, 1985). Os fatores utilizados foram: geologia superficial, solos, clima, escoamento, topografia, cobertura vegetal, uso do solo e tipo de erosão (“laminar” ou em entressulcos e em canal).

Para cada fator controlador, especialistas criaram uma tabela de valores, que fornece um escore em relação ao maior ou menor potencial para a produção de sedimentos. A soma dos escores de cada fator permite verificar, numa tabela com intervalos de classe, uma estimativa da produção de sedimentos. A utilização dos índices propostos naquele trabalho é aplicada somente para a região de estudo. Além disso, a metodologia não explora os processos envolvidos na produção de sedimentos, mas estima a produção de sedimentos a partir da análise subjetiva da importância de cada fator controlador da região.

Singh *et al.* (1988) analisaram modelos probabilísticos que consideram a produção de sedimentos como um processo estocástico dependente da precipitação e da vazão. Neste caso, a variabilidade da concentração de sedimentos em suspensão durante o evento (sedimentograma) é baseada na variabilidade da vazão (hidrograma) em função do escoamento superficial e da precipitação. Isto pode ser considerada uma limitação importante, já que outros fatores contribuem para que os sedimentogramas apresentem forma e magnitude diferentes dos hidrogramas, tal como disponibilidade de sedimentos e distância das fontes de sedimentos (Williams, 1989).

Os modelos de base física e espacialmente distribuídos, tal como LISEM (Limburg Soil Erosion Model), representam uma recente e promissora alternativa para estimar a produção de sedimentos, considerando os fatores controladores dos processos erosivos na escala de bacia (De Roo *et al.*, 1996; Jetten *et al.*, 1999; Jetten e De Roo, 2001). A estrutura de cálculo do modelo é baseada em conceitos da física do solo, da hidráulica do escoamento, e dos processos de desagregação, transporte de sedimentos e propagação no canal. Modelos distribuídos, como o LISEM, geram a estimativa da produção de sedimentos no exutório e a distribuição espacial da erosão e da deposição na bacia. Como desvantagem, esses modelos exigem uma grande quantidade de parâmetros medidos e um número de eventos significativos para calibração e validação dos resultados. A eficiência destes modelos está baseada na comparação dos resultados simulados com os hidrogramas e sedimentogramas observados no exutório da bacia, já os resultados, em relação à distribuição espacial da erosão e sedimentação dentro da bacia, não são possíveis de serem analisados pela ausência de informações que possibilite esta análise.

Qualquer preocupação em relatar as mudanças de produção de sedimentos em uma bacia deve considerar os processos que interferem na Taxa de Emissão de Sedimentos (TES). Dependendo das características da bacia, parte dos sedimentos erodidos durante o período de erosão acelerada pode ficar depositado no fundo de vales e dentro do canal e não chegar no exutório da bacia. Reciprocamente, a redução na perda de solo pela implementação de medidas conservacionistas e melhorias das práticas de cultivo podem não refletir na redução

da produção de sedimentos porque os sedimentos armazenados nos antigos depósitos podem ser remobilizados (Trimble, 1983; Hadley *et al.*, 1985). Por isso, a dimensão temporal do efeito do uso e do manejo do solo sobre a produção de sedimentos, também, precisa ser considerada. Em muitas áreas, o impacto da atividade humana pode ser relativamente recente e em outras as mudanças no uso do solo pode estar ocorrendo durante séculos.

Os trabalhos citados anteriormente esclarecem a influência o controle do uso do solo sobre a erosão hídrica e a produção de sedimentos em bacias, mas todos são unânimes em considerar que existem incertezas no estabelecimento do grau de influência deste controle sobre a variabilidade da produção de sedimentos.

4.1.4. A importância do uso do solo na produção de sedimentos

A influência do uso do solo na produção de sedimentos pode ser interpretada por meio de diferentes enfoques. Para grandes bacias (4^a ou 5^a ordem), com longas séries de dados, as análises são realizadas verificando a evolução das conseqüências negativas da sedimentação e da erosão segundo a alteração do uso do solo (Dunjó *et al.*, 2003; Piégay *et al.*, 2004). Estas análises têm a função de demonstrar as mudanças que ocorreram no passado, décadas ou séculos, devido à ocupação humana (agrícola e urbana). Esses estudos permitem inferir a respeito do histórico das taxas de erosão na bacia através das determinações das taxas de sedimentação em amostras coletadas no fundo de barragens e lagoas (Erskine *et al.*, 2002), porém não é possível estabelecer o efeito preciso no tempo e no espaço do uso e manejo do solo.

Muitos estudos abordam a influência do uso do solo segundo o conceito de sensibilidade da paisagem. Reid (1993) sugere que a produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica é um sistema composto de uma coleção de componentes (vertentes, canais de drenagem, estradas, etc.), onde as características e a interação entre eles determinam um mecanismo de resposta (produção de sedimentos) frente a um impulso energético (precipitação). Knox (2001) avaliou como o uso do solo influenciou o processo erosivo e a sedimentação, e, conseqüentemente, a ocorrência de enchentes no vale superior do rio Mississipi. Na primeira metade do século vinte, o desenvolvimento acelerado da atividade agrícola gerou grandes perdas de solo, assoreamento dos rios e freqüentes enchentes. No meio do século vinte, os programas de conservação do solo atuaram na bacia reduzindo a emissão de sedimentos para dentro do canal e, conseqüentemente, naquele período houve uma redução significativa na ocorrência de enchentes. Posteriormente, na segunda metade do século vinte,

houve novamente o aumento na frequência de grandes enchentes, entretanto isto foi relacionado com os eventos de degelo, possivelmente associado aos processos de aquecimento global. O estudo foi baseado na metodologia de análise das camadas de depósitos de sedimentos que ocorreram nas planícies de inundação durante todo o século.

Outra linha de pesquisa é o monitoramento de bacias com diferentes condições de uso do solo para determinar o efeito direto das ações antrópicas como causa das mudanças na erosão do solo. Dunne (1979) analisou a produção de sedimentos em 61 bacias no Quênia com o objetivo de estabelecer correlações entre o uso do solo e a produção de sedimentos. Os resultados exploram várias equações de regressões entre a produção de sedimentos e o uso do solo, além de diferentes condições fisiográficas e climáticas. Seu estudo reforça a hipótese que o uso do solo é o fator mais importante nas variações na produção de sedimentos. Entretanto, não foi possível a obtenção de uma equação geral para todas as bacias analisadas, pois a diferença entre os coeficientes de regressão foi grande. Tal como na maioria dos trabalhos, o uso do solo foi explorado apenas como um valor quantitativo que representa a porcentagem relativa de determinada cobertura na bacia. Aspectos importantes como as práticas de manejo do solo e a variabilidade temporal das áreas de lavoura não foram exploradas.

Outra maneira de avaliar o efeito do uso e ocupação do solo é através do monitoramento de uma bacia antes e depois da intervenção. Burt *et al.* (1984) monitoraram uma pequena bacia de cabeceira seis meses antes e um ano e meio após uma interferência antrópica, e descreveram as alterações hidrológicas e sedimentológicas ocorrentes. A bacia foi desmatada e foram construídos drenos para a implementação de cultivos anuais. A influência da alteração do uso e ocupação do solo foi determinada pela análise das variáveis hidrológicas (vazão máxima e coeficiente de escoamento), variáveis sedimentológicas (concentração máxima de sedimentos em suspensão e produção de sedimentos) e as características da relação entre vazão e a concentração de sedimentos (histerese) durante os eventos nos dois períodos de uso distinto. Ainda que o período de monitoramento tenha sido curto, foi possível demonstrar que o desmatamento e a construção de drenos alteraram, significativamente, os valores das variáveis sedimentológicas. Mesmo não utilizando a identificação das áreas geradoras do escoamento superficial, os autores salientam a sua importância por serem um aspecto chave no entendimento das mudanças ocorridas na variabilidade da concentração de sedimentos.

A influência do uso do solo, sob a perspectiva qualitativa, tem sido muito bem explorada nos trabalhos de conservação do solo na escala de propriedade rural (Morgan, 2005). Entretanto, Clark (1995) sugere mais atenção em pesquisas que determinem a

eficiência de medidas conservacionistas a serem implementadas na escala de bacia. Em geral, a ocupação agrícola de uma área natural transforma a paisagem num mosaico de culturas permeadas por áreas e faixas de preservação, estradas, reflorestamento, que dependendo de sua alocação pode afetar a produção de sedimentos. Noorwijk *et al.* (1998) propuseram uma análise do impacto de sistemas agroflorestais que considera, além do aspecto quantitativo de cada uso, a sua localização na bacia. O estudo foi baseado na alteração dos processos hidrológicos e sedimentológicos em função de aspectos quantitativos e qualitativos do uso do solo. Os resultados mostraram que, para o fluxo de sedimentos, a localização das áreas e as faixas de preservação são mais importantes que a área total de florestas na bacia, pois os cordões vegetados e as matas ciliares são eficientes como barreiras de sedimentos. No caso das variáveis hidrológicas (escoamento superficial e de base), a quantidade dos fragmentos florestais e áreas de preservação foram mais importantes do que a sua localização na bacia.

Um dos trabalhos que aborda os aspectos qualitativos do uso do solo na retenção de sedimentos e nutrientes foi desenvolvido por Domburg *et al.* (2002). Os autores selecionaram os principais caminhos de transferência de sedimentos na bacia para criar faixas de retenção que possibilitavam a diminuição da presença de sedimentos e nutrientes na rede de drenagem. A localização foi realizada na escala de bacia e utilizava a escala de propriedade para definir a estratégia de implementação de práticas conservacionistas junto com os agricultores. A implementação das faixas de retenção foi sugerida para as áreas de cultivo dependendo do sistema de manejo. Os resultados mostram uma grande eficiência na diminuição da transferência dos sedimentos, confirmando a importância dos aspectos qualitativos na dinâmica dos processos hidrossedimentológicos.

Clark (1995) salienta a necessidade de se desenvolver estudos dos efeitos qualitativos do uso do solo na erosão hídrica. Esse conhecimento deve ser utilizado para os seguintes propósitos: convencimento dos gestores e dos agricultores dos impactos locais e regionais da erosão, criar condições para implementação das práticas conservacionistas do solo, e demonstrar o custo-benefício dos projetos de redução da produção de sedimentos. A compreensão dos efeitos qualitativos do uso do solo é um mecanismo importante na estratégia para implementar práticas de conservação na escala de bacia, porque são os agricultores que definem a organização espacial e temporal de sua propriedade. Quando ocorre o planejamento correto de uma propriedade agrícola, utilizando técnicas adequadas de ocupação e manejo do solo, de acordo com sua aptidão agrícola a produção de sedimentos pode se aproximar aos valores de áreas preservadas.

A partir de uma perspectiva que considera, também, aspectos qualitativos do uso, manejo e ocupação do solo, é preciso desenvolver metodologias de monitoramento e

modelagem da produção de sedimentos que incluam as características e processos internos da bacia hidrográfica, além dos processos monitorados no exutório. As pesquisas em sedimentos reconhecem a necessidade por informações a respeito da precisa natureza da origem dos sedimentos, avocada por Wolman (1977): “Um esforço maior é necessário para entender a ligação entre a erosão na superfície da terra e o transporte de sedimentos nos canais”. Segundo Walling (1990), a eficiência nas estratégias de controle dos sedimentos erodidos é dependente do aperfeiçoamento da obtenção de informações dos vários processos que afetam a emissão de sedimentos por uma bacia, incluindo a identificação da contribuição das fontes primárias de sedimentos.

4. 2. AS IMPLICAÇÕES DO MANEJO E CONSERVAÇÃO DOS SOLOS SOBRE OS PROCESSOS HIDROSEDIMENTOLÓGICOS

Como foi visto anteriormente, a erosão do solo e a produção de sedimentos estão relacionados com o uso do solo e com as práticas agronômicas (manejo), os quais são controlados pela atividade humana. Grandes projetos nacionais nos EUA, como o *CEAP - Conservation Effects Assessment Project*, têm dedicado grande atenção para quantificar os efeitos gerados pelo manejo do solo sobre a produção de sedimentos na escala de bacia hidrográfica. Nesse contexto, Simon (2004) apresenta uma análise da importância dos processos fluviais observados em alguns rios nos EUA. O autor descreve que existem evidências que, em áreas agrícolas do meio oeste dos EUA, o local da erosão tem se deslocado das lavouras e partes altas da bacia para a rede de drenagem. Esse fato seria devido, em parte, aos esforços na implementação de medidas de conservação do solo iniciado no passado. Antes da implementação dessas medidas as altas taxas de erosão que ocorreram nas áreas agrícolas ocasionaram grandes depósitos de sedimentos nos fundos de vale e nos canais, o que gerou enchentes e problemas de drenagem. Como solução, os canais de drenagem foram dragados e retificados, causando um aumento significativo da desestabilização do sistema fluvial. Dessa forma, com a redução do aporte de sedimentos pelas vertentes, devido à implementação de práticas conservacionistas de solo e ação antrópica de retificação e dragagem dos rios, aumentou a erosão nas margens dos rios. Atualmente, estima-se que a erosão severa que vêm ocorrendo nas margens dos rios tem contribuído com, aproximadamente, 85% do fluxo de sedimento.

Também no Reino Unido, o Departamento Ambiental (*Defra - Department of Environment, Food and Rural Affairs*), em conjunto com as universidades e os centros de pesquisa, tem realizado várias pesquisas para avaliar os efeitos do manejo do solo sobre a

qualidade dos corpos de água na escala de bacia hidrográfica (Beven *et al.*, 2005; Haygarth *et al.*, 2006; Bilotta *et al.*, 2007). O principal interesse desses projetos é compreender os processos que governam a transferência de sedimentos e nutrientes (principalmente fósforo) para os corpos de água. Os resultados futuros deverão servir para que decisões sejam tomadas na implementação de práticas para reduzir o aporte de sedimentos e poluentes para os rios.

São raros os trabalhos na literatura que abordam o efeito do manejo do solo sobre os processos hidrossedimentológicos na escala de bacia, principalmente como a alteração do manejo do solo pode afetar o processo de mobilização de sedimentos dentro da bacia. A literatura é escassa, mesmo considerando a alteração da produção de sedimentos no exutório da bacia em função da alteração do manejo do solo. Trimble (1983) utilizou o conceito de “balanço de sedimentos” (*Sediment Budgets*) para demonstrar o efeito do manejo do solo sobre a produção de sedimentos em uma bacia de 360 km². Para a comparação foram utilizados dois períodos distintos: utilização do solo sem medidas de conservação e com altas taxas de erosão (1853-1938) e utilização de medidas de conservação de solo (1938-1975). O balanço de sedimentos mostrou que houve redução de 26% na erosão das vertentes, mas não houve uma redução significativa da produção de sedimentos no exutório da bacia. O autor sugere que os sedimentos erodidos na parte alta da bacia foram mobilizados para as partes baixas da bacia e, apenas uma pequena parte atingiu o exutório da bacia no primeiro período. O material depositado nos vales foram remobilizados durante o segundo período, gerando uma pequena diferença na produção de sedimentos entre os dois períodos.

Alguns trabalhos foram realizados para demonstrar o efeito de medidas de conservação de solo sobre a remobilização de sedimentos na escala de vertente. Foi verificado que a mobilização dos sedimentos é, eficientemente, reduzida pela presença de barreiras ao movimento do fluxo de sedimentos como cordões vegetados e terraços (Quine, 1999a; 1999b; Walling *et al.*, 2002) e também, pela presença de cobertura vegetal morta e melhoria da estrutura do solo (Wilson, 2004; Nearing *et al.*, 2005). No estudo de Schuller *et al.* (2007) foram utilizadas medições de Césio 137 para avaliar a influência do manejo conservacionista do solo sobre as taxas de erosão e sedimentação numa vertente natural. A área foi cultivada com sistema convencional até 1986 e, posteriormente, foi implementado o sistema de plantio direto. Os resultados mostraram que houve uma redução no valor da erosão líquida (erosão menos deposição) de, aproximadamente, 87% e a proporção da área de estudo sujeita à erosão foi reduzido de 100% para 57%.

Os estudos na escala de vertente contribuem para o entendimento dos processos de erosão e mobilização de sedimentos porque considera a complexidade natural das vertentes, a variabilidade climática natural e o efeito das atividades antrópicas na vertente ao longo do

tempo. Entretanto, os processos que ocorrem na escala de bacia são ainda mais complexos, porque incluem a interação entre as vertentes, a interação entre as vertentes e o canal de drenagem, e os processos dentro do canal de drenagem.

4.3. MONITORAMENTO HIDROSEDIMENTOMÉTRICO

A capacidade de compreensão de como os processos hidrossedimentológicos de uma bacia hidrográfica respondem aos efeitos do uso e manejo do solo depende, fundamentalmente, do monitoramento adequado de variáveis que estão envolvidas no processo. No caso dos processos hidrossedimentológicos, as principais variáveis são a precipitação, a vazão e o fluxo de sedimentos. Por razões logísticas e financeiras, as medições se concentram no exutório da bacia, onde os processos e distúrbios que ocorrem nas vertentes são integrados e expressos em termos de alterações da vazão e da concentração de sedimentos.

A metodologia tradicional de monitoramento hidrossedimentométrico é baseada na obtenção de uma série temporal de dados de precipitação, vazão e concentração de sedimentos que possibilitam o cálculo do fluxo de sedimentos caracterizado pela descarga sólida de sedimentos em suspensão (massa por unidade de tempo) e a produção de sedimentos, que é a integração do fluxo de sedimentos em determinado tempo. A qualidade dos resultados será melhor quanto maior for a frequência de amostragem. Um número maior de amostragem em um menor intervalo de tempo aumenta a probabilidade de coincidir o momento da coleta com os eventos de cheia, os quais são responsáveis pela maior parte da produção de sedimentos. Walling (1990), por exemplo, salienta que a frequência de amostragem afeta sensivelmente a estimativa do fluxo de sedimentos em suspensão. Uma estimativa baseada em amostragem trimestral não corresponde à estimativa de amostragem semanal, diária ou horária, podendo haver uma subestimativa da produção de sedimentos quanto maior for o intervalo entre as medidas (Merten *et al.*, 2006). Porém, as principais limitações para a implementação de um monitoramento hidrossedimentométrico de alta frequência dizem respeito às dificuldades logísticas e ao alto custo de coleta e da análise da concentração de sedimentos.

A técnica de amostragem do fluxo de sedimentos deve ser focada na capacidade de coletar uma amostra representativa considerando a variabilidade espacial e temporal na seção de monitoramento (Porterfield, 1977). Isso será definido pelo tamanho da seção de monitoramento e pelas características hidráulicas do escoamento. Estas características irão definir, basicamente, o número de verticais necessárias para cobrir a variabilidade

longitudinal da seção, o número de pontos de amostragem em cada vertical, o amostrador de sedimentos mais adequado e a frequência de amostragem (Hudson, 1997; Porterfield, 1977; FISP, 1961). Para riachos e ribeirões, onde a concentração de sedimentos em suspensão varia, principalmente, durante os eventos de chuva de média e alta intensidade, a estratégia de monitoramento deve priorizar a coleta de amostras durante os eventos.

As amostras da mistura água e material em suspensão são analisadas para a determinação da concentração de sedimentos em suspensão no instante da medida. A concentração de sedimentos multiplicada pela vazão instantânea fornece a estimativa da descarga de sedimentos, que integrado no tempo fornece a estimativa da produção de sedimentos. As análises são feitas em laboratório usando a relação entre a quantidade de sedimentos presente na amostra, em massa, dividido pelo volume de amostra coletado. Para amostras com baixa concentração é recomendado o método da filtração e para amostras com alta concentração deve ser utilizado o método da evaporação (WMO, 2003).

No caso de automatizar o monitoramento da concentração de sedimentos, uma alternativa promissora é a determinação da turbidez do escoamento, que apresenta uma boa correlação com a concentração dos sedimentos em suspensão (Lawler e Brown, 1992; Minella *et al.*, 2007). O turbidímetro é instalado na seção de monitoramento e coleta dados contínuos que são armazenados em um *data logger*. O uso da turbidez para a estimativa da concentração de sedimentos em suspensão exige a calibração do sensor (Vanous *et al.*, 1982), bem como a determinação de uma equação de regressão para converter o sinal medido em valores de concentração de sedimentos em suspensão. A equação de calibração é determinada utilizando um conjunto de amostras de sedimentos com concentração conhecida e correlaciona-se com o valor medido pelo turbidímetro (Finlayson, 1985; Lawler, 2005; Lawler *et al.*, 2006).

Para situações que existe forte restrição financeira, duas alternativas são possíveis para estabelecer uma relação entre variáveis hidrológicas e o fluxo de sedimentos. A primeira alternativa seria monitorar a concentração de sedimentos em suspensão e a vazão de alguns eventos e determinar a produção de sedimentos. Com o conjunto de eventos medidos deve-se estabelecer a relação entre a vazão máxima e a produção de sedimentos. Desta forma, é possível estimar a produção de sedimentos dos outros eventos a partir da vazão máxima. É importante que a relação entre as duas variáveis seja construída com eventos de diferentes magnitudes e que haja medições frequentes para confirmar a funcionalidade da relação. Esse método pode gerar algumas incertezas nos resultados, mas é viável para estimar a produção de sedimentos em pequenas e médias bacias (<1 km²). A outra opção, frequentemente utilizada, é estabelecer uma relação entre vazão e concentração de sedimentos instantânea para estimar o fluxo de sedimentos (Phillips *et al.*, 1999). Neste caso, a concentração de sedimentos

instantânea é correlacionada com a vazão instantânea para a construção de uma curva-chave. Essa curva é gerada a partir do monitoramento de eventos de diferentes magnitudes. Com o estabelecimento da curva-chave, a descarga sólida é estimada a partir dos dados monitorados de vazão.

4.4. IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES PRIMÁRIAS DOS SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO

4.4.1. A necessidade por informações sobre as fontes de sedimentos

As técnicas de identificação de fontes de sedimentos têm contribuído para esclarecer como os diferentes sistemas que compõem a bacia hidrográfica contribuem para a produção de sedimentos na rede de drenagem. Segundo a definição de Collins (1995), a técnica de identificação de fontes de sedimentos (*fingerprinting approach*) usa a dimensão qualitativa dos sedimentos para elucidar a origem das fontes de sedimentos pelo exame detalhado de várias propriedades numa determinada escala espacial e temporal. Inúmeros trabalhos têm demonstrado que a utilização de técnicas de traçamento de sedimentos contribui para quantificar a contribuição das diferentes fontes de sedimentos para a rede de drenagem (Coleman e Scatena, 1986; Peart e Walling, 1988; Collins *et al.*, 1997; Russel *et al.*, 2001; Collins e Walling, 2002a; Walling, 2005). Essa informação tem grande relevância, pois possibilita compreender a dinâmica do processo hidrossedimentológico, como o mecanismo de conexão entre as vertentes e a calha fluvial na rede de drenagem (Walling, 1999). Resumidamente, as principais vantagens, científicas e aplicadas, apresentadas pelas técnicas de identificação de fontes de sedimentos erodidos são:

- a) Identificação dos locais geradores de sedimentos na bacia e da quantidade de sedimento erodido.
- b) Contribuição para o desenvolvimento de modelos distribuídos de produção de sedimentos, os quais são valiosos para interpretação dos dados de produção de sedimentos e sua previsão.
- c) Contribuição para o entendimento da dinâmica dos sedimentos em bacias em relação ao impacto dos diferentes cenários de uso do solo sobre a produção de sedimentos.
- d) Determinação de um componente fundamental no cálculo do balanço de sedimentos em bacias (*Sediment Budgets*), o qual permite determinar a redistribuição de sedimentos na bacia e contribui para o entendimento dos mecanismos da Taxa de Emissão de Sedimentos (TES).

- e) Providenciar uma metodologia eficiente para a caracterização dos sedimentos em suspensão, pois as características dos sedimentos nos rios são uma mistura dos solos das fontes.
- f) Desenvolvimento de programas de manejo integrado de bacias hidrográficas.
- g) Levantamento do potencial poluidor de diferentes fontes.
- h) Delineamento de estratégias efetivas para o controle da erosão (sedimentos) e poluição (pontual e difusa) e recuperação de rios afetados pela presença de poluentes e sedimentos.

4.4.2. A evolução do método de identificação de fontes de sedimentos

4.4.2.1. Concepção dos fundamentos do método de identificação de fontes de sedimentos

Os estudos de identificação de fontes de sedimentos iniciaram com o desenvolvimento de métodos de traçamento do movimento de sedimentos em bacias a partir da década de 70. Wolman (1977) e Walling *et al.* (1979) contribuíram para o desenvolvimento dos métodos de identificação da principal fonte de sedimento utilizando propriedades eletromagnéticas naturais presentes nos sedimentos. O fundamento teórico foi a investigação detalhada de propriedades naturais encontradas nos solos das fontes que poderiam ser comparadas com as variações das mesmas propriedades no fluxo de sedimentos em suspensão. Os parágrafos seguintes demonstram como diferentes trabalhos utilizaram técnicas de identificação de fontes de sedimentos para elucidar questões da proveniência dos sedimentos e dos processos de emissão de sedimentos em bacias hidrográficas até o final da década de 80.

Grimshaw e Lewin (1980) estudaram a origem dos sedimentos na rede de drenagem a partir de um método direto que analisou a variabilidade da cor dos sedimentos durante eventos. A variabilidade sazonal e espacial da cor dos solos das fontes foi comparada com a cor do sedimento em suspensão, em diferentes partes do sedimentograma (ascensão e declínio). Os autores identificaram que a coloração das amostras de sedimentos varia conforme a passagem da onda de cheia, possibilitando determinar a influência de cada fonte nas diferentes partes do evento chuva-vazão. As principais dificuldades encontradas pelos autores foram: a influência das estações do ano na cor dos sedimentos e o efeito de lavagem da onda de cheia, que carrega matéria orgânica e os sedimentos prontamente disponíveis. Esse estudo mostrou a estreita ligação que existe entre as características das fontes e os processos observados na rede de drenagem, apesar das incertezas geradas pela influência de outros fatores na conservatividade da propriedade traçadora.

Na avaliação do potencial poluidor dos sedimentos em suspensão, Ongley *et al.* (1982) verificaram que as concentrações de vários elementos naturais e as razões entre as fases orgânicas e minerais, apresentaram valores muito próximos daqueles medidos nas fontes. Neste estudo, dois anos foram monitorados analisando as descargas sólidas em conjunto com a granulometria e as concentrações químicas de elementos orgânicos, metais pesados e alcalinos. O estudo avaliou o efeito da distância da fonte e do tempo de percurso sobre a alteração química dos elementos. Essa última análise contribuiu para verificar a conservatividade das propriedades dos sedimentos. Para isso, foram analisadas as concentrações de fósforo, zinco e mercúrio, presentes nas amostras de sedimentos em suspensão. Em trechos do rio sem adição significativa de novas fontes, não foram identificadas alterações nas concentrações dos elementos em distâncias menores que 2.000 m. Além disso, não foi observado um padrão constante de enriquecimento (aumento da concentração química de um elemento) ou depleção (diminuição da concentração química de um elemento). Entretanto, em locais do rio onde ocorreu a entrada de sedimentos contaminados e de incremento de biomassa, houve acréscimos na concentração de alguns elementos na massa de sedimentos. Isso significa que as concentrações químicas dos elementos somente variaram com a entrada significativa de sedimentos com alta concentração (enriquecimento) ou a entrada de sedimentos com baixa concentração do elemento (depleção). Uma importante contribuição desse trabalho foi a demonstração da necessidade de realizar a correção dos efeitos de enriquecimento químico baseada na diferença da granulometria dos solos das fontes e dos sedimentos em suspensão.

Peart e Walling (1986) aplicaram um método de identificação de fontes de sedimentos baseado na comparação das características orgânicas dos sedimentos em suspensão com as características do material de fontes em potencial. O trabalho deteve-se na distinção dos sedimentos provenientes do leito e das margens dos rios e dos solos superficiais. Na primeira etapa do método, foi realizado um estudo preliminar das fontes para encontrar um pequeno grupo de elementos capazes de distinguir as fontes de sedimentos. O segundo passo foi comparar a concentração da amostra de sedimento em suspensão com as amostras das fontes e determinar a origem dos sedimentos.

Os estudos iniciais de identificação de fontes de sedimentos apresentaram resultados essencialmente qualitativos, mostrando quais fontes seriam as mais importantes e, também, na descrição de mudanças que podem ocorrer durante os eventos ou entre estações do ano. Entretanto, os trabalhos não determinavam a quantidade de sedimentos provenientes de cada fonte. A utilização de um número maior e heterogêneo de propriedades traçadoras e a incorporação de métodos quantitativos marcaram o segundo importante avanço metodológico

nos estudos de identificação de fontes de sedimentos que ocorreu a partir do final da década de 80. Nesse momento, iniciaram-se os estudos da estimativa da contribuição relativa das fontes de sedimentos, que significa a determinação da proporção de cada fonte para compor a mistura de sedimentos coletada nos rios.

4.4.2.2. Inclusão de um número maior e heterogêneo de propriedades traçadoras

A procura por um número maior de propriedades traçadoras, as quais deveriam claramente distinguir as fontes potenciais de sedimentos, geraram um grande número de pesquisas que avaliaram um largo número de características presentes nos sedimentos e solos para que servissem como propriedades traçadoras. Essas características correspondem a diferentes grupos de parâmetros, as quais incluem parâmetros mineralógicos, magnéticos, geoquímicos, orgânicos, radiômetros, isótopos e físicos.

O uso de traçadores mineralógicos está restrito a bacias com diferenças geológicas expressivas. Geralmente, é utilizada a mineralogia da fração argila ou a cor dos sedimentos que está relacionada com os minerais do solo. Os estudos são realizados a partir das análises de raio-X e da utilização da caderneta de *Munsell* no caso da cor (Grimshaw e Levin, 1980; Woodward *et al.* 1992; De Boer e Crosby, 1995; Peart, 1995). O uso de características magnéticas para estudo de traceamento de sedimentos é considerado um método rápido, simples e não destrutivo das amostras. O método utiliza as propriedades magnéticas dos sedimentos e dos solos, as quais são induzidas por substâncias inerentes aos minerais (ferro) e persistem durante o processo de transferência de sedimentos na bacia (Caitcheton, 1993; 1998; Walden *et al.*, 1997).

Os radionucleotídeos, provenientes, também, da precipitação atmosférica, são considerados traçadores em potencial devido à sua distribuição homogênea sobre grandes áreas e seu comportamento estável no ambiente. A grande parte dos estudos que utilizam radionucleotídeos utiliza o Césio-137, o Chumbo-210, o Berílio-07 e o Rádio-226. Os radionucleotídeos são, provavelmente, a mais eficiente propriedade traçadora para a distinção entre fontes superficiais e sub-superficiais em bacias (Olley *et al.* 1993; Wallbrink e Murray, 1993; Walling e Woodward, 1992; He e Owens, 1995; Zapata *et al.*, 2002; Andrello *et al.*, 2004). Apesar dos radionucleotídeos serem considerados muito eficientes para estudos das fontes de sedimentos, sua determinação química é onerosa (Boardmann, 2004).

O uso de isótopos como traçadores, também, é uma alternativa para os estudos de identificação das fontes. Tanto os solos como os sedimentos em suspensão podem conter isótopos, como Oxigênio-18 e Carbono-13, que apresentam capacidade de distinguir fontes

dependendo das características da bacia e dos objetivos do estudo (Douglas, 1995; McCulloch *et al.*, 2003).

O uso de traçadores geoquímicos é baseado na exploração da composição química dos sedimentos (metais pesados, alcalinos, elemento traços, etc.) nos seus compartimentos geoquímicos (concentração associados aos óxidos, estrutura cristalina, total, etc.) (Förstner e Wittman, 1983; Horowitz, 1991). Os traçadores geoquímicos apresentam as vantagens de serem facilmente determinados nos laboratórios de química e de sua variabilidade na bacia estar associada com a variabilidade do tipo de fonte (Walling e Kane, 1984; Peart e Walling, 1988; Jones *et al.*, 1991; Collins *et al.*, 1997; 1998; Miguel *et al.*, 2005).

A matéria orgânica é um importante componente dos solos e dos sedimentos em suspensão e, também, é utilizada para estabelecer propriedades traçadoras. A matéria orgânica está associada às camadas superficiais do solo; sendo assim, é ideal para distinguir entre fontes superficiais e subsuperficiais, e entre solos degradados e não degradados. As características da matéria orgânica, principalmente a sua concentração de fósforo, carbono e nitrogênio, e o pólen representam um potencial importante para os estudos de distinção entre fontes de sedimentos (Oldfield e Clark, 1990; Peart, 1995; Walling e Amos, 1999). O problema em utilizar os traçadores orgânicos são as transformações entre as fases dissolvido e particulado durante os processos de transferência, desde as vertentes até o canal. Isso significa que a seleção dos elementos químicos deve analisar suas características de ligação química com a estrutura dos sedimentos. O elemento selecionado deve estar numa forma estável no sedimento, ou seja, não deve ser facilmente disponível (lábil) (Collins, 1995).

4.4.2.3. Incorporação de métodos quantitativos

Em relação ao desenvolvimento dos métodos quantitativos podemos exemplificar com a contribuição de Yu e Oldfield (1989), os quais deram um passo fundamental para a evolução dos métodos quantitativos de identificação das fontes de sedimentos. O trabalho desenvolveu um modelo estatístico multivariado para a análise de propriedades dos sedimentos erodidos em seis diferentes fontes. Primeiramente, o estudo identificou quais características dos sedimentos tinham a capacidade de separar as fontes estatisticamente. Posteriormente, foi desenvolvido um modelo de regressão multivariado para estabelecer a contribuição de cada fonte que representaria a concentração observada nos sedimentos em suspensão. O modelo é condicionado por uma rotina de minimização dos erros pelo método das diferenças ao quadrado. Os autores utilizaram misturas artificiais de sedimentos, com composições de diversas fontes, para representar os sedimentos em suspensão e avaliar a

capacidade do modelo em determinar corretamente as diferentes proporções que contribuem para os sedimentos em suspensão. Os resultados mostraram que o procedimento matemático utilizado ofereceu um método prático e eficiente para estabelecer as relações entre os sedimentos em suspensão e as múltiplas fontes envolvidas. Isto serviu de base para os futuros trabalhos de traçamento de sedimentos. Este trabalho elucidou o fato de que cálculos quantitativos são mais úteis do que descrições puramente qualitativas, permitindo identificar a proporção das fontes que estão contribuindo para os sedimentos presentes nos rios. Além desse, outros trabalhos contribuíram para o estabelecimento e refinamento do modelo multivariado de classificação, como por exemplo os discutidos por Walling *et al.* (1993) e Walling e Woodward (1995).

O aumento no potencial de cálculo, disponibilizado pelos modelos multivariados de classificação gerou a necessidade de procedimentos estatísticos mais rigorosos para selecionar as propriedades traçadoras a serem inseridas no modelo. Isso significou incorporar na metodologia análises estatísticas para testar a habilidade individual de propriedades traçadoras para discriminar as fontes e para selecionar uma combinação ótima de propriedades a ser utilizada no modelo multivariado de classificação. Nesse sentido, foi proposta a utilização do teste não-paramétrico *Kruskal-Wallis* para a seleção das propriedades individuais e a utilização de funções discriminantes para a análise do melhor conjunto de propriedades (Collins, 1995; Collins *et al.*, 1997; Walling e Collins, 2000). Essa etapa estatística tem como objetivo maximizar a capacidade discriminante e diminuir a dimensionalidade do problema. Essas contribuições são consideradas o terceiro avanço metodológico no desenvolvimento das técnicas de identificação de fontes.

Outro importante refinamento na técnica de identificação de fontes foi o estudo das diferenças na granulometria e matéria orgânica que existem entre os sedimentos em suspensão e os solos das fontes, que gerou a necessidade de estabelecer um fator de correção para permitir a comparação entre os dois grupos. A concentração de muitos elementos químicos nos sedimentos é influenciada pela granulometria e pela quantidade de matéria orgânica. Em geral, a concentração química de elementos traçadores aumenta nas partículas de menor tamanho (argila, silte e microagregados) devido à maior área superficial específica, sítios de troca iônica e composição química distinta (Horowitz, 1991). A erosão e a mobilização de sedimentos são processos seletivos em relação a granulometria. O escoamento transportará as partículas de menor tamanho e de menor massa específica; conseqüentemente, a concentração do elemento traçador na fonte será, em geral, menor do que a concentração no sedimento em suspensão. Sendo assim, é necessário determinar a distribuição granulométrica dos solos em

cada fonte e das amostras de sedimentos em suspensão e incluir um fator de correção no modelo multivariado que compara as concentrações nas fontes e nos sedimentos.

Nos parágrafos seguintes são mostrados exemplos de aplicação da técnica de identificação de fontes de sedimento com as contribuições descritas acima. Esses trabalhos afirmaram a possibilidade de adquirir resultados confiáveis a respeito da origem dos sedimentos em suspensão, sendo possível compreender parte dos processos hidrossedimentológicos e estabelecer medidas de controle da produção de sedimentos. Salientamos as condições de aplicação do método, a contribuição metodológica e o tipo de resultados obtidos.

Walling e Woodward (1995) testaram a eficácia do método de identificação de fontes de sedimentos para uma bacia de 276 km² no Reino Unido. No estudo foi utilizado um conjunto de nove propriedades traçadoras (três radionucleotídeos, quatro propriedades magnéticas dos minerais e dois elementos orgânicos). Sete tipos de fontes foram analisados, as quais representam áreas de lavoura e pastagem provenientes de três geologias e material proveniente de canais. A contribuição das fontes foi determinada em amostras de sedimentos em suspensão coletadas durante eventos de cheia. Os resultados demonstram que foi possível documentar as alterações na contribuição relativa das fontes em resposta à origem do escoamento e ao tempo de percurso dos sedimentos de cada fonte. Considerando a geologia como tipo de fonte e a proporção do uso do solo em cada geologia, as contribuições das fontes foram: Cretáceo de 19,8% (pastagem 9,2% e áreas cultivadas 10,6%), Triássico 41,8% (pastagem 12,3% e áreas cultivadas 29,5%), Permiano 26,4% (pastagem 6,7% e áreas cultivadas 19,7%) e dos canais de drenagem 12,0%.

Collins *et al.* (1997) exploraram a importância do conceito de “identificação multi-paramétrica”, que preconiza a utilização de inúmeras características dos sedimentos como propriedades traçadoras em potencial. Nesse caso, são utilizados conjuntos distintos de propriedades traçadoras; por exemplo, elementos do grupo dos parâmetros geoquímicos, radionucleotídios e características eletromagnéticas dos sedimentos. A consequência de um número maior de variáveis foi a diminuição das incertezas relacionadas com o processo de enriquecimento e o aumento da capacidade de discriminação entre as fontes. Apesar das vantagens, é necessário um procedimento estatístico mais apurado, devido a um número maior de variáveis. Outra contribuição do estudo foi a análise da variabilidade temporal da contribuição das fontes inter e intra-evento. Os resultados demonstraram que a alteração da contribuição das fontes foi grande, tanto na escala intra-evento como na escala inter-evento. Os autores sugerem que a variabilidade inter-evento pode ser utilizada para descrever consequências importantes relacionadas como o uso do solo e com o clima da região.

Ainda na análise da importância da identificação multi-paramétrica, o trabalho de Collins e Walling (2002b) salientou a necessidade de selecionar corretamente o grupo de parâmetros discriminantes das fontes de sedimentos. Diferentes conjuntos de propriedades traçadoras podem influenciar fortemente a capacidade discriminante entre as fontes. Este fato é muito importante para a aplicação das técnicas de traçamento de sedimentos, visto que cada região geográfica apresenta particularidades pedológicas que determinam a escolha dos melhores traçadores. Por exemplo, nas regiões tropicais os óxidos de Fe e Mn (compartimento geoquímico dos sedimentos) apresentam características de estabilidade no ambiente e discriminação entre fontes, que podem ser utilizados como propriedades traçadoras. O estudo sugere que a utilização das combinações dos metais associados aos óxidos, cátions básicos, constituintes orgânicos e radionucleotídeos pode providenciar uma base eficiente para estabelecer o conjunto de traçadores. Os resultados do estudo confirmam que não existe um simples elemento, ou até poucos deles, capaz de discriminar um conjunto diferente de fontes, sendo que o uso de composições ou conjuntos de propriedades traçadoras melhora a capacidade de discriminação das fontes e diminui sensivelmente os erros. Entretanto, o nível de discriminação fornecido por uma combinação particular de propriedades não foi consistente entre as bacias analisadas. Ou seja, não é possível transferir o conjunto de elementos selecionados para outras bacias, mesmo que semelhante.

Russel *et al.* (2001) utilizaram técnica de identificação de sedimentos em suspensão para identificar as fontes de sedimentos em duas pequenas ($< 4 \text{ km}^2$) bacias agrícolas de planície, caracterizadas por um grande número de drenos artificiais. A análise se baseou na discriminação das fontes superficiais, erosão na margem nos canais de drenagem natural e erosão nos drenos artificiais. A utilização de um grupo de traçadores multi-paramétrico associado ao modelo de classificação multivariada permitiu determinar a contribuição relativa de cada fonte para a produção de sedimentos na bacia. A erosão nos drenos artificiais variou de 27 a 55%, nos canais de drenagem natural, aproximadamente, 10%, nas fontes superficiais variou entre 34 e 65%. Os resultados demonstraram que houve uma grande variabilidade inter e intra-evento para ambas as bacias analisadas.

Collins *et al.* (2001) realizaram a análise do balanço de sedimentos (*Sediment Budgets*) numa bacia tropical de 63 km^2 no Zâmbia. Para isso, utilizaram a técnica de identificação de fontes de sedimentos como sendo um dos principais componentes para a análise dos processos de mobilização de sedimentos. O estudo discriminou as áreas de agricultura de subsistência, as áreas de agricultura comercial, as áreas de pastagem e a erosão nos canais. Para isso, foram testadas 27 características químicas dos sedimentos e 12 foram selecionadas como propriedades traçadoras. O resultado do modelo de classificação mostrou

a contribuição de 64% dos cultivos de subsistência, 17% dos canais, 17% das áreas de pastagem e 2% dos cultivos comerciais. A determinação das contribuições relativas das principais fontes, em conjunto com as técnicas de cálculo das taxas de erosão e sedimentação, permitiu quantificar o balanço de sedimentos na bacia.

Minella *et al.* (2004) realizaram a identificação das fontes de sedimentos numa sub-bacia que compõe a bacia apresentada neste trabalho. O estudo utilizou 10 eventos monitorados em 2002 para estabelecer a contribuição relativa das fontes de sedimentos. Naquele período foi possível discriminar as fontes lavouras e as estradas. O estudo demonstrou a limitação do modelo de classificação quando foram consideradas três fontes de sedimentos; sendo assim, o estudo abrangeu as estradas e as lavouras como as fontes principais de sedimentos. Em média, a contribuição das lavouras foi de, aproximadamente, 65% e das estradas, 35%. O desenvolvimento desse estudo comprovou a possibilidade de aprofundamento na aplicação e desenvolvimento das técnicas de identificação de fontes de sedimentos em regiões sub-tropicais, como o sul do Brasil.

Walling (2005) verificou a origem dos sedimentos em suspensão que se depositam entre os sedimentos de leito e diminuem drasticamente a reprodução dos salmões no Reino Unido. A bacia estudada tem uma área de 258 km² com 80% da área explorada com pastagens. A identificação dos sedimentos enfocou o tipo de fonte para caracterizar o material que afeta a ovopostura dos salmões. As fontes compreenderam a margem de canais, áreas de cultivo, pastagem e floresta. Foram coletadas 170 amostras de solo para caracterizar as fontes e monitorados 16 eventos durante 14 meses. As médias das contribuições relativas das fontes de sedimentos foram: floresta 2%, pastagens 47%, áreas cultivadas 28% e margens do canal de drenagem 23%. Os resultados da identificação das fontes de sedimentos forneceram bases técnicas para o desenvolvimento de medidas de controle de sedimentos, reduzir os fluxos de sedimentos, aumentar a reprodução dos salmões e manter a importante indústria de pesca esportiva.

4.4.3. Síntese do método de identificação de fontes de sedimentos

Tal como foi mostrado, a partir da década de 90, os trabalhos de identificação de fontes de sedimentos foram, de certa forma, padronizados, apesar das particularidades de cada trabalho e das contribuições metodológicas. A utilização de um conjunto maior e heterogêneo de propriedades traçadoras, os métodos estatísticos de discriminação das fontes e os modelos multivariados de classificação fortaleceram a estrutura metodológica (Walling *et al.*, 1993;

Caitcheon, 1993; Walling e Woodward, 1995; Collins *et al.*, 1997; Walling e Collins, 2000), influenciando os trabalhos futuros nessa área. Dessa maneira, a técnica de identificação de fontes apresentou-se como uma metodologia padronizada, com pressupostos e procedimentos a serem seguidos para a obtenção de resultados válidos. Segundo Scale (1999), o desenvolvimento das técnicas que utilizam traçadores naturais melhorou a habilidade para identificar as fontes de sedimentos finos e distinguir a relativa contribuição das diferentes fontes e sua produção total.

Essa nova estrutura metodológica de identificar as fontes de sedimentos, a partir de uma abordagem quantitativa, pode ser resumida por seis etapas principais (Figura 4.1).

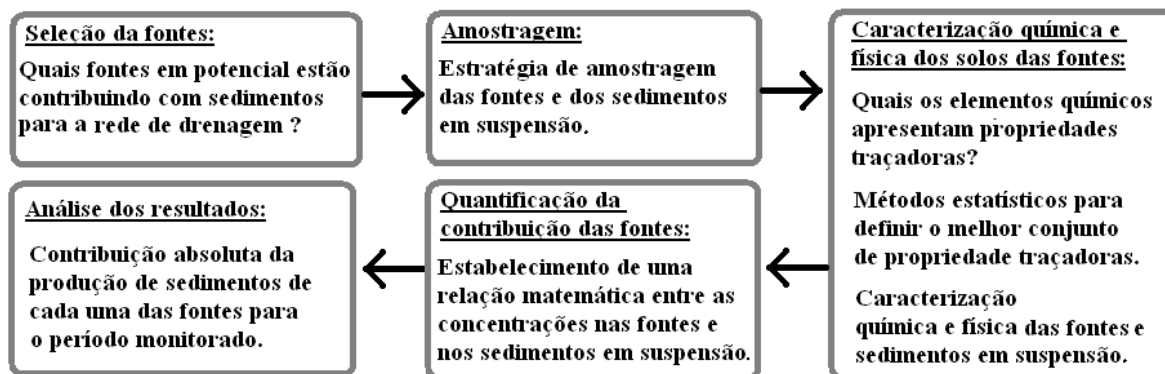


Figura 4.1. Etapas para identificar as fontes de sedimentos em uma abordagem quantitativa.

A **primeira etapa** consiste na determinação do problema erosivo na bacia com a seleção das fontes em potencial, que estão contribuindo com sedimentos para a rede de drenagem. Na **segunda etapa** é estabelecida uma estratégia de amostragem dos solos nas diferentes fontes e de amostragem dos sedimentos em suspensão, utilizando o pressuposto, de que os sedimentos em suspensão são compostos de uma mistura de sedimentos provenientes das fontes em potencial previamente selecionadas. Na **terceira etapa** são realizadas as análises químicas dos solos das fontes (Horowitz, 1991; Walling e Collins, 2000). Nessa etapa é determinada a concentração de diversos elementos químicos, no intuito de encontrar aqueles que tenham a capacidade de distinguir as diferentes fontes. Para isso, é necessário considerar a estabilidade do elemento no ambiente, a qual é uma premissa fundamental dos traçadores. A análise estatística para a escolha dos elementos ocorre em duas etapas; na primeira é analisada a capacidade individual do elemento (Levin, 1999) e na segunda a capacidade do conjunto mínimo de elementos que maximiza a discriminação das fontes (Collins *et al.*, 1997; Collins e Walling, 2002b). A **quarta etapa** utiliza os resultados da etapa anterior para realizar as análises químicas nos sedimentos em suspensão dos elementos selecionados (Horowitz, 1991;

Tedesco, 1995), e também a determinação da distribuição granulométrica das amostras das fontes e dos sedimentos em suspensão para a aplicação do fator de correção (Walling e Collins, 2000). **A quinta etapa** é a determinação da proporção de cada fonte na composição dos sedimentos em suspensão. Para isso, é utilizado um modelo de classificação multivariada condicionado por uma função de minimização pelo método dos mínimos quadrados (Walling e Collins, 2000). Nessa etapa, o modelo procura uma solução das proporções de cada fonte, que multiplicado pelas concentrações químicas dos elementos analisados nas fontes representem o valor medido nas amostras de sedimentos em suspensão. Esse é um processo matemático iterativo que cessa quando as diferenças entre as concentrações químicas dos sedimentos em suspensão calculadas pelo modelo e medidas na calha são minimizadas (Walling e Woodward, 1995; Collins *et al.*, 1997). **A sexta etapa** consiste na interpretação dos resultados, tendo em vista o entendimento dos processos hidrossedimentológicos na bacia, os fatores condicionantes para a erosão, a mobilização e o transporte dos sedimentos para a rede de drenagem e a elaboração de estratégias para controle das fontes de sedimentos (Owens, 2005; Owens e Collins, 2006).

Considerando os aspectos metodológicos dos estudos de erosão e produção de sedimentos em bacias hidrográficas, as principais vantagens da técnica de identificação de sedimentos são as seguintes (Collins, 1995):

- a) Permitir uma caracterização das amostras de sedimentos e a interpretação das fontes e processos de emissão.
- b) Fornecer dados com alta resolução para a elucidação da flutuação temporal na proveniência dos sedimentos tanto nas escalas inter e intra-evento.
- c) Evitar muitas das restrições associadas com as análises espaciais tradicionais do processo erosivo.
- d) Evitar problemas de falta de representatividade associada com as técnicas de monitoramento tradicional.
- e) Fornecer os detalhes requeridos para satisfazer as necessidades atuais da pesquisa sobre as incertezas com as fontes e a seletividade do processo de emissão de sedimentos em bacias.

Entretanto, as técnicas de identificação de fontes de sedimentos apresentam um grau de complicação por um número potencial de problemas, os quais ainda exercem grande influência na eficiência dos métodos (Symader e Strunk, 1992; Small *et al.*, 2002):

- a) a natureza dos sedimentos em suspensão - o processo seletivo da erosão hídrica remove e transporta em maiores quantidades as frações finas (enriquecimento físico), e

como as argilas apresentam maior reatividade, os teores químicos vinculados com o enriquecimento da matéria orgânica podem aumentar significativamente, impossibilitando a comparação direta entre sedimentos em suspensão e fontes;

b) a transformação das propriedades dos sedimentos pelo sistema fluvial - as características químicas e biológicas (pH, redox, concentração iônica, oxigênio dissolvido, biodisponibilidade, etc.) e características físicas (temperatura, turbulência, etc.) do sistema fluvial podem alterar as propriedades traçadoras dos sedimentos;

c) o armazenamento e a subsequente remobilização pelo transporte fluvial - entende-se que quanto maior o tempo de residência no sistema calha-vertente, maior será sua descaracterização física e química em relação à fonte, prejudicando os estudos de identificação.

No caso dos problemas gerados pelo processo seletivo da erosão e transporte de sedimentos (item a), os erros podem ser reduzidos pela aplicação de fatores de correção, como a granulometria do material e as quantidades de matéria orgânica. No caso das transformações geoquímicas (itens b e c), que podem ocorrer nas propriedades traçadoras dos sedimentos erodidos, os erros podem ser reduzidos pela determinação de frações químicas específicas mais estáveis, e pela seleção dos elementos que apresentem uma dinâmica geoquímica mais conservativa sobre as condições ambientais da área de estudo (Förstner e Wittmann, 1983; Walling e Collins, 2000).

4.5. AS ATUAIS NECESSIDADES DA PESQUISA NA ÁREA DE IDENTIFICAÇÃO DE FONTES

Nas seções anteriores foram descritos alguns aspectos da crescente pesquisa em identificação de fontes de sedimentos. Entretanto, é importante reconhecer que existem lacunas e questões não respondidas que precisam ser exploradas para o refinamento da metodologia e aplicação do conhecimento. Parte desses problemas está relacionada: (i) com o aprimoramento dos métodos quantitativos, (ii) com a integração dos dados tradicionais de monitoramento hidrossedimentológicos com os dados de identificação de fontes de sedimentos, (iii) com a análise de como a alteração do manejo do solo afeta o processo de mobilização de sedimentos dentro da bacia; e (iv) com a adaptação e a validação da técnica para as condições brasileiras.

Especificamente, podemos descrever as principais deficiências e carências do método de identificação de fontes e associar com as necessidades para o desenvolvimento de novas

pesquisas. Com o objetivo de apontar quais as lacunas que nortearam o desenvolvimento desse trabalho são descritos alguns desses tópicos.

1- A técnica de identificação de fontes de sedimentos foi inicialmente desenvolvida para estudos do processo erosivo sob o enfoque da geografia física e geomorfologia. Posteriormente, a técnica foi gradualmente transferida para demonstrar, também, a erosão em diferentes usos do solo. Entretanto, são raros os estudos para pequenas bacias e com intensiva exploração agrícola e grande variabilidade espacial e temporal do uso do solo. Além disso, não existem trabalhos que utilizam a identificação de sedimentos para demonstrar o efeito do manejo do solo.

2- A grande parte dos estudos de identificação de sedimentos foi desenvolvida em regiões de clima temperado com menor impacto da atividade agrícola e com menores taxas de erosão. Essa é uma condição ambiental e antrópica diferente das bacias agrícolas brasileiras. Dessa forma, a avaliação dessa metodologia numa bacia agrícola brasileira é um resultado importante, tanto para avaliar a metodologia numa condição diferente, como para validar o uso de uma ferramenta nova na interpretação dos processos hidrossedimentológicos na escala de bacia.

3- Os estudos tradicionais demonstram claramente que o manejo conservacionista do solo diminui a erosão e a mobilização de sedimentos na escala de lavoura e na escala de vertente. Entretanto, pouco se conhece sobre o efeito do manejo na escala de bacia hidrográfica considerando os diferentes componentes e suas conexões. Em geral, se supõe que os benefícios da implementação de práticas conservacionistas nas lavouras podem ser transferidos linearmente para a escala de bacia, o que pode não estar correto. Dessa maneira é importante avaliar como a alteração do manejo do solo afeta os processos hidrossedimentológicos na bacia, considerando os diferentes componentes da bacia hidrográfica, por exemplo, lavouras, estradas e canais de drenagem.

4- No Brasil as estradas não pavimentadas são um componente muito importante para os processos hidrossedimentológicos. É perceptível que as estradas rurais apresentam graves problemas de alocação, manutenção e, conseqüentemente, erosão. Entretanto, poucos trabalhos de identificação de fontes incluem a erosão nas estradas como uma fonte de sedimentos. Dessa forma, a análise da importância das estradas para a produção de sedimentos é um aspecto recente para a técnica de identificação das fontes de sedimentos e

fornece aos gestores uma noção da magnitude desse componente para a produção de sedimentos em bacias rurais.

5- Dentro das opções existentes da modelagem da produção de sedimentos, as técnicas de identificação de fontes de sedimentos são criticadas por serem onerosas. Isso é resultado da utilização de radionucleotídeos naturais (Césio-137, Chumbo-210 e Berílio-07) que apresentam alto custo de análise. São indiscutíveis os benefícios que os radionucleotídeos acrescentam para as técnicas de identificação de fontes; entretanto, precisamos salientar que, para a restrita quantidade de recursos financeiros disponíveis, alternativas mais econômicas são desejadas. Nesse sentido, é importante encontrar elementos químicos que apresentem as propriedades traçadoras desejadas (estabilidade e capacidade discriminante), que sejam de fácil análise química e que no seu conjunto forneçam resultados viáveis. Além disso, é importante explorar os possíveis traçadores nas áreas rurais com potencial ao uso das técnicas de identificação das fontes de sedimentos, já que a dinâmica agrícola de uma bacia rural pode gerar características dos solos e proporcionar o uso de outros traçadores.

6- Os métodos de discriminação das fontes de sedimentos e classificação das amostras de sedimentos em suspensão não permitem o cálculo das incertezas. Sendo assim, é muito importante iniciar um procedimento estatístico que permita o cálculo das incertezas tanto relacionadas à variabilidade das fontes como em relação à variabilidade dos sedimentos em suspensão. Além disso, é importante transferir a rotina de cálculo para programas matemáticos mais robustos. A obtenção da melhor solução depende de um grande número de iterações e o processo de cálculo pode ser facilitado por programas matemáticos mais específicos.

Ainda que a produção de sedimentos seja reconhecida como uma informação básica para a gestão dos recursos hídricos, existem poucas informações no Brasil. Para superar essa deficiência, seria necessário o desenvolvimento de ferramentas adequadas para a realização de diagnósticos de bacia e com isso possibilitar um planejamento preciso das medidas de controle da erosão e produção de sedimentos (Merten *et al.*, 2005). As informações de identificação das principais fontes de sedimentos associadas com dados hidrossedimentométricos podem contribuir para o desenvolvimento de estratégias mais eficientes para a melhoria do manejo dos solos nas bacias hidrográficas com implicações positivas aos recursos hídricos.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. ÁREA DE ESTUDO

5.1.1. Implementação da bacia experimental de Arvorezinha

O estudo foi desenvolvido numa bacia experimental localizada no município de Arvorezinha (RS), região centro-norte do estado do Rio Grande do Sul (28° 52' S e 52° 05' O). O município de Arvorezinha encontra-se nas cabeceiras de um afluente da margem esquerda do rio Guaporé que pertence ao sistema fluvial Taquari-Antas, que por sua vez é afluente do rio Jacuí, principal rio da bacia da Região Hidrográfica do Atlântico Sul, segundo a divisão hidrográfica nacional (Brasil, 2003). Essa região apresenta grande densidade populacional, intensa atividade industrial e agrícola, e com grande potencial para o turismo. Os maiores problemas ambientais da região estão relacionados com: (i) a baixa porcentagem de esgoto coletado e tratado, em média 33,7 e 9,7%, respectivamente; (ii) a pressão da agricultura sobre os recursos naturais; e (iii) a poluição difusa (nutrientes, agrotóxicos e sedimentos) proveniente das áreas agrícolas (Fundação, 2002).

No sentido de melhorar as condições econômicas, sociais e ambientais em áreas consideradas de pobreza rural no Estado do Rio Grande do Sul, foi implementado o programa RS-Rural que teve como objetivo elevar a qualidade de vida da população rural do Estado, baseado no incremento das atividades econômicas das comunidades, no estabelecimento de melhores técnicas de aproveitamento dos recursos naturais, na melhoria das condições de saneamento, entre outros aspectos. A partir do ano de 2001, foi iniciado o Projeto de Monitoramento Ambiental de Microbacias Hidrográficas que utilizou o monitoramento de variáveis ambientais para avaliar os impactos das ações do Programa RS-Rural sobre as áreas de atuação deste programa. As variáveis ambientais utilizadas referiam-se à qualidade do solo, dos recursos hídricos, do saneamento ambiental e da fauna e flora. Estas variáveis foram escolhidas por serem sensíveis às intervenções realizadas pelo Programa RS-Rural. O projeto de monitoramento foi financiado pelo Banco Mundial em parceria com o Governo Estadual

do Rio Grande do Sul. O programa de monitoramento iniciou com a implementação de quatro bacias hidrográficas experimentais no estado do Rio Grande do Sul para avaliar o impacto de medidas de conservação de solo e água na melhoria de aspectos ambientais, econômicos e sociais de áreas com elevado índice de pobreza rural. Foram escolhidas bacias localizadas em diferentes regiões do estado, com o intuito de inserir no estudo diferentes condições ambientais e econômicas. Os municípios escolhidos foram Cristal, Maximiliano de Almeida, Agudo e Arvorezinha. Para todas as bacias foram realizados a análise fisiográfica, a instalação da estrutura de monitoramento hidrossedimentométrico, e o delineamento das estratégias de implementação das práticas de conservação de solo e água. Nas bacias de Cristal e Maximiliano de Almeida não houve a continuidade das atividades de monitoramento hidrossedimentométrico e pouca informação foi gerada nesse aspecto. Nas bacias experimentais de Agudo e Arvorezinha houve uma parceria entre a Universidade Federal do Rio Grande Sul (Instituto de Pesquisas Hidráulicas) e a Universidade Federal de Santa Maria (Departamento de Solos) para o monitoramento conjunto das duas bacias. O projeto gerou informações e tecnologias para o planejamento e preservação dos recursos naturais (solo e água) em áreas com grandes impactos ambientais, econômicos e sociais relacionados com a cultura do fumo.

Na bacia de Arvorezinha, a continuidade do programa de monitoramento hidrossedimentométrico ocorreu pela demanda de informações de erosão, produção de sedimentos e qualidade da água, inicialmente, para o Programa de Combate à Pobreza Rural do Estado do Rio Grande do Sul (RS-Rural) e, posteriormente, para o setor fumageiro através do SINDIFUMO, e órgãos como a Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER), Serviço Geológico do Brasil (CPRM) e prefeituras (Merten e Minella, 2005).

Projetos como este, também, ocorreram nos outros estados do Sul do Brasil como o Paraná Rural e o Projeto Microbacias em Santa Catarina, onde contribuíram para a implementação de práticas de conservação de solo e água com intuito de melhorar as condições sociais, econômicas e ambientais da região Sul. O programa Paraná Rural foi muito eficiente no delineamento de práticas integradas de conservação de solo na escala de bacia. É reconhecida a grande contribuição dos pesquisadores e técnicos deste projeto para o avanço da técnica do plantio direto e a medição do seu efeito sobre a erosão, e nas práticas de alocação e construção de estradas rurais, dentre outras contribuições. No caso do projeto Microbacias em Santa Catarina, o governo continua a apoiar as medidas de conservação de solo e água, por meio da extensão rural, principalmente em relação à qualidade da água e o planejamento das propriedades rurais. Entretanto, tanto em Santa Catarina como no Paraná, os

programas não utilizaram bacias experimentais com monitoramento contínuo para avaliar o efeito das práticas de conservação do solo e água na alteração dos processos hidrossedimentométricos em bacias e, com isso, os programas de monitoramento não foram capazes de fornecer informações conclusivas sobre o efeito das ações conservacionistas sobre a produção de sedimentos.

Uma característica comum referente aos projetos de monitoramento de bacias é que eles são planejados para curtos períodos de tempo, aproximadamente 5 anos. Este período de monitoramento é insuficiente para gerar informações conclusivas, a menos que a metodologia de monitoramento seja adequada para encontrar os resultados desejados neste período, já que as técnicas tradicionais de monitoramento hidrossedimentométrico são eficientes apenas para as condições de longas séries de dados. Para isso, seria desejável que os gestores públicos e interessados se apropriem dos projetos e possibilitem a continuidade desses estudos, que são uma fonte importante de informações, relativos ao custo e benefício de investimentos destinados a recuperação e conservação dos recursos naturais.

5.1.2. Escolha e implementação da área de estudo

A bacia hidrográfica experimental de Arvorezinha está localizada numa comunidade rural denominada “Cândido Brum”, composta de 16 famílias envolvidas com o cultivo do fumo. A área de drenagem da bacia é de 1,19 km², e as propriedades apresentam uma área que varia entre 5 a 20 ha. O uso e o manejo do solo foi alterado, significativamente, no período de monitoramento, sendo esse o fator principal que o estudo utilizou para demonstrar os efeitos sobre a erosão e a produção de sedimentos. A alteração do manejo ocorreu em função do Programa de Combate a Pobreza Rural. A escolha da posição da seção de monitoramento foi baseada em dois aspectos. O primeiro deles foi as condições operacionais do Serviço de Extensão Rural que considerou a delimitação da bacia em, aproximadamente, 1 km² como possível de ser trabalhada com práticas de conservação de solo em sua totalidade considerando o período do projeto que foi de cinco anos. O segundo critério foi baseado na escolha da seção de monitoramento que considerou a representatividade da área a montante, linearidade das correntes de fluxo, estabilidade das margens, facilidade de acesso e facilidade de instalação das estruturas de monitoramento.

Os equipamentos utilizados nesse trabalho foram: estação meteorológica (Davis®), calha *Parshall* de concreto (1,829 m na menor seção), linígrafo de pressão, cinco

pluviômetros e amostradores de sedimentos (USDH48, amostrador de nível ascendente e amostrador para a análise química) (Figura 5.1).

Bacia Experimental de Arvorezinha

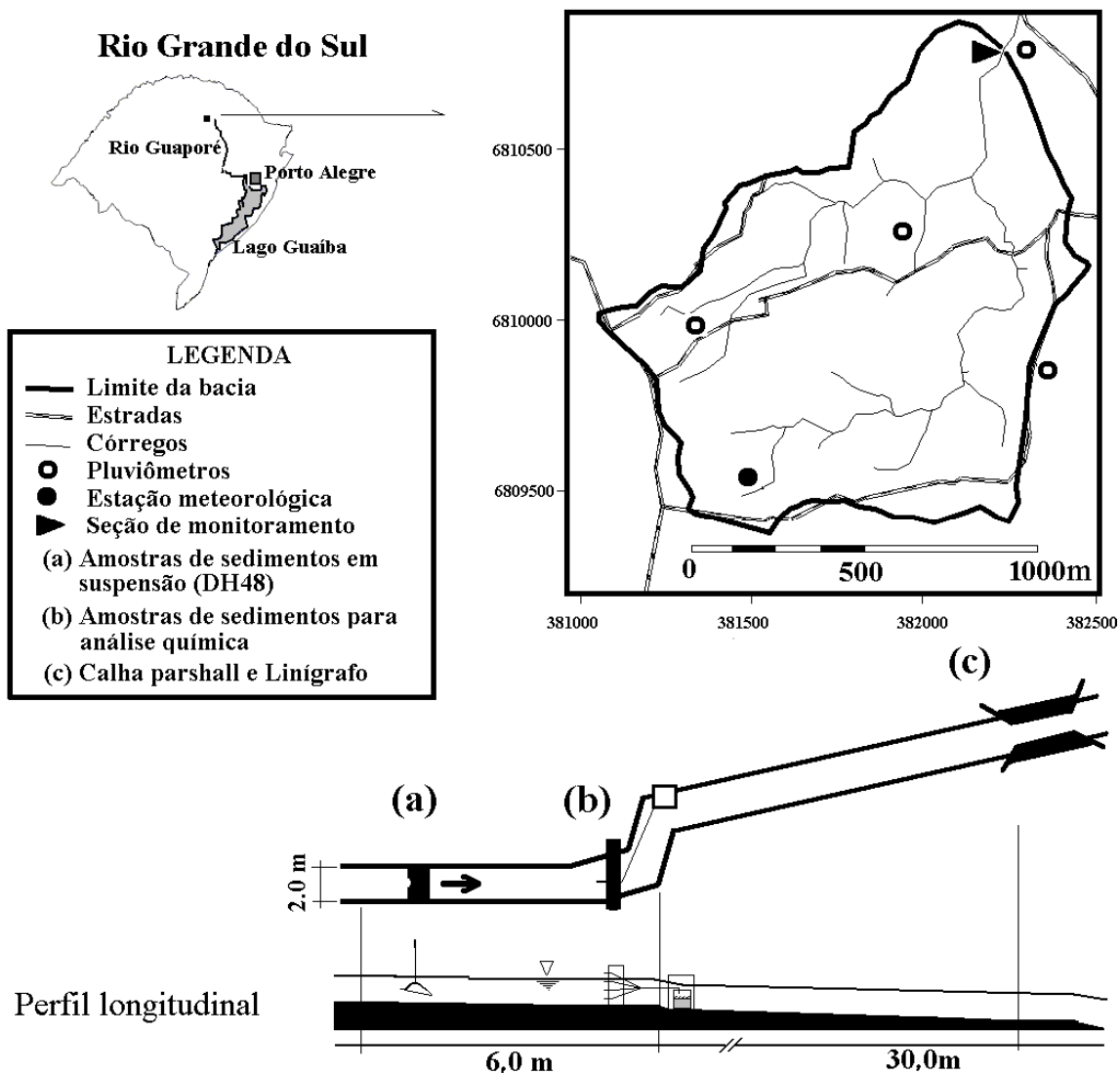


Figura 5.1. Localização da bacia experimental de Arvorezinha, mostrando a rede de drenagem e os equipamentos de monitoramento.

A distância entre a seção de amostragem para sedimentos (montante), e a calha *Parshall* (jusante) é o suficiente para não haver interferências entre os dois locais de medida, mas também não permite o aumento representativo da descarga líquida. O segmento do canal na seção de monitoramento é retilíneo e caracterizado por um perfil transversal retangular com 2,0 m de largura e 0,6 m de altura.

5.1.3. Características sócio-econômicas

O Brasil é o maior exportador e o segundo maior produtor de fumo do mundo, sendo que a tendência da taxa de crescimento da produção nos últimos anos é positiva, enquanto que para os outros grandes produtores, como Estados Unidos e Zimbábue, a taxa é negativa. No Brasil, existem 229.770 famílias se dedicando à cultura do fumo, sendo a região sul responsável por 95% da produção nacional (769.660 toneladas). O faturamento nacional anual da cadeia produtiva de fumo é de, aproximadamente, 14,2 bilhões de reais (AFUBRA, 2006). As principais razões que levam um agricultor a cultivar fumo são: (i) maior retorno econômico para pequenas áreas de plantio, em comparação com as culturas tradicionais, por exemplo, milho, soja e feijão; (ii) as atividades são adequadas para a estrutura de mão-de-obra familiar; e (iii) apoio da indústria fumageira, por meio do acompanhamento técnico, venda de insumos e compra garantida da produção.

Entretanto, inúmeros problemas estão associados com essa atividade: (i) uso intensivo de agrotóxicos; (ii) sistema inadequado de cultivo (cultivo convencional); (iii) falta de rotação de cultura; (iv) grande demanda de mão-de-obra, impedindo o desenvolvimento de outras atividades na propriedade; e (v) completa dependência da indústria para a comercialização do produto. Esses fatores associados à ocorrência freqüente de intempéries climáticas e ao insuficiente apoio governamental levam ao insuficiente retorno econômico obtido pelo produtor. Esta pressão econômica força o agricultor a cultivar intensivamente as lavouras e incluir áreas marginais, por exemplo, as áreas ciliares, áreas de preservação permanente e de elevada declividade, impróprias para o cultivo de fumo, agravando os problemas econômicos, sociais e ambientais.

O cultivo do fumo abrange inúmeras e distintas regiões, entretanto, é naquelas de relevo declivoso (encostas dos planaltos e serras) que se verificam os altos índices de pobreza rural e de impacto ambiental. No município de Arvorezinha, o cultivo do fumo é atividade agrícola principal. Suas características agronômicas, sócio-econômicas e ambientais são representativas das pequenas propriedades produtoras de fumo no sul Brasil.

5.1.4. Características climáticas

Segundo os tipos climáticos de Köppen, o clima é Cfb – clima temperado, super-úmido, mesotérmico, com verões frescos, geadas severas e freqüentes, e sem estação seca. A temperatura média diária do mês mais quente é inferior a 22°C e a do mês mais frio superior a

3°C. Os valores de precipitação variam entre 1250 a 2000 mm. Outra característica importante das chuvas é que o volume precipitado é bem distribuído durante o ano, não havendo uma estação seca ou chuvosa definida (Nimer, 1990).

Os principais fenômenos atmosféricos que determinam a climatologia de precipitação nessa região são: (i) os sistemas frontais, que são responsáveis por grande parte dos totais pluviométricos registrados; (ii) os sistemas convectivos de mesoescala; (iii) a relação entre anomalias positivas de precipitação e a ocorrência do fenômeno *El Niño* (Quadro *et al.*, 1996). Argenta *et al.* (2001) estudaram a erosividade mensal das chuvas de 12 estações pluviográficas na região de Arvorezinha com dados contínuos. A equação utilizada foi a proposta por Lombardi (1977) para a região de Campinas (SP). O valor anual encontrado foi de 6540 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, classificada como erosividade moderada a forte. A distribuição mensal dos índices de erosividade pode ser verificada na Tabela 5.1.

Tabela 5.1. Variabilidade mensal da precipitação e da erosividade para a região do município de Arvorezinha (RS).

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
Prec.	153	120	127	122	94	152	106	145	206	183	81	117	1605
EI	659	435	477	447	289	654	352	602	1094	894	222	416	6540

Prec. - Precipitação (mm);

EI - Erosividade (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹);

Fonte: Argenta *et al.* (2001).

Ainda quanto à variabilidade intra-anual, três períodos são importantes para compreender a variabilidade dos processos hidrológicos e erosivos na bacia. O primeiro é o período de maior erosividade das chuvas (Tabela 5.1). Apesar de haver uma boa distribuição temporal das chuvas durante o ano, os meses de setembro e outubro os volumes e, principalmente, a erosividade são, sensivelmente, maiores. São nesses meses que se iniciam as atividades de revolvimento do solo e o plantio do fumo. Nesse caso, ocorre a coincidência entre o período que as chuvas têm a maior capacidade de causar erosão e o período onde os solos encontram-se desprotegidos de vegetação devido às operações de preparo do solo. O segundo período importante é aquele dos meses úmidos e frios (junho a agosto), que devido à baixa evapotranspiração, os solos se mantêm encharcados e com grande potencial para gerar escoamento superficial e, conseqüentemente a erosão dos solos. O terceiro período é o verão. Nesse período os solos têm grande capacidade de infiltração e armazenamento devido a elevada taxa de evapotranspiração. As chuvas, apesar de serem intensas, são de curta duração e a ocorrência de escoamento superficial é menos freqüente.

5.1.5. Características geológicas e de relevo

A geologia local é caracterizada por derramamento basáltico, presença de diques de diabásio da Era Mesozóica, Períodos Cretáceo, Jurássico e Triássico, compondo o Grupo São Bento da Formação Serra Geral (Universidade, 1980). O processo de morfogênese do relevo atual ocorreu sobre os derrames basálticos com a esculturação/esculpimento das formas de relevo pela hidrografia. A geomorfologia é caracterizada por relevo estrutural e a paisagem é classificada como planalto escalonado (Diagrama, 1975). Segundo o mapa de geomorfologia do estado, essa região situa-se na Serra Geral transição entre o Planalto dos Campos Gerais e o vale do Rio Jacuí.

A análise do relevo da bacia foi realizada a partir do georreferenciamento e digitalização das cartas topográficas do IBGE de escala 1:50.000. O desnível entre as curvas de contorno é de 20 m, e a altitude da bacia varia de 560 a 740 m acima do nível do mar. Após a digitalização das curvas de contorno foram realizadas a delimitação da bacia, a análise do relevo e a base cartográfica para a inclusão dos levantamentos de uso e manejo de solos.

Os resultados da delimitação da bacia, a partir da análise das curvas de nível, não foram satisfatórios devido à pequena resolução altimétrica e influência das estradas. Sendo assim, foi necessário um levantamento a campo para a localização dos divisores de água e determinação das áreas da captação que são incluídas ou excluídas devido à presença das estradas. Os pontos foram obtidos com o uso de um GPS de precisão igual a ± 20 m. A área da bacia calculada com o levantamento adicional a campo dos divisores foi de 1,19 km², significativamente diferente do valor anterior que foi de 1,33 km².

O modelo numérico de elevação (MNE) foi determinado pela interpolação das curvas utilizando o módulo *topogrid* do programa Arcview (Hutchinson, 1996). A partir do MNE foram calculadas variáveis topográficas relacionadas com o processo erosivo e da produção de sedimentos. As variáveis contribuem para identificar espacialmente os locais de formação do escoamento superficial, velocidade e volume do escoamento e erosão. As variáveis escolhidas foram: declividade, índice de umidade do terreno (TWI - *Terrain Wetness Index*) e o fator declividade-comprimento de rampa da Equação Universal de Perda de Solo (LS - *Length-Slope*). A variabilidade espacial do fator LS foi estimada por um módulo específico (*Terrain Analysis*) do programa Arcview (Wilson e Gallant, 1996). Os valores de LS são calculados para cada célula do mapa, diferente da concepção inicial desse fator que estima um valor de LS para cada vertente. O comprimento de rampa considera a área acumulada para cada célula. Além dessa diferença, o método incorpora o efeito da forma do perfil da vertente (convexa, côncava e retilínea). O índice de umidade do terreno também foi calculado pelo

módulo *Terrain Analysis*. O valor de TWI reflete o potencial de umidade do solo devido à convergência do terreno, o que representa uma variável importante para a delimitação das áreas de formação de escoamento superficial e de maior fragilidade ao processo erosivo (Sorensen *et al.*, 2005).

O relevo na parte superior da bacia é ondulado, com declividade média de 7%. Nessa região da bacia, em geral, o processo erosivo está mais relacionado aos fatores antrópicos do que com o relevo. No terço médio e inferior da bacia, entre as cotas 570 e 640 m, o relevo é forte ondulado com vertentes curtas, vales encaixados, alta declividade e solos rasos. Nessa região o efeito do relevo é mais importante. Podemos verificar na Figura 5.2 que a topografia determina um alto potencial erosivo nessa parte da bacia, o qual está relacionado com o esculpimento ativo do relevo pela drenagem.

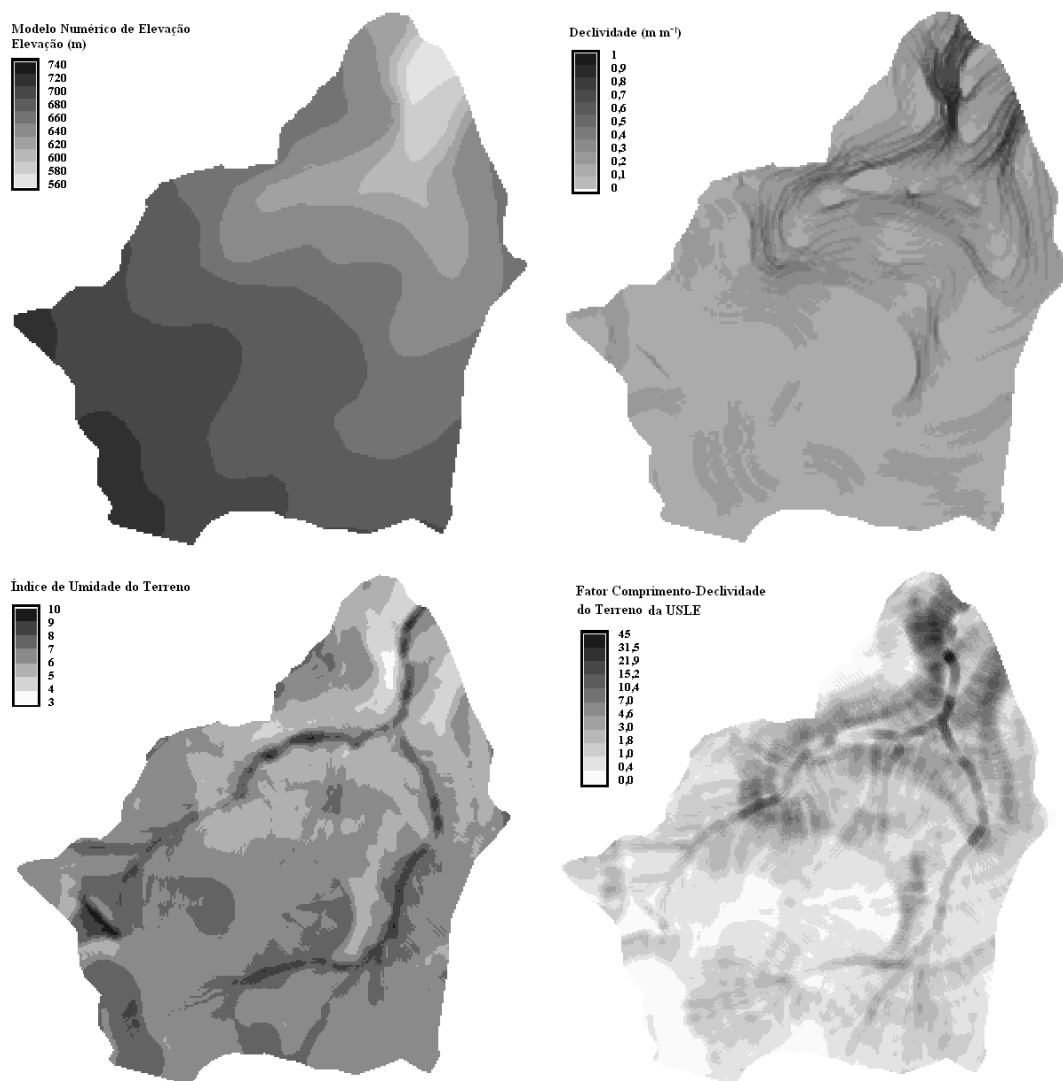


Figura 5.2. Modelo Numérico de Elevação (MNT), mapa de declividade, fator declividade-comprimento de rampa e índice de umidade do terreno da bacia hidrográfica de Arvorezinha.

5.1.6. Classificação e localização dos solos

O levantamento e a classificação dos solos da bacia foram realizados pela EMATER-RS. O tipo de levantamento foi semidetalhado, as unidades de mapeamento foram associações e unidades simples constituídas de classes de solo de alto nível categórico. O método de análise foi à identificação no campo com a abertura de trincheiras e coleta de amostras para análises químicas e físicas. Os limites dos tipos de solos foram determinados por fotointerpretação e verificação no campo (EMBRAPA, 1995).

As unidades de solos encontrados na região e na bacia hidrográfica são: Alissolo Crômico argilúvico abrupto, Alissolo Crômico argilúvico típico, Cambissolo Háptico alumínico argissólico, Cambissolo Háptico Ta distrófico típico, Cambissolo Háptico Ta eutrófico típico e Neossolo Litólico distrófico típico. Na Figura 5.3 temos a distribuição das principais unidades e associações encontradas na bacia.

Além da distribuição espacial das unidades do solo, foi realizado o levantamento da profundidade dos solos. Para esse levantamento, foram delimitados 15 transectos no sentido noroeste-sudeste e, aproximadamente, 10 amostragens foram realizadas em cada transecto, conforme a variação do relevo. A profundidade foi medida com o uso de trado. Os pontos foram georreferenciados com as medidas foram transferidas para o SIG e interpoladas no módulo *topogrid* do programa Arcview (Figura 5.3).

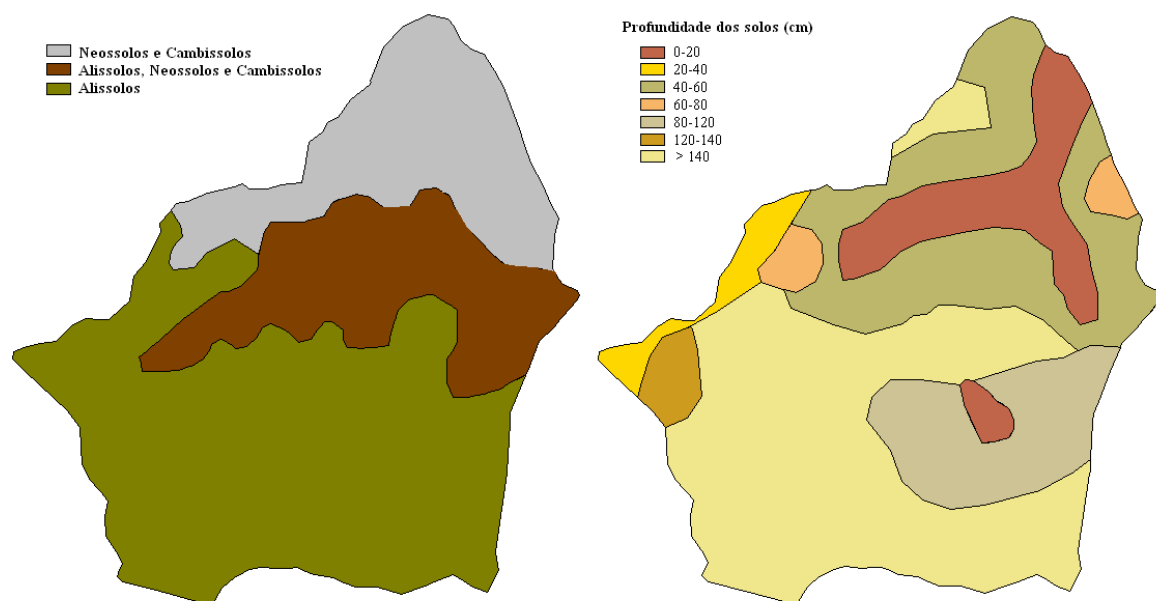


Figura 5.3. Distribuição, classificação e profundidade dos solos da bacia de Arvorezinha.

Na parte superior da bacia, onde o relevo é suave ondulado, os solos são mais profundos e a classe encontrada é o Alissolo. Na parte inferior da bacia, onde o relevo é forte ondulado e montanhoso, os solos são rasos e a principal classe encontrada é o Neossolo, porém nos locais de relevo menos declivoso ocorre a presença de Cambissolo. Entre a parte superior e inferior da bacia existe uma região intermediária que contempla uma associação entre as três classes.

Os Alissolos Crômicos correspondem aos solos constituídos por material mineral, com horizonte B textural ou B nítico, apresenta alto conteúdo de alumínio extraível. O caráter crômico é utilizado para caracterizar a predominância de cores no horizonte B. O caráter Argilúvico (3º nível categórico) significa que o solo apresenta B textural, resultado do processo de iluviação de argila para o horizonte B. Por isso, o conteúdo de argila no horizonte B é maior do que no horizonte A, relação textural B/A é maior que 1,5. A mudança textural abrupta consiste no considerável aumento do teor de argila dentro de uma pequena distância na zona de transição entre os horizontes A e B. O caráter alumínico refere-se à condição em que o solo apresenta teor de alumínio extraível ≥ 4 cmolc/kg e saturação por alumínio $\geq 50\%$ e/ou saturação por base $< 50\%$ (EMBRAPA, 1999; Streck *et al.*, 2002).

Os Cambissolos são solos em processo de transformação que não apresentam características suficientes para serem classificados em outras classes de solos. A presença de fragmentos de rochas é comum nos Cambissolos, demonstrando seu baixo grau de intemperismo. Os Cambissolos Háplicos são aqueles solos que não se enquadram nas classes dos Cambissolos Hísticos, horizonte O com menos de 40 cm de espessura, ou Cambissolos Húmicos. O caráter Ta refere-se à atividade da fração argila ≥ 27 cmolc/kg de argila, os solos com saturação de bases baixa ($V < 50\%$) são classificados como distróficos e com saturação por bases alta ($V \geq 50\%$) são classificados como eutróficos. O termo típico do 5º nível categórico significa que estes solos não se enquadram nas outras classes (léptico, gleico, petroplintico, latossólico e argissólico) (EMBRAPA, 1999; Streck *et al.*, 2002).

Os Neossolos Litólicos distrófico típico são rasos, pedregosos com horizonte A assentado sobre a rocha inalterada ou parcialmente alterada e saturação de bases baixa ($V < 50\%$). Estes solos têm baixa capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo e alta susceptibilidade à erosão hídrica (EMBRAPA, 1999; Streck *et al.*, 2002).

5.1.7. Vegetação natural e sistemas agrícolas

A vegetação original da região é a floresta subtropical da Mata Atlântica brasileira de grande biodiversidade, mas sensivelmente alterada pelo extrativismo e pela agricultura.

Segundo Fundação (2002), a vegetação na bacia do rio Taquari-Antas apresenta quatro regiões fitoecológicas associadas à Mata Atlântica e consideradas como zona de transição: Campos, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Áreas de Tensão Ecológica. Essa região apresenta um bom nível de preservação nas encostas íngremes dos vales de difícil acesso e impróprios às práticas agrícolas. Especificamente na bacia de Arvorezinha, a vegetação encontrada é a Floresta Ombrófila Mista, caracterizada originalmente por: araucárias, erva-mate, xaxim, cedro, camboatá, imbuía, canela, bugreiro, tarumã, mamica-de-porca, branquilha, goiaba serrana, espinheira santa, etc.

A ocupação agrícola da região que abrange a bacia experimental de Arvorezinha iniciou na década de 20 com a exploração da erva-mate, de madeira e de cultivos de subsistência. Com o aumento do número de colonizadores e a fragmentação das propriedades rurais, as áreas de lavouras cresceram rapidamente. O período de máxima exploração das terras ocorreu na década 60 com 75% da área da bacia sob cultivo agrícola (Lopes, 2006). As principais culturas até a década de 80 foram o milho e o trigo, a partir desse período o cultivo de fumo (*Nicotiana tabacum* L) aumentou, sendo atualmente a principal cultura.

O sistema produtivo é baseado na mão-de-obra familiar e com grande impacto sobre o meio ambiente, provocado pelo intenso revolvimento do solo e grande utilização de insumos. Esse sistema inadequado de cultivo dos solos provoca a diminuição da fertilidade dos solos, a alteração do equilíbrio do carbono no solo, a alteração das condições físicas do solo, a diminuição na capacidade dos solos em armazenar a água da chuva e a erosão hídrica. A perda gradativa da capacidade produtiva dos solos faz com que os agricultores aumentem a utilização de insumos e o desmatamento de áreas sem aptidão agrícola (encostas de alta declividade e margens dos rios). Como resultado, o ciclo de degradação é reativado com maior intensidade e os resultados são a degradação dos solos, dos recursos hídricos, da biodiversidade e o empobrecimento da comunidade rural.

As atividades do ciclo produtivo tradicional da cultura do fumo (Tabela 5.2) iniciam com o preparo do solo e plantio que ocorrem, geralmente, nos meses de agosto, setembro e outubro. Após o plantio, o controle de plantas competidoras mantém o solo com pouca cobertura vegetal. Entre novembro e janeiro as plantas de fumo em crescimento fornecem uma boa cobertura ao solo, mas após a colheita (fevereiro a abril) o solo reapresenta a condição de baixa cobertura por um a dois meses até que o crescimento da vegetação espontânea recubra a superfície. Espécies de adubação verde e forrageira são cultivadas em algumas glebas durante o outono e o inverno, como por exemplo, aveia preta, ervilhaca e nabo forrageiro.

Tabela 5.2. Calendário de atividades do cultivo da cultura do fumo.

Mês	Atividades desenvolvidas para o cultivo de fumo
Janeiro	Colheita, secagem, classificação e venda
Fevereiro	Idem anterior
Março	Idem anterior
Abril	Classificação, enfardamento e venda
Maiο	Idem anterior
Junho	Preparação de canteiros e semeadura
Julho	Semeadura, aplicação de fungicidas
Agosto	Preparo do solo, poda e repicagem
Setembro	Preparo de solo, adubação, plantio
Outubro	Idem anterior
Novembro	Desbrote, aração e capina para limpeza no fumo
Dezembro	Desbrote, aração e capina para limpeza, colheita e secagem

Com o objetivo de diminuir os problemas relacionados com o sistema produtivo e exploração dos recursos naturais, o Governo do Estado (Secretaria da Agricultura e EMATER) elaborou o Programa de Combate a Pobreza Rural (RS RURAL) e acoplado a isso um Projeto de Monitoramento Ambiental executado pelas Universidades Federais do Rio Grande do Sul e de Santa Maria. O programa foi baseado na implantação de manejo conservacionista do solo com a diminuição do revolvimento do solo, plantio em nível e aumento de cobertura morta do solo. O sistema “cultivo mínimo” foi escolhido como a melhor alternativa, considerado como uma transição para o plantio direto. O cultivo mínimo é mais adequado do que o plantio direto neste caso porque é de implementação mais simples e permite uma aceitação melhor por parte dos agricultores. A implementação do cultivo mínimo nas propriedades da bacia de Arvorezinha foi gradual, com o início na primavera de 2003. Os levantamentos demonstram um aumento significativo até 2006, inclusive com áreas já cultivadas com o sistema de plantio direto.

O manejo do solo representa os procedimentos que os agricultores utilizam para cultivar as espécies vegetais de interesse. Numa análise geral, o manejo do solo pode ser dividido em três grupos em relação ao grau de revolvimento e presença de resíduo vegetal sobre o mesmo (Manual, 2000):

- a) Tradicional – revolvimento do solo com arado do tipo “pula toco” e grade de dente em toda área de cultivo e com pouco resíduo vegetal permanecendo sobre o solo (Figura 5.4).
- b) Cultivo mínimo – presença de palha na superfície e aragem na linha de cultivo (Figura 5.5).
- c) Plantio direto – presença de palha na superfície e sem aragem (Figura 5.6).

Nos resultados deste trabalho foram demonstrados as diferenças entre o período com cultivo convencional (pré-tratamento) e o período com cultivo mínimo (pós-tratamento).



Figura 5.4. Sistema tradicional de cultivo do solo na bacia experimental de Arvorezinha.



Figura 5.5. Cultivo mínimo do solo na bacia experimental de Arvorezinha.



Figura 5.6. Plantio direto do solo na bacia experimental de Arvorezinha.

5.2. MONITORAMENTO

Baseado nos objetivos do trabalho, a etapa de monitoramento procurou determinar as principais variáveis envolvidas com a produção de sedimentos da bacia. Para isso, o monitoramento enfocou:

- (a) a precipitação, que fornece a energia e o volume de cada chuva relacionada a cada evento;
- (b) a variabilidade espacial e temporal do uso e do manejo do solo, que representam a evolução agrícola da bacia;
- (c) a vazão e a concentração de sedimentos, que descrevem e integram os efeitos do clima e do uso e manejo dos solos; e
- (d) os elementos químicos traçadores presentes nos solos e sedimentos, que possibilitam determinar a variabilidade espacial e temporal da origem dos sedimentos na bacia.

Outra consideração importante, no delineamento da estratégia de monitoramento, foi a determinação dos eventos como a principal escala temporal de análise, a qual influenciou no estabelecimento dos intervalos de leitura, amostragem e levantamento das variáveis. Quatro fatores foram importantes para determinar os eventos como a escala temporal de análise:

- (a) a pequena área de drenagem e o relevo declivoso da bacia, que geram respostas rápidas na vazão e concentração de sedimentos no exutório da bacia;
- (b) os recursos financeiros e a infra-estrutura disponível que possibilitaram a medição sistemática dos eventos, a contratação permanente de um hidrotécnico de campo e as análises laboratoriais;
- (c) os ciclos de produção agrícola;
- (d) curto período de monitoramento.

O monitoramento foi realizado de abril de 2002 a março de 2006, o que representa quatro ciclos produtivos de fumo. Nesse período foram monitorados, intensivamente, os principais eventos de cheia, bem como a variabilidade espacial e temporal do uso e manejo dos solos. A partir da análise das características destes eventos foi analisado como as alterações do uso e do manejo na bacia causaram modificações no ciclo hidrossedimentológico.

5.2.1. Monitoramento da precipitação

A variabilidade espacial e temporal das precipitações foi monitorada utilizando um conjunto de cinco pluviômetros e um pluviógrafo acoplado numa estação meteorológica (Figura 5.7). Pluviômetros e pluviógrafos são coletores fixos de área conhecida que medem a quantidade de água precipitada em um determinado tempo. Os pluviógrafos registram automaticamente o volume de chuva, podendo ser programado o intervalo de obtenção de dados. Eles estão acoplados em uma fonte de energia e um *data logger*, que permite armazenar as informações por longos períodos, por exemplo, semanas ou meses. Os dados do pluviógrafo fornecem a discretização temporal dos eventos de chuva, o que permite a estimativa da intensidade do evento. Os pluviômetros são coletores simples sem registro automático, por isso é necessário um observador para medir o volume de água armazenado, as observações são diárias. Os pluviômetros, em geral, fornecem uma estimativa mais real do volume precipitado devido ao seu funcionamento simples. Além disso, seu baixo custo permite a instalação de um número maior de pontos de amostragem.



Figura 5.7. Estação meteorológica e pluviógrafo na bacia experimental de Arvorezinha.

Nesse estudo, o procedimento de instalação dos pluviômetros seguiu as recomendações descritas em Tucci (1993). Os pluviômetros foram posicionados na bacia para abranger toda a área e, principalmente, considerar as diferenças na altitude e relevo. Um pluviômetro foi instalado próximo da estação meteorológica (~4 m) para corrigir os valores fornecidos pelo pluviógrafo. As leituras nos pluviômetros foram realizadas diariamente. Os valores foram tabelados e foi utilizado o método do polígono de Thiessen (Tucci, 1993) para

calcular a área da bacia que cada pluviômetro representa. A precipitação diária foi obtida pela média ponderada pelas áreas dos pluviômetros.

O pluviógrafo foi programado para adquirir os dados de chuva a cada 10 minutos. O princípio de funcionamento desse equipamento é do tipo gangorra, que capta a água e alterna sua posição quando cheia, enviando um sinal elétrico. Cada sinal elétrico corresponde a um volume e a soma de sinais determina o volume de água precipitada no intervalo programado. Os dados do *data logger* foram transferidos para um computador portátil a cada 20 dias. Em geral, o pluviógrafo subestima o volume precipitado, e por isso, uma correção foi necessária. Os valores são de 5 a 20% menores do que o volume medido no pluviômetro instalado próximo ao pluviógrafo. A correção é feita comparando o volume entre os dois equipamentos para o mesmo período de 24 h, e a diferença calculada é distribuída igualmente nos intervalos que houve precipitação. Apesar de ter ocorrido inúmeras falhas na estação meteorológica, foi possível selecionar 72 eventos significativos de precipitação, de maio de 2002 a março de 2006, para os quais foi calculada a intensidade do evento (mm h^{-1}). Na série dos dados do pluviômetro houve poucas falhas, o que permitiu uma boa estimativa dos volumes totais diários.

Cada evento de precipitação foi representado por três variáveis: (i) volume total precipitado P_{total} (mm); (ii) um índice de precipitação que contempla o efeito da precipitação durante os dois dias anteriores; e (iii) erosividade do evento EI_{30} ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1}$). O volume total de precipitação de um evento é obtido pela soma dos valores do pluviógrafo, após ter sido corrigido pelo volume dos pluviômetros (média ponderada pelos polígonos de Thiessen). O índice de precipitação (P_{indice}) foi desenvolvido para incorporar o efeito da precipitação dos dois dias anteriores ao evento. Essa é uma variável que procura acrescentar uma informação adicional à variável P_{total} . A Equação 5.1 é proveniente de uma análise de regressão múltipla (programa *Statistica*) entre o volume total escoado do evento e a precipitação do evento e dos 2 dias anteriores ao evento medida nos pluviômetros. Os resultados da análise de regressão fornecem, além dos coeficientes da equação de regressão, os coeficientes padronizados “Beta”. Os coeficientes *Beta* são os coeficientes da regressão que teríamos obtido caso padronizássemos todas as variáveis para a média 0 e desvio padrão 1. Assim, a magnitude desses valores permite comparar a relativa contribuição de cada variável independente na predição da variável dependente. A partir disso, esses coeficientes foram utilizados como pesos associados aos volumes precipitados antes da ocorrência do evento.

$$P_{indice} = 0,777 * P_1 + 0,189 * P_2 + 0,034 * P_3 \quad (5.1)$$

onde P_1 é a precipitação associada com o evento, P_2 é a precipitação do dia anterior ao evento, e P_3 a precipitação do segundo dia anterior ao evento.

A medida da erosividade da chuva EI_{30} ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) para os eventos representa o produto da estimativa da energia cinética total para o evento e a intensidade máxima do evento em 30 minutos, considerando os incrementos de 10 minutos. A erosividade foi estimada utilizando a equação geral proposta por Castro Filho (1982) para o estado do Paraná, a qual é baseada no método de Wilkinson para o cálculo do EI_{30} e utiliza os parâmetros precipitação total e intensidade máxima em 30 minutos (Wilkinson, 1975). Na ausência de informação da relação entre tamanho de gota e intensidade de chuva, essa relação fornece uma estimativa aproximada da energia da chuva. A equação utilizada foi:

$$EI_{30} = [28,814 + (10,800 + 7,896 \log I_{30}) P] I_{30} \cdot 10^{-3} \quad (5.2)$$

onde I_{30} (mm h^{-1}) é a intensidade máxima em 30 minutos em intervalos de tempo com 10 minutos de incremento, e P (mm) é a precipitação total associada ao evento. A intensidade de precipitação é calculada pelo somatório da precipitação (mm) e dividido pela duração (h).

A finalidade da precipitação total, índice de precipitação e erosividade foi caracterizar os eventos medidos como variáveis independentes do manejo do solo. A série de eventos, em todo o período de monitoramento, representa uma larga faixa de volume e energia. A partir disso, foi possível analisar a resposta do escoamento superficial e da produção de sedimentos, nos dois diferentes períodos de manejo do solo, em relação a essas três variáveis. Por exemplo, se ocorre um aumento na área da bacia com práticas de conservação do solo numa bacia, presume-se que as características do escoamento superficial e da produção de sedimentos irão comportar-se diferentemente em eventos semelhantes.

5.2.2. Estimativa da evapotranspiração

Mesmo não tendo uma aplicação direta na análise de identificação das fontes de sedimentos a evapotranspiração real diária foi estimada por ser um importante componente do ciclo hidrológico. A evapotranspiração afeta diretamente o volume de água armazenado no solo e, conseqüentemente, a umidade do solo antecedente aos eventos de chuva que afeta o volume de escoamento superficial e a erosão do solo. A evapotranspiração real diária foi

estimada a partir da estimativa do balanço hídrico diário e da evapotranspiração potencial diária.

A evapotranspiração potencial (E_p) é a quantidade máxima de água capaz de ser perdida como vapor, em uma dada condição climática, por uma vegetação que cobre toda a superfície do solo na sua capacidade de campo. A evapotranspiração real (E_r) é a transferência de vapor para a atmosfera que é evaporada pela superfície e transpirada pelas plantas na condição atual dos parâmetros atmosféricos, umidade do solo e condições da cobertura do solo (Oliveira, 1999).

A evapotranspiração potencial diária foi estimada utilizando os dados climáticos da estação meteorológica da bacia e, nos dias com falhas, dados da estação meteorológica da Embrapa em Passo Fundo. A evapotranspiração potencial diária foi calculada pelo método *Penman* modificado (Equação 5.3) Esse método considera a variabilidade temporal da cobertura do solo através do índice *albedo*, que é afetado pela refletância de cada uso do solo.

$$E_{p_{diária}} = c [wRN + (1-w)f(u)(e_s - e)] \quad (5.3)$$

Sendo que:

$$w = [s/(s + g)]$$

$$RN = 0,95(1,0 - \text{albedo})RS + RL$$

$$s = 33,8639 [0,05904 (0,00738T + 0,8072)^7 - 3,42 \cdot 10^{-5}]$$

$$f(u) = 0,27 [1 + (U_2/100)]$$

$$e_s = 6,105 + 4,44 \cdot 10^{-1} t + 1,434 \cdot 10^{-2} t^2 + 2,623 \cdot 10^{-4} t^3 + 2,953 \cdot 10^{-6} t^4 + 2,559 \cdot 10^{-8} t^5$$

$$e = UR e_s / 100$$

onde E_p é a evapotranspiração potencial (mm/dia); c é um fator de correção tabelado dependente da radiação solar global (RS) e da velocidade do vento; $(e_s - e)$ é o déficit de saturação de pressão de vapor d'água no ar (mb); g é a constante psicométrica ($= 0,66 \text{ mb } ^\circ\text{C}^{-1}$); s é a tangente à curva de pressão de saturação de vapor d'água ($\text{mb } ^\circ\text{C}^{-1}$); t é a temperatura do ar ($^\circ\text{C}$); UR é a umidade relativa média do ar (%); U_2 é a velocidade do vento a 2 m acima do solo (km dia^{-1}); RS é a radiação solar ($\text{cal cm}^{-2} \text{ dia}^{-1}$); RL é a radiação do comprimento de onda longo ($-64 \text{ cal cm}^{-2} \text{ dia}^{-1}$); RN é o saldo de radiação convertido em mm dia^{-1} .

A estimativa da evapotranspiração real diária foi realizada utilizando um fator de correção anual calculado a partir da comparação da evapotranspiração anual potencial e real (Oliveira, 1999). Nas Equações 5.4 a 5.9 está a seqüência do cálculo para a estimativa da evapotranspiração real diária.

1º- O balanço hídrico anual foi definido como:

$$P_{ano} - Q_{ano} - Er_{ano} - \Delta S_{ano} = 0 \quad (5.4)$$

2º- Consideramos que num ano hidrológico o armazenamento de água no solo tende a zero:

$$\Delta S_{ano} \cong 0 \quad (5.5)$$

3º- Sendo assim, reescrevemos a expressão 2 na forma:

$$Er_{ano} = P_{ano} - Q_{ano} \quad (5.6)$$

4º- Somando os valores da evapotranspiração potencial diária, calculada pelo método modificado de Penman, temos a evapotranspiração potencial anual (Ep_{ano}), e dividindo a evapotranspiração anual real pela evapotranspiração anual potencial temos um índice que correlaciona as duas variáveis:

$$k_{ano} = Er_{ano} / Ep_{ano} \quad (5.7)$$

5º- O índice k foi multiplicado pelos valores diários da evapotranspiração potencial (Equação 5.3), e dessa forma foi calculado a evapotranspiração real diária:

$$Er_{diária} = k_{ano} * Ep_{diária} \quad (5.8)$$

A evapotranspiração real foi calculada para auxiliar na caracterização hidrológica já que é componente importante. Isso foi utilizado para estimar um índice de umidade antecedente do solo e, também, o efeito das chuvas anteriores na umidade do solo que afeta a produção de sedimentos.

5.2.3. Características da rede de drenagem e do regime de escoamento

Em função das características geológicas da região e da área de drenagem da bacia, a rede de drenagem é caracterizada por uma alta declividade e rugosidade e um regime de escoamento turbulento (Figuras 5.8 e 5.9). A declividade média do canal é de 9% e o fluxo é fortemente influenciado por partículas com diâmetro maiores que 256 mm (pedras, seixos e matacões). De acordo com a classificação de Rosgen (Rosgen, 1994) o canal monitorado pode ser classificado como tipo “A3”, que significa:

- (a) material das margens composto de material coesivo;
- (b) fundo e margens com material pedregoso;
- (c) razão de entalhamento menor do que 2;
- (d) sinuosidade menor que 1,2;
- (e) razão largura/profundidade de, aproximadamente, 3,5; e

(f) declividade da linha de água de, aproximadamente, 0,05 m/m.



Figura 5.8. Características do canal de drenagem na parte inferior da bacia próximo à seção de monitoramento.

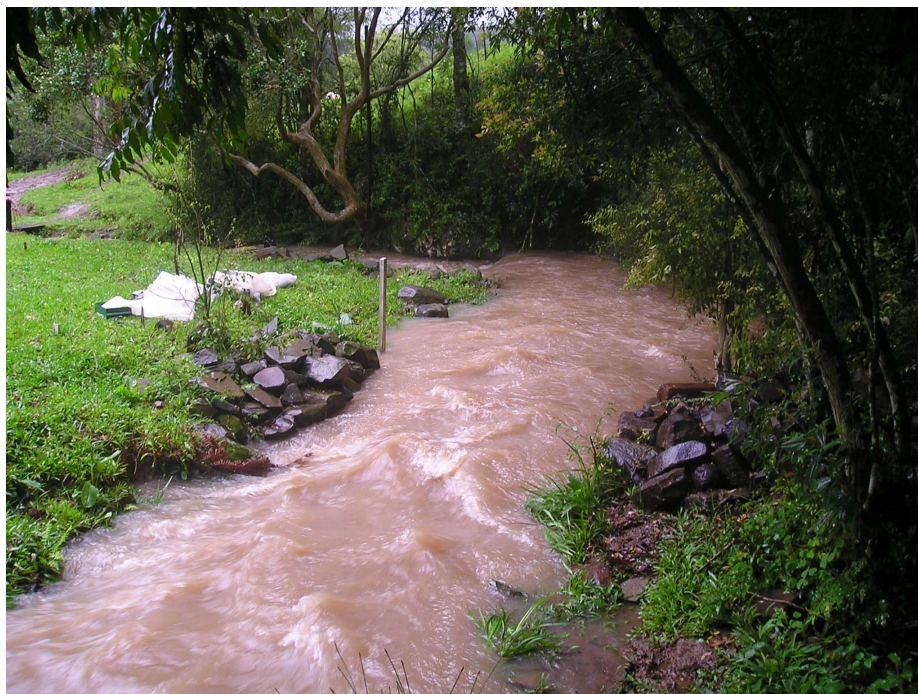


Figura 5.9. Escoamento durante um evento de cheia na bacia de Arvorezinha a jusante da passarela de medição do fluxo de sedimentos.

As medições do perfil de concentração de sedimentos em suspensão e da vazão, tanto em profundidade como na seção transversal, exibem perfis regulares e com pouca diferença entre as profundidades de coleta e entre as verticais a partir da margem. A partir dessas informações, concluímos que a amostragem para sedimentos em suspensão no centro no canal é representativa do fluxo de sedimentos na seção.

5.2.4. Monitoramento da vazão

A vazão foi determinada pelo monitoramento automático da altura da lâmina de água com o uso de um linígrafo de pressão numa calha *parshall* (Figura 5.10). A transformação da altura da lâmina de água em vazão é realizada por uma relação pré-estabelecida entre a altura da lâmina da água e a vazão específica às dimensões da calha *parshall* (Equação 5.9) (Netto, 1998). A calha construída mede 1,829 m (seis pés) na sua menor seção transversal.



Figura 5.10. Calha parshall instalada no exutório da bacia de Arvorezinha para a medição da vazão.

O conjunto do linígrafo é composto por um sensor de pressão (Transdutor Piezo-Resistivo) com resolução de 1 cm, um *data logger* e painel solar. O intervalo de leitura é de

10 minutos e os dados são transferidos para um computador portátil a cada 20 dias. Os dados de altura de lâmina são convertidos para vazão Q ($l\ s^{-1}$) utilizando a equação da calha *parshall*. Esta equação foi verificada com uso de micromolinete.

$$Q = 4,519 H^{1,595} \quad (5.9)$$

onde é H é a altura da lâmina de água em centímetros.

Uma análise de consistência dos dados foi realizada para identificar erros no funcionamento do sensor. Sendo a vazão uma variável contínua, valores isolados muito diferente dos subseqüentes podem representar erros que precisam ser verificados. Dois métodos são utilizados para verificar erros na medição da vazão, o primeiro é verificar se houve precipitação (volume e intensidade), e segundo comparar os dados do linígrafo com os dados de altura de lâmina de água observados pelo técnico do campo diariamente às 9, 12 e 16 h na régua instalada na calha. Após a análise de consistência os dados foram organizados em três diferentes arquivos (i) série completa, (ii) resumo (vazão diária mínima, média e máxima, e volume total diário), e (iii) hidrogramas dos eventos significativos. As informações do arquivo resumo foram utilizadas para caracterizar o ciclo hidrológico e determinar o balanço hídrico da bacia. Para determinar os valores quadrimestrais e anuais da vazão, foram anotados os valores máximos e mínimos em cada período e calculado os valores médios a partir da vazão média diária. O volume total escoado quadrimestral e anual foi determinado integrando no tempo os dados contínuos da vazão. Essas informações são importante para visualizar as tendências hidrológicas gerais numa escala temporal maior.

A análise dos hidrogramas foi feita no intervalo de tempo que corresponde ao aumento da vazão (resposta a um evento de precipitação significativo) até o fim do evento (recessão). Quando houve necessidade de encontrar valores intermediários da vazão entre os intervalos de 10 minutos de medição, por exemplo, para calcular a produção de sedimentos, os valores foram interpolados linearmente. O fim do escoamento superficial ou o início da recessão foi determinado plotando o hidrograma na escala logarítmica e verificado, visualmente, em que instante ocorre a modificação da declividade da curva de recessão. A reta que une o ponto do início do evento e o ponto do início da recessão definiu a separação do escoamento superficial (Tucci, 1993). A estimativa do volume de escoamento superficial foi realizada calculando o somatório das áreas dos trapézios que compõem a área entre o hidrograma e a reta. O volume total escoado é a integração do hidrograma do início ao fim do evento. Além da estimativa do

volume total e do volume de escoamento superficial, foram determinadas as vazões média e máxima dos eventos.

Uma importante característica desse trabalho foi a impossibilidade de realizar análises estatísticas e hidrológicas tradicionais. A análise da variabilidade inter-anual do clima e do uso do solo utilizando, por exemplo, a análise da frequência das vazões máximas, mínimas ou médias, ou mesmo da produção de sedimentos a longo prazo, não é possível devido ao curto tempo de monitoramento. A variação climática entre os cinco anos, principalmente da precipitação, impossibilita separar o efeito do uso e do manejo do solo neste intervalo de tempo. A comparação considerando os valores mensais ou trimestres seria uma forma de aumentar o número de observações; entretanto, a variabilidade climática intra-anual impossibilita a comparação.

Sendo assim, este trabalho procurou avaliar o efeito do uso e manejo dos solos utilizando características individuais de cada evento de cheia. Considerando que houve eventos de precipitação (volume e energia) semelhantes nos dois períodos de manejo distintos, é possível comparar a diferença na resposta da vazão. Um evento de cheia pode ser visto como um mecanismo de resposta a um impulso energético proveniente da chuva que depende das características das vertentes (uso, manejo, solos e relevo), além das características da precipitação. Como o relevo e os solos não se alteraram no decorrer desse estudo, as diferenças entre os eventos de cheia nos dois períodos foram em função do impacto causado pela alteração do manejo conservacionista do solo.

5.2.5. Medição da concentração de sedimentos em suspensão

A concentração de sedimentos em suspensão varia em profundidade, transversalmente a linha de fluxo do canal e temporalmente. Apesar de ser considerado um mecanismo complexo de propagação, técnicas adequadas de amostragem permitem adquirir um representativo conjunto de dados da variabilidade da concentração de sedimentos em suspensão. Existem inúmeras técnicas de amostragem, cada uma apropriada para diferentes condições. Entretanto, três características são necessárias para que a amostra coletada seja representativa: (i) a velocidade do fluxo de entrada da amostra no amostrador deve ser a mesma da velocidade do escoamento no canal; (ii) a presença do amostrador deve causar o menor distúrbio possível no escoamento no ponto de coleta; (iii) o bico do amostrador deve estar orientado nos planos vertical e horizontal do escoamento (Porterfield, 1977).

O amostrador utilizado nesse estudo foi o amostrador a vau USDH 48, formado por uma estrutura metálica e hidrodinâmica, que acomoda uma garrafa de vidro (WMO, 2002). Na parte frontal existe um bico de coleta (bocal 3/16”) que condiciona a amostra para dentro da garrafa. A garrafa fica acomodada dentro do equipamento num ângulo horizontal de 45°. Na parte superior do amostrador uma haste metálica que permite seu controle (Figura 5.11). Para a coleta da amostra, o amostrador é levado até próximo ao fundo e retorna para a superfície a uma velocidade constante de forma a integrar o perfil do fundo até a superfície da lâmina de água.



Figura 5.11. Método de amostragem para a determinação da concentração de sedimentos em suspensão com amostrador USDH-48.

Na bacia de Arvorezinha somente ocorre transporte significativo de sedimentos em suspensão em eventos de média e grande magnitude, em geral, vazões acima de 300 e 800 l s⁻¹, respectivamente. Considerando a curva de permanência, a vazão de 800 l s⁻¹ corresponde a uma probabilidade de 5% de ser igualada ou superada. O escoamento de base é, em média, 50 l s⁻¹ e a concentração de sedimento em suspensão é de 20 mg l⁻¹, aproximadamente, para essa vazão. O escoamento na seção de monitoramento, em condições de cheia, é governado por um regime turbulento, não havendo diferença no perfil de distribuição da descarga de sedimentos

em suspensão. Este foi a principal razão por ter sido utilizado apenas uma vertical de monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão.

A estratégia de monitoramento da concentração de sedimentos priorizou o acompanhamento do maior número possível de eventos para a coleta de amostras. O objetivo foi gerar um conjunto detalhado da variação da concentração de sedimentos em suspensão durante os eventos (sedimentogramas) que pudessem ser combinados com os registros da vazão para estimar a produção de sedimentos associada a cada evento. O número de amostras coletadas e a frequência de amostragem durante um evento depende da alteração da descarga líquida e da concentração de sedimentos durante a subida e a descida da onda de cheia. Em média, o intervalo de coleta do início do evento ao pico da onda de cheia varia de 3 a 10 minutos, do pico até a recessão varia de 15 a 30 minutos, e durante a recessão de 60 a 120 minutos.

As amostras coletadas foram transportadas para o Laboratório de Sedimentos do IPH para a determinação da concentração de sedimentos pelo método da evaporação. O método da evaporação é o mais apropriado devido à alta concentração de sedimentos em suspensão (WMO, 2003). Inicialmente é realizada queima da matéria orgânica com o uso de peróxido de hidrogênio, para isso são adicionadas pequenas quantidades do reagente até cessar a reação. O método de evaporação requer um ajuste para os sólidos dissolvidos. Para isso, uma alíquota é retirada das amostras, é medido o volume e filtrada, o material filtrado é seco em estufa e determinado o peso de sólidos dissolvidos contido na alíquota, desta forma tem-se uma estimativa da concentração de sólidos dissolvidos nas amostras de sedimentos em suspensão que é subtraído da concentração total obtida pela evaporação (WMO, 2003). Em geral, na bacia de Arvorezinha a porcentagem de sólidos dissolvidos é menor do que 0,2%. Além da concentração de sedimentos em suspensão é determinada a distribuição granulométrica quando existe amostra suficiente para isso.

5.2.6. Estimativa da produção de sedimentos

Produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica (massa por unidade de área) é o resultado dos processos de erosão, transporte e deposição ocorrendo em uma bacia num determinado tempo, e sua magnitude reflete a taxa de emissão de sedimentos da bacia. Sendo assim, a produção de sedimentos representa apenas uma parcela do total de sedimentos produzidos em uma bacia em decorrência dos processos erosivos atuantes. A estimativa da produção de sedimentos pode ser determinada avaliando a erosão, o transporte e a deposição,

mas em geral, as medidas são feitas diretamente pelo monitoramento da descarga total de sedimentos transportados pelo canal no exutório da bacia durante um período de tempo. A produção de sedimentos incorpora tanto os sedimentos transportados em suspensão como o material de fundo. Entretanto, este estudo avaliou apenas a componente dos sedimentos transportados em suspensão, pois os efeitos das práticas de manejo do solo sobre a erosão estão relacionados com essa faixa granulométrica. Em geral na bacia de Arvorezinha, as partículas transportadas em suspensão são menores que 150 μm (areia muito fina, silte e argila).

A descarga de sedimentos (massa por unidade de tempo) foi estimada pela multiplicação entre a vazão instantânea ($\text{L}^3 \text{T}^{-1}$ – volume por unidade de tempo) e a concentração de sedimentos em suspensão (M L^{-3} – massa por unidade de volume), utilizando as amostras de concentração de sedimentos coletadas e a vazão monitorada durante os eventos de chuva. A estimativa da produção de sedimentos foi feita pela integração da curva da descarga de sedimentos no tempo (Equação 5.10) (Walling e Collins, 2000):

$$PS = K \sum_{i=1}^n [Cs_i Q_i] \quad (5.10)$$

onde Cs é a concentração de sedimentos em suspensão (M L^{-3}); Q é a vazão ($\text{L}^3 \text{T}^{-1}$); e K um fator de conversão de unidades e quantidade de tempo.

Para as amostras de concentração de sedimentos em que o instante de coleta não coincide com o instante de medida da vazão, o valor de vazão é interpolado linearmente. Outra simplificação é a descrição de uma variável contínua no tempo com dados discretos. Na estimativa da produção de sedimento, o valor pontual foi considerado como uma medida central da região que a amostra representa no gráfico da descarga de sedimentos.

5.2.7. Levantamento do uso e do manejo dos solos

O objetivo dessa componente do monitoramento é a determinação do efeito direto das ações antrópicas como causa das mudanças na erosão do solo, com a preocupação de estabelecer o real efeito do uso e do manejo do solo sobre a produção de sedimentos. O “uso do solo” apresenta, além do seu valor quantitativo, outros aspectos importantes como localização de fragmentos florestais, variabilidade temporal das áreas de lavoura e,

principalmente, as práticas de manejo do solo. O período de estudo (2001-2006) foi caracterizado por uma significativa mudança nas atividades agrícolas da bacia em termos quantitativo e qualitativo do uso do solo. O monitoramento do uso e do manejo dos solos abrangeu essas alterações e caracterizou a bacia antes, durante e após as mudanças. Isso pode ser considerado como um processo de evolução agrícola da bacia, ou mesmo um modelo representativo da evolução agrícola de bacias rurais de cabeceira afetadas pela erosão hídrica.

Os levantamentos espaciais do uso do solo foram realizados anualmente por um hidrotécnico na bacia. Todas as áreas da bacia foram delimitadas com o uso de um GPS com precisão de 20 m, aproximadamente. Durante o levantamento o hidrotécnico anotou características qualitativas de cada gleba, por exemplo, o manejo dos solos nas áreas de lavoura, a idade aproximada da vegetação nas áreas de pousio e capoeira, e da espécie nas áreas de reflorestamento. As áreas ciliares e preservação permanente, sede das propriedades, estradas e drenagens também foram delimitadas. As informações foram transferidas para um sistema de informação geográfica, programa *ArcView*, e os mapas de uso do solo foram confeccionados. Adicionalmente, foi determinada a variabilidade intra-anual checando, no campo, o tipo de cultura utilizada nas áreas de lavoura no período outono-inverno e primavera-verão referente a gleba medida no levantamento espacial. Para cada gleba foi associado um banco de dados com as informações: proprietário, área, uso do solo no verão, uso do solo no inverno, manejo do solo e tipo de vegetação.

Os principais usos do solo na bacia são: lavouras de fumo, pastagens naturais, áreas de pousio com diferentes idades, florestamento de eucalipto e floresta nativa. O sistema de manejo dos solos se modificou durante o período de monitoramento do sistema tradicional para o cultivo mínimo, e algumas áreas com plantio direto. Resumidamente, os quatro ciclos produtivos monitorados apresentam as seguintes características quanto ao uso e manejo dos solos:

- (a) Período inicial – 2001/2002 - distribuição estável entre lavouras sem conservação e os outros usos;
- (b) Período de alteração – 2002/2003 - aumento das áreas de lavoura sem conservação do solo;
- (c) Período pós-alteração – 2003/2004 - manutenção das áreas de lavoura e início da implementação de áreas com conservação do solo;
- (d) Período final – 2004/2005 e 2005/2006- manutenção das áreas de lavoura e com significativa área com conservação do solo.

5.2.8. Organização das Informações

As informações descritas anteriormente foram organizadas de maneira a caracterizar os diferentes períodos da bacia. Isso propiciou a combinação e a comparação das informações hidrológicas e sedimentológicas (quadrimestres e eventos) com as informações de uso e manejo dos solos e, posteriormente, com as informações provenientes da identificação das fontes de sedimentos dos eventos.

Além da caracterização dos eventos, o estudo utilizou as médias diárias para calcular os balanços anuais e quadrimestrais da precipitação, as médias, mínimas e máximas da vazão e a produção de sedimentos para demonstrar as tendências gerais da hidrologia e sedimentologia. Apesar dessa escala de análise não demonstrar os efeitos do uso e manejo dos solos, essas informações propiciam uma análise mais clara dos processos observados na escala de eventos.

5.3. IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE SEDIMENTOS

A metodologia empregada para a identificação de fontes de sedimentos seguiu a linha geral descrita nos trabalhos Walling e Woodward (1995) e Collins *et al.* (1997). Essa técnica, também conhecida como *fingerprinting approach*, incorpora métodos de amostragem de solos e sedimentos, métodos de análises físicas e químicas dessas amostras, análises estatísticas multivariadas e modelos matemáticos de otimização. Neste trabalho foram feitas modificações com o objetivo de contribuir para a metodologia e, principalmente, adequá-la aos estudos de bacias rurais no Brasil. A primeira contribuição se refere à análise discriminante das fontes em que, além da análise não paramétrica e do modelo de discriminação do tipo *stepwise*, foi adicionada uma análise para avaliar a variabilidade das amostras que compõem cada fonte e a variabilidade entre as fontes. Nesse caso foi utilizada uma medida de distância multivariada que, além de contribuir para a verificação da capacidade discriminante do grupo de variáveis, introduz uma estimativa das incertezas associadas com as fontes. A segunda contribuição é um modelo diferente de classificação. Esse modelo considera a influência da multi-colinearidade das variáveis, utiliza um método de otimização mais robusto em relação aos modelos anteriores e permite determinar as incertezas entre diferentes amostras de sedimentos em suspensão. A terceira contribuição é o acoplamento das informações de identificação das fontes com os dados de produção de sedimento por evento que permitiu demonstrar o efeito do manejo do solo sobre os processos erosivos e de mobilização de sedimentos nas diferentes fontes antes e depois da implementação do cultivo mínimo.

5.3.1. Princípios de utilização do método

Considerando que os sedimentos em suspensão presentes nos rios são originados de uma mistura de solo erodido proveniente de diferentes fontes, o método é baseado no princípio de que os sedimentos em suspensão guardam na sua composição algumas características químicas das fontes que o originaram. As características químicas que se mantêm “conservativas” são consideradas propriedades traçadoras em potencial, e podemos testar sua eficiência em distinguir as fontes de sedimento e determinar a contribuição de cada fonte para uma determinada amostra coletada no exutório da bacia (Figura 5.12).

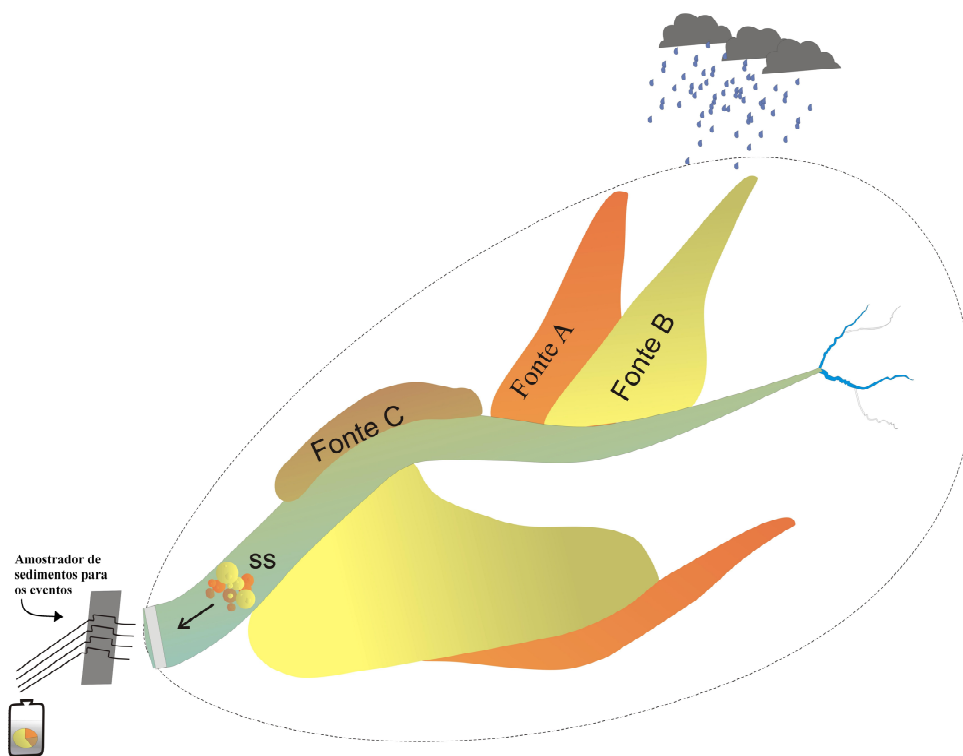


Figura 5.12. Processos de erosão, formação do fluxo de sedimentos em suspensão (SS) e amostragem para a identificação das fontes.

A fonte de sedimentos é definida como um sub-sistema da bacia, que pode ser uma região, determinado uso do solo, determinada profundidade de solo, ou mesmo uma componente da paisagem como a rede de drenagem, as estradas e as vertentes. Como cada sub-sistema apresenta características distintas, o processo erosivo e a mobilização de sedimentos serão diferentes e o objetivo neste caso, é quantificar os sedimentos provenientes de cada sub-sistema que compõe a bacia hidrográfica e (Figura 5.13).

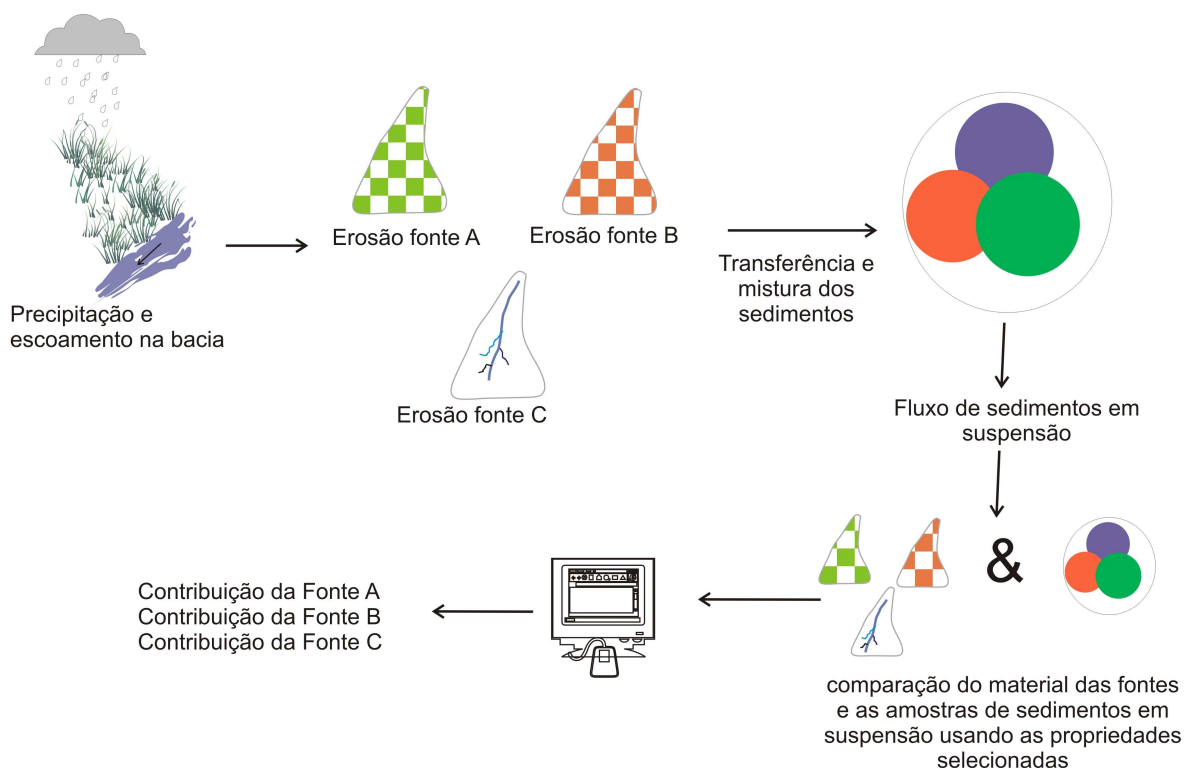


Figura 5.13. Abordagem do método de identificação das fontes de sedimentos.

Resumidamente, os princípios da identificação dos sedimentos em suspensão são:

- As partículas de sedimentos que compreendem os solos das fontes potenciais de sedimentos dentro de uma bacia são erodidas durante os eventos de chuva;
- As fontes podem ser distinguidas por diferentes características químicas dos solos (propriedades traçadoras);
- As partículas erodidas são misturadas durante o transporte para e através do sistema fluvial;
- As variações temporais nas características químicas dos sedimentos em suspensão refletem diretamente a variação espacial e temporal na contribuição relativa de sedimentos das distintas fontes erodidas caracterizadas pelas mesmas características químicas e físicas;
- As propriedades traçadoras das fontes e dos sedimentos em suspensão podem ser comparadas para estabelecer uma relação, com o objetivo de estimar as proporções de sedimentos em suspensão originada de fontes a montante.

Baseado nesses princípios e na aplicação precisa das análises estatísticas e matemáticas, o método estabelece uma relação entre as características das fontes com aquelas

dos sedimentos em suspensão através da solução matemática de um sistema de equações linear e sobredeterminado. A primeira etapa se refere à determinação de quais destas características químicas apresentam propriedade traçadora entre as fontes, essa etapa é conhecida como análises de discriminação das fontes de sedimentos. A segunda etapa se refere à determinação da percentagem de contribuição de cada uma das fontes para o sedimento em suspensão coletado nos eventos, essa etapa é conhecida como análise de classificação ou determinação da origem dos sedimentos em suspensão.

5.3.2. Discriminação das fontes de sedimentos

5.3.2.1. Amostragem

Essa etapa iniciou com a determinação do número de fontes que se deve incluir no estudo. As fontes de sedimentos em potencial foram identificadas pela observação da mobilização e processos de transporte de sedimentos ocorrendo na bacia durante os eventos de chuva. Por ser uma bacia agrícola, a primeira evidência é que o processo erosivo está fortemente associado aos cultivos agrícolas anuais, e é possível verificar claramente o processo erosivo nas lavouras de fumo. No caso das estradas o impacto é menos evidente, mas é possível verificar nas suas margens grandes sulcos e canais erosão. Na rede de drenagem, também, foram verificados desbarrancamentos de margem. Nos outros usos do solo, como pastagens, pousio, mata e reflorestamento, não foram verificados problemas de erosão que justificasse a sua inclusão no estudo. Sendo assim, as fontes em potencial de sedimentos na bacia de Arvorezinha foram lavouras, estradas e canais de drenagem.

Para caracterizar os solos de cada fonte foi construída uma malha de amostragem para representar toda a variabilidade espacial das três fontes de sedimentos. O conjunto de amostras foi composto de vinte amostras de lavouras, dez amostras de drenagens e dez amostras de estradas (Figura 5.14). O número diferente de amostras foi devido à maior heterogeneidade das áreas de lavoura. As áreas de pastagem, florestas e pousio foram excluídas da amostragem porque as observações de campo mostram que essas não são fontes significativas de sedimentos. Cada amostra foi composta de um conjunto de 10 sub-amostras de, aproximadamente. Nas lavouras foram coletadas 0,5 kg de amostra na superfície do solo (0-5 cm) em um raio de, aproximadamente, 30 m. Nas estradas as amostras foram coletadas nas margens laterais da estrada, onde geralmente ocorre a erosão, tomando cuidado para não coletar material depositado que pode ser proveniente de outras fontes. Nos canais de drenagem as amostras foram coletadas na margem (todo o perfil vertical) e do fundo (material

que constitui o leito), procurando não coletar material depositado no fundo. As sub-amostras foram misturadas em um balde e retirada uma amostra representativa da área de amostragem. Adicionalmente, foram determinadas as coordenadas geográficas do local com GPS. As amostras foram secas ao ar e encaminhadas para as análises química e física.

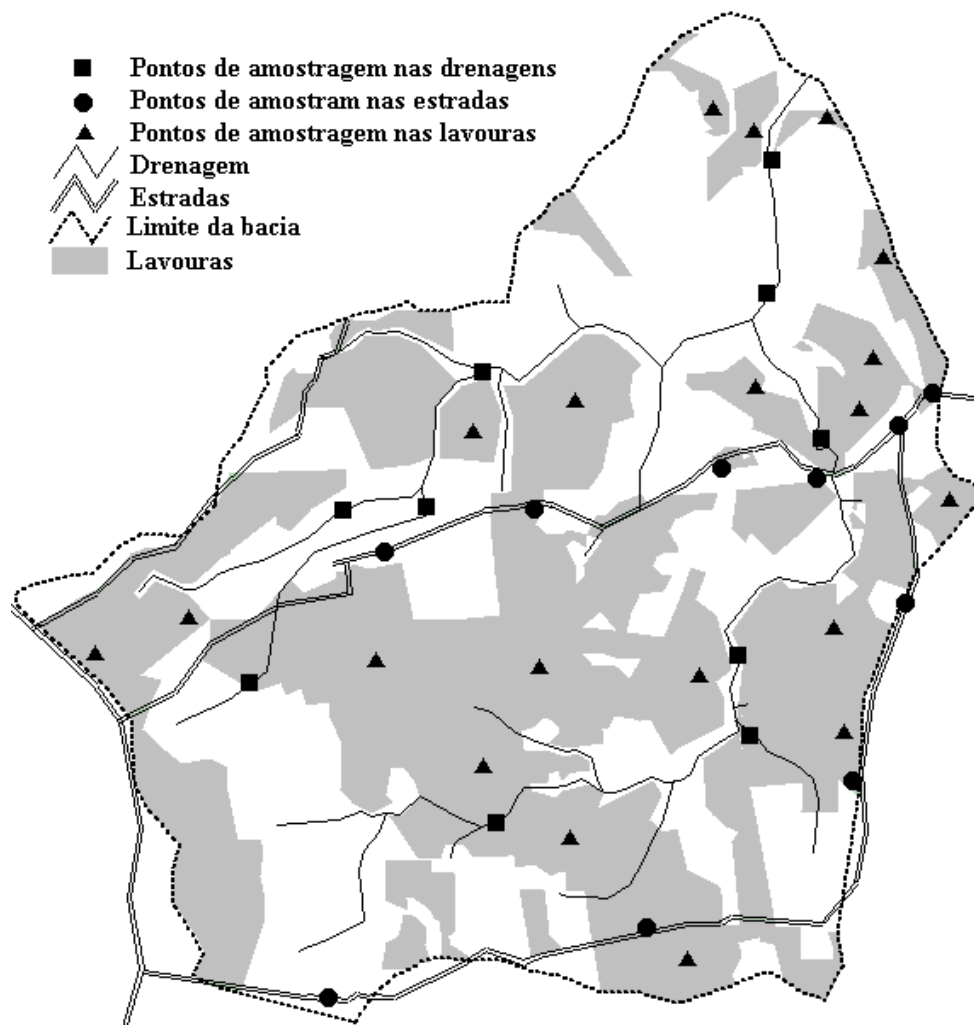


Figura 5.14. Pontos de amostragem para a caracterização das fontes de sedimentos na bacia de Arvorezinha.

5.3.2.2. Análises físicas e fator de correção

As amostras de solo das fontes foram secas ao ar para minimizar as alterações químicas que podem ocorrer em condições de temperaturas altas. As amostras foram levemente destorroadas com gral de porcelana e pistilo, e então peneiradas em peneiras de malha de 2 mm. A determinação da distribuição granulométrica foi realizada pelo granulômetro automático a laser “Malvern MasterSizer”. A queima da matéria orgânica das amostras consiste em pesar 1 g de solo, adicionar 20 ml de água destilada e 10 ml peróxido de

hidrogênio, os béqueres são aquecidos numa placa quente (80°C), e alíquotas do reagente são adicionadas até cessar a reação. As amostras foram deixadas em repouso por uma noite para decantação e o sobrenadante descartado. No dia seguinte, as amostras foram analisadas pelo granulômetro, o qual adiciona 10 ml de hexametáfostato de sódio e aplica-se cerca de 3 minutos de ultrassom para a dispersão dos microagregados. A distribuição granulométrica é, então, determinada. O equipamento estima o tamanho das partículas baseado numa esfera correspondente de mesmo volume. A faixa granulométrica obtida é entre 0,04–500 µm com discretização de cem classes.

Essa etapa é importante para a identificação de fontes porque na etapa final de análise é necessário padronizar os materiais das fontes com os materiais em suspensão em função da distribuição granulométrica. O material das fontes (solo), em geral, apresenta uma concentração maior de partículas de areia do que os sedimentos em suspensão. Essa diferença afeta fortemente a comparação química entre os dois materiais, já que as partículas de tamanho argila e silte apresentam concentrações maiores dos elementos utilizados como traçadores (Horowitz, 1991). Sendo assim, a presença de partículas de areia diminui a concentração desses elementos nas fontes e dificulta a comparação com os sedimentos em suspensão.

Dois alternativas podem ser aplicadas para corrigir o efeito da diferença granulométrica. A primeira é estabelecer o diâmetro médio máximo das partículas de sedimentos transportados em suspensão, que em nosso caso foi de, aproximadamente, 150 µm (areia fina). Baseado nisso, são peneiradas tanto as amostras das fontes como as de sedimentos em suspensão nesse diâmetro. A peneiragem foi realizada a seco e foi separado o material de tamanho menor que 150 µm, ou seja partículas de tamanho menor que areia média inclusive que são, principalmente, microagregados de solo. Conseqüentemente, foi obtido o mesmo intervalo de tamanho de partículas para as fontes e os sedimentos em suspensão padronizada por esse último, permitindo assim a comparação química entre eles. Para as análises deste trabalho utilizamos esta metodologia.

Alternativamente, é possível utilizar um fator de correção que determina a concentração química da amostra proporcional à porcentagem da faixa granulométrica de interesse (Equação 5.11) (Walling e Collins, 2000). O valor deste fator de correção comumente utilizado na literatura para médios e grandes rios é de 63 µm (silte grosso).

$$Z_{si} = C_o \left[\frac{100}{(100 - F_{ars})} \right] \quad (5.11)$$

onde Z_{si} é a correção média da concentração da propriedade traço (i) da fonte (s); C_o é a concentração média original da propriedade traço (i) da fonte (s); e F_{ars} é a percentagem das partículas de granulometria maior que a granulometria de interesse.

5.3.2.3. Análises químicas

Como descrito anteriormente, as amostras de solo das fontes foram peneiradas de maneira a se obter partículas em diâmetro menor de 150 μm para permitir a comparação química entre as amostras das fontes e os sedimentos em suspensão, que em geral são de granulometria inferior à areia fina. Os elementos traços estão associados em maior concentração às partículas de tamanho silte e argila (Horowitz, 1991). As partículas de areia introduzem um efeito diluição nas amostras das fontes, já que a concentração dos elementos traçadores na amostra total ($< 2 \text{ mm}$) é menor do que quando considerado as partículas de tamanho silte e argila. O limite de 150 μm foi escolhido para (i) diminuir as incertezas relacionadas com o efeito diluição das partículas de areia, e (ii) considerar os agregados estáveis (argila, óxidos, matéria orgânica e silte) que são transportados em suspensão.

As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Química do Solo da Universidade Federal de Santa Maria. Foram determinados os teores totais de P, K, Ca, Na, Mg, Cu, Pb, Cr, Co, Zn, Ni, Fe, Mn e Al com extração por digestão ácida (Tedesco *et al.*, 1995). A concentração de P no extrato foi quantificada por espectrofotocolorimetria; as concentrações de K e Na, por espectrofotometria de emissão de chama e a dos demais elementos por espectrofotometria de absorção atômica. Também, determinaram-se os teores de Fe e Mn associados aos óxidos pedogênicos, por extração com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio, e associados aos óxidos de pedogênicos de baixa cristalinidade, por extração com oxalato de amônio ácido no escuro (McKeague e Day, 1966; Inda, 2002).

A escolha dos elementos químicos foi baseada num conjunto de fatores que considerou as características das fontes e as características dos elementos. O objetivo foi selecionar elementos que apresentassem diferenças de concentração entre as fontes, mas considerando os princípios de conservatividade, conforme já comentado. Os principais fatores considerados foram:

- (a) A infra-estrutura disponível para análise e o custo de análise.
- (b) As concentrações diferentes de elementos condicionados aos efeitos de calagem, adubação e aplicação de agroquímicos.

(c) A composição dos materiais das estradas é característica dos horizontes ou camadas mais profundos, que apresentam diferenças químicas que podem ser utilizadas para separar das outras fontes.

(d) A inclusão de elementos de grande conservatividade ambiental, que não estejam sujeitos à variação de sua concentração química, mesmo que permaneça longo período em trânsito, desde sua origem até o exutório da bacia.

5.3.2.4. Análise estatística

A primeira etapa da análise matemática da identificação das fontes de sedimentos aborda a capacidade discriminante das fontes de sedimentos, utilizando os resultados das análises químicas descritas no item anterior. As análises discriminantes foram realizadas com os objetivos de (i) determinar quais os elementos químicos apresentam capacidade de diferenciar as três fontes, (ii) determinar o número mínimo de elementos que maximiza a capacidade de diferenciação, e (iii) determinar um índice de incerteza associado à capacidade do conjunto de elementos selecionados em distinguir as três fontes.

a) Análise individual da capacidade discriminante de cada elemento

A primeira análise realizada é um teste não-paramétrico denominado teste H ou teste *Kruskal-Wallis* (Levin, 1999). O teste foi aplicado para avaliar, individualmente, a capacidade discriminante de cada elemento químico determinado nas amostras de solo nas fontes (item anterior). O teste- H permite testar uma hipótese nula em que k amostras aleatórias independentes são provenientes de uma mesma população (nível de significância de 1 e10%). O teste é baseado na equação 5.12.

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{s=1}^g \frac{R_s^2}{n_s} - 3(n+1) \quad (5.12)$$

onde, R_s refere-se à soma das posições em que cada mostra da fonte s assume quando todas as amostras são colocadas em ordem crescente (*ranks*); n_s é o número de observações da fonte s ; n a soma dos n_s 's, e g o número de fontes.

Ao testarmos a diferença entre as três fontes, lavouras, estradas e canais, para um elemento i qualquer, n_i é igual a 20, 10 e 10, o valor de n é a soma dos n_i que é igual a 40. Todos os dados são colocados em ordem decrescente e associados um *rank* de valores (1 a

40). Para cada fonte (s) são somados os valores dos seus respectivos *ranks* (R_s), e desta forma podemos aplicar a equação 5.12 e calcular o valor de H de cada elemento.

Quando $n_i > 5$ para todas as fontes, o teste H se aproxima de uma distribuição Qui-quadrada com $k-1$ graus de liberdade. Desta forma, podemos testar a hipótese nula comparando o valor de H calculado pela equação 5.12, com os valores críticos presentes em tabelas de distribuição Qui-quadrada. O teste da hipótese nula (H_0) é que as fontes pertencem à mesma população, e a hipótese alternativa (H_1) é que as fontes diferem e não pertencem à mesma população. Quando o valor de H calculado exceder o valor crítico de H , com $k-1$ graus de liberdade e grau de significância 1%, dizemos que há evidência estatística para rejeitar H_0 ao nível de significância α , ou seja, a probabilidade é pequena ($\alpha = 1\%$ ou menos) de que as fontes sejam pertencentes à mesma população. Nesse último caso, a variável apresenta capacidade discriminante entre as fontes e podemos selecioná-la para a próxima etapa de discriminação. Todo o procedimento pode ser realizado por um programa estatístico para determinar os valores de H e testar o valor exato de sua significância, nesse trabalho utilizamos o programa *Statistica*.

b) Determinação do melhor conjunto de elementos traçadores

Nessa etapa foi aplicada uma análise discriminante multivariada com o propósito de avaliar a capacidade discriminante de um conjunto de variáveis em discriminar as fontes. O método utilizou os elementos químicos selecionados pelo teste *Kruskal-Wallis* da etapa anterior e aplica uma função multivariada discriminante que avalia a capacidade do conjunto de elementos. Essa análise permitiu maximizar a discriminação entre as fontes e minimizar o número de variáveis necessárias. A otimização do conjunto de variáveis apresenta as seguintes vantagens:

- a) Evita o efeito deletério da multicolinearidade, que ocorre quando duas ou mais variáveis estão correlacionadas. Segundo Davis (1986), variáveis redundantes enfraquecem as análises devido à redução dos graus de liberdade dos erros, e afeta a habilidade para a operação de inversão da matriz variância-covariância.
- b) Reduz a dimensionalidade do problema, melhorando, significativamente, a capacidade do modelo de classificação em encontrar uma solução, bem como os erros associados.
- c) Reduz o custo das análises químicas, já que seleciona somente os elementos que são importantes para as análises.

O programa *Statistica* foi utilizado para executar o procedimento de seleção das variáveis. O método é baseado na minimização do índice *Wilks' Lambda* (Λ^*), o qual é um componente da análise de variância multivariada. O programa insere gradualmente as variáveis no cálculo e analisa se o valor de Λ^* aumenta ou diminui. A cada passo, a variável que causa a redução significativa no valor total de Λ^* é selecionada e mantida no conjunto. O procedimento de inserção e teste do valor de Λ^* continua até todas as variáveis serem avaliadas. A base estatística desse cálculo é mostrada nas Equações de 5.13 a 5.16 (Johnson e Wichern, 1998).

$$\Lambda^* = \frac{|SS_{erro}|}{|SS_{trat} + SS_{erro}|} \quad (5.13)$$

onde SS_{erro} é a matriz da soma dos quadrados e interação dos produtos dos resíduos (erros), e SS_{trat} é a matriz da soma dos quadrados e interação dos produtos da componente tratamento.

$$SS_{trat} = \sum_{s=1}^g n_l \left(\bar{x}_s - \bar{x} \right) \left(\bar{x}_s - \bar{x} \right)^T, \quad G.L. = g-1 \quad (5.14)$$

$$SS_{erro} = \sum_{s=1}^g \sum_{j=1}^{n_l} \left(x_{sj} - \bar{x}_s \right) \left(x_{sj} - \bar{x}_s \right)^T, \quad G.L. = \sum_{s=1}^g n_l - g \quad (5.15)$$

$$SS_{trat} + SS_{erro} = \sum_{s=1}^g \sum_{j=1}^{n_l} \left(x_{sj} - \bar{x} \right) \left(x_{sj} - \bar{x} \right)^T, \quad G.L. = \sum_{s=1}^g n_l - 1 \quad (5.16)$$

onde g é o número de fontes, n_l é o número de observações na fonte s , \bar{x} é o vetor coluna com a média das variáveis de todas as fontes, \bar{x}_s é o vetor coluna com a média das variáveis na fonte s , x_{sj} é o vetor coluna com os valores de uma amostra de solo j coletada na fonte s , e $G.L.$ é o número do grau de liberdade.

Não existe capacidade discriminante (os grupos são considerados iguais) do conjunto de variáveis selecionadas quando *Wilks' Lambda* é próximo de 1. Valores próximos de 0 ocorrem quando a variabilidade dentro do grupo é pequena quando comparada com a variabilidade total, isto é, quando a maior parte da variabilidade total pode ser atribuída à diferença entre os grupos. A significância do valor de *Wilks' Lambda* final pode ser estimada considerando a distribuição da lei de *Fisher-Snedecor*. Quando o número de grupos (fontes) é igual a 3 e o número de variáveis maior do que 1, a relação entre o teste F e a distribuição dos valores de Λ^* pode ser aproximada pela Expressão 5.17 (Johnson e Wichern, 1998).

$$\left(\frac{\sum n_l - m - 2}{m} \right) \left(\frac{1 - \sqrt{\Lambda^*}}{\sqrt{\Lambda^*}} \right) \sim F_{2m, 2(\sum n_l - m - 2)} \quad (5.17)$$

onde m é o número de variáveis.

No final desse procedimento temos, como resultado, (i) o conjunto de variável que fornece a maior capacidade de discriminação para as três fontes, (ii) o valor parcial de Λ^* associado a cada variável, que significa o valor de Λ^* total caso a variável em questão seja excluída do conjunto, e (iii) o valor gradual de Λ^* acumulado que representa o decréscimo gradativo desse valor com a adição de cada variável. É preciso, também, considerar algumas suposições importantes feitas por este método: (i) as observações são amostras aleatórias, (ii) os dados apresentam uma distribuição normal, e (iii) a matriz variância-covariância entre os grupos é a mesma.

Para maximizar a eficiência da identificação de sedimentos é desejado que o conjunto de propriedades compreenda elementos químicos influenciados por diferentes controles ambientais que, por causa disso, possuam um alto grau de independência. Isso determinará que quando combinadas, essas propriedades forneçam um alto grau de discriminação das fontes e permite que um número maior de fontes seja distinguido (Collins 1997; Walling e Woodward, 1995).

c) Incerteza associada à capacidade do conjunto em distinguir as fontes

Na última parte da análise discriminante são determinadas (i) a porcentagem das amostras das fontes corretamente classificadas conforme a adição de cada variável do conjunto, e (ii) a variabilidade interna de cada fonte e a dissimilaridade entre as fontes. Essas duas informações são uma medida de incerteza da metodologia e foram utilizadas como um critério de validação do resultado final da etapa de discriminação das fontes. O cálculo inicia colocando em ordem crescente os valores parciais de Λ^* referentes a cada variável obtida no item anterior. Utilizando a função discriminante multivariada, o modelo estatístico inicia o cálculo do número de amostras corretamente classificadas quando adicionamos gradualmente as variáveis (*stepwise forward*) até o conjunto de variáveis estar completo. Para cada adição de uma variável, o procedimento é interrompido e a capacidade de discriminação é analisada. O programa utiliza a distância de Mahalanobis para determinar o número de amostras corretamente classificadas dentro de seu próprio grupo (fonte de sedimentos).

Distância de Mahalanobis é uma medida de dissimilaridade entre dois pontos no espaço definido por duas ou mais variáveis. Esse método é diferente da distância Euclidiana, porque considera a correlação entre as variáveis. Quando as variáveis estão correlacionadas, os eixos dos gráficos são considerados não ortogonais; nesse caso, a distância de Mahalanobis irá adequadamente considerar as correlações. Para cada grupo (fonte de sedimentos), podemos determinar a localização do ponto que representa as médias de todas as variáveis no espaço multivariado definido pelas variáveis do modelo. Esses pontos são chamados de centróides do grupo. Para cada amostra podemos calcular a distância em relação aos centróides dos grupos (Equação 5.18) (Daszylowski, 2007).

$$d_{sj}^2 = (\bar{x}_{sj} - \bar{x}_s)^T (S_{comb}^{-1}) (\bar{x}_{sj} - \bar{x}_s) \quad (5.18)$$

onde d_{sj} é a distância entre uma amostra qualquer j coletada na fonte s e o centróide de seu grupo (fonte s), \bar{x}_s é o vetor coluna que representa o centróide da fonte s , \bar{x}_{sj} é o vetor coluna com os valores de uma amostra de solo j coletada na fonte s , S_{comb} é a matriz variância-covariância das variáveis químicas combinada para os grupos.

Para cada passo, o programa determina para cada amostra a distância entre a sua posição no espaço e o centro de cada grupo no espaço multidimensional. A amostra é, então, classificada no grupo em que a distância é menor e a probabilidade correspondente. Por exemplo, é testada se uma amostra coletada numa área de lavoura está realmente mais próxima ao centro do grupo da lavoura. Caso sim, o programa *Statistica* marca-a como corretamente classificada e caso não marca como incorretamente classificada. Dessa forma, foi determinada a porcentagem das amostras das fontes corretamente classificadas no seu grupo. Essa análise foi repetida para cada etapa de adição de uma variável no modelo. Finalmente, temos o valor acumulado (%) da contribuição de cada variável para a capacidade discriminante do conjunto. O valor máximo de amostras corretamente classificadas ocorre, evidentemente, quando o modelo insere todas as variáveis. Nessa situação temos então, uma medida de incerteza associada à metodologia utilizada para a discriminação das fontes de sedimentos. O valor foi expresso em porcentagem de amostras incorretamente classificadas e pela média das probabilidades das amostras terem sido classificadas corretamente em seu grupo.

5.3.3. Determinação da origem dos sedimentos

Determinar a origem dos sedimentos significa estimar qual porcentagem que cada fonte da bacia contribui para compor a massa de sedimentos em suspensão presentes nos rios. Nessa etapa do estudo, utilizou-se o conjunto de variáveis traçadoras selecionadas no item anterior para fazer a comparação entre os sedimentos em suspensão e as fontes em potencial. O estudo propõe um modelo de classificação diferente do modelo proposto por Walling e Woodward (1995). A idéia central do novo modelo foi sugerida para possibilitar o cálculo de incertezas entre amostras de sedimentos de suspensão.

5.3.3.1. Amostragem

As amostras de sedimentos em suspensão foram coletadas na maior parte dos eventos monitorados para o cálculo da produção de sedimentos. O objetivo é coletar uma amostra de todo o evento que forneça material suficiente para as análises química e física, possibilitando a caracterização dos traçadores. As amostras foram coletadas continuamente durante os eventos de forma que a amostra fosse representativa. Para alguns eventos, duas ou três amostras foram coletadas com o objetivo de representar a variabilidade temporal do evento. Nestes casos, foram coletadas: uma amostra do início até o pico da vazão máxima, uma amostra do pico até a recessão e uma terceira amostra após a recessão, ou então, uma amostra do início até a recessão e uma segunda amostra após a recessão.

A amostragem dos sedimentos em suspensão deve fornecer uma quantidade mínima de 40 gramas de material para a realização das análises físicas e químicas. Entretanto, os amostradores tradicionais para análise de concentração coletam volumes pequenos de amostras e, por isso, são inadequados para esse objetivo. Para obter a quantidade necessária nas condições da bacia de Arvorezinha são necessários 40 litros de amostra, em média. Sendo assim foi necessário adaptar um amostrador para coletar esse volume de amostra (Figura 5.15). A amostra não deve ser coletada de forma discreta (coletas instantâneas separadas por um intervalo de tempo), é importante que a amostra seja coletada continuamente durante todo o evento, para isso, a coleta deve ser lenta.

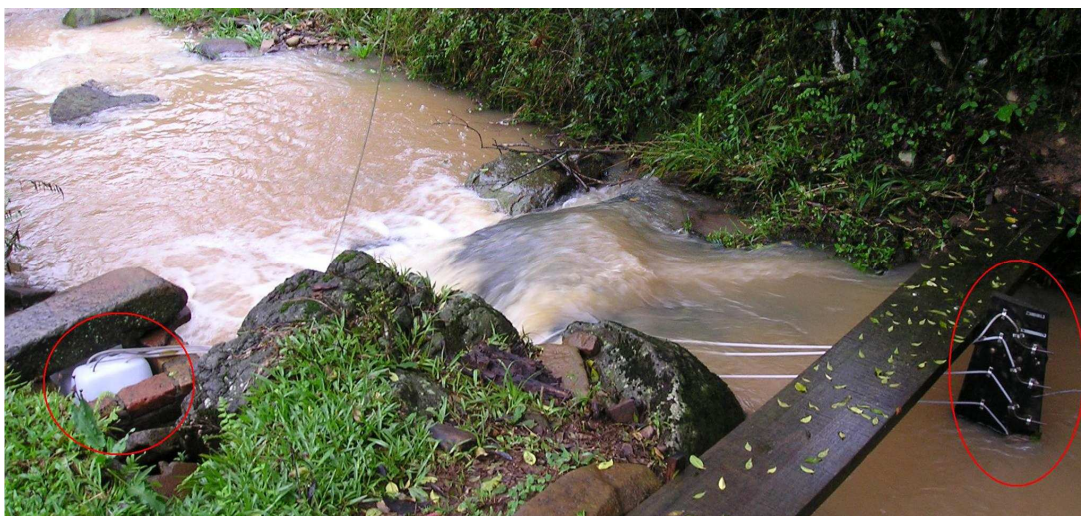


Figura 5.15. Amostrador de sedimentos em suspensão para as análises de identificação de fontes de sedimentos.

O amostrador é semelhante ao amostrador de nível ascendente (FISP, 1964) para possibilitar a coleta da amostra integrada em profundidade. As principais características do amostrador são:

- a) Coleta um volume de amostra suficiente para as análises químicas e físicas.
- b) Coleta automaticamente a amostra durante a subida e a descida da onda de cheia.
- c) Integra o perfil vertical do canal.
- d) Os bocais de coleta estão conectados por mangueiras a um galão de 40 litros.
- e) O espaçamento entre os bocais de coleta é de 7cm.

As amostras ficaram armazenadas no campo até a primeira oportunidade de serem enviadas para o Laboratório de Sedimentos. O material que depositou no fundo do recipiente, durante o tempo entre a coleta e chegada no laboratório, foi separado por sifonação. Os sedimentos que permaneceram em suspensão no material sifonado foram separados por centrifugação. O processo de centrifugação apresenta grande vantagem ao processo de evaporação, porque a alta temperatura pode afetar a composição química da amostra, além de demandar muito tempo e energia. A centrífuga utilizada é um protótipo adotado para centrifugar continuamente um grande volume de amostra (Figura 5.16).



Figura 5.16. Centrífuga de fluxo contínuo para separar o material sólido e fino da fase aquosa da amostra.

O fluxo água mais sedimentos é injetado continuamente no centro de um copo giratório, a força centrífuga age sobre as partículas de sedimentos que se acumulam nas paredes do copo. Em intervalos de 15 minutos o processo é interrompido para a retirada de sedimentos do copo e o processo é reiniciado. Alguns testes foram desenvolvidos para verificar a eficiência de retenção de sedimentos. Para isso, analisou-se a concentração dos sedimentos em suspensão antes e depois da centrifugação e a eficiência foi maior que 90%. Finalmente, os sedimentos depositados no fundo e centrifugados foram secos em estufa a 40°C, levemente destorroados e armazenados em refrigerador, conforme sugere Mudroch e Azcue (1995).

5.3.3.2. Análises físicas e químicas

A distribuição granulométrica dos sedimentos em suspensão foi determinada pela mesma metodologia empregada nas amostras das fontes: peneiramento em malha de diâmetro 500 μm , queima da matéria orgânica, adição de hexametáfostato de sódio, aplicação de ultrassom e leitura pelo granulômetro automático. A determinação da distribuição granulométrica dos sedimentos em suspensão é importante para estabelecer para qual granulometria as amostras das fontes devem ser corrigidas, seja por peneiramento ou pelo fator de correção. A análise química dos sedimentos em suspensão foi baseada nos elementos

químicos selecionados no método de discriminação das fontes de sedimentos. Dessa forma, somente os elementos selecionados naquele teste foram analisados nesta etapa, em que a metodologia de análise foi a mesma utilizada na determinação das concentrações das fontes. É importante salientar que o método de análise química (extração e detecção) deve ser o mesmo para as amostras das fontes e dos sedimentos em suspensão.

O fator de correção granulométrica também foi aplicado nos resultados das concentrações químicas dos sedimentos em suspensão (Equação 5.11). Entretanto, como a maioria das amostras dos sedimentos em suspensão apresenta valores máximos de granulometria próximo a 150 μm , o valor de correção é próximo de 1.

5.3.3.3. Método de classificação tradicional

Nesta etapa do trabalho, o objetivo consiste na determinação da contribuição de cada fonte de sedimento (%) que compõe a produção total de sedimentos de cada evento. Para tanto, é comparado o conjunto de variáveis traçadoras determinadas nas fontes e nos sedimentos em suspensão de maneira que se possa encontrar a melhor proporção de cada fonte para reproduzir as concentrações dos elementos químicos observados na amostra de sedimentos em suspensão. Esta condição é atingida através da aplicação da análise de classificação multivariada e uma função de minimização para a solução de sistemas sobredeterminados (mais equações do que incógnitas).

O modelo linear proposto por Yu e Oldfield (1989) é a base dos modelos de classificação utilizado para a identificação de fontes. Na Equação 5.19 temos a representação matemática de como os valores das variáveis traçadoras das fontes e dos sedimentos em suspensão são organizados a fim de determinar a proporção relativa de cada fonte.

$$y_i = \sum_{s=1}^g a_{si} P_s \quad \text{ou na forma} \quad \begin{array}{l} y_1 = a_{11}P_1 + a_{12}P_2 + \dots + a_{1g}P_g \\ y_2 = a_{21}P_1 + a_{22}P_2 + \dots + a_{2g}P_g \\ \vdots \\ y_m = a_{m1}P_1 + a_{m2}P_2 + \dots + a_{mg}P_g \end{array} ; \quad (5.19)$$

onde: y_i é a concentração da variável química i ($i = 1, 2, 3, \dots, m$) dos sedimentos em suspensão; a_{si} é a concentração da variável química i na fonte s ($s = 1, 2, \dots, g$); P_s é a proporção da fonte s que contribui para o fluxo de sedimentos em suspensão.

Mesmo com todo o cuidado de amostragem, análise laboratorial e precisão estatística na fase de discriminação, a Equação 5.19 não apresenta uma solução exata, devido aos possíveis erros de medição, representatividade das amostras e variação do elemento no meio ambiente. Entretanto, pode-se encontrar uma solução que minimize a diferença entre as concentrações nas fontes e nos sedimentos em suspensão, e estabelecer um critério para aceitar ou rejeitar o resultado. A diferença entre o valor medido e estimado para as variáveis dos sedimentos em suspensão é o ponto de partida para um processo iterativo de minimização do erro e determinação de uma solução para o vetor P .

Walling e Woodward (1995) propuseram uma função objetivo que calcula os valores de P pela minimização da soma dos quadrados dos resíduos (Equação 5.20). A função objetivo é condicionada a duas restrições: (i) a contribuição de cada fonte deve ser um valor não negativo (Equação 5.21); (ii) o somatório das contribuições de todas as fontes seja igual a 1 (100%) (Equação 5.22).

$$f \min con = \sum_{i=1}^m \left\{ \left(y_i - \left(\sum_{s=1}^g P_s a_{si} Z_{si} \right) \right) / y_i \right\}^2 \quad (5.20)$$

$$0 \leq P_s \leq 1 \quad (5.21)$$

$$\sum_{s=1}^g P_s = 1 \quad (5.22)$$

onde y_i é a concentração da variável i na amostra de sedimento em suspensão; P_s é a proporção de contribuição da fonte s ; a_{si} é o valor médio da variável i obtida na fonte s ; Z_{si} é o fator de correção granulométrica da variável i para a fonte s .

A verificação dos resultados foi testada usando a diferença entre o valor da variável traçadora medida em dada amostra de sedimento e o valor predito pelo modelo, baseado na porcentagem otimizada da contribuição de cada fonte. Com os valores do erro relativo de cada variável foi calculada uma média para providenciar um valor único associado a cada amostra de sedimentos em suspensão. Segundo Walling e Collins (2000), valores menores de 15% indicam que o modelo encontrou uma solução viável para a Equação 5.19.

O algoritmo foi compilado no programa *Matlab*[®] utilizando a função “fmincon” para minimizar a Equação 5.20 e determinando os valores de P . O modelo foi reconstruído no programa *Matlab* devido à dificuldade encontrada pelo programa *Excel-Solver* para determinar uma solução viável considerando as três fontes na bacia de Arvorezinha (Minella, 2003). O programa *Excel-Solver* se mostrou eficiente na classificação com duas fontes, porém os resultados com três fontes foram incoerentes e instáveis. Sendo assim, um dos objetivos

desse trabalho foi reestruturar o modelo em um programa mais eficiente e verificar a sua eficiência com o uso do programa Matlab (*fmincon*) comparado ao Excel (*solver*) na solução do modelo.

5.3.3.4. Contribuição ao método de classificação tradicional

O modelo descrito anteriormente (item 5.3.3.3) apresenta uma limitação na análise de identificação de fontes de sedimentos que é a impossibilidade de realizar uma estimativa da incerteza do resultado das proporções de cada fonte. Com o modelo anterior não é possível testar hipóteses em relação aos resultados obtidos, por exemplo, testar se a contribuição de uma fonte difere de zero ou se existe diferença estatística entre as proporções calculadas pelo modelo de cada fonte ou qualquer outra hipótese. Além disso, o modelo anterior não incorpora o efeito da correlação entre as variáveis (multi-colinearidade), que apresenta um efeito deletério à análise. Com o objetivo de iniciar uma nova abordagem dos modelos de classificação para a identificação de fontes de sedimentos, neste trabalho foi incluída a descrição de um novo modelo que possibilita a análise de incertezas dos resultados. O modelo teórico foi desenvolvido pelo professor Robin T. Clarke (IPH-UFRGS).

Este modelo se aplica para os casos em que temos repetição nas amostras de sedimentos em suspensão. A partir do conjunto de repetições, pode-se calcular a matriz variância e covariância das variáveis e fazer inferências importantes sobre os resultados obtidos pelo modelo. A princípio existem três possibilidades de gerar repetição nas amostras de sedimentos em suspensão e, dessa forma, analisar as incertezas associadas aos resultados:

- 1 - a instalação de vários amostradores coletando concomitantemente amostras durante um evento;
- 2 - o fracionamento da amostra e realização de várias análises químicas; e
- 3 - a coleta de amostras num curto espaço de tempo (intra-evento ou entre-eventos) desde que as condições climáticas e de uso e manejo de solo sejam semelhantes, supondo, então, que as amostras são repetições de um período homogêneo.

A descrição do modelo segue abaixo:

Supondo que temos K amostras de sedimento em suspensão, e que cada uma das K amostras providenciam as concentrações dos m elementos químicos selecionados como variáveis traçadoras, consideramos que os valores de y_i ($i = 1, 2...m$) é uma média de K amostras. Reescrevemos, então, a equação 5.19 considerando que os valores de y_i são as médias das K amostras (Equação 5.23).

$$\begin{aligned}
\bar{y}_1 &= a_{11}P_1 + a_{12}P_2 + \dots + a_{1g}P_g \\
\bar{y}_2 &= a_{21}P_1 + a_{22}P_2 + \dots + a_{2g}P_g \\
&\vdots \\
\bar{y}_m &= a_{m1}P_1 + a_{m2}P_2 + \dots + a_{mg}P_g
\end{aligned}
\tag{5.23}$$

A partir da K amostras de cada variável, calculamos as m variâncias correspondentes $(s_1^2, s_2^2, \dots, s_m^2)$, e as variâncias das médias $(s_1^2/K, s_2^2/K, \dots, s_m^2/K)$. Considerando que as K concentrações de cada elemento químico têm uma distribuição Normal, os P_1, P_2, P_3 são calculados iterativamente, seguindo as seguintes etapas:

1º - Calcular os valores provisionais dos P_1, P_2, P_3 a partir da minimização da expressão:

$$\sum_{i=1}^m K[(\bar{y}_i - a_{i1}P_1 - a_{i2}P_2 - a_{i3}P_3)^2 / s_i^2]
\tag{5.24}$$

A Expressão 5.24 é semelhante a Expressão 5.20, entretanto as expressões $(\bar{y}_i - a_{i1}P_1 - a_{i2}P_2 - a_{i3}P_3)^2$ são ponderadas usando as variâncias.

2º - A partir dos P_1, P_2, P_3 provisionais obtidos pela Expressão 5.24, calcular para cada variável i os K resíduos.

3º - Calcular a matriz variância-covariância S de dimensão $m \times m$ entre estes resíduos. Com isso, a influência da correlação entre as variáveis é introduzida no modelo.

4º - Reescrever a Expressão 5.23 na forma matricial, e minimizamos a Expressão 5.25, a qual é uma generalização da Expressão 5.24:

$$(\bar{y} - \mathbf{A}\mathbf{P})^T \mathbf{S}^{-1}(\bar{y} - \mathbf{A}\mathbf{P})
\tag{5.25}$$

Onde \bar{y} é o vetor das médias de dimensão $m \times 1$ dos sedimentos em suspensão, \mathbf{A} a matriz $m \times 3$ dos coeficientes a , e \mathbf{P} o vetor 3×1 dos P_1, P_2, P_3 provisionais; e S é a matriz variância-covariância das variáveis químicas.

5º - A partir dos novos valores de P recalculados pela minimização da Expressão 5.25, recalcular os resíduos, recalcular a matriz variância-covariância S e re-minimizar a Expressão

5.25. Essa etapa é repetida até a convergência do resultado, que são os valores da contribuição de cada fonte para a média das amostras de sedimentos em suspensão.

6º - Nessa etapa utilizamos a análise da matriz variância-covariância S para testar hipóteses em relação aos valores de P .

O teste estatístico da Razão da Verossimilhança (RV) pode ser utilizado para testar hipóteses considerando problemas multivariados e com parâmetros de distribuição normal. O teste é baseado no cálculo da razão entre o máximo valor da função de verossimilhança da hipótese nula pela hipótese alternativa (Expressão 5.26) (Johnson e Wichern, 1998).

$$RV = \Lambda = \frac{\max L(\mu_0, \Sigma)}{\max L(\mu, \Sigma)} = \left(\frac{|\hat{\Sigma}|}{|\hat{\Sigma}_0|} \right)^{k/2} < c_\alpha \quad (5.26)$$

com

$$\max L(\mu_0, \Sigma) = \frac{1}{(2\pi)^{km/2} |\hat{\Sigma}_0|^{k/2}} e^{-km/2} \quad (5.27)$$

$$\hat{\Sigma} = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^k (x_j - \bar{x}) * (x_j - \bar{x})' \quad (5.28)$$

$$e \quad \hat{\Sigma}_0 = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^k (x_j - \mu_0) * (x_j - \mu_0)' \quad (5.29)$$

onde \bar{x} o vetor médio das concentrações químicas dos sedimentos em suspensão que representa o período com manejo convencional ou o período com manejo conservacionista; x_j são os vetores individuais dos eventos de sedimento em suspensão com a concentração química de cada variável; μ_0 o vetor das concentrações químicas que representa a hipótese a ser testada, k o número de eventos que compõem cada período de manejo, e m o número de variáveis químicas; e c_α é o limite inferior do percentil (100α) da distribuição de *Wilks' Lambda* (Λ^*) (Expressão 5.17).

Na Equação 5.26 se o valor calculado da razão de verossimilhança é pequeno, a hipótese $H_0: x = \mu_0$ não é verdadeira para o nível de significância α , nesse caso a hipótese nula é rejeitada em favor da hipótese alternativa $H_1: x \neq \mu_0$. A hipótese nula é rejeitada se o valor de RV é menor do que c_α . Alternativamente, podemos avaliar a significância do resultado utilizando a relação existente entre a Expressão 5.26 e o teste T^2 de Hotelling (Equação 5.30).

Neste caso, para grandes valores de T^2 a hipótese nula é rejeitada, o valor crítico de T^2 é determinado pela distribuição *F de Snedecor* (Expressão 5.31). É importante considerar que o teste T^2 apresenta uma limitação devido ao fato que o vetor P foi estimado sob uma restrição (Expressões 5.21 e 5.22), entretanto essa limitação não compromete a sua aplicação para o objetivo considerado.

$$T^2 = \frac{(k-1) \left| \hat{\Sigma}_0 \right|}{\left| \hat{\Sigma} \right|} - (k-1) \quad (5.30)$$

$$T^2 > \frac{(k-1)m}{(k-m)} F_{m,k-m}(\alpha) \quad (5.31)$$

Na elaboração da rotina de determinação das incertezas relacionadas com os resultados dos sedimentos em suspensão, os vetores $j = 1$ a k devem representar as repetições dentro de um evento ou de um período homogêneo. Como neste estudo foram coletadas uma ou duas amostras por evento, consideramos os eventos dentro do período pré e pós-tratamento como repetições de um período homogêneo para exemplificar a aplicação e funcionalidade do método. Neste trabalho foi definido o período de cultivo convencional ou sem manejo conservacionista como pré-tratamento, e o período com a presença de cultivo mínimo ou manejo conservacionista como pós-tratamento.

As hipóteses testadas neste trabalho, como uma medida do grau de incerteza em relação aos resultados do modelo (contribuições das fontes), foram:

- a) Testar se a contribuição dos canais de drenagem é diferente de 0 nos dois períodos (com e sem manejo conservacionista);
- b) Testar se a contribuição das lavouras é diferente de 1 nos dois períodos (com e sem manejo conservacionista); e
- c) Testar se as contribuições de cada fonte são diferentes entre os dois períodos (com e sem manejo conservacionista).

5.3.4. Contribuição absoluta de sedimentos por evento

Os resultados obtidos pelos modelos são expressos em porcentagem da contribuição de cada fonte e, por isso, são denominados de contribuição relativa. A contribuição relativa é útil quando comparamos eventos de magnitude semelhantes, ou quando enfocamos um evento em particular. Entretanto, a comparação de eventos de diferentes magnitudes ou períodos ou bacias pode conduzir a uma interpretação não precisa da importância de cada fonte. Valores

relativos podem superestimar a importância das estradas e canal e subestimar a importância das áreas de lavoura. Por exemplo, na bacia de Arvorezinha, verifica-se que eventos de pequena magnitude transportam principalmente os sedimentos facilmente disponíveis das estradas. Nesses eventos, a contribuição relativa das estradas é alta, porém a contribuição em termos de massa pode não ser representativa para a produção de sedimentos total da bacia durante um ano.

A primeira alternativa para solucionar este problema foi calcular um índice que pode representar a média da contribuição relativa de um período, mas ponderada pela importância (ou peso) do fluxo de sedimentos de cada amostra para o fluxo total de um período (Equação 5.32) (Walling e Collins, 2000). Essa informação é útil quando queremos mostrar a contribuição média (%) de cada fonte para um período longo e composto de várias amostras.

$$P_{sw} = \sum_{s=1}^n P_{sx} \left[\frac{L_x}{L_t} \right] \quad (5.32)$$

onde P_{sw} é a porcentagem relativa da fonte s ponderada pela produção de sedimentos; L_x é a produção de sedimentos total do evento x ; L_t é a soma da produção de sedimentos de todos os eventos de um período em particular; e P_{sx} é a contribuição relativa do grupo s para o evento x .

A segunda alternativa proposta consiste na multiplicação dos valores da contribuição relativa de cada fonte e de cada evento pela produção de sedimento determinada para o mesmo evento. Essa variável foi denominada de “contribuição absoluta” e representa a quantidade em toneladas de sedimentos que foi mobilizada de cada uma das três fontes consideradas, ao invés de utilizar o valor em porcentagem. Para os eventos onde foram coletadas mais de uma amostra durante o mesmo evento, o cálculo foi realizado separadamente para cada parte do evento. O somatório dessas partes forneceu a contribuição absoluta do evento completo.

A “contribuição absoluta” da produção de sedimentos de cada fonte e de cada evento é mais adequada para analisar os processos hidrossedimentológicos do que a “contribuição relativa”, porque fornece a magnitude da mudança além da proporção da contribuição de cada fonte. A variabilidade da contribuição absoluta dos eventos incorpora, numa única variável, os principais resultados das técnicas utilizadas neste estudo.

5.4. INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS

O principal enfoque nessa etapa foi demonstrar como os diferentes períodos de manejo do solo monitorados na bacia afetaram a produção de sedimentos na bacia. O primeiro procedimento foi criar um banco de dados com as principais variáveis obtidas para cada evento:

- a) Porcentagem de cada uso do solo (%).
- b) Porcentagem das lavouras com cultivo mínimo (%).
- c) Volume de precipitação (mm).
- d) Índice de precipitação (mm).
- e) Índice de erosividade ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$).
- f) Volume do escoamento superficial (m^3).
- g) Vazão de pico (l s^{-1}).
- h) Concentração de sedimentos em suspensão máxima (g l^{-1}).
- i) Concentração de sedimentos em suspensão média (g l^{-1}).
- j) Produção de sedimentos total (ton).
- k) Contribuição relativa de cada evento (%).
- l) Contribuição absoluta de cada evento (ton).

A segunda etapa foi determinar quais períodos são significativamente diferentes em relação à alteração do manejo do solo. Para isso, dois fatores foram decisivos: (i) um número razoável de eventos de diferentes magnitudes e em diferentes meses do ano; e (ii) determinação dos períodos representativos da condição anterior e posterior à implementação do cultivo mínimo. Foram escolhidos os eventos de maio de 2002 a julho de 2003 (19 eventos) como representativos do período anterior ao cultivo mínimo (pré-tratamento) e os eventos de agosto de 2003 a março de 2006 (31 eventos) como representativos do período posterior à implementação do cultivo mínimo (pós-tratamento). Como o aumento do cultivo mínimo foi gradativo (0, 20 e 40%), houve um período de transição (agosto de 2003 a fevereiro de 2004) que não apresenta um número suficiente de eventos (6 eventos) para serem analisados independentemente. Sendo assim, eles foram classificados como pertencentes ao grupo dos pós-tratamento, mas foram destacados nos gráficos para serem reconhecidos.

A influência do manejo do solo foi avaliada analisando a diferença das relações entre as variáveis independentes e as variáveis relacionadas com a erosão e a produção de sedimentos. O objetivo foi encontrar padrões distintos nas regressões entre os dois períodos que comprovasse o efeito do manejo do solo. Não foi possível separar o efeito do clima do efeito do uso e manejo do solo, mas o número e ampla magnitude de eventos monitorados possibilitaram a construção de curvas de regressão que indicam a tendência dos períodos.

6. RESULTADOS

6.1. ANÁLISE TRADICIONAL NA ESCALA QUADRIMESTRAL E ANUAL

6.1.1. Distribuição espacial e temporal do uso e do manejo do solo

Os levantamentos do uso e do manejo do solo demonstram que houve uma significativa alteração na ocupação e exploração das terras na bacia de Arvorezinha durante o período de monitoramento. A Tabela 6.1 apresenta a variação do uso e do manejo do solo para os ciclos produtivos monitorados. Os levantamentos se referem ao período de primavera-verão, quando as áreas de lavoura estão em produção e, por isso, podem ser diferenciadas das áreas de pousio que representam as áreas sem cultivo agrícola apenas com vegetação espontânea.

Segundo informações dos agricultores, do técnico local da EMATER e Lopes (2006), as características do uso e do manejo do solo dos anos anteriores ao início deste projeto não foram substancialmente diferentes do primeiro levantamento (2001-2002). Naquele período, as áreas de lavoura ocupavam em torno de 30% da área total da bacia e o manejo do solo era apenas o convencional. O sistema convencional de manejo do solo refere-se ao preparo do solo com revolvimento total do solo com arado do tipo “pula toco” mais uma ou duas gradagens com “grade de dente” com uso de tração animal. Consideramos, neste trabalho, que o manejo do solo dos últimos quarenta anos foi semelhantes ao do primeiro ano de monitoramento, conforme estudos realizados por Lopes (2006).

No segundo semestre de 2002, iniciou-se uma expansão significativa das áreas de lavoura, avançando principalmente sobre as antigas áreas de pousio e pastagens. A taxa de aumento das lavouras foi na ordem de 10% ao ano até 2004, resultando em 64% da área total da bacia explorada com lavouras no final do monitoramento no período 2005-2006. Na Tabela 6.1, pode ser visto que esse aumento gradativo das áreas de lavoura ocorreu até o ano 2004. Além do aspecto quantitativo, no segundo semestre de 2002, algumas áreas de pastagens, banhados e matas foram transformadas em lavouras, o que pode ter afetado a função de retenção de parte do volume precipitado sobre a bacia. Essa transformação incluiu o

desmatamento de nascentes e, também, a construção de sete drenos para aumentar a capacidade de drenagem de áreas planas próximas à rede de drenagem. Nos dois últimos anos, o aumento nas áreas de lavouras foi menor, estabilizando em torno de 64% da área total da bacia (Figura 6.1). Entretanto, nesse período, intensificou-se a alteração do manejo do solo.

Tabela 6.1. Porcentagem dos diferentes usos e manejo do solo em relação a área total da bacia de Arvorezinha.

Períodos (Abril-Março)	Floresta, pastagem e pousio	Lavouras sem conservação do solo	Lavouras com conservação do solo
		%	
2001-2002	67,9	32,1	0
2002-2003	55,9	44,1	0
2003-2004	49,3	29,7	21,0
2004-2005	38,6	42,3	19,1
2005-2006	36,0	20,8	43,2

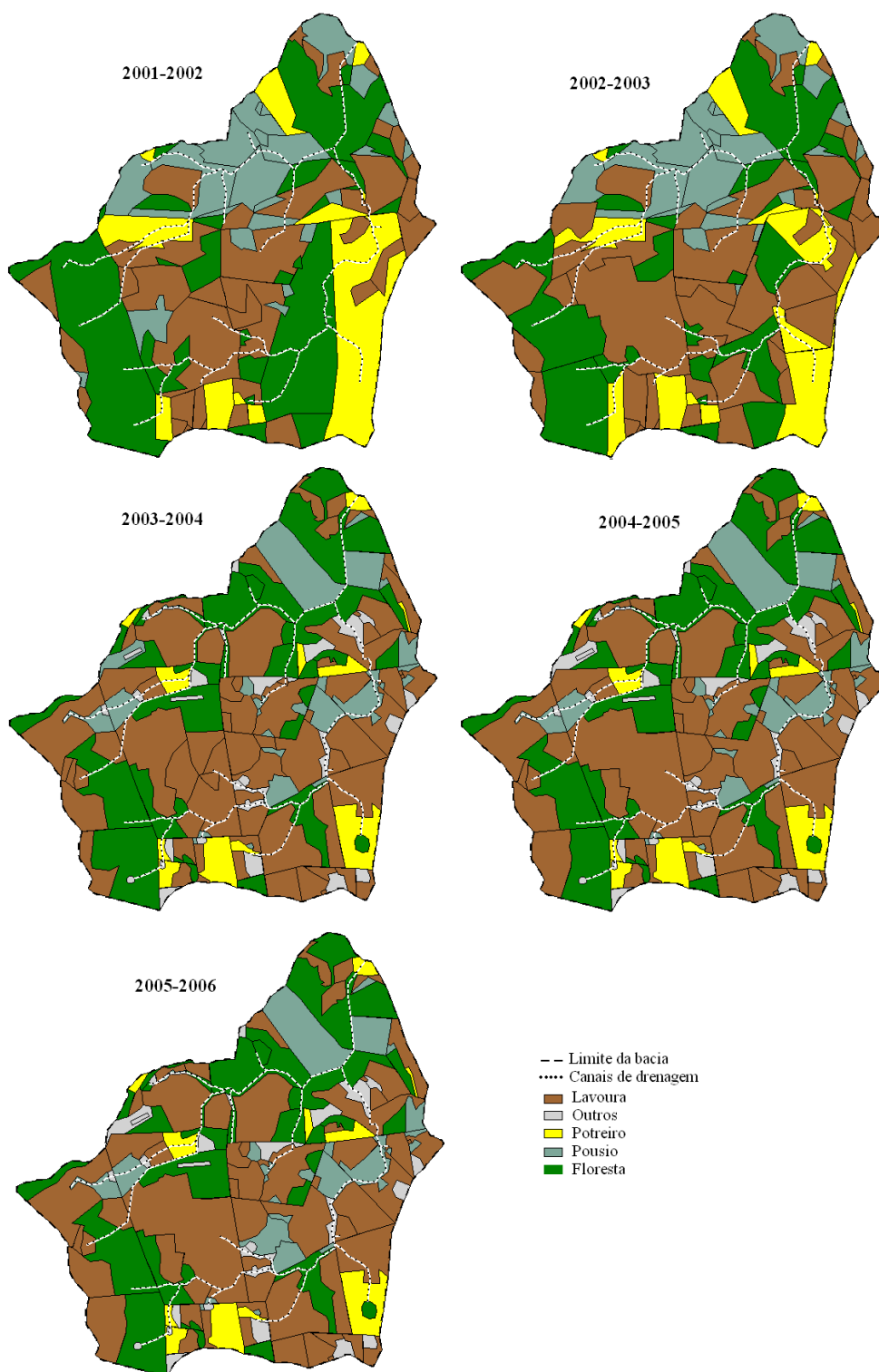


Figura 6.1. Mapas do uso do solo na bacia de Arvorezinha durante o período de monitoramento e referentes aos trimestres de primavera e verão.

No ano seguinte ao aumento das áreas de lavoura (segundo semestre de 2003), iniciou-se a introdução dos sistemas conservacionistas de cultivo do solo pelo programa RS-Rural. O

programa começou o trabalho em conjunto com os agricultores para alterar o manejo do solo e diminuir as enxurradas, a erosão do solo e os impactos na qualidade da água. Para avaliar os resultados do programa, o monitoramento hidrossedimentométrico teve como função verificar o impacto dessa mudança nas variáveis hidrológicas e sedimentológicas, principalmente, a produção de sedimentos. Como o estudo já havia monitorado aproximadamente um ano de eventos antes do início da alteração do manejo, foi possível avaliar a alteração das variáveis hidrossedimentológicas tendo como referência o primeiro ano.

O sistema de cultivo adotado incorporou tanto práticas de cultivo do solo como medidas agronômicas de cobertura de solo. As práticas de cultivo utilizadas foram o cultivo conservacionista, com o mínimo revolvimento possível do solo para o plantio do fumo (cultivo mínimo ou cultivo reduzido do solo). Na maioria das propriedades, o cultivo mínimo do solo foi escolhido, apesar de ter havido algumas áreas com plantio direto (sem revolvimento do solo) (Figuras 5.5 e 5.6). As medidas agronômicas implementadas foram o cultivo de espécies de inverno para melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo e, principalmente, fornecer uma cobertura morta para o período de cultivo. O efeito dos resíduos das culturas de inverno e do cultivo mínimo reduz a erosão do solo pelo efeito combinado do aumento da infiltração da água no solo e interceptação do impacto da água da gota sobre o solo. Os métodos mecânicos de cultivo do solo (terraços, estruturas de contenção do escoamento, canal escoadouro, retificação de estradas, etc.) para a redução da erosão e da mobilização de sedimentos estavam previstos no plano de manejo da bacia, mas não foram implementados na sua totalidade. Em algumas áreas foram construídos terraços, porém sem o devido planejamento de suas dimensões e distâncias o que acarretou na ineficiência dos mesmos. Canais escoadouros e estruturas de contenção, também, não foram construídos. Outra prática que, também, não foi implementada na bacia foi a proteção das margens do canal fluvial. É importante considerar que, durante o período de monitoramento, não houve uma ação voltada para a recuperação das matas ciliares.

O sistema de cultivo mínimo do solo e as medidas agronômicas foram implementados da seguinte forma: (i) espécies com grande capacidade de produção de matéria seca, como aveia, azevém, ervilhaca, nabo forrageiro, são plantadas no outono; (ii) no inverno o solo é mantido protegido, além de melhorar sua fertilidade, estrutura física, etc.; (iii) no final do inverno e início da primavera, essas plantas de cobertura são dessecadas e tombadas, e uma pequena faixa em nível é revolvida com arado para o plantio das mudas de fumo. Dessa maneira, as áreas de lavoura apresentam uma condição de cobertura do solo muito superior do que o sistema convencional, além dos benefícios gerados nas características físicas, químicas e biológicas do solo, conforme verificado por Mello (2006).

O cultivo mínimo do solo ou cultivo reduzido foi escolhido por ser uma prática importante no controle do escoamento superficial e da erosão e ser adequada para as características dos agricultores e da bacia. A adoção foi gradual já que havia a necessidade de comprovar que o novo sistema não afetaria o controle de pragas, as condições de aeração e de drenagem do solo, especialmente para o caso do fumo que é uma cultura sensível à alta umidade do solo. Dessa maneira, os agricultores incorporaram o cultivo mínimo gradativamente, conforme mostrado na Tabela 6.1 e na Figura 6.2. Podemos afirmar que a implementação do cultivo mínimo foi bem sucedida, pois houve um crescimento expressivo na bacia. Apesar disso, essa condição deve ser considerada como um estágio inicial para um programa completo de controle da erosão e manejo dos sedimentos na bacia de Arvorezinha. De fato, existe uma tendência positiva para a melhoria dos sistemas de conservação de solo e água na bacia. Alguns agricultores, por exemplo, já implementaram algumas lavouras com o sistema de plantio direto, que pode ser visto como uma etapa posterior ao cultivo mínimo do solo.

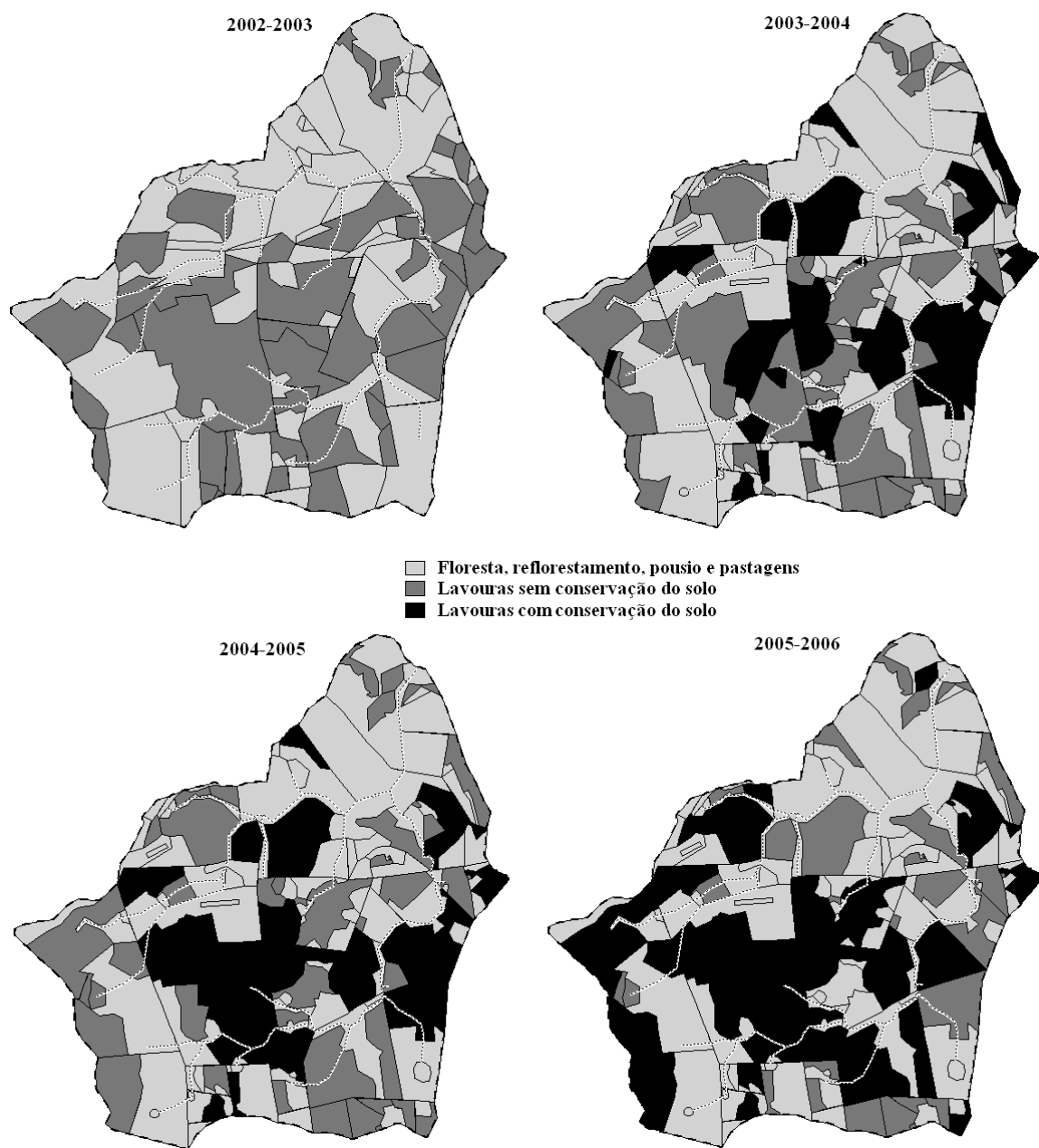


Figura 6.2. Mapas do manejo do solo na bacia de Arvorezinha durante o período de monitoramento e referentes aos trimestres de primavera e verão.

6.1.2. Dados hidrológicos

As Tabelas 6.2 e 6.3 resumem os registros de precipitação (volume e energia) e vazão, respectivamente, para o período de 2002 a 2006, sendo o ano dividido em quadrimestres. Os resultados, quando comparados com a média anual de precipitação de longo período (1605 mm), indicaram que dois períodos (2002-2003 e 2005-2006) foram mais úmidos, um dos anos

(2003-2004) foi normal, e o período 2004-2005 foi mais seco. Mesmo assim, houve eventos com volumes significativos nas estações de todos os anos (vazão máxima maior do que 50 l s⁻¹). Os volumes anuais e quadrimestrais de precipitação apresentaram uma grande variação. Nota-se, por exemplo, que a diferença entre o ano mais chuvoso e o ano mais seco foi de 1037 mm. O coeficiente de variação para o quadrimestre Agosto a Novembro foi de 31% entre os quatro anos. Este quadrimestre é o período mais importante para a análise da erosão e produção de sedimentos, já que a erosividade (energia da chuva) e volume precipitado atingem seus maiores valores e a cobertura do solo é a mínima.

Tabela 6.2. Volumes totais mensais precipitados na bacia de Arvorezinha entre abril de 2002 e março de 2006.

	2002-2003	2003-2004	2004-2005	2005-2006	Média	CV
	Precipitação (mm)					%
Abril	225	193	140	209	191	19
Mai	227	82	178	255	185	41
Junho	261	155	87	218	180	42
Julho	183	244	189	116	183	29
Sub-total	896	674	594	798	739	18
Agosto	202	29	35	196	116	84
Setembro	184	71	179	146	145	36
Outubro	299	241	142	334	254	32
Novembro	220	117	153	41	133	56
Sub-total	905	458	509	717	648	31
Dezembro	240	294	74	101	177	60
Janeiro	164	80	102	87	108	35
Fevereiro	132	118	10	120	95	60
Março	114	27	123	107	93	48
Sub-total	650	519	309	415	473	31
Total	2451	1651	1412	1930	1861	24

O índice de erosividade mensal (EI) foi estimado para representar a variabilidade climática entre os meses e entre os anos de monitoramento. Mesmo que a equação proposta por Lobardi Neto (1977) não seja específica para a região de Arvorezinha, é possível aplicá-la como uma aproximação do índice de erosividade e de sua variação intra e interanual. A Tabela 6.3 mostra que o padrão das diferenças anuais de precipitação também ocorre para a erosividade com o maior valor para 2002-2003, menor valor 2004-2005, e valores intermediários e semelhantes para 2003-2004 e 2005-2006. A variabilidade intra-anual da erosividade foi diferente entre os anos, em média, outubro foi o mês com maior erosividade, apesar de o quadrimestre Abril-Julho ter apresentado a média mais elevada. Outra constatação importante é que, para todos os anos, houve meses com alta erosividade. A comparação entre os valores anuais calculados para o período de monitoramento e a média de longo prazo,

calculada por Argenta *et al.* (2001), mostra que três dos quatro períodos monitorados apresentaram valores de erosividade muito maiores do que a média de longo prazo.

Tabela 6.3. Valores de erosividade mensais (EI) calculados com o método de Lombardi Neto (1977) entre abril de 2002 e março de 2006 para a bacia de Arvorezinha.

	2002-2003		2003-2004		2004-2005		2005-2006		Média de longo prazo*	
	Prec.	EI	Prec.	EI	Prec.	EI	Prec.	EI	Prec.	EI
Abril	225	901	193	972	140	643	209	974	122	447
Mai	227	915	82	227	178	967	255	1366	94	289
Junho	261	1160	155	669	87	286	218	1046	152	654
Julho	183	634	244	1447	189	1071	116	358	106	352
Agosto	202	750	29	39	35	61	196	873	145	602
Setembro	184	640	71	177	179	976	146	529	206	1094
Outubro	299	1461	241	1417	142	659	334	2161	183	894
Novembro	220	867	117	415	153	748	41	61	81	222
Dezembro	240	1006	294	1987	74	217	101	283	117	416
Janeiro	164	526	80	217	102	375	87	220	153	659
Fevereiro	132	364	118	421	10	7	120	379	120	435
Março	114	284	27	34	123	516	107	312	127	477
Total	2451	9510	1651	8023	1412	6526	1930	8564	1605	6540

EI é a erosividade mensal em MJ mm ha⁻¹ h⁻¹; calculada pela fórmula $EI = 68,72 \times (p^2/P)^{0,85}$ onde p é a precipitação mensal, e P a precipitação anual (Lombardi Neto, 1977).

Prec. é a precipitação em mm.

* Fonte: Argenta *et al.* (2001).

A variabilidade da precipitação e da erosividade entre os quatro anos de estudo teve uma implicação muito importante para o estudo da produção de sedimentos, tanto na escala de análise anual como na escala quadrimestral. O fato de que a condição climática tenha determinado anos com uma grande variabilidade climática, em relação ao volume precipitado, prejudicou a comparação entre os anos para estabelecer qual a contribuição do uso e do manejo do solo na alteração da produção de sedimentos. A dificuldade está na impossibilidade de isolar o efeito climático do efeito do uso e manejo do solo com um curto período de monitoramento. Pela comparação dos dados de precipitação e vazão (Tabelas 6.2 e 6.4), é possível verificar que existe uma correspondência entre a vazão média anual dos anos mais chuvosos (2002-2003 e 2005-2006) com a precipitação total do período.

Grande parte da variabilidade encontrada na Tabela 6.4 é devida às diferenças no volume precipitado durante esses períodos. As vazões máximas apresentaram o menor coeficiente de variação entre as variáveis. Isso representa uma indicação favorável à análise do processo hidrossedimentológico nessa bacia, pois a vazão máxima é fortemente relacionada com a produção de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas.

Tabela 6.4. Média dos valores mínimos, médios e máximos diários da vazão medida na bacia de Arvorezinha entre abril de 2002 e março de 2006.

	2002-2003	2003-2004	2004-2005	2005-2006	Média ^e	CV ^f
Vazão Mínima^a			l s⁻¹			%
Abril - Julho	22	21	13	18	19	21
Agosto - Novembro	42	7	18	23	23	65
Dezembro - Março	13	5	2	4	6	84
Média anual	26	11	11	15	16	45
Vazão Média^b						
Abril - Julho	48	38	23	39	37	28
Agosto - Novembro	68	18	30	43	40	54
Dezembro - Março	25	15	4	7	13	72
Média anual	47	24	19	30	30	41
Vazão Máxima^c						
Abril - Julho	122	114	48	103	97	35
Agosto - Novembro	151	95	67	91	101	35
Dezembro - Março	85	48	19	23	44	69
Média anual ^d	119	85	44	72	80	39

^a Média dos valores mínimos diários.

^b Média dos valores médios diários.

^c Média dos valores máximos diários.

^d Média dos valores quadrimestrais no ano.

^e Média dos valores quadrimestrais entre os anos.

^f Coeficiente de variação dos valores quadrimestrais entre os anos.

As curvas de permanência (Figura 6.3) refletem as diferenças entre os períodos de monitoramento. A curva do período 2002-2003 apresenta inflexões menos marcante em comparação aos outros períodos. Segundo Tucci (2002), as curvas de permanência com maior regularidade no seu decaimento representam bacias numa condição de maior regularidade do escoamento. Regularidade do escoamento superficial é a capacidade da bacia em atenuar os volumes precipitados, através da infiltração, retenção da água em depressões, aumento da rugosidade do solo e do armazenamento da água no solo, e amortização da onda de cheia. As inflexões superiores e inferiores representam o comportamento da vazão máxima e mínima, respectivamente. Sendo assim, se as inflexões forem abruptas caracterizam a falta de regularização da bacia.

No período 2002-2003 o comportamento hidrológico da bacia de Arvorezinha refletiu uma condição de maior regularização da bacia, mesmo que este tenha sido o mais chuvoso, como foi mostrado nas Tabelas 6.2, 6.3 e 6.4. As curvas dos períodos 2003-2004 e 2004-2005 foram semelhantes entre si, apresentando uma característica de menor capacidade de amortização da onda de cheia. Isso pode ser reflexo do aumento das áreas de lavoura (Tabela 6.1) e abertura de drenos artificiais que ocorreram nesses períodos, o que pode ter gerado uma condição de instabilidade na regulação do escoamento superficial. No último período (2005-2006), a curva de permanência retorna a uma característica de maior regularidade do escoamento superficial, porém com menor intensidade do que apresentada no primeiro ano.

O movimento das curvas de permanência sugere que suas posições refletem a estabilidade do uso do solo no início do monitoramento; posteriormente, a instabilidade hidrológica devido ao aumento nas áreas de lavoura e drenagem dos banhados; e, finalmente, a tendência a uma nova estabilidade devido aos efeitos da implementação de práticas conservacionistas. Entretanto, a variação na quantidade de chuva entre os anos não possibilita uma análise consistente livre de incertezas. De qualquer forma, podemos afirmar que o somatório dos efeitos climáticos com os efeitos do uso e manejo do solo afetaram sensivelmente a curva de permanência, demonstrando períodos de maior e menor capacidade de regulação do escoamento superficial.

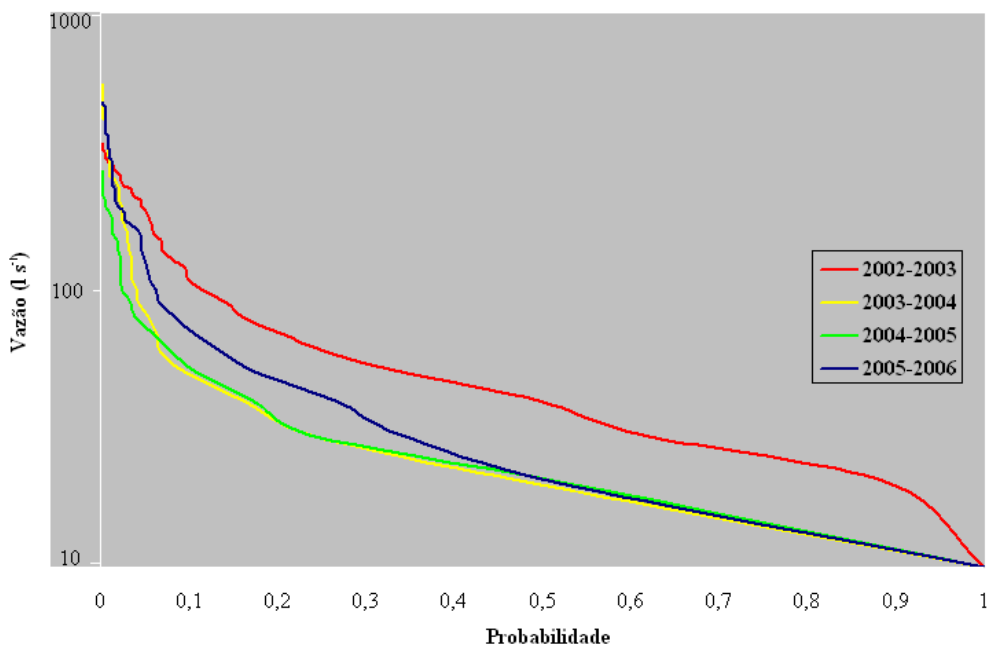


Figura 6.3. Curva de permanência dos diferentes períodos na bacia de Arvorezinha.

O cálculo da evapotranspiração real e a análise do balanço hídrico (Tabela 6.5) também refletem as diferenças entre os anos e os quadrimestres de cada ano. Além disso, é importante salientar algumas características importantes para a análise do processo erosivo. Para todos os quatro anos, o balanço hídrico foi negativo no quadrimestre Agosto-Novembro, demonstrando que, em média, os solos estiveram mais secos nesse período. Isso pode significar que mesmo tendo anos mais úmidos e secos, o período de maior importância para a produção de sedimentos foi pouco influenciado pela umidade antecedente aos eventos. O quadrimestre Dezembro-Março representou a maior variabilidade e amplitude no balanço hídrico. Isto ocorreu, possivelmente, pela influência da variabilidade natural das chuvas convectivas e das estiagens que ocorreram em 2004 e 2005. O quadrimestre mais regular foi “Abril-Julho” apresentando valores do balanço hídrico positivos, exceto para 2003-2004. Este período

apresenta maior regularidade climática, com temperaturas baixas e a presença dos sistemas frontais de chuva, menos intensas, mas com grandes volumes precipitados (Tabela 6.5).

Tabela 6.5. Valores de evapotranspiração real e balanço hídrico para a bacia de Arvorezinha no período de monitoramento.

2002-2003	Q	Er	P	ΔS	2004-2005	Q	Er	P	ΔS
Abr-Jul	408	464	896	22	Abr-Jul	203	296	594	95
Ago-Nov	596	433	905	-124	Ago-Nov	260	300	509	-51
Dec-Mar	217	326	650	108	Dec-Mar	38	328	309	-47
2003-2004	Q	Er	P	ΔS	2005-2006	Q	Er	P	ΔS
Abr-Jul	337	390	674	-54	Abr-Jul	346	377	798	65
Ago-Nov	156	401	458	-98	Ago-Nov	381	377	717	-25
Dec-Mar	134	240	519	145	Dec-Mar	62	374	415	-36

Todas as variáveis estão expressas em milímetros e representam o volume total para cada período.
Q – Vazão; **Er** – Evapotranspiração Real; **P** – Precipitação; **ΔS** – Armazenamento da água no solo.

Em uma análise convencional, os dados apresentados nas Tabelas 6.2, 6.3, 6.4 e 6.5 e na Figura 6.3 apresentam duas limitações importantes: o curto período de monitoramento e a variabilidade climática entre os anos. Para experimentos que utilizam o monitoramento contínuo de variáveis hidrossedimentológicas, para avaliar estatisticamente o impacto das atividades antrópicas, é necessário longas séries de dados (mais de 30 anos). Entretanto, os resultados são importantes para visualizar a variabilidade intra-anual do período de monitoramento e das condições climáticas que caracterizaram os períodos com diferente uso e manejo do solo.

6.2. ANÁLISE TRADICIONAL NA ESCALA DE EVENTOS

6.2.1. Seleção dos hietogramas e dos hidrogramas

Durante os quatro anos de monitoramento, foram registrados 125 eventos considerados de média e grande magnitude. A Figura 6.4 demonstra que houve eventos significativos em todos os anos e em todos os quadrimestres. Conseqüentemente, o conjunto de eventos coletados é representativo da variabilidade climática entre os quadrimestres e entre os anos para o período do estudo. Isto possibilitou obter eventos representativos da variabilidade do uso e do manejo do solo na bacia. A duração média dos eventos foi de 16,8 horas, enquanto que os eventos mais rápidos tiveram duração de 2 horas com vazão máxima de 50 l s^{-1} . Os eventos mais longos duraram, aproximadamente, 70 horas com vazão máxima de 1400 l s^{-1} .

Podemos verificar, por meio da Figura 6.4, que o número de eventos no primeiro período (2002-2003) foi maior do que nos outros anos e as vazões máximas (média diária) ficaram em torno de 200 a 300 l s^{-1} . No segundo e terceiro anos, o número de eventos de chuva foi menor,

mas, também, houve eventos de grande magnitude. No último período (2005-2006) houve, novamente, um número maior de eventos e a intensidade das respostas foram intermediárias entre o primeiro (2002-2003) e os dois anos intermediários (2003-2004 e 2004-2005).

Na Tabela 6.6 temos o resumo das principais variáveis determinadas para cada evento. No conjunto de eventos, salienta-se a grande variabilidade do coeficiente de escoamento superficial, o que reflete a pequena capacidade da bacia de reter o volume precipitado de grandes eventos e a rápida propagação da onda de cheia para o exutório. Sendo assim, a variabilidade da vazão máxima e do volume total escoado por evento é fortemente dependente das características da precipitação.

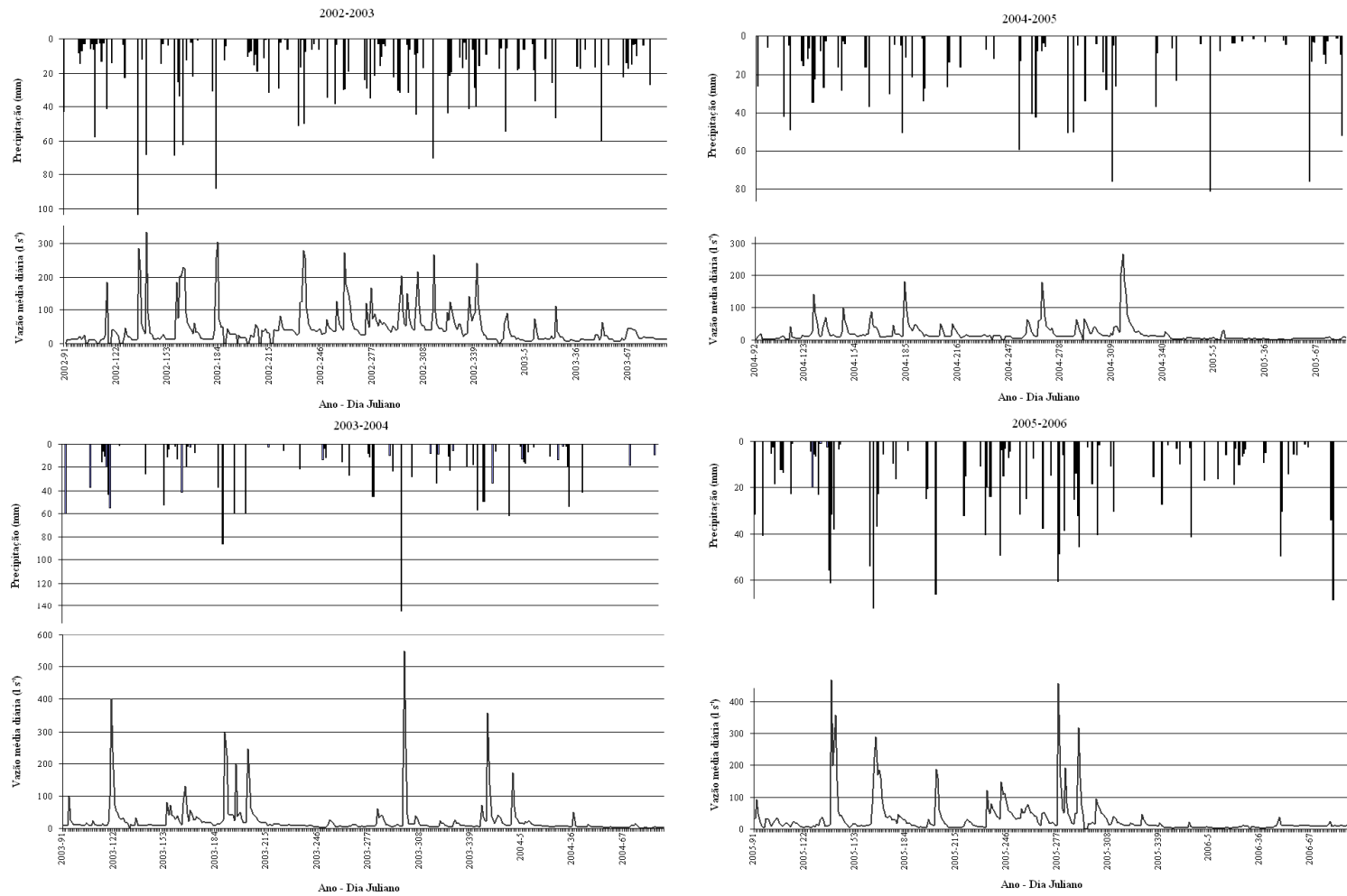


Figura 6.4. Hietogramas e hidrogramas das vazões médias diárias, representando os principais eventos de abril de 2002 a março de 2006.

Tabela 6.6. Resumo das variáveis hidrológicas dos eventos monitorados na bacia de Arvorezinha de abril de 2002 a março de 2006.

Nº	Data	T (h)	Q _{max} (l s ⁻¹)	Q _{méd} (l s ⁻¹)	Esc. Sup. (m ³)	Vol. Tot. (m ³)	Ppt (mm)	C. E. Adim.	Dados	
									Css	Fgp
1	10/04/02	1,0	51	40	61	169	22	0,002		
2	23/04/02	3,2	51	25	158	304	15	0,009		
3	07/05/02	5,3	134	57	583	1095	26	0,019		
4	15/05/02	29,0	1266	372	31414	39060	104	0,254	X	X
5	20/05/02	28,3	1632	308	24337	31551	68	0,300		X
6	06/06/02	29,3	663	170	12922	18074	69	0,158	X	
7	09/06/02	34,3	496	250	20758	30996	59	0,297		
8	11/06/02	59,2	662	203	26249	43383	75	0,295		X
9	18/06/02	6,7	196	109	1661	2676	23	0,061	X	
10	30/06/02	9,7	146	58	1431	2048	30	0,040		
11	01/07/02	30,2	1296	428	40910	46724	88	0,390		X
12	09/08/02	13,5	243	109	3192	5351	31	0,088	X	
13	20/08/02	16,0	662	160	5906	9317	51	0,087	X	X
14	22/08/02	80,2	1435	196	38018	62096	50	0,638	X	X
15	06/09/02	8,2	219	98	1433	2947	34	0,035	X	
16	12/09/02	26,0	347	135	7215	12759	41	0,147	X	X
17	17/09/02	44,0	495	232	24770	36875	59	0,353	X	
18	19/09/02	32,8	347	141	7302	16810	19	0,325	X	
19	29/09/02	22,8	347	120	5898	9896	53	0,094	X	
20	02/10/02	23,5	434	169	9412	14422	35	0,227		
21	05/10/02	9,5	154	125	1599	4350	22	0,062		
22	08/10/02	4,3	219	111	833	1904	18	0,038	X	
23	16/10/02	6,8	174	108	1631	2724	22	0,061		
24	20/10/02	51,3	560	149	15981	28733	62	0,218		
25	25/10/02	19,0	847	185	8294	12784	35	0,202	X	X
26	30/10/02	51,5	495	191	21371	35539	53	0,338		
27	09/11/02	39,8	1006	226	22895	32580	70	0,274		
28	18/11/02	5,6	771	231	3513	4707	44	0,068		X
29	19/11/02	39,8	464	121	6487	17445	41	0,134		X
30	27/11/02	3,5	115	74	493	981	17	0,025		
31	01/12/02	22,5	1176	161	10908	15814	41	0,223		X
32	03/12/02	1,7	134	103	240	677	6	0,032		
33	04/12/02	5,2	627	228	2710	4383	28	0,058		
34	06/12/02	33,0	1448	211	17819	26920	39	0,275		X
35	23/12/02	11,2	174	96	2104	3898	54	0,032	X	
36	24/12/02	11,3	154	103	1894	4566	5	0,307		
37	31/12/02	2,7	115	45	232	457	35	0,006		
38	09/01/03	2,3	174	67	493	601	21	0,020		
39	10/01/03	13,2	375	117	4182	5596	37	0,096	X	
40	20/01/03	3,8	154	66	628	951	26	0,021	X	
41	23/01/03	6,8	1090	270	5611	6807	47	0,101	X	
42	16/02/03	10,0	65	42	686	1528	16	0,035		
43	19/02/03	24,2	134	64	3200	5585	60	0,045		

T é o tempo de duração do evento monitorado; **Q_{max}** é a vazão máxima; **Q_{med}** é a vazão média; **Esc. Sup.** é o volume de escoamento superficial; **Vol. Tot.** é o volume total escoado; **Ppt** é a precipitação coletada no dia do evento; e **C. E.** é o coeficiente de escoamento superficial; **Css** são os eventos com dados de concentração de sedimentos em suspensão; e **Fgp** são os eventos com dados de identificação de fontes de sedimentos.

Tabela 6.6. Resumo das variáveis hidrológicas dos eventos monitorados na bacia de Arvorezinha de abril de 2002 a março de 2006. (Continuação)

Nº	Data	T (h)	Q _{max} (l s ⁻¹)	Q _{méd} (l s ⁻¹)	Esc. Sup. (m ³)	Vol. Tot. (m ³)	Ppt (mm)	C. E. Adim.	Dados	
									Css	Fgp
44	23/02/03	2,7	97	55	299	562	15	0,016		
45	04/03/03	2,3	243	78	623	706	22	0,024		
46	07/03/03	11,0	154	81	1866	3320	31	0,050		
47	12/03/03	1,8	80	64	169	463	11	0,013		
48	04/04/03	12,8	593	145	5392	6770	60	0,075		
49	18/04/03	4,3	196	91	1108	1474	37	0,025	X	
50	25/04/03	2,5	154	67	529	645	16	0,029	X	X
51	29/04/03	25,3	1355	432	20531	37356	55	0,314	X	X
52	11/06/03	2,2	97	51	242	424	13	0,016		X
53	13/06/03	24,2	698	181	12252	15812	41	0,248		X
54	16/06/03	6,8	134	72	981	1813	19	0,043		
55	08/07/03	21,3	2218	419	27826	38798	87	0,270	X	X
56	15/07/03	14,7	1355	307	14235	16395	60	0,201	X	X
57	22/07/03	21,3	1090	332	20647	25703	60	0,287	X	X
58	23/09/03	4,5	51	31	383	520	27	0,012	X	
59	08/10/03	5,8	219	85	1360	2219	45	0,025		
60	21/10/03	2,0	80	47	297	368	23	0,011		
61	25/10/03	29,7	5964	617	59925	66213	145	0,348	X	X
62	24/11/03	5,7	219	62	831	1309	33	0,021		
63	11/12/03	11,0	268	146	4679	5860	57	0,069	X	X
64	15/12/03	32,3	925	332	31700	38896	99	0,270	X	X
65	20/12/03	12,5	80	57	1343	2577	34	0,033		
66	30/12/03	9,9	1310	314	7537	10754	62	0,102	X	X
67	07/01/04	2,3	154	85	569	766	15	0,032		
68	08/01/04	2,8	65	38	281	412	15	0,015		
69	09/01/04	3,7	219	85	903	1173	17	0,045		X
70	05/02/04	4,8	495	184	2796	3315	73	0,032	X	X
71	22/04/04	7,8	174	81	2104	2342	54	0,033		
72	07/05/04	12,7	347	193	2811	8907	57	0,041	X	X
73	13/05/04	34,3	134	75	5892	9281	27	0,185		
74	25/05/04	11,7	219	133	2918	5675	31	0,080	X	X
75	10/06/04	20,5	174	96	3206	7944	37	0,073	X	X
76	23/06/04	9,8	134	53	1081	1910	30	0,030		
77	01/07/04	13,8	1176	302	11463	15210	55	0,174	X	X
78	07/07/04	5,3	134	80	739	1592	21	0,029	X	X
79	15/7/2004	6,9	416	225	3980	5740	34	0,099	X	X
80	12/09/04	40,0	115	58	4103	8403	59	0,058		
81	20/09/04	13,7	174	97	2825	4838	41	0,058	X	X
82	22/09/04	21,5	495	226	10642	17602	42	0,211	X	X
83	12/10/04	12,8	154	76	2489	3571	51	0,041		X
84	16/10/04	-	154	-	-	-	50	-		X
85	23/10/04	3,2	154	83	492	999	34	0,012	X	X

T é o tempo de duração do evento monitorado; Q_{max} é a vazão máxima; Q_{med} é a vazão média; Esc. Sup. é o volume de escoamento superficial; Vol. Tot. é o volume total escoado; Ppt é a precipitação coletada no dia do evento; e C. E. é o coeficiente de escoamento superficial; Css são os eventos com dados de concentração de sedimentos em suspensão; e Fgp são os eventos com dados de identificação de fontes de sedimentos.

Tabela 6.6. Resumo das variáveis hidrológicas dos eventos monitorados na bacia de Arvorezinha de abril de 2002 a março de 2006. (Continuação)

Nº	Data	T (h)	Q _{max} (l s ⁻¹)	Q _{med} (l s ⁻¹)	Esc. Sup. (m ³)	Vol. Tot. (m ³)	Ppt (mm)	C. E. Adim.	Dados	
									Css	Fgp
86	03/11/04	3,2	80	53	324	636	19	0,014	X	X
87	05/11/04	18,7	154	53	1990	3563	28	0,060		
88	09/11/04	28,6	1792	370	29298	38137	76	0,325		X
89	11/11/04	22,2	375	201	6215	16130	31	0,171	X	X
90	09/01/05	5,2	560	174	2962	3343	81	0,031		X
91	13/03/05	1,8	154	51	330	368	89	0,003	X	X
92	01/04/05	18,8	320	75	2924	6384	61	0,040	X	
93	08/04/05	21,0	80	39	2210	2956	41	0,045		
94	14/04/05	18,2	97	46	1585	3006	21	0,064		
95	19/04/05	9,8	38	19	349	699	26	0,011		
96	11/05/05	14,0	154	44	1209	2241	23	0,044	X	X
97	17/05/05	47,4	1496	335	51042	57339	75	0,571	X	X
98	20/05/05	33,7	1355	357	27063	39685	69	0,330	X	
99	12/06/05	15,5	174	94	3433	5321	54	0,053		
100	13/06/05	24,0	1592	335	21598	35733	73	0,250		
101	15/06/05	30,2	527	220	13377	23980	37	0,304		
102	17/06/05	18,8	293	178	5555	12174	23	0,207	X	X
103	16/07/05	14,2	65	37	1047	2022	45	0,019		
104	21/07/05	29,2	1176	254	20324	26816	66	0,257	X	X
105	21/08/05	25,3	243	127	8584	11681	61	0,119		
106	23/08/05	23,2	154	80	2889	6711	24	0,102		
107	30/08/05	28,7	293	143	8775	14887	53	0,138	X	
108	31/08/05	32,2	134	116	3171	13448	18	0,146	X	
109	11/09/05	8,7	219	91	1686	2895	32	0,045		
110	24/09/05	40,2	154	60	4735	8699	38	0,106		
111	30/09/05	2,0	80	54	224	422	15	0,013		
112	04/10/05	39,0	1691	368	45660	51931	109	0,351	X	X
113	08/10/05	25,2	847	200	12859	18225	39	0,279		
114	14/10/05	5,5	134	60	487	1217	39	0,010	X	
115	16/10/05	55,2	698	230	29383	40886	78	0,315		
116	24/10/05	2,2	134	68	389	572	19	0,018		
117	27/10/05	13,2	662	169	5821	8127	40	0,121	X	X
118	06/11/05	8,8	320	73	1622	2366	31	0,045		
119	30/11/05	2,5	65	35	219	334	15	0,012		
120	05/12/05	4,7	97	49	638	854	27	0,020	X	
121	23/12/05	7,3	134	52	1141	1402	44	0,022	X	X
122	15/02/06	3,5	134	64	680	842	50	0,011	X	
123	16/02/06	7,0	320	86	1570	2159	30	0,044	X	
124	18/03/06	1,2	174	77	272	371	34	0,007		
125	19/03/06	1,5	434	213	1131	1277	69	0,014		X

T é o tempo de duração do evento monitorado; Q_{max} é a vazão máxima; Q_{med} é a vazão média; Esc. Sup. é o volume de escoamento superficial; Vol. Tot. é o volume total escoado; Ppt é a precipitação coletada no dia do evento; e C. E. é o coeficiente de escoamento superficial; Css são os eventos com dados de concentração de sedimentos em suspensão; e Fgp são os eventos com dados de identificação de fontes de sedimentos.

A principal característica do escoamento na bacia é a ocorrência das “cheias relâmpagos”, ou seja, durante alguns eventos, a vazão pode aumentar em até cem vezes após duas horas do início do evento. A Tabela 6.6 reflete de forma adequada as características de

uma bacia de cabeceira, pois o coeficiente de escoamento superficial apresentou uma grande variabilidade entre os eventos. A literatura sugere que bacias agrícolas apresentam coeficientes de escoamento na ordem de 0,18-0,22 para declividade média (2 a 7%) e 0,25-0,35 para declividade alta (7%) (Pruski *et al.*, 2006). Entretanto, a magnitude dessa variável está relacionada com o tamanho da bacia agrícola, com o relevo e com as características do uso e manejo do solo. Na bacia de Arvorezinha, foi visto que existe uma pequena capacidade de atenuação da onda de cheia em eventos de grande magnitude e uma irregularidade do coeficiente de escoamento superficial. Para vários eventos, o valor do coeficiente de escoamento superficial foi semelhante a de bacias urbanas, ao redor de 0,20 ou maior. Em média, o coeficiente de escoamento apresentou um valor de 0,136, o que pode ser considerado alto para uma bacia agrícola. Na Tabela 6.7 temos a variabilidade do coeficiente de escoamento superficial em função da vazão máxima observada nos períodos monitorados. Nos períodos mais chuvosos o valor foi significativamente maior, o que reflete a condição freqüente de maior saturação dos solos antes dos eventos.

Tabela 6.7. Médias dos coeficientes de escoamento para os diferentes períodos de monitoramento na bacia de Arvorezinha, considerando dois níveis de vazão máxima.

Q_{\max} (l s^{-1})	Média dos coeficientes de escoamento			
	2002-2003	2003-2004	2004-2005	2005-2006
51 - 400	0,06	0,03	0,05	0,06
> 400	0,27	0,22	0,12	0,28

Os resultados da Tabela 6.7 podem ser considerados altos para uma bacia rural. Entretanto, a grande declividade das vertentes e a pequena profundidade dos solos contribuem para o aumento do escoamento superficial, principalmente para os grandes eventos. Segundo o levantamento de solos da bacia, predomina o contato lítico (rocha sob o solo pouco intemperizado), a média da profundidade de solo na bacia é de 50 cm, sendo que no terço médio e inferior a profundidade é, em média, 30 cm, conforme é mostrado na Figura 5.3. Isso pode ser um fator controlador muito importante para explicar a variabilidade do coeficiente de escoamento superficial na bacia.

6.2.2. Monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão e estimativa da produção de sedimentos

O monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão contemplou 56 eventos durante o período de estudo. Isso corresponde a 44,8% dos eventos de média e alta

magnitude monitorados pelo linígrafo. O número de amostras coletadas durante esses eventos para a determinação da concentração de sedimentos em suspensão foi de, aproximadamente, 1700 amostras. O conjunto de eventos monitorados abrangeu uma larga faixa de valores de concentração de sedimentos em suspensão e vazão e, por isso, são representativos dos eventos de média e de alta magnitude. Além disso, o procedimento de coleta das amostras, em geral, ocorreu do início ao fim do evento fornecendo uma boa representatividade intra-evento.

A produção de sedimentos foi determinada para cada evento a partir dos dados que compõem o sedimentograma e o hidrograma de cada evento, conforme descrito em Material e Métodos. Na Tabela 6.8 temos os resultados do cálculo da produção de sedimento e dos valores medidos da vazão máxima, da concentração média e máxima de sedimentos em suspensão.

Tabela 6.8. Produção de sedimentos e suas variáveis correlacionadas, dos principais eventos monitorados de abril de 2002 a março de 2006 na bacia de Arvorezinha.

Nº	Nº referente à Tab. 6.6	Data	Prod. Sed. (kg)	Css med (mg l ⁻¹)	Css max (mg l ⁻¹)	Q _{max} (l s ⁻¹)
1	4	15/05/02	13962	2362	4330	1266
2	6	06/06/02	3479	375	1020	663
3	9	18/06/02	374	375	1020	51
4	12	09/08/02	251	117	450	115
5	13	20/08/02	3749	598	1850	657
6	14	22/08/02	3280	279	810	590
7	15	06/09/02	926	541	1550	208
8	16	12/09/02	361	232	440	174
9	17	17/09/02	4668	470	1060	434
10	18	19/09/02	2266	664	1510	347
11	19	29/09/02	2092	422	1020	347
12	22	08/10/02	1364	1038	2900	215
13	25	25/10/02	8864	2123	7400	791
14	35	23/12/02	712	295	860	174
15	39	10/01/03	2043	716	3050	372
16	40	20/01/03	874	931	2700	152
17	41	23/01/03	3693	721	2470	966
18	49	18/04/03	792	483	810	188
19	50	25/04/03	1259	1555	3600	150
20	51	29/04/03	11917	1376	4820	1355
21	55	08/07/03	5462	1395	4090	527
22	56	15/07/03	10489	1088	3410	1355
23	57	22/07/03	9773	843	2410	1090
24	58	23/09/03	424	896	1650	51
25	61	25/10/03	289371	1761	11420	5964
26	63	11/12/03	1466	682	1760	243
27	64	15/12/03	8681	675	1900	925

Prod. Sed. é a produção de sedimentos para cada evento; **Css_{med}** é a concentração média de sedimentos em suspensão do evento; **Css_{max}** é a concentração máxima de sedimentos em suspensão do evento; **Q_{max}** é a vazão máxima medida durante a amostragem do evento para a estimativa da produção de sedimentos.

Tabela 6.8. Produção de sedimentos e suas variáveis correlacionadas, dos principais eventos monitorados de abril de 2002 a março de 2006 na bacia de Arvorezinha. (Continuação)

Nº	Nº referente à Tab. 6.6	Data	Prod. Sed. (kg)	Css med (mg l ⁻¹)	Css max (mg l ⁻¹)	Q _{max} (l s ⁻¹)
28	66	30/12/03	2086	1232	3380	809
29	70	05/02/04	3554	1725	6170	495
30	72	07/05/04	1330	695	1940	347
31	74	25/05/04	1055	491	1160	219
32	75	10/06/04	697	554	1230	174
33	77	01/07/04	12950	1533	4580	1167
34	78	07/07/04	496	458	960	134
35	79	15/7/2004	2341	541	1331	416
36	81	20/09/04	1095	850	1450	174
37	82	22/09/04	3971	514	950	486
38	85	23/10/04	541	619	1480	152
39	86	03/11/04	302	844	1890	76
40	89	11/11/04	1233	379	1240	375
41	91	13/03/05	634	1373	3170	150
42	92	01/04/05	346	731	1300	97
43	96	11/05/05	692	672	1450	146
44	97	17/05/05	18338	484	2290	1484
45	98	20/05/05	6454	236	1100	1355
46	102	17/06/05	470	71	182	293
47	104	21/07/05	12038	1013	3660	1176
48	107	30/08/05	1573	455	1650	268
49	108	31/08/05	336	176	330	134
50	112	04/10/05	25963	1203	6000	1691
51	114	14/10/05	660	446	1260	134
52	117	27/10/05	6466	1552	3750	662
53	120	05/12/05	583	881	2120	90
54	121	23/12/05	560	843	1500	134
55	122	15/02/06	1552	1974	4240	128
56	123	16/02/06	3007	1373	4370	304

Prod. Sed. é a produção de sedimentos para cada evento; **Css_{med}** é a concentração média de sedimentos em suspensão do evento; **Css_{max}** é a concentração máxima de sedimentos em suspensão do evento; **Q_{max}** é a vazão máxima medida durante a amostragem do evento para a estimativa da produção de sedimentos.

A partir dos dados de produção de sedimentos e da vazão máxima da Tabela 6.8, foi realizada uma análise de correlação entre essas duas variáveis com o objetivo de estabelecer uma equação de regressão (Equação 6.1) adequada para estimar a produção de sedimentos, a partir dos dados de vazão máxima extraídos dos hidrogramas. Essa equação pode ser utilizada como um método simples de estimar a produção de sedimentos para a bacia, já que a vazão máxima de um evento pode ser facilmente obtida.

$$PS = 1,50 * Q_{max}^{1,23}; R^2 = 0,82 \quad (6.1)$$

onde *PS* é a produção de sedimentos do evento (kg); e *Q_{max}* a vazão máxima (l s⁻¹).

Na Figura 6.5 temos a relação entre a produção de sedimentos e a vazão máxima. Foram utilizados os dados dos eventos monitorados em que foi determinada a concentração de

sedimentos em suspensão (Tabela 6.8). Os quatro períodos foram distinguidos no gráfico para demonstrar que houve pouca diferença entre eles. A localização dos pontos mostra que no ano mais seco a dispersão é menor (2004-2005), para os outros três períodos a dispersão foi maior, principalmente, em 2005-2006.

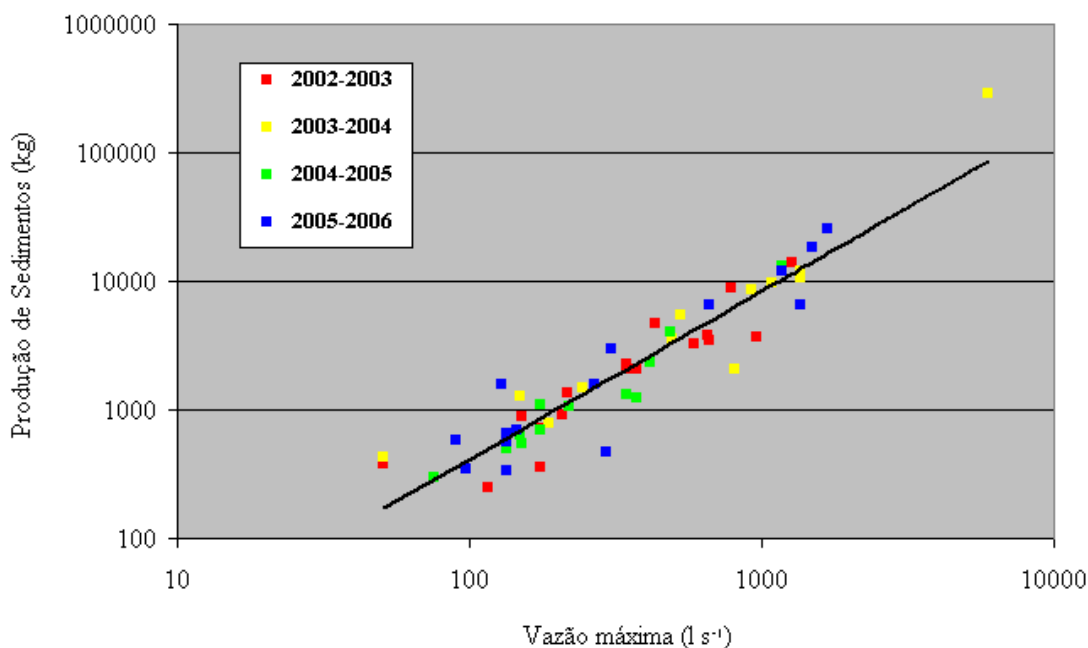


Figura 6.5. Correlação entre a produção de sedimentos e a vazão máxima dos 56 eventos monitorados na bacia de Arvorezinha de abril de 2002 a março de 2006.

Salienta-se que a equação não é bem definida para valores acima de 2000 l s^{-1} , já que ocorreu apenas um evento de grande magnitude com valor próximo de 6000 l s^{-1} . Em geral, os valores máximos observados durante o período de monitoramento foram, em média, 1400 l s^{-1} . Sendo assim, seria necessário coletar mais algumas amostras em eventos acima de 2000 l s^{-1} para confirmar a correlação nesse intervalo.

Baseado no resultado da regressão entre as duas variáveis, é possível concluir que, para a condição de estudo, a vazão máxima foi uma variável adequada para a estimativa da produção de sedimentos. Sendo assim, a Equação 6.1 foi utilizada para estimar a produção de sedimentos para todos os eventos listados na Tabela 6.6. A equação foi aplicada mesmo para aqueles eventos que já apresentavam informações de produção de sedimentos. Na Tabela 6.9 temos o resumo da estimativa da produção de sedimentos em suspensão para todo o período (2002-2006), baseada na vazão máxima dos eventos de média e grande magnitude.

Tabela 6.9. Estimativa da produção de sedimentos ($t\ km^{-2}\ ano^{-1}$) para os quatro períodos monitorados na bacia de Arvorezinha e o somatório dos quatros anos.

Abr02-Mar03	Abr03-Mar04	Abr04-Mar05	Abr05-Mar06	Total^a
132	140	44	93	409
	320 ^b			589 ^b

^a O somatório dos quatro anos ($t\ km^{-2}$).

^b Produção de sedimentos considerando o valor medido do dia 25/10/03 ($243\ t\ km^{-2}\ ano^{-1}$) ao invés da produção de sedimentos estimada ($63\ t\ km^{-2}\ ano^{-1}$) pela Equação 6.1.

A curva de regressão (Equação 6.1) subestimou a produção de sedimentos do maior evento monitorado (25/10/2003). O valor medido foi de, aproximadamente, $243\ t\ km^{-2}\ ano^{-1}$ e o valor estimado foi de $63\ t\ km^{-2}\ ano^{-1}$. Substituindo o valor estimado pelo valor medido podemos considerar que o valor total da produção de sedimentos nesse período foi, aproximadamente, $589\ t\ km^{-2}\ ano^{-1}$.

É importante salientar o efeito do evento do dia 25/10/2003 que, individualmente, contribuiu com mais de 30% da produção de sedimentos de todo o período de monitoramento. A grande produção de sedimentos desse evento foi o resultado de três fatores: um grande volume de chuva num dia (145 mm), alta intensidade (90 mm em 3 h), e a condição de solo exposto e com pouco resíduos vegetais nas áreas de lavoura. Esse evento pode ser visto como um extremo, mesmo quando comparado com outros eventos monitorados que, no máximo, apresentaram 100 mm de precipitação em um dia. Apesar de não ser freqüente, esse é um fato comum em bacias de pequena área e de grande declividade. Nesse tipo de bacia a capacidade de infiltração e o armazenamento de água nos solos são limitados e, quando esse limite é ultrapassado em grande magnitude, a erosão e a mobilização de sedimentos aumentam substancialmente (Knighton, 1998). Numa visita à bacia após o evento de 25/10/2003 foram constatadas grandes perdas de solo devido à presença de sulcos de erosão e depósitos de sedimentos nas partes inferiores das vertentes, principalmente onde a conectividade entre a vertente e a drenagem foi dificultada pela concavidade do relevo ou pela presença de mata ciliar.

A média produção de sedimentos na bacia de Arvorezinha durante o período de monitoramento foi, aproximadamente, $150\ t\ km^{-2}\ ano^{-1}$. Para países de regiões temperadas, onde a intensidade e volume das precipitações são menores do que nas regiões tropicais, a produção de sedimentos, em geral, é menor. Steegen *et al.* (2000) monitorou e analisou os processos hidrossedimentológicos em uma bacia agrícola de 250 ha na Bélgica, encontrando valores de produção de sedimentos na ordem de $11\ t\ km^{-2}\ ano^{-1}$. Da mesma forma que na bacia de Arvorezinha, os autores encontraram uma importante contribuição de um evento isolado e uma variabilidade da produção de sedimento entre as estações do ano devido ao uso

do solo. Um estudo desenvolvido na região tropical do rio Magdalena na Colômbia Andina apresentou uma produção de sedimentos na ordem de $690 \text{ t km}^{-2}\text{ano}^{-1}$. O estudo foi baseado no monitoramento de 32 bacias hidrográficas de tamanho variando de 320 a 59.600 km^2 (Restrepo *et al.*, 2006). Na Austrália, Erskine *et al.*, (2002) mediram a produção de sedimentos e encontraram uma média de $710 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ em bacias agrícolas menores de 1 km^2 . Apesar de existir uma forte influência do tamanho, do clima e das características fisiográficas da bacia, pode-se considerar que a produção de sedimentos na bacia de Arvorezinha é próxima da média de regiões com intenso processo erosivo e de produção de sedimentos e está de acordo com o inventário realizado no Diagnóstico das Condições Sedimentológicas dos Principais Rios Brasileiros (Universidade, 1998).

6.2.3. Efeito do manejo do solo segundo a metodologia tradicional de análise hidrossedimentométrica

Como descrito anteriormente, um dos objetivos do estudo na bacia de Arvorezinha foi estabelecer um método para avaliar o impacto da melhoria do manejo do solo na redução da produção de sedimentos. Para isso, a resposta das variáveis hidrossedimentológicas sob o manejo tradicional foi comparada com aquelas sob o manejo conservacionista. A análise foi realizada pelo estabelecimento das relações entre a vazão e a precipitação e entre as respostas de ambos em relação aos sedimentos, antes da implementação do manejo conservacionista, e pela avaliação das alterações nessas relações após a implementação do manejo conservacionista.

O desenvolvimento de pesquisas dessa natureza deveria incorporar um grande período de monitoramento antes da introdução de mudanças no manejo. Esse período inicial de monitoramento é necessário para “calibrar a bacia”. Calibrar a bacia significa caracterizar as condições hidrológicas e sedimentológicas referentes às condições iniciais. Essa caracterização fornece informações que servem como um padrão de comparação para avaliar o período posterior às mudanças ocorridas no manejo. Entretanto, longos períodos de calibração não são disponíveis, porque, em geral, os estudos são realizados durante uma alteração iminente do uso ou de manejo dos solos. Essa foi a situação deste estudo, onde foi possível monitorar apenas um ano antes da introdução do manejo conservacionista. Os resultados demonstrados na Figura 6.5 e na Tabela 6.9 não permitem concluir, concretamente, que a alteração do uso e do manejo do solo no decorrer dos anos alterou a vazão e a produção de sedimentos. Porém, a limitação da curta duração do período de calibração foi superada

enfocando a resposta da bacia (vazão, concentração de sedimentos em suspensão e produção de sedimentos) durante eventos individuais de cheia.

É importante salientar que o período de calibração proporcionou um conjunto representativo de eventos para caracterizar as variáveis hidrológicas e sedimentológicas do período sem práticas de conservação do solo. Da mesma forma, o período após a mudança no manejo do solo, também, incluiu um grande número de eventos, que proporcionaram uma avaliação do impacto da mudança. As análises enfocaram um conjunto de: (i) 19 eventos monitorados antes de outubro de 2003 que são representativos do período anterior à implementação do manejo (pré-tratamento), e (ii) 31 eventos associados com o período subsequente à implantação do manejo conservacionista, sendo que 6 eventos que ocorreram entre outubro de 2003 e fevereiro de 2004, estavam na fase de transição da implantação do cultivo mínimo (pós-tratamento).

6.2.3.1. Mudanças na resposta da vazão

A alteração no escoamento superficial, em função da mudança no manejo do solo que ocorreu na bacia após outubro de 2003, deve ser considerada como um aspecto importante no controle da alteração na produção de sedimentos. A Figura 6.6 mostra a relação entre o volume de escoamento superficial e a vazão máxima com os dois parâmetros de precipitação, considerando o período pré-tratamento (cultivo tradicional) e pós-tratamento (cultivo mínimo), sendo que este último inclui a fase de transição. A precipitação dos eventos foi representada pelo volume total de chuva associada ao evento P (mm) e o índice de precipitação P_{indice} , definida pela equação 5.1 e que incorpora a precipitação do evento e o efeito da precipitação dos dois dias anteriores.

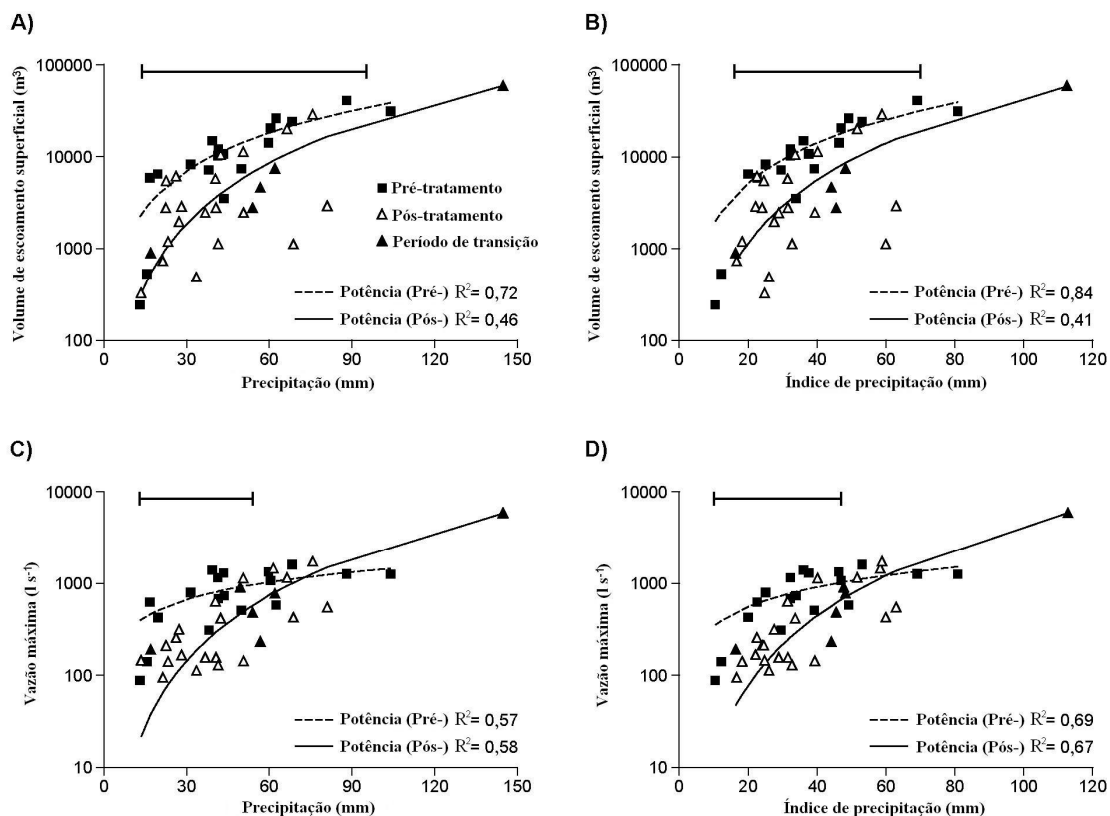


Figura 6.6. Relações entre vazão máxima e volume de escoamento superficial com o volume de chuva e o índice de precipitação para os eventos de cheia que ocorreram durante os períodos pré e pós-tratamento.

Nos gráficos da Figura 6.6, todos os dados do período anterior a outubro de 2003 foram usados para derivar as regressões denominadas pré-tratamento, e todos os dados do período posterior a outubro (inclusive) de 2003 foram usados para derivar as regressões denominadas pós-tratamento. Entretanto, os 6 eventos denominados de transição (outubro de 2003 a fevereiro de 2004) foram distinguidos nos gráficos com outro símbolo para mostrar a sua posição no conjunto de dados, mas eles estão agrupados no período pós-tratamento no ajuste das curvas. As relações, definidas pelos dados nos períodos pré e pós-tratamento, foram representadas por uma função potencial e os valores de R^2 para essas relações estão descritos nos gráficos. A barra horizontal, acima do gráfico, identifica o intervalo da variável independente sobre a qual as relações representadas pelas curvas são, significativamente diferentes para um intervalo de confiança de 95%. Na Figura 6.7 é mostrado um exemplo de como esse intervalo foi definido. Os intervalos de confiança de 95% para as curvas individuais de regressão foram calculados usando o programa *Sigmaplot* e as relações têm sido consideradas significativamente diferentes quando os intervalos de confiança de cada curva não se sobrepõem (Sahai e Thompson, 1974). Todas as relações apresentaram

diferenças significativas ($> 95\%$) entre os períodos pré e pós-tratamento em, pelo menos, parte da faixa de precipitações ou do índice de precipitação.

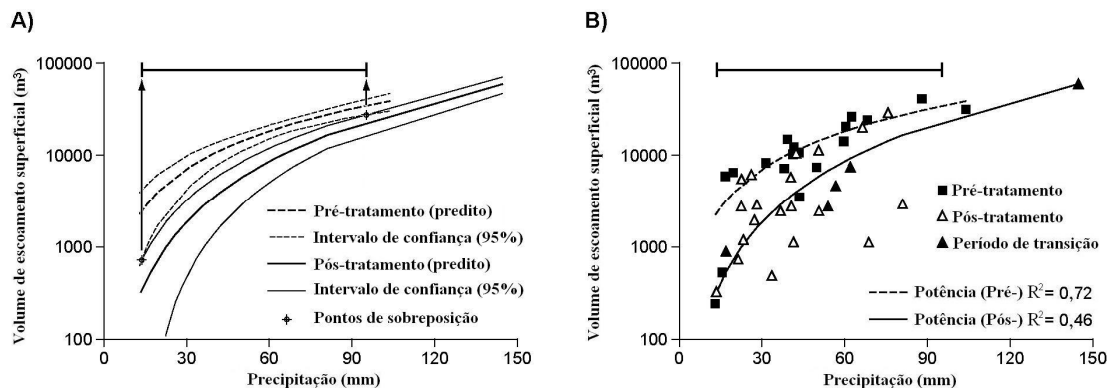


Figura 6.7. Exemplo de como o intervalo da variável independente foi estabelecido, no qual as curvas representam as relações para os períodos pré e pós-tratamento, e consideradas como diferentes no nível de significância maior de 95%.

Todos os gráficos na Figura 6.6 apresentam evidências que tanto o volume de escoamento superficial (Figura 6.6A e B) como a vazão máxima (Figuras 6.6C e D), associada com dada quantidade de chuva, decresceu após outubro de 2003. A resposta do escoamento superficial durante o período de transição não parece ser diferente do período pós-tratamento. O volume de escoamento superficial mostrou um decréscimo de cerca de 60% para os eventos de chuva de pequena magnitude e, aproximadamente 20% para os eventos de maior magnitude. No caso das vazões máximas (Figuras 6.6C e D), as relações dos períodos de pré e pós-tratamento são apenas significativas para os eventos de chuva com pequena e intermediária magnitude. A vazão máxima diminuiu, aproximadamente, 50% para os eventos de pequena magnitude e 30% para os eventos de magnitude intermediária.

Os dados sugerem que o efeito do manejo no decréscimo do escoamento superficial e da vazão máxima reduz significativamente para os valores de grande magnitude de P e $P_{índice}$. O reduzido impacto da melhoria do manejo conservacionista do solo sobre o escoamento superficial e vazão máxima para eventos de grande magnitude é fisicamente coerente. O efeito da melhoria do manejo do solo é menos efetivo para eventos de chuva com grande magnitude porque a intensidade de chuva e o volume precipitado são maiores e os solos se aproximam da saturação e pela ausência de práticas mecânicas de controle do escoamento superficial.

6.2.3.2. Mudanças na resposta da concentração e da produção de sedimentos

Na análise da resposta sedimentológica (concentração de sedimentos) associado com a alteração do manejo do solo foram enfocadas a produção de sedimentos (t) e as concentrações de sedimentos médias e máximas (mg l^{-1}) de cada evento. A Figura 6.8 mostra as relações entre essas variáveis e o P_{indice} e a estimativa da erosividade da chuva EI_{30} ($\text{Mj mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) determinadas para cada evento. As variáveis da precipitação são utilizadas como variáveis independentes, já que os resultados apresentados na Figura 6.6 mostram que a mudança no manejo do solo afetou a resposta do escoamento superficial. A precipitação é independente das mudanças ocorridas entre os períodos pré e pós-tratamento, e, por isso, as variáveis da precipitação são mais confiáveis para avaliar o impacto da alteração do manejo do solo na resposta dos sedimentos. O P_{indice} , ao invés do P , foi utilizado como uma medida da precipitação porque apresentou uma melhor correlação com o escoamento superficial e a vazão máxima.

Os gráficos da Figura 6.8 foram organizados com a separação dos períodos de pré e pós-tratamento, onde o período de transição que pertence ao período pós-tratamento em outro símbolo. A análise estatística, que determinou se há diferença entre os dois períodos, mostrou que apenas a relação entre a produção de sedimentos do evento e o índice de precipitação (Figura 6.8A) foi, estatisticamente, significativa.

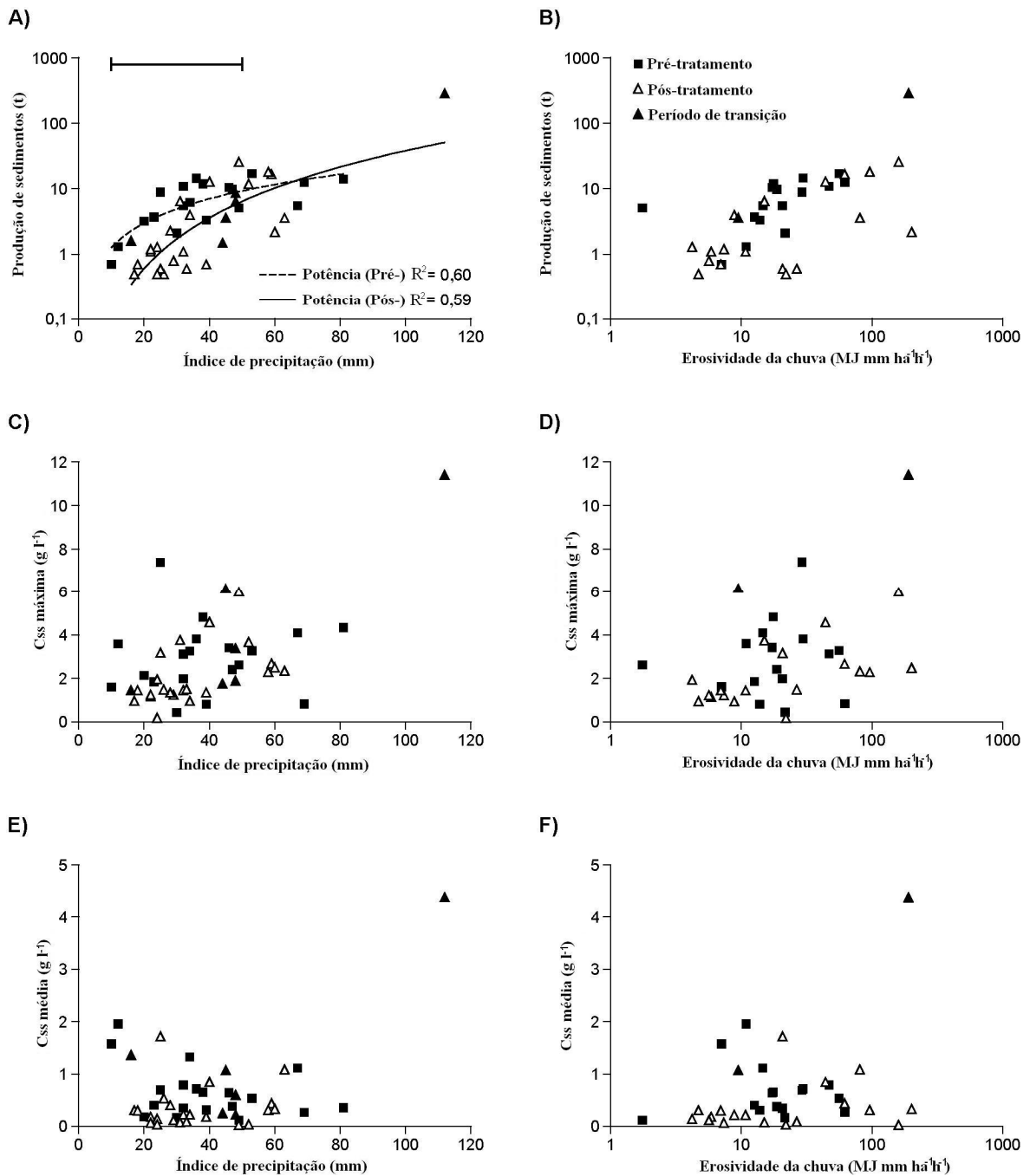


Figura 6.8. Relações entre produção de sedimentos em suspensão e concentração máxima e média de sedimentos em suspensão do evento em relação ao volume precipitado e erosividade para os períodos pré e pós-tratamento.

A Figura 6.8A evidencia que a mudança no manejo do solo causou uma significativa redução na produção de sedimentos. As equações de regressão sugerem uma redução de, aproximadamente, 80% para os eventos de pequena magnitude e cerca de 40% para os eventos intermediários. Entretanto, como nas relações da vazão máxima (Figura 6.6), a

magnitude da diferença entre os dois períodos tende a diminuir para os eventos de alta magnitude, não existindo um decréscimo da produção de sedimentos. As relações entre erosividade da chuva e produção de sedimentos (Figura 6.8B) não mostram diferenças estatísticas, mas os dados mostram alguma evidência da redução da produção de sedimentos durante o período de pós-tratamento. De fato, a erosividade da chuva se relaciona melhor com a mobilização dos sedimentos do que com o transporte de sedimento. Sendo assim, somente a erosividade não é um bom indicador da produção de sedimentos na bacia, pois não envolve o transporte de sedimentos. No caso do índice de precipitação os resultados são melhores, pois esta variável incorpora o escoamento superficial.

As relações pré e pós-tratamento para a concentração de sedimentos em suspensão máxima (Figuras 6.8C e D) e média (Figuras 6.8E e F) de cada evento não mostram diferenças entre os dois períodos. A ausência de uma clara alteração nas relações, entre as concentrações de sedimentos medidos e a quantidade de chuva e erosividade, sugere que a redução na produção de sedimentos, para o período pós-tratamento, é resultado da redução do escoamento superficial.

6.3. ANÁLISE DA IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS ACOPLADA À ANÁLISE TRADICIONAL NA ESCALA DE EVENTOS

6.3.1. Seleção das variáveis traçadoras

Os resultados das análises discriminantes mostraram que foi possível usar as concentrações de alguns elementos químicos naturais presentes nos solos da bacia de Arvorezinha para selecionar os elementos traçadores e distinguir as três potenciais fontes de sedimentos. Estas fontes foram denominadas de lavouras, estradas não pavimentadas e canais de drenagem (rede de drenagem natural da bacia). Os elementos químicos selecionados, além de apresentarem capacidade discriminante individual entre as fontes, apresentaram uma ótima capacidade de discriminação em conjunto. Neste item, são mostrados os resultados das três etapas de seleção dos elementos traçadores para o estudo de identificação de fontes de sedimentos. A primeira etapa enfoca a capacidade individual de cada elemento químico; a segunda, a seleção do melhor conjunto das variáveis pré-selecionadas; e a terceira, a avaliação da eficiência do conjunto.

6.3.1.1. Análise individual das variáveis

Na Tabela 6.10 estão descritas as concentrações médias dos elementos analisados em

cada uma das três fontes de sedimentos. Na tabela são mostrados, também, os resultados do teste não-paramétrico *Kruskal-Wallis* (teste *H*) e a probabilidade correspondente de que as fontes pertençam ao mesmo grupo.

Tabela 6.10. Resultados do teste *H* ou *Kruskal-Wallis* para a discriminação das fontes.

Variável	Média das concentrações químicas ($\mu\text{g g}^{-1}$)			Teste <i>Kruskal-Wallis</i>	
	Drenagem	Estradas	Lavouras	Valor de <i>H</i>	Probabilidade
P	300	100	600	29,00	< 0,0001
Mn_{oxal}	2523	1189	3966	20,26	< 0,0001
K	3885	3182	6572	19,56	0,0001
Mn_t	1470	812	1854	15,97	0,0003
Fe_t	62100	67600	66300	14,55	0,0007
Fe_{oxal}	900	300	700	14,22	0,0007
Ca	165	76	159	13,40	0,001
Na	5638	4899	8450	13,26	0,001
Cu	18	23	20	10,92	0,004
Zn	80	86	88	4,84	0,08
Mg	560	476	606	3,46	0,17
Fedit	5200	3900	4100	1,25	0,53
Mndit	4957	3590	8152	0,88	0,64
Média da porcentagem de silte e argila das amostras (%)					
<63μm	42	44	47		

Os resultados da aplicação do teste *Kruskal-Wallis*, apresentados na Tabela 6.10, mostram que 9 elementos foram selecionados usando um nível de significância de 99% ($H_{\text{crítico}} = 9,21$), e 10 elementos foram selecionados quando o nível de significância foi reduzido para 90% ($H_{\text{crítico}} = 4,61$). Esse conjunto representa um número suficiente de elementos para o procedimento de identificação das fontes; além disso, são distintos em relação a suas propriedades químicas e ambientais.

É importante salientar que a seleção prévia dos elementos a serem analisados para a caracterização das fontes e posterior análises estatísticas foi baseado nos resultados obtidos anteriormente por Minella (2003). Os elementos químicos que apresentaram ausência de capacidade discriminante naquela análise não foram testados neste trabalho.

6.3.1.2. Otimização do grupo de variáveis

Os 10 elementos químicos selecionados pelo teste *Kruskal-Wallis* foram analisados por uma função discriminante multivariada. Essa análise selecionou o melhor conjunto de variáveis que maximiza a capacidade discriminante, enquanto minimiza a dimensionalidade do problema. A aplicação da estatística descrita na Equação 5.13 forneceu um valor de *Wilk's Lambda* igual a 0,071 com oito variáveis selecionadas (P, Ca, K, Mn_{tot}, Cu, Na, Zn e Fe_{tot}). As

variáveis Fe_{oxal} e Mn_{oxal} foram excluídas por estarem fortemente correlacionadas ($R^2 > 0,7$) com as variáveis Fe_{tot} e Mn_{tot} , respectivamente. A Tabela 6.11 mostra a progressiva mudança nos valores de *Wilk's Lambda* para cada variável inserida no modelo, e o acréscimo na capacidade de classificar corretamente as amostras das fontes.

Tabela 6.11. Resultados da análise da função discriminante gradual com o acréscimo gradual de cada variável e os valores correspondentes da minimização do *Wilks' Lambda* (Λ^*).

	P	Ca	K	Mn _t	Cu	Na	Zn	Fe _t
Wilks' Lambda parcial ^a	0,128	0,094	0,088	0,089	0,083	0,079	0,077	0,072
Wilks' Lambda acumulado ^b	0,251	0,220	0,194	0,147	0,089	0,078	0,072	0,071
Amostras classificadas corretamente (%) ^c	81,5	89,4	92,1	92,1	94,7	97,3	97,5	97,5

^a Valor parcial que representaria o valor total de Λ^* quando retiramos a variável do conjunto.

^b Valores acumulados com a adição de cada variável.

^c Número de amostras classificadas corretamente com a adição gradual de cada variável.

Sendo o valor de Λ^* definido como a proporção da variabilidade total das fontes devido ao erro, observa-se que o conjunto das 8 variáveis reduz esse valor para, aproximadamente, 7,1%. Isso significa que o conjunto de elementos químicos selecionados explica, aproximadamente, 92,9 % da variabilidade total do sistema ($\Lambda^*=0,071$).

Adicionalmente, a significância do valor de *Wilks' Lambda* foi analisada considerando o valor do teste *F* estimado pela Expressão 5.17, a qual descreve a relação entre o teste *Fisher-Snedecor* e o valor de Λ^* . Considerando o nível de significância de 99% e os valores do grau de liberdade iguais a $v_1 = 16$ e $v_2 = 58$, o valor de *F* tabelado é, aproximadamente, 2,31. Pela Expressão 5.17 o valor calculado do teste *F* foi de 9,62. A partir disso, podemos considerar que o conjunto dessas oito variáveis selecionadas é capaz de distinguir as três fontes de sedimentos.

Por fim, foi determinada a distância de Mahalanobis (Equação 5.18) entre os centros de cada grupo, definido como o vetor coluna que representa o seu ponto central. Esse resultado é a distância relativa entre os centros de cada grupo no espaço multidimensional definido pelas oito variáveis (Tabela 6.12).

Tabela 6.12. Resultados da análise discriminante: valores da distância de Mahalanobis.

Distância ² de Mahalanobis entre as fontes			Valores de <i>F</i> _{v_1, v_2} ($F_{\text{critico}}=2,33$ para $\alpha=0,05$)	
	Drenagem	Estradas	Drenagem	Estradas
Estradas	14,2	-	Estradas	7,16
Lavouras	11,6	40,0	Lavouras	8,41
				22,57

GL é o grau de liberdade considerando $v_1 = m - 1 = 7$ e $v_2 = n_1 - m - 2 = 30$

As distâncias entre todos os grupos foram, significativamente, diferentes. Os valores da

distância de Mahalanobis demonstram que os grupos canais de drenagem e lavouras são mais similares entre si e que as estradas são mais semelhantes ao grupo canais de drenagem. Isso significa que os canais de drenagem têm materiais das lavouras e do subsolo.

Analisando os elementos químicos selecionados para discriminar as três fontes potenciais de sedimentos, segundo suas propriedades ambientais, observou-se que muitas delas refletem as práticas agrícolas da bacia. Uma importante fração do fósforo e do potássio, presente nos solos e nos sedimentos erodidos, está fortemente associada aos minerais de argila. Essa condição determina que o fósforo e o potássio sejam considerados traçadores com ótimas características conservativas no ambiente. Além disso, sua variabilidade está associada com as práticas de fertilização dos solos. A aplicação de fertilizantes químicos e orgânicos nas áreas de cultivo resulta em maior concentração de fósforo e de potássio nas áreas de lavouras, concentração baixa nas estradas que são construídas com material de subsolo, e concentração intermediária nos canais de drenagem. Tal como o fósforo e o potássio, as concentrações de cálcio e de sódio também são relacionadas com as atividades do uso do solo na bacia. O cálcio é aplicado nas lavouras como calcário para regular o pH. O sódio é encontrado em maior concentração em lavouras antigas devido aos efeitos acumulativos de fertilizações com salitre do Chile (nitrato de sódio - NaNO_3) que são muito utilizados no cultivo de fumo por serem facilmente assimiláveis pelas plantas.

A variabilidade da concentração de manganês está associada com o fenômeno de oxidação-redução dos solos. A condição de maior umidade do solo (drenagens e várzeas) pode afetar a concentração do manganês devido ao efeito do redox e mobilidade do manganês na forma reduzida. Sendo assim, esses elementos são traçadores em potencial. A concentração do manganês oxalato maior nas lavouras do que nos canais de drenagem, possivelmente porque o manganês nas drenagens é reduzido e mais facilmente mobilizado. Um problema verificado nas análises químicas foi que a concentração do manganês associado ao óxido é maior do que a concentração total de manganês da amostra. O manganês oxalato, apesar de mostrar uma boa capacidade discriminante, está fortemente correlacionado com o manganês total e por isso não contribuiu para a análise estatística. Considerando que houve dúvidas quanto à determinação da sua concentração química o elemento foi excluído da análise.

As concentrações de zinco e cobre apresentaram significativas diferenças entre os três grupos de fontes e, além disso, podem ser considerados como bons traçadores, particularmente por seu comportamento conservativo no ambiente. O cobre é largamente utilizado na agricultura como fertilizante, bactericida e fungicida. O cobre também ocorre naturalmente nos solos na forma de sulfatos, sulfitos, carbonatos e outros componentes. O zinco também é utilizado como um fertilizante (micronutriente essencial) e está presente em

inúmeros agrotóxicos (Adriano, 2001). Os agrotóxicos e adubos têm na sua composição esses elementos e podem contribuir para que, nas áreas de cultivo, suas concentrações sejam maiores, permitindo a diferenciação das fontes. Além disso, Poletto (2007) mostrou que o tráfego de veículos nas estradas pode liberar resíduos de combustível, óleos e graxas que podem conter metais pesados contribuindo para a diferenciação das estradas como fonte de sedimentos.

6.3.1.3. Estimativa das incertezas relacionadas às fontes

A última etapa da análise discriminante enfocou as incertezas associadas com cada fonte devido à dispersão dos pontos que compõem cada grupo (fonte de sedimentos). Cada grupo foi composto de um número representativo de amostras, onde as lavouras foram representadas por 20 amostras, as estradas 10 amostras e os canais de drenagem 10 amostras. Mesmos que as análises anteriores tenham determinado que os grupos são estatisticamente diferentes para os elementos químicos considerados, existe uma dispersão dos valores dentro de cada grupo que foi utilizado para determinar um valor de incerteza associado a cada grupo. Nesta etapa, cada uma das amostras foi analisada para testar sua eficiência em representar a fonte onde ela foi coletada. Esta análise é baseada na distância da amostra ao centro de seu grupo e da distância ao centro dos outros dois grupos. A partir do cálculo das distâncias da amostra às três fontes, foi determinada a probabilidade correspondente da amostra pertencer a cada uma das três fontes. A análise foi repetida para todas as amostras e o resultado final é a média das incertezas calculadas para todas as amostras de cada grupo.

Essa análise foi realizada como uma primeira tentativa ou aproximação para o desenvolvimento de uma metodologia de cálculo das incertezas relacionadas com as fontes de sedimentos em suspensão para o método de identificação de fontes de sedimentos. A Tabela 6.13 mostra os resultados das probabilidades de cada amostra em pertencer a cada um dos grupos.

A Tabela 6.13 mostra que todas as amostras das lavouras e das estradas foram corretamente classificadas nas fontes onde foram coletadas. Entretanto, uma das amostras pertencentes à fonte “canais de drenagem” foi incorretamente classificada como fonte “estrada”, ou seja, essa amostra está mais próxima ao centro do grupo “estrada” do que ao grupo “canais de drenagem”.

Tabela 6.13. Análise da distância de Mahalanobis, mostrando a probabilidade de cada amostra pertencer às três fontes (D – canais de drenagem, E - estradas, e L - lavouras).

Amostras das lavouras			Amostras das drenagens			Amostras das estradas					
Nº	D	E	L	Nº	D	E	L	Nº	D	E	L
1	0,037	0,000	0,963	1	0,999	0,001	0,000	1	0,003	0,997	0,000
2	0,000	0,000	1,000	2	0,959	0,001	0,040	2	0,014	0,986	0,000
3	0,000	0,000	1,000	3	0,635	0,000	0,365	3	0,000	1,000	0,000
4	0,002	0,000	0,998	4	0,731	0,000	0,269	4	0,055	0,945	0,000
5	0,142	0,000	0,858	5	0,947	0,000	0,053	5	0,006	0,994	0,000
6	0,028	0,000	0,972	6	0,962	0,030	0,008	6	0,000	1,000	0,000
7	0,001	0,000	0,999	7	0,987	0,000	0,013	7	0,000	1,000	0,000
8	0,020	0,000	0,980	8	0,288	0,712 ^(a)	0,000	8	0,376	0,624	0,000
9	0,380	0,000	0,620	9	0,989	0,010	0,001	9	0,000	1,000	0,000
10	0,001	0,000	0,999	10	0,984	0,016	0,000	10	0,000	1,000	0,000
11	0,002	0,000	0,998								
12	0,000	0,000	1,000								
13	0,396	0,000	0,604								
14	0,010	0,000	0,990								
15	0,017	0,000	0,983								
16	0,000	0,000	1,000								
17	0,021	0,000	0,979								
18	0,001	0,000	0,999								
19	0,006	0,000	0,994								
20	0,054	0,000	0,946								
Média	0,056	0,000	0,944		0,848	0,077	0,075		0,051	0,949	0,000

^(a) Amostra incorretamente classificada.

Outro resultado importante da Tabela 6.13 é que as amostras pertencentes ao grupo das fontes dos canais de drenagem apresentam uma maior variabilidade. Isto é devido ao fato de que as planícies fluviais são formadas de depósitos de outras fontes de sedimentos ao longo do tempo, resulta em uma maior heterogeneidade química dos seus solos. A Tabela 6.14 resume os resultados obtidos na análise das incertezas associadas a cada fonte de sedimentos. A primeira linha da Tabela 6.14 é a porcentagem do número de amostras classificadas corretamente no seu grupo de origem, e a segunda linha fornece uma medida da incerteza da capacidade discriminante de cada fonte.

Tabela 6.14. Resultado da análise de incerteza associada com a variabilidade dentro de cada fonte.

Análise	Lavouras	Canais de drenagem	Estradas
Porcentagem de amostras de cada fonte corretamente classificada em seu próprio grupo	100%	90%	100%
Incertezas associadas com a discriminação da fonte	5,6%	15,2%	5,1%

Mesmo quando todas as amostras são classificadas corretamente, como foi o caso das amostras das lavouras e estradas, é importante considerar a dispersão dentro do seu grupo. Os resultados apresentados na Tabela 6.14 combinam os erros associados com: (i) a distância entre os grupos, (ii) a porcentagem das amostras incorretamente classificadas, e (iii) a dispersão dentro do grupo. Este conjunto de resultados permitiu verificar as características das fontes de sedimentos em relação à semelhança para com as outras fontes e a variabilidade das amostras que a representam. Essa metodologia pode ser utilizada para definir se, realmente, as amostras coletadas no campo são em número suficiente para dar prosseguimento à análise. Neste trabalho a incerteza calculada não foi propagada para o resultado final de identificação das fontes, o que será um importante assunto de pesquisa no futuro para o aprimoramento do modelo de classificação das amostras de sedimentos em suspensão.

6.3.2. Determinação da proporção individual das fontes para a produção de sedimentos

6.3.2.1. Granulometria das fontes e dos sedimentos em suspensão

Um dos princípios fundamentais da utilização das técnicas de identificação de fontes de sedimentos é comparar os sedimentos amostrados nas fontes com os amostrados na calha dentro de uma mesma faixa granulométrica das fontes em relação aos sedimentos em suspensão. Os solos das fontes apresentam uma proporção maior de partículas maiores (>150 μm) que não são transportadas em suspensão. Além da diferença no tamanho dessas partículas, elas apresentam uma composição e comportamento químico diferente, principalmente, das argilas e dos microagregados. A maioria dos elementos utilizados como traçadores encontra-se concentrado nas argilas, silte e microagregados e em menor proporção nas areias. Como nos solos a proporção de areia é maior não é possível fazer uma comparação direta entre os sedimentos na fonte e os encontrados no canal de drenagem. As areias presentes nas amostras de solo das fontes proporcionam um efeito diluição da concentração química dos elementos traçadores.

Na Tabela 6.15 temos um resumo dos resultados obtidos pela análise da distribuição granulométrica dos sedimentos das fontes e dos sedimentos em suspensão coletados no canal de drenagem. Os intervalos foram divididos em função do limite entre o tamanho silte e areia (63 μm) (classificação da *American Geophysical Union*), o limite superior médio do tamanho das partículas transportadas em suspensão na bacia de Arvorezinha (150 μm) e o limite superior para a leitura no granulômetro automático a laser (400 μm). Os valores apresentados na Tabela 6.15 correspondem ao tamanho efetivo das partículas. Mesmo que o equipamento aplique uma alíquota de dispersante químico e ultrassom, essa energia não é

suficiente para a desagregação dos microagregados.

Tabela 6.15. Médias em porcentagem da granulometria das três fontes de sedimentos e das amostras de sedimentos em suspensão na bacia de Arvorezinha.

Granulometria μm	Lavoura		Estrada		Drenagem		Sed em Suspensão	
	Média	CV	Média	CV	Média	CV	Média	CV
< 2 (argila)	3,16	37,68	2,98	31,77	2,86	67,20	6,99	39,35
2 – 63 (silte)	43,77	15,15	41,31	22,97	39,15	33,97	66,23	13,08
63 – 150 (areia muito fina e fina)	30,28	12,99	36,31	9,38	34,39	8,18	22,30	28,11
150 – 400 (areia média)	22,79	29,80	19,40	50,28	23,60	57,46	4,48	109,87

CV – coeficiente de variação (desvio padrão / média)

Os resultados demonstraram uma significativa quantidade de partículas de tamanho silte e areia fina (150 μm) nas fontes e nos sedimentos em suspensão. Minella *et al.* (2002) desenvolveram um estudo para comparar a diferença entre tamanho efetivo e tamanho real das partículas de solo de diferentes fontes de sedimentos na bacia de Arvorezinha. Os autores constataram que essas frações são compostas, principalmente, por microagregados compostos de silte, argilas, óxidos e material orgânico, formando um material de grande estabilidade à desagregação. Para as amostras de lavoura, por exemplo, as quantidades de argila, silte e areia foram, respectivamente, 57, 20 e 23% considerando o tamanho real das partículas (dispersão com ultra-som), enquanto que, para o tamanho efetivo, as proporções de argila, silte e areia foram 4, 42 e 54 % (Minella *et al.*, 2002). Conseqüentemente, podemos considerar que, aproximadamente, 93% das argilas fazem parte de estruturas do tipo microagregado.

A peneiragem das amostras das fontes e dos sedimentos em suspensão no diâmetro de 150 μm foi escolhida como a alternativa mais segura para padronizar os dois grupos de amostras. Sendo assim, ambos os grupos (fontes e sedimentos em suspensão) foram peneiradas no diâmetro 150 μm , solucionando o efeito da diferença granulométrica entre fontes e sedimentos em suspensão. Isso permitiu a comparação das concentrações químicas padronizada pela faixa granulométrica dos sedimentos em suspensão sem a aplicação do fator de correção.

6.3.2.2. Resultados do modelo de classificação (Identificação de Fontes de Sedimentos)

O modelo de otimização foi eficiente na minimização da função objetivo e na determinação dos valores da contribuição relativa das três fontes de sedimentos para cada evento. Para os eventos em que foram coletadas mais de uma amostra, a contribuição relativa final do evento foi calculada por uma média ponderada pela produção de sedimentos

utilizando a Equação 5.32. Por exemplo, se temos uma amostra coletada antes e outra depois da vazão máxima, a contribuição relativa das fontes é determinada para cada parte do hidrograma. A contribuição relativa das fontes estimada para a primeira parte do hidrograma é multiplicada pela produção de sedimentos equivalente à primeira parte do hidrograma. Da mesma forma é multiplicado o resultado da contribuição relativa das fontes da segunda parte do hidrograma pela produção de sedimentos da segunda parte do hidrograma. Finalmente, os valores da contribuição absoluta da primeira e da segunda parte do hidrograma são somados e divididos pela produção total de sedimentos do evento (Tabela 6.16).

Os baixos valores dos erros médios relativos (EMR) demonstram que os resultados da minimização da função objetivo são aceitáveis. Para alguns poucos eventos, o ERM ultrapassou o limite máximo aceitável do EMR de 15% que é considerado como um critério para a utilização dos resultados (Walling e Collins, 2000). Dois eventos apresentaram um erro alto e foram excluídos da análise. Sete eventos excederam o limite por uma pequena margem e devido à influência negativa de somente uma variável traçadora (que foi diferente para cada evento); nesses casos, os resultados foram mantidos na análise. Os resultados finais da proporção de cada fonte são apresentados na Tabela 6.16. Os resultados fornecem as estimativas da contribuição relativa das três fontes para a produção de sedimentos de cada evento amostrado e uma estimativa da contribuição média total dos eventos ponderada pela produção de sedimentos (Equação 5.32) medida das três fontes de sedimentos para os períodos pré e pós-tratamento. Para o período pós-tratamento foram apresentadas duas estimativas da contribuição média total dos eventos ponderada pela produção de sedimentos. Uma das estimativas excluiu o evento extremo que ocorreu no dia 25 de outubro de 2003. Isto porque considerando que o impacto da melhoria do manejo parece ser menos evidente para os eventos de alta magnitude, a inclusão desse evento reduz o impacto da melhoria do manejo do solo.

Tabela 6.16. Contribuição relativa dos três grupos de fontes de produção de sedimentos dos eventos amostrados.

	Pré-Tratamento				Pós-Tratamento				
	Produção Relativa de Sedimentos (%)				Produção Relativa de Sedimentos (%)				
	Canal	Estrada	Lavoura	ERM	Canal	Estrada	Lavoura	ERM	
15/05/02	3,7	19,2	77,1	7,8	25/10/03	11,6	8,2	80,2	6,2
20/05/02	2,0	42,8	55,2	7,2	11/12/03	16,1	30,3	53,6	5,2
13/06/02	3,5	3,5	93,0	5,7	15/12/03	29,9	29,1	41,0	11,6
01/07/02	0,2	42,8	57,0	5,6	30/12/03	23,4	39,8	36,8	10,4
20/08/02	1,2	35,3	63,5	8,3	10/01/04	18,8	39,7	41,5	4,9
22/08/02	1,9	34,7	63,4	8,4	05/02/04	32,1	23,9	44,0	9,4
12/09/02	0,6	48,5	50,9	13,3	07/05/04	21,8	2,2	76,0	12,1
25/10/02	1,3	36,8	61,9	6,5	25/05/04	11,5	24,4	64,1	10,7
18/11/02	0,4	57,0	42,6	14,3	10/06/04	9,8	20,9	69,3	7,9
20/11/02 ^(a)	0,1	56,8	43,1	16,8	01/07/04	28,8	7,1	64,1	11,8
01/12/02 ^(a)	0,6	59,2	40,2	15,9	07/07/04 ^(a)	4,7	41,3	54,0	16,4
06/12/02	0,5	45,4	54,1	12,8	15/07/04	12,4	16,9	70,7	14,3
25/04/03	0,6	32,6	66,8	13,8	20/09/04 ^(a)	1,9	35,6	62,5	17,1
29/04/03	4,7	1,5	93,8	12,9	21/09/04 ^(b)	0,0	91,8	8,2	27,5
11/06/03 ^(a)	1,7	60,9	37,4	15,2	22/09/04	9,5	13,0	77,5	8,9
14/06/03	2,9	28,1	69,0	11,4	13/10/04	29,4	31,0	39,6	7,2
08/07/03	1,2	30,8	68,0	11,6	16/10/04 ^(a)	1,1	35,2	63,7	15,2
15/07/03	2,5	31,1	66,4	12,8	23/10/04	43,7	37,6	18,7	8,2
22/07/03 ^(a)	0,5	41,4	58,1	17,1	25/10/04 ^(b)	0,0	92,1	7,9	27,6
					09/11/04	10,0	13,9	76,1	8,7
					11/11/04	10,0	31,7	58,3	11,3
					09/01/05	10,4	50,1	39,5	4,4
					13/03/05	30,0	31,2	38,8	13,5
					11/05/05	24,8	3,0	72,2	9,7
					18/05/05	7,9	33,5	58,6	8,0
					17/06/05	0,9	89,8	9,3	11,1
					21/07/05	28,5	31,5	40,0	9,1
					04/10/05	34,3	18,7	47,0	10,0
					27/10/05	31,1	23,7	45,2	10,1
					23/12/05	18,2	41,2	40,6	11,1
					19/03/06	20,9	36,3	42,8	12,1
Mínimo	0,1	1,5	37,4	5,6	Mínimo	0,9	2,2	9,3	4,4
Máximo	4,7	60,9	93,8	17,1	Máximo	43,7	89,8	80,2	17,1
Média	1,6	37,3	61,1	11,4	Média	18,4	29,0	52,6	10,3
Média_{pond}	1,8	35,6	62,6		Média_{pond}	14,9	13,4	71,7	
					Média_{pond}^c	22,0	24,2	53,8	

ERM – Erro Relativo Médio (%) - nos eventos onde foram coletadas duas ou três amostras o valor do ERM listado é a média das amostras coletadas durante o evento.

Média_{pond} – Média ponderada pela produção de sedimentos (Equação 5.32).

^(a) Eventos mantidos para a análise.

^(b) Eventos excluídos da análise.

^(c) Média ponderada excluindo o evento de 25 de Outubro de 2003.

Na Tabela 6.17 é apresentada a análise de incertezas (Equação 5.26) dos resultados obtidos pelo método de classificação das amostras de sedimentos em suspensão pelo qual foram obtidos os valores da contribuição relativa de cada fonte de sedimentos (Tabela 6.16). Tal como descrito no item 5.3.3.4 foram testadas as hipóteses:

- (a) de que a contribuição da fonte dos canais de drenagem não difere de 0% em cada um dos períodos;
- (b) de que a contribuição da fonte estrada não difere de 0% em cada um dos períodos;
- (c) de que a contribuição da fonte lavoura não difere de 100% em cada um dos períodos;
- e
- (d) de que as contribuições das fontes entre os dois períodos não diferem entre si.

Tabela 6.17. Análise de incerteza para as amostras de sedimentos em suspensão a partir do teste da razão da máxima verossimilhança.

Hipóteses (H_0)	T ² de Hotelling	Razão de Verossimilhança	Conclusão
Período Pré-Tratamento			
A contribuição dos canais de drenagem é igual a 0%	3,05	0,231	Aceita H_0
A contribuição das estradas é igual a 0%	2,28.10 ¹⁰	≈ 0	Rejeita H_0
A contribuição das lavouras é igual a 100%	1,87.10 ¹⁴	≈ 0	Rejeita H_0
Período Pós-Tratamento			
A contribuição dos canais de drenagem é igual a 0%	11,03	0,009	Rejeita H_0
A contribuição das estradas é igual a 0%	2,17.10 ⁰⁷	≈ 0	Rejeita H_0
A contribuição das lavouras é igual a 100%	7,98.10 ²⁸	0	Rejeita H_0
Período Total			
A contribuição média do período pré-tratamento é igual ao período pós-tratamento	1,37.10 ⁰⁵	≈ 0	Rejeita H_0

Intervalo de confiança de 95%.

Os resultados da Tabela 6.17 mostram que para o período pré-tratamento a contribuição da fonte “canal de drenagem” não difere significativamente de zero, porque o valor da Razão de Verossimilhança calculado foi alto (0,231) e o valor de T² calculado foi menor que o valor crítico. Para as outras duas hipóteses relacionadas com o período pré-tratamento, a hipótese H_0 é rejeitada e se aceita que a contribuição das estradas é diferente de 0% e das lavouras diferente de 100%. Para o período pós-tratamento todas as hipóteses nulas foram rejeitadas. Para o último teste, que avaliou se houve diferenças entre os dois grupos de eventos (pré e pós), também a hipótese nula foi rejeitada, significando que a contribuição dos dois grupos são distintas para 95% de confiança.

A aplicação desse método de classificação, além de permitir estimar a contribuição relativa de cada fonte forneceu uma estimativa das incertezas relacionadas com os resultados. Entretanto, é necessário maior aprofundamento da componente de incerteza do modelo, principalmente para adequá-la quando temos um pequeno número de amostras de sedimentos em suspensão disponíveis e, também, a propagação das incertezas das fontes nesse resultado.

6.3.2.3. Mudanças na contribuição relativa de sedimentos dos grupos individuais de fontes em resposta às mudanças no manejo do solo

Os resultados apresentados na Tabela 6.16 indicam que a melhoria nas práticas de manejo do solo na bacia de Arvorezinha resultou numa significativa mudança na importância relativa das três fontes de sedimentos. Uma comparação entre a média ponderada dos períodos pré e pós-tratamento (excluindo o evento extremo de 25 de outubro de 2003) indicam que as contribuições das lavouras e das estradas reduziram de 62,6% e 35,6% para 53,8% e 24,2% respectivamente, enquanto a contribuição do canal aumentou de 1,8% para 22,0%. As mudanças na contribuição relativa dos três grupos de fontes ocasionadas pela alteração no manejo do solo são exploradas na Figura 6.9, onde os resultados individuais dos eventos foram graficados em um sistema trilinear de eixos. A análise da Figura 6.9 confirma que os períodos pré e pós-tratamento estão associados com os contrastes entre as fontes de sedimentos, os quais se distribuem diferentemente no gráfico trilinear.

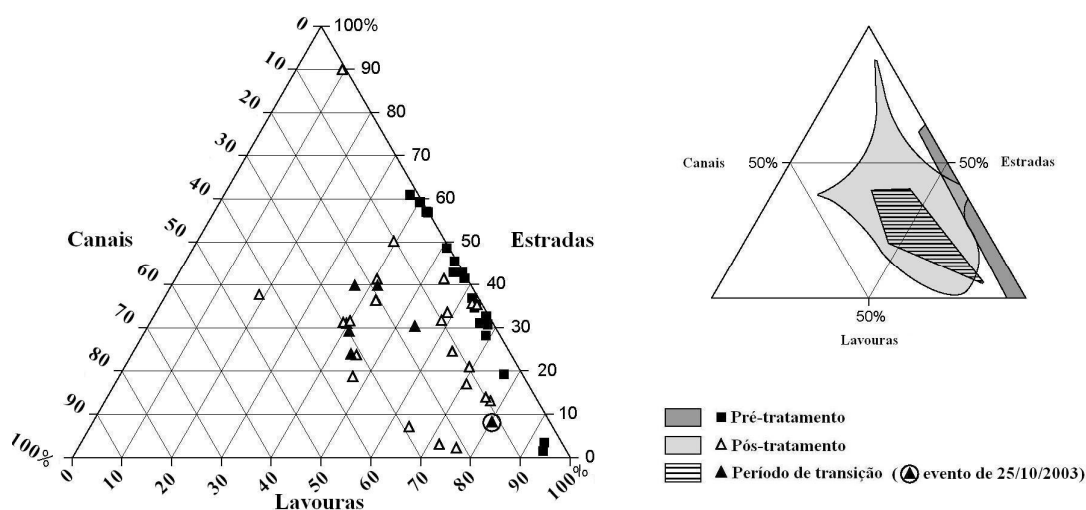


Figura 6.9. Contribuição relativa dos três grupos de fontes para a produção de sedimentos dos eventos monitorados durante os períodos pré e pós-tratamento.

Os resultados dos seis eventos que ocorreram entre outubro de 2003 e fevereiro de 2004, os quais previamente foram classificados como pertencentes ao período de transição, são novamente distinguidos (Figura 6.9). Entretanto, o esboço desses pontos no gráfico mostra claramente que os mesmos estão associados com o período de pós-tratamento, como concluído anteriormente. O maior contraste entre os períodos pré e pós-tratamento foi encontrado na contribuição das fontes dos canais. Durante o período pré-tratamento, a contribuição do canal apresentou um intervalo pequeno de valores, variando entre 0,1 e 4,7%. Entretanto, após a mudança no manejo do solo, o intervalo na contribuição do canal aumentou

significativamente, com valores entre 0,9 e 43,7%. A contribuição média das estradas diminuiu durante o período pós-tratamento de 37,3 para 29,0%. Da mesma forma, o intervalo de valores também aumentou para as estradas durante os eventos de 1,5 – 60,9% para 2,2 – 89,8%.

É importante reconhecer que os valores apresentados acima se referem à contribuição “relativa” de cada evento, os quais podem introduzir uma falsa percepção da quantidade mobilizada de cada fonte, já que os eventos apresentam magnitudes diferentes. Embora a contribuição relativa (%) de uma determinada fonte tenha aumentado durante o período pós-tratamento, sua magnitude absoluta (toneladas) pode ter tido um decréscimo com a redução geral da produção de sedimentos durante o período de pós-tratamento. Entretanto, em termos gerais, a redução na importância relativa das lavouras e estradas como fontes de sedimentos é consistente com a adoção da prática de cultivo mínimo, com a conseqüente redução do escoamento superficial, redução na erosão e redução da mobilização de sedimentos das lavouras. O aumento na importância da contribuição da fonte canal de drenagem poderia refletir simplesmente uma redução na contribuição das outras duas fontes, mais do que um impacto direto da melhoria do manejo do solo na bacia. Sendo assim, para o esclarecimento das mudanças nas respostas dos sedimentos da bacia é necessário considerar as mudanças nas quantidades absolutas da contribuição de sedimento pelas fontes individuais, que são apresentadas a seguir.

6.4. O IMPACTO DA ALTERAÇÃO DO MANEJO DO SOLO NA MOBILIZAÇÃO DE SEDIMENTOS DENTRO DA BACIA DE ESTUDO

Pela combinação entre a informação da contribuição relativa das três fontes de sedimentos para a produção de sedimentos dos eventos listados na Tabela 6.16 com os valores da produção de sedimentos dos mesmos eventos listados na Tabela 6.8 foi possível calcular a quantidade de sedimentos mobilizada de cada uma das três fontes durante esses eventos. Adicionalmente, foram realizadas as comparações dos períodos pré e pós-tratamento utilizando as relações entre esses valores e as variáveis que representam o escoamento superficial e a precipitação desses eventos. Com isto, foi possível identificar mudanças nas quantidades de sedimentos mobilizadas de cada fonte e relacioná-las com as mudanças no manejo do solo que ocorreu dentro da bacia. As relações são apresentadas na Figura 6.10. Os pontos associados com a fase de transição pertencentes ao período pós-tratamento foram distinguidos. Esta informação complementa os resultados apresentados na Figura 6.6, Figuras 6.8A e 6.8B.

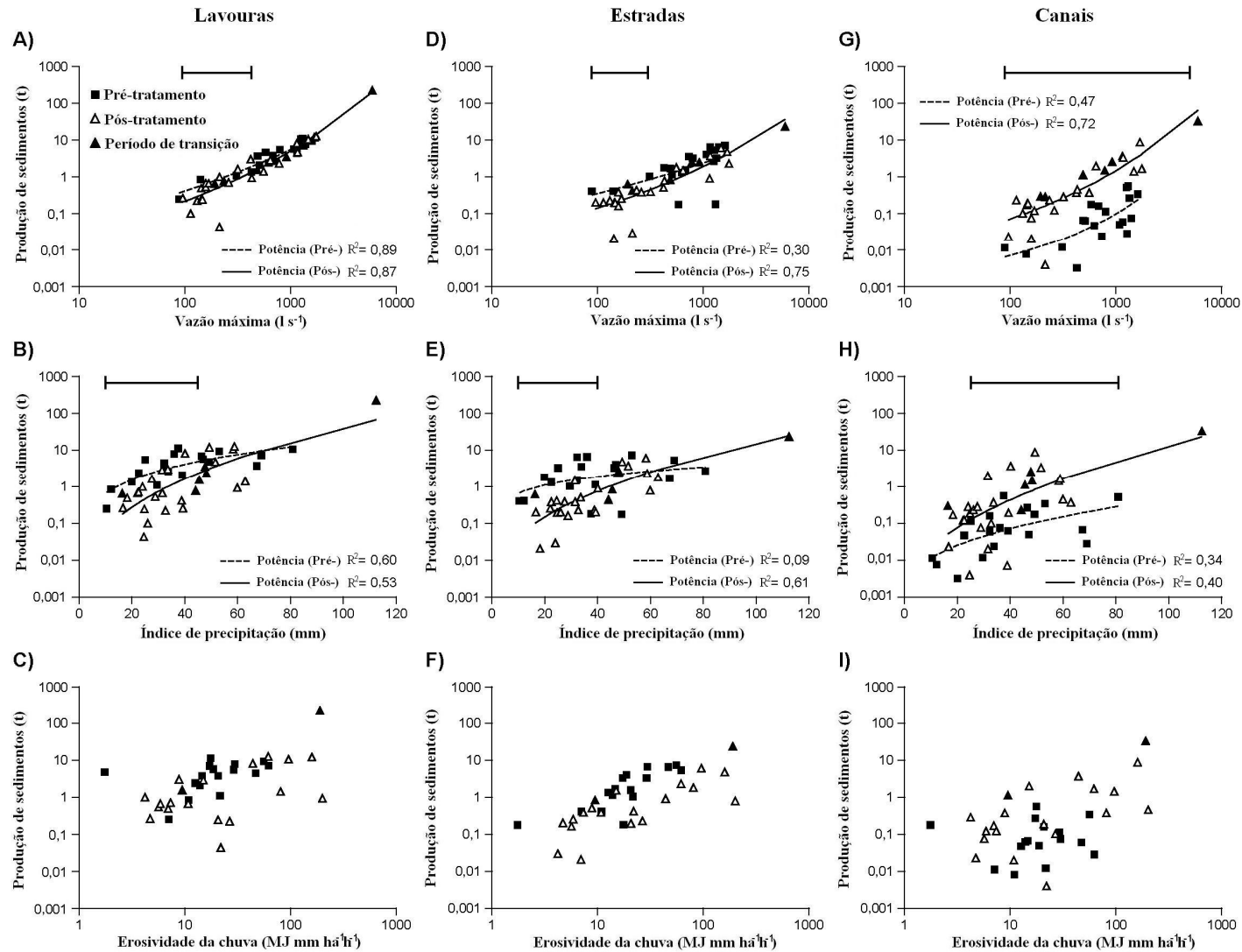


Figura 6.10. Relações dos períodos pré e pós-tratamento entre as quantidades de sedimentos mobilizadas dos três grupos de fontes durante os eventos e a vazão máxima e a precipitação associada aos eventos.

A Figura 6.10 mostra uma clara evidência que a mobilização de sedimentos dos canais de drenagem durante os eventos tem aumentado substancialmente depois da introdução das práticas de manejo conservacionista na bacia de estudo. A relação entre a quantidade de sedimento mobilizada da fonte “canal de drenagem” e vazão máxima, apresentada na Figura 6.10G, indica que a mobilização de sedimentos das margens e do fundo do canal para uma dada vazão máxima foi, aproximadamente, uma ordem de magnitude maior no período de pós-tratamento. Mesmo considerando que a vazão máxima de uma tempestade possa ter reduzido no período pós-tratamento, o aumento na mobilização de sedimentos provenientes das fontes de canal é claramente maior durante o período pós-tratamento do que no período pré-tratamento. Esta situação é confirmada pela Figura 6.10H, a qual apresenta as relações entre a quantidade de sedimento mobilizado da fonte “canal de drenagem” e o índice de precipitação (P_{indice}). O uso do índice de precipitação reduz a incerteza de se considerar a variável vazão máxima, já que esta foi alterada com a introdução do manejo conservacionista do solo. O gráfico para esta relação proporciona uma clara evidência que a quantidade de sedimento mobilizada das fontes de canal aumentaram significativamente para o período pós-tratamento. Além disso, as Figuras 6.10G e H não mostram evidências de que o aumento da mobilização de sedimentos das fontes dos canais reduziu para os eventos de grande magnitude. Esse é um resultado que contrasta com os resultados das outras duas fontes, onde a diferença entre os dois períodos de manejo reduz significativamente para os eventos de grande magnitude e, para algumas relações não existe diferença.

Como indicado acima, o aumento na mobilização de sedimentos da fonte “canal de drenagem” no período de pós-tratamento sugere que, com a redução na erosão das lavouras, ocorre uma menor transferência de sedimentos para o canal de drenagem. Considerando, que o escoamento no canal dispõe de uma certa quantidade de energia para realizar os processos de transporte e desagregação de sedimentos (Simons e Senturk, 1977), é razoável supor que a redução no suprimento de sedimentos para o canal, devido às práticas de conservação do solo, condicione que a energia do escoamento seja mobilizada para os processos de desagregação do canal. Essa é uma condição clássica de erosão no canal a jusante de reservatórios. As observações sistemáticas no campo da rede de drenagem durante o período de pós-tratamento forneceram evidências do aumento do aprofundamento do canal e o colapso de margens, o que confirma essa interpretação (Figura 6.11). O aprofundamento do canal associado com a incisão pode resultar no aumento da instabilidade das margens e, então, o aumento na erosão das margens. Isso pode explicar o aumento da mobilização de sedimentos do período pós-tratamento durante os eventos de grande magnitude, quando a incisão do canal e o colapso das margens tende a ser mais efetiva.



Figura 6.11. Colapso de margens e erosão no fundo do canal de drenagem na bacia de Arvorezinha após a adoção de práticas de conservação de solo nas lavouras.

No caso das estradas, verificou-se que as quantidades de sedimentos provenientes dessas fontes diminuíram substancialmente no período de pós-tratamento para os eventos de baixa e intermediária magnitude (Figuras 6.10D e E). Mesmo assim, o decréscimo é significativamente reduzido para as condições dos eventos de grande magnitude. Essa situação é coerente e consistente com as observações de campo, considerando que a implantação do cultivo mínimo reduziu a quantidade de escoamento superficial proveniente das lavouras para dentro das estradas, exceto para os eventos de grande magnitude, conforme pode ser visto pela Figura 6.6. Outra consideração importante a ser feita é que as atividades de manutenção das estradas foram semelhantes nos dois períodos e não houve uma prática específica de retificação das estradas que pudessem contribuir para a redução do suprimento de sedimentos por esta fonte.

No caso das lavouras, a Figura 6.10A indica que existe uma pequena diferença para os períodos pré e pós-tratamento entre a quantidade de sedimento mobilizado das lavouras e a vazão máxima. Entretanto, existe alguma evidência que a mobilização de sedimentos para os eventos de pequena magnitude diminuiu no período pós-tratamento. Essa aparente ausência de diferença entre pré- e pós-tratamento reflete o fato que a vazão máxima para uma dada precipitação foi significativamente reduzida durante o período de pós-tratamento (Figura 6.6). Diferentemente, a Figura 6.10B demonstra que a quantidade de sedimentos mobilizada das fontes de lavoura para um dado valor do índice de precipitação (P_{indice}) foi significativamente menor para as chuvas de baixa e intermediária magnitude durante o período de pós-tratamento. Essa redução reflete a influência do sistema conservacionista no aumento da proteção da superfície do solo e na redução do escoamento superficial, o que justifica uma menor mobilização e menor transporte de sedimentos para o canal de drenagem.

7. DISCUSSÃO

7.1. POTENCIAL DA TÉCNICA DE IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS

Os resultados apresentados neste trabalho fornecem uma clara demonstração do potencial do uso de técnicas de traçamento de sedimentos para complementar e estender o uso das técnicas tradicionais de monitoramento hidrossedimentométrico para a avaliação do impacto da melhoria do manejo do solo na redução da erosão e da produção de sedimentos em bacias hidrográficas. A técnica tradicional mostrou que a introdução das práticas de cultivo mínimo na bacia de Arvorezinha resultou na redução da produção de sedimentos nos eventos de baixa e média magnitude. Para os eventos de grande magnitude, a redução na produção de sedimentos foi limitada. A possível razão identificada para esse resultado foi a ausência de métodos mecânicos de controle do escoamento superficial (terraços, bacias de infiltração, canais escoadouros, etc.), os quais são essenciais num programa de controle de erosão (diminuição da velocidade e aumento da retenção do escoamento superficial) em bacias hidrográficas (Morgan, 1995).

A inclusão de técnicas de traçamento dos sedimentos em suspensão forneceu uma informação adicional sobre a mudança da resposta do processo de emissão dos sedimentos “dentro” da bacia, demonstrando que a “diferença líquida” da diminuição documentada pelo monitoramento tradicional engloba um conjunto mais complexo de mudanças.

Os resultados da identificação das fontes de sedimentos confirmaram a importância das três fontes (lavouras, estradas não pavimentadas e canais de drenagem), e forneceram informações de sua importância relativa. Os resultados também demonstraram que a introdução da prática de cultivo mínimo na bacia de Arvorezinha causou uma diminuição da erosão e da mobilização de sedimentos das áreas de lavoura e das estradas, confirmando as evidências obtidas pelo monitoramento tradicional. Adicionalmente, os resultados também demonstraram que os sedimentos mobilizados dos canais aumentaram no período de pós-tratamento devido ao aprofundamento do canal e colapso das margens, associados,

possivelmente, com a redução da entrada de sedimentos no canal, conforme já comentado. Os efeitos da melhoria do manejo do solo na redução da erosão do solo e da emissão de sedimentos das lavouras e das estradas foram maiores do que o demonstrado pelas técnicas tradicionais, as quais foram incapazes de considerar o aumento de sedimento mobilizados da fonte canal de drenagem durante o período de pós-tratamento.

Como um meio de generalizar e resumir os resultados apresentados nas Figuras 6.8 e 6.10, a Tabela 7.1 apresenta uma estimativa generalizada das mudanças na produção de sedimentos associadas com a mudança do manejo tradicional para o manejo conservacionista de solo na bacia de Arvorezinha. A estimativa da produção de sedimentos foi baseada em três eventos de chuva hipotéticos de diferentes magnitudes, onde a produção de sedimentos é calculada baseada nas regressões, dos períodos pré e pós-tratamento, fornecidas pelo monitoramento tradicional (Figura 6.8) e pelo estudo de identificação de fontes de sedimentos (Figura 6.10). Foram enfatizadas as relações envolvendo o índice de precipitação ($P_{índice}$) através das curvas de regressão estabelecidas para os gráficos das Figuras 6.8A, 6.10B, 6.10E e 6.10H, considerando que esses apresentam a melhor correlação com os dados disponíveis. Um evento de baixa, intermediária e alta magnitude foi considerado e considera-se não haver ocorrência de precipitação nos dias anteriores ao evento.

Tabela 7.1. Estimativa generalizada do impacto da mudança no manejo do solo dentro da bacia de estudo na produção de sedimentos de eventos, baseada nas equações de regressão apresentadas nas Figuras 6.8A e 6.10B, 6.10E e 6.10H.

Monitoramento Tradicional									
Índice de Precipitação ($P_{índice}$) (mm)	Produção de Sedimentos no Evento (toneladas)								
	Pré-tratamento			Pós-tratamento			Mudança		
15	2,039			0,335			-84%		
30	4,882			2,023			-59%		
60	11,689			12,197			+4%		

Monitoramento Tradicional com a Identificação das Fontes de Sedimentos									
$P_{índice}$ (mm)	Produção de Sedimentos no Evento (toneladas)								
	Fonte do Canal de Drenagem			Fontes das Estradas			Fontes das Lavouras		
	Pré	Pós	Mudança	Pré	Pós	Mudança	Pré	Pós	Mudança
15	0,018	0,043	+144%	0,894	0,085	-90%	1,096	0,150	-86%
30	0,045	0,197	+339%	1,512	0,363	-76%	2,735	0,731	-73%
60	0,152	1,641	+978%	2,663	2,483	-7%	7,688	5,871	-24%

* Eventos hipotéticos escolhidos para representar um evento de pequena, média e grande magnitude.

A informação apresentada na Tabela 7.1 procura salientar a diferença no impacto da melhoria do manejo na redução da produção de sedimentos para os eventos de diferente magnitude e salienta o aumento no detalhamento da informação das mudanças na resposta de sedimentos fornecido pelo estudo de identificação das fontes de sedimentos.

Para os valores de produção de sedimentos estimados pelo “Monitoramento Tradicional com a Identificação das Fontes de Sedimentos”, a mobilização de sedimentos das lavouras e estradas reduz durante o período pós-tratamento, enquanto que a quantidade proveniente dos canais aumenta. Para os valores de produção de sedimentos estimados somente pelo “Monitoramento Tradicional”, vemos que a produção total de sedimentos da bacia diminui para os eventos de baixa e intermediária magnitude e praticamente não ocorre alteração para os eventos de grande magnitude.

Considerando os resultados do monitoramento hidrossedimentométrico acoplado com a identificação das fontes, um aspecto importante foi que a eficiência do cultivo mínimo diminui com o aumento na magnitude dos eventos para as fontes lavoura e estrada. No caso da fonte canal de drenagem no período após o cultivo mínimo a produção de sedimentos aumenta e numa magnitude muito maior que a redução nas outras duas fontes, ao passo que os intervalos das lavouras e estradas variam de -86 a -24% e -90 a -7%, respectivamente, no caso das drenagens o intervalo foi de +144 a +978%. Os canais de drenagem mostraram grande sensibilidade à alteração das condições hidrológicas e sedimentológicas introduzidas pelo manejo conservacionista do solo, mesmo que o volume de sedimentos mobilizado seja, significativamente, menor do que aqueles provenientes das lavouras, a erosão dos canais precisa ser controlada.

É importante salientar que os resultados positivos da redução da produção de sedimentos foram obtidos numa condição de pós-tratamento “gradual e parcial” da implementação do cultivo mínimo. Esta situação induz a acreditar que os efeitos seriam muito mais pronunciados se a comparação entre os tratamentos fosse realizada numa condição de 100% das lavouras com cultivo mínimo ou plantio direto com as s mecânicas e com maior período de monitoramento.

7.2. IMPACTOS DA CONSERVAÇÃO DO SOLO SOBRE OS PROCESSOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS NA BACIA DE ARVOREZINHA

Os resultados obtidos pelo monitoramento da bacia de Arvorezinha demonstraram que o programa de implementação do cultivo mínimo foi eficiente na redução da erosão e produção de sedimentos das lavouras e, indiretamente reduziu a produção de sedimentos das estradas, porém esses decréscimos afetaram o processo de mobilização dos sedimentos dos canais. Isso reafirma a estrutura complexa que define uma bacia hidrográfica como um sistema composto de processos interdependentes e de subsistemas conectados (Owens, 2005). Neste sistema de estudo, as fontes canal de drenagem, estrada e lavoura são subsistemas

conectados, onde os processos erosivos nos canais e nas estradas são dependentes do processo erosivo nas lavouras, já que esta representa a maior parcela de contribuição da área da bacia. As principais direções que determinam a conexão entre os subsistemas são: (i) das lavouras diretamente para os canais; (ii) das lavouras para as estradas e posteriormente para os canais, (iii) das estradas para as lavouras e, então, para os canais; (iv) das estradas diretamente para os canais (Figura 7.1).

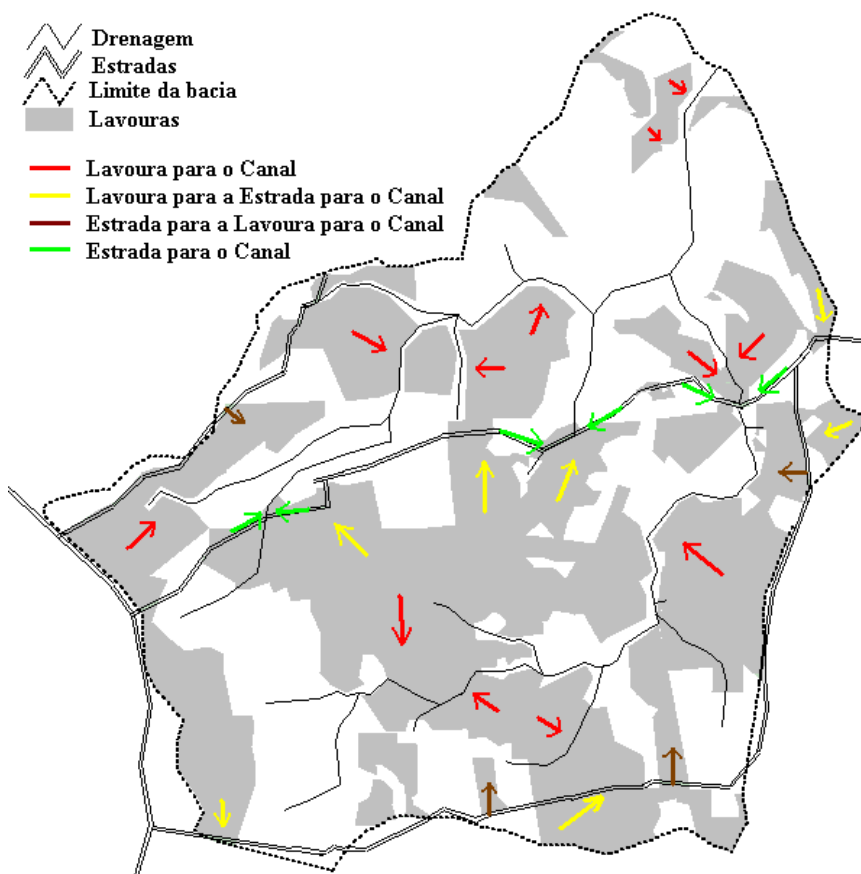


Figura 7.1. Principais direções de conexão entre lavouras, estradas e canais de drenagem na produção de sedimentos na bacia de Arvorezinha.

7.2.1. Evolução agrícola da bacia

A variabilidade espacial e temporal da mobilização de sedimentos dentro da bacia de Arvorezinha é um exemplo importante para discutir a evolução agrícola da bacia devido à implantação de medidas de conservação do solo. Esta questão está relacionada com o estudo da “conexão entre os subsistemas” e “capacidade de resposta da bacia”, os quais refletem uma medida do grau de estabilidade da bacia devido a um distúrbio que pode ser natural ou

antrópico, positivo ou negativo. Baseado no conceito de “sensibilidade ambiental” (*landscape sensitivity*), o efeito de ações antrópicas ou naturais sobre a erosão do solo tem sido utilizado para estudos de evolução geomorfológica das paisagens (Brunsdon e Thornes, 1979) e para avaliar a evolução dos processos hidrossedimentológicos em bacias (Allinson e Thomas, 1993). Em geral, o conceito mais empregado é a “susceptibilidade de um sistema ao distúrbio” (resiliência) e os principais tópicos explorados são (Knox, 2001):

- 1- determinação de quão grande deve ser uma mudança numa determinada condição ambiental que resultará na modificação da condição pré-existente;
- 2- que partes da paisagem são mais e menos afetadas; e
- 3- sobre que intervalo de tempo um período de transição irá ocorrer antes de um estado de “*quasi-equilibrium*” possa ser atingido.

A partir dos resultados obtidos na bacia de Arvorezinha, é possível fazer algumas inferências relacionadas com a capacidade e o tempo de resposta da bacia frente à alteração provocada pela mudança no manejo do solo.

Em relação ao primeiro item, vimos que a alteração de, aproximadamente, 40% da área da bacia para o manejo conservacionista do solo foi capaz de diminuir a produção total de sedimentos na bacia em, aproximadamente, 70%, para os eventos de pequena e média magnitude. A redução na produção de sedimentos total foi menor para os eventos de grande magnitude, o que pode ser consequência da ausência de medidas complementares de conservação de solo como terraços, cordões vegetados e presença de mata ciliar, os quais são particularmente importantes para o controle do escoamento superficial em grandes eventos. Isso demonstra que as variáveis hidrossedimentológicas da bacia responderam ou foram sensíveis à alteração do uso e do manejo, ainda que para esta última a implementação tenha sido gradual e a sua abrangência não tenha atingido um valor máximo possível das áreas de lavouras.

Em relação ao segundo item, os resultados obtidos pelo estudo de identificação da contribuição das fontes de sedimentos mostram que as três fontes de sedimentos foram afetadas pela implementação do cultivo mínimo, evidenciando uma condição de interdependência entre a atividade das fontes. A mudança na condição do manejo dos solos nas áreas de lavouras afetou, indiretamente, a mobilização de sedimentos das outras fontes (canais de drenagem e estradas). Pela análise dos resultados da Tabela 6.16 (contribuição relativa, ponderada pela produção de sedimentos), as lavouras apresentaram o maior impacto seguido pelas estradas e depois pelos canais. Porém, considerando o incremento relativo individual $((\%pós - \%pré) / \%pós)$ a maior diferença foi encontrada para a fonte canais de

drenagem seguida pelas estradas e lavouras (Tabela 7.1). Isso reforça a hipótese do funcionamento das bacias hidrográficas como sendo um sistema aberto que opera com subsistemas interconectados e, quando ocorre a alteração de um subsistema, poderá haver, portanto, impactos em outra parte do sistema. No caso da bacia de Arvorezinha, a diminuição na mobilização dos sedimentos das fontes lavouras promoveu o aumento na mobilização dos sedimentos dos canais de drenagem e a diminuição na mobilização dos sedimentos das estradas.

O possível mecanismo físico que gerou esse processo foi a diminuição do aporte de sedimentos pelas lavouras para o canal, determinando que o escoamento no canal tenha causado mais erosão. A diminuição do escoamento superficial nas lavouras causou uma redução na transferência de sedimentos na bacia vertente para a drenagem. Da mesma maneira, a diminuição do escoamento superficial nas estradas diminuiu a mobilização e o transporte dos sedimentos das estradas para os canais de drenagem. De fato, nas visitas de campo e através de levantamentos da seção de monitoramento, foi observada a erosão das margens e o aprofundamento do leito dos canais nos terços médio e inferior da rede de drenagem.

Em relação ao terceiro item dos princípios de Knox (2001), os resultados são menos conclusivos para definir em que estado a bacia se encontra. Devido ao curto período de monitoramento após a implementação das práticas conservacionistas, não é possível afirmar que no final do monitoramento a bacia encontrou um estado de equilíbrio, sendo mais provável que a bacia ainda esteja num período de transição com alguma tendência positiva para encontrar uma situação de equilíbrio. A continuidade do monitoramento possibilitará concluir, com maior segurança, o período necessário para que a bacia atinja o estado de *quasi-equilibrium* após a implementação do cultivo mínimo. Mesmo assim, algumas observações foram realizadas para caracterizar a fase de transição ou início da nova fase de equilíbrio. A primeira delas é que a alteração nos padrões de emissão de sedimentos foi imediata à implementação do cultivo mínimo (2003-2004), mesmo que isso ocorreu em 20% da área da bacia. Durante o período que o cultivo mínimo abrangeu 20% da área da bacia, os pontos foram destacados nas regressões, mas como vimos os valores foram muito semelhantes ao período posterior quando houve o aumento para 40% da área da bacia. Mesmo que os resultados apresentados na Tabela 7.1 demonstram que a introdução do cultivo mínimo na bacia de Arvorezinha resultou na redução da produção de sedimentos, os gráficos C, D, E e F da Figura 6.8 não demonstraram que houve redução na concentração de sedimentos média e máxima dos eventos para o período pós-tratamento. Tal como descrito anteriormente, isso ocorreu, possivelmente, pelo aumento na mobilização de sedimentos do canal uma vez que a

energia do escoamento é distribuída entre os processos de transporte e desagregação. Na medida que ocorre uma redução no suprimento de sedimentos, a energia é então mobilizada para o processo de desagregação (Foster, *et al.*, 1981; Hairsine e Rose, 1992; Julien, 1995, Merten, 2000).

7.2.2. O efeito de um evento de grande magnitude

Alguma fonte de incertezas na análise da capacidade de resposta da bacia está relacionada com os efeitos do evento do dia 25 de outubro de 2003. A grande intensidade da chuva e o volume escoado associado ao solo com baixa cobertura vegetal e recém arado geraram uma significativa erosão nas lavouras e, conseqüentemente, elevada produção de sedimentos. O resultado da identificação das fontes de sedimentos para esse evento foi de 11,6% da fonte canal de drenagem, 8,2% da fonte estrada e 80,2% da fonte lavoura. Na Figura 7.2 temos o hidrograma, o hietograma e alguns dados de concentração de sedimentos coletados durante a subida da onda de cheia no amostrador de nível ascendente.

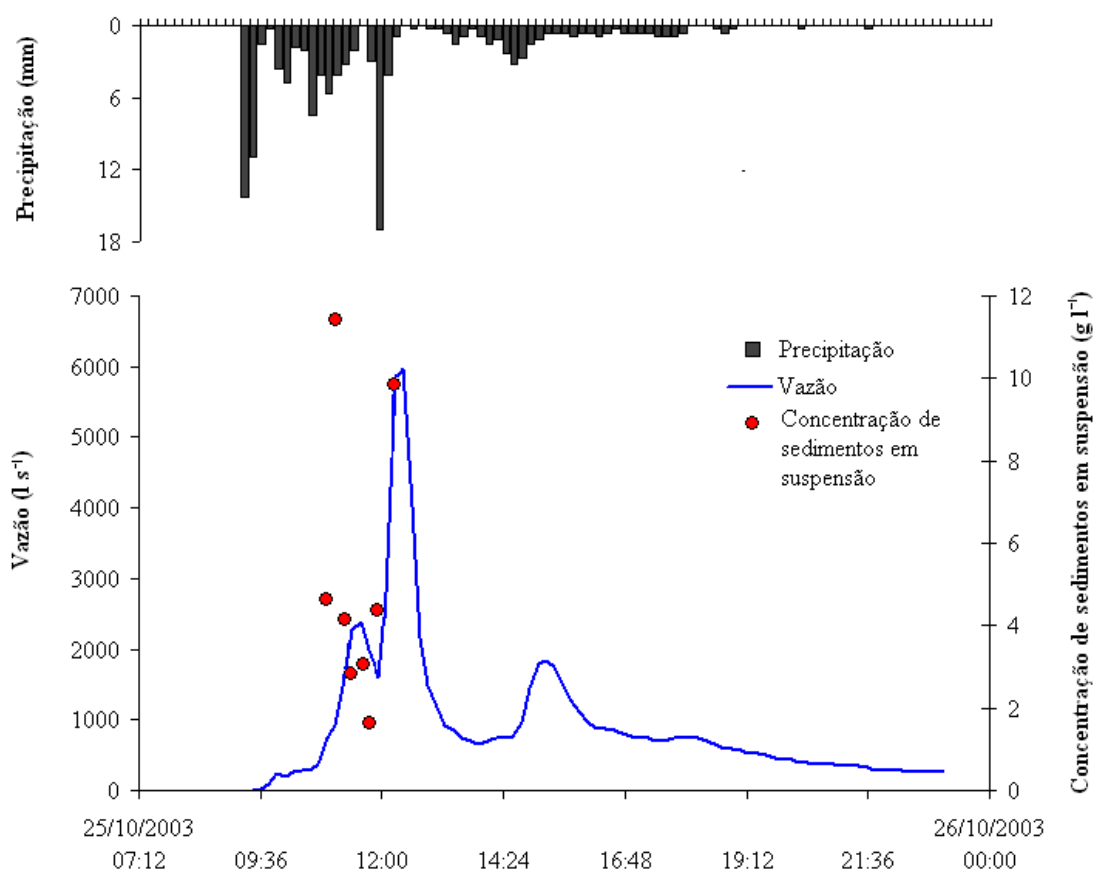


Figura 7.2. Hietograma, hidrograma e concentração de sedimentos do evento extremo que ocorreu em 25/10/03 em Arvorezinha.

Em relação às conseqüências desse evento para o canal, foi constatado um acúmulo de sedimentos nas várzeas e dentro do canal no terço superior da sub-bacia sul, onde o relevo é menos declivoso. No restante dos canais, onde a declividade e o volume de escoamento foi maior, o sedimento acumulado foi transportado para o exutório nos eventos seguintes. Pressupõe-se que os sedimentos erodidos das lavouras depositados no canal foram preferencialmente mobilizados para o exutório nos eventos seguintes e posteriormente iniciou a mobilização dos sedimentos que compõem o próprio canal (fundo e margem) (Tabela 6.16). Mesmo que alguma massa de sedimentos proveniente das lavouras tenha ficado depositada dentro dos canais de drenagem e gradualmente mobilizada nos eventos posteriores, o material foi classificado pelo método de identificação como sendo proveniente, possivelmente, das lavouras.

O grande volume e intensidade dos fluxos de água e sedimentos durante este evento pode ter alterado o relevo nas várzes próximas à rede de drenagem, tanto pelo acúmulo de sedimentos como pela formação de canais de erosão. Isto pode ter gerado alterações na conectividade entre lavoura e canal da seguinte forma:

- 1 – Nas várzeas onde existe uma pequena distância entre a vertente e a rede de drenagem, pode ter ocorrido um aumento na conectividade entre as lavouras e o canal de drenagem, facilitando a mobilização de sedimentos para dentro do canal dos eventos futuros.
- 2 – Nas várzeas onde existe uma maior distância entre a vertente e a rede de drenagem, pode ter ocorrido uma diminuição na conectividade entre as lavouras e o canal de drenagem pelo acúmulo de sedimentos erodidos na várzea, dificultando a mobilização de sedimentos para dentro do canal dos eventos futuros.

Entretanto, como possivelmente ocorreram as duas situações, não é clara a influência desse evento para o aumento ou a diminuição da conectividade da mobilização dos sedimentos das vertentes para a produção de sedimentos dos eventos seguintes. No segundo caso, os depósitos de sedimentos formados passam a atuar como uma barreira para os sedimentos mobilizados das vertentes nos eventos seguintes (Figura 7.3). A importância desse evento na desconectividade entre lavouras e canais não foi o principal fator na redução da produção de sedimentos das fontes de lavouras, mas alguma dispersão nos dados pode ter sido acrescentada por esse evento. Entretanto, um estudo detalhado da importância da conectividade entre vertentes e o canal na mobilização dos sedimentos ainda é necessário.



Figura 7.3. Depósito de sedimentos em uma planície proveniente de uma lavoura do evento do dia 25/10/03.

7.2.3. Interação entre os processos na vertente e drenagem

A ocupação agrícola da região, que compreende a bacia experimental de Arvorezinha, iniciou em 1920 com a exploração da erva-mate, de madeira e cultivos de subsistência. Com o aumento no número de colonizadores e a fragmentação das propriedades, as áreas de lavouras cresceram numa taxa exponencial. O período de máxima exploração das terras ocorreu na década 60, conforme pode ser observado em Lopes (2006) através de fotos aéreas daquele período.

Nas últimas três décadas, a intensidade do uso do solo ocorreu em função da variabilidade dos preços dos produtos agrícolas, oscilando entre períodos de baixa e alta exploração. Presume-se que, neste período de exploração intensiva e inadequada dos solos, o processo erosivo atuou fortemente acumulando grande quantidade de sedimentos nos vales e na drenagem. Baseado nisso, podemos supor que esse período de agradação transformou a rede de drenagem, modificando a localização, o perfil longitudinal, a seção transversal dos córregos e a composição do material de fundo e das margens. Essas novas características, possivelmente, determinaram que o canal seja menos estável em relação à sua condição original.

Outro fator importante que contribui para o aumento da erosão nas drenagens é o manejo das áreas ripárias. Em geral, os agricultores cortam a vegetação das áreas ripárias para

posterior cultivo agrícola, a menos que sejam áreas encharcadas ou com alta declividade e, nesses casos, são utilizadas para o pastoreio de animais. Na bacia de Arvorezinha, uma pequena percentagem da área ripária é mantida com a vegetação natural. Tanto os cordões vegetados como a vegetação natural ao redor da rede de drenagem apresentam uma função importante na contenção do escoamento superficial e do fluxo de sedimentos (Lowrance *et al.*, 2002). Quando o escoamento superficial precisa ultrapassar a vegetação ciliar densa, o fluxo tende a se espalhar, diminuindo sua velocidade e permitindo que os sedimentos em suspensão depositem antes de chegar no canal. Faixas de vegetação densa melhoram a qualidade das águas superficiais aumentando a deposição de sedimentos finos devido à resistência hidráulica imposta ao escoamento. Além disso, a presença de raízes nas margens do canal aumenta significativamente a coesão do solo, diminuindo a erosão nas margens.

7.3. IMPLICAÇÕES PARA OS PROGRAMAS DE CONSERVAÇÃO DE SOLO E ÁGUA

A partir dos esforços de agricultores, extensionistas e dos instrutores do setor fumageiro foi implementada uma significativa área com cultivo mínimo do solo a partir de 2003. O cultivo mínimo do solo reduziu a erosão devido à menor mobilização do solo associado à presença da palha na superfície durante um período crítico que são os meses de agosto a outubro, devido às chuvas mais erosivas que incidem neste período.

Além disso, é importante considerar que a diminuição da contribuição das fontes de lavoura irá alterar o potencial poluidor dos sedimentos presentes na rede de drenagem. Considerando os resultados das análises químicas dos sedimentos em suspensão, a redução do aporte de sedimentos das lavouras e o aumento dos sedimentos das fontes de canal têm resultado em uma redução do teor de nutrientes dos sedimentos. Por exemplo para o fósforo total, houve um decréscimo da concentração de 0,03 – 0,18 mg kg⁻¹ (média de 0,066 mg kg⁻¹) durante o período de pré-tratamento para cerca de 0,03 – 0,10 mg kg⁻¹ (média de 0,056 mg kg⁻¹) no período de pós-tratamento. Apesar da ausência de redução na concentração de sedimentos, essa redução no conteúdo de nutrientes nos sedimentos pode ser considerado de grande benefício para o ambiente. Da mesma forma, a redução da proporção de sedimentos provenientes das lavouras pode ter significado um benefício na redução da entrada de contaminantes e agroquímicos para a rede de drenagem.

Entretanto, foi visto que o resultado positivo da diminuição da produção de sedimentos na escala das lavouras não pode ser transferido para a escala da bacia por inteiro. É possível que os programas de conservação do solo na escala de bacia partam do pressuposto

que a redução da erosão do solo nas áreas de lavoura, normalmente a principal fonte de sedimentos nas áreas rurais, seja o suficiente para definir o sucesso do projeto. Entretanto, baseado nos resultados da bacia de Arvorezinha como representativa das bacias rurais de pequena ordem, essa seria uma simplificação incorreta. De fato, se a erosão na principal fonte de sedimentos é reduzida, alguma redução na produção de sedimentos é esperada no exutório da bacia, tal como foi demonstrado segundo a técnica tradicional de monitoramento. Entretanto, outros processos importantes podem ser desencadeados, afetando tanto a comunidade local como as comunidades à jusante, tal como foi demonstrado pela identificação de fontes de sedimentos.

Essa característica de mudança de resposta da bacia enfatiza que qualquer esforço para a diminuição da erosão e da produção de sedimentos de outras bacias, como o resultado da melhoria do manejo do solo, precisa considerar o potencial aumento da mobilização de sedimentos nos canais de drenagem. Neste contexto, a conservação das matas ciliares tem uma eficiência muito grande para a melhoria da qualidade da água, diminuição da erosão de margens, aumento da retenção de sedimentos e poluentes provenientes das vertentes (Johnson, 2003; Lowrance *et al.*, 2002). A implementação de medidas de conservação do solo e de faixas ciliar é simples e sem prejuízos para os agricultores. Sendo assim, o conceito de “manejo integrado de bacia” precisa ser, de fato, incorporado pelos programas de conservação do solo e água para que se possa reduzir os efeitos negativos causados aos recursos hídricos.

8. CONCLUSÕES

O desenvolvimento de um estudo de identificação das fontes de sedimentos acoplado a técnicas tradicionais de monitoramento hidrossedimentométrico permitiu estabelecer um método de avaliação da influência do uso e do manejo do solo sobre a variabilidade da produção de sedimentos na escala de bacia hidrográfica. O estudo demonstrou, principalmente, a importância e o ganho de informação para a quantificação da variabilidade espacial e temporal das principais fontes de sedimentos de uma bacia.

8.1 IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE SEDIMENTOS

8.1.1. Associação da identificação das fontes com a metodologia tradicional

Os resultados deste estudo demonstram que a metodologia tradicional associada à técnica de identificação de fontes foi adequada para descrever os processos hidrossedimentológicos, em função da modificação no manejo para um curto período de monitoramento. Foi visto que o método de identificação de fontes agregou informações úteis sobre o padrão de emissão de sedimentos “dentro da bacia”. Essas informações contribuíram para o entendimento dos processos de transferência de sedimentos na bacia e da inter-relação entre subsistemas dentro da bacia, e têm aplicação prática no desenvolvimento de projetos de conservação do solo e água.

Projetos de apoio ao desenvolvimento agrícola e controle da pobreza rural são baseados em estudos realizados em bacias experimentais. Entretanto, os projetos são programados para um curto período de monitoramento, sendo que, em muitos casos, não é possível visualizar os resultados desejados a partir somente da metodologia tradicional. O estudo descrito na bacia de Arvorezinha demonstrou que o acoplamento de técnicas de identificação de fontes com o monitoramento dos eventos de cheia permite um ganho de informação relevante, mesmo para um curto período de monitoramento.

8.1.2. Aprimoramento da técnica de identificação de fontes de sedimentos

O estudo aplicou e aprimorou as técnicas relacionadas com a identificação das fontes de sedimentos permitindo quantificar as contribuições individuais para a produção total de sedimentos monitorada no exutório da bacia. As contribuições ao método foram:

a) Incorporação de uma análise de incerteza na fase de discriminação, baseada na distância de Mahalanobis, que determinou a probabilidade das fontes serem distintas entre si e a capacidade do conjunto de amostras representar corretamente as fontes de sedimentos. Os resultados mostram que as amostras da fonte lavoura apresentam uma incerteza de 5,6%, as amostras da fonte canal de drenagem apresentam uma incerteza de 15,2%, e as amostras da fonte estradas apresentam uma incerteza de 5,1%.

b) Determinação da contribuição absoluta das fontes de sedimentos evento por evento, que permitiu a análise da variabilidade temporal e espacial das fontes de sedimentos na bacia. Dos 50 eventos analisados pelo modelo 48 apresentaram resultados com erros relativos médios aceitáveis ($EMR < 15\%$). Isso representa que o método funcionou adequadamente para a bacia de Arvorezinha. O período de monitoramento abrangeu dois períodos, durante o manejo tradicional a contribuição das fontes lavouras, estradas e canais de drenagem foram, respectivamente, 62,6, 35,6 e 1,8%, e durante o manejo conservacionista as contribuições foram 53,8, 24,2 e 22,0%.

c) Foi possível determinar um conjunto de oito elementos químicos, estatisticamente, significativos (P, Ca, K, Mn, Cu, Na, Zn e Fe) para a discriminação das três principais fontes de sedimentos (lavouras, estradas não pavimentadas e canais de drenagem). Os resultados estatísticos mostraram que o conjunto de elementos classificou corretamente 100% das amostras das fontes “lavouras” e “estradas” e 90% das amostras da fonte “canais de drenagem”. Além disso, os elementos selecionados apresentam relação com as atividades agrícolas da bacia e suas determinações químicas fazem parte da rotina da maioria dos laboratórios de química do solo.

d) Proposição de um novo modelo de classificação das amostras de sedimento em suspensão que permite a estimativa da incerteza nos resultados da contribuição de cada fonte. A aplicação desse modelo no estudo foi parcial já que não havia repetição no

monitoramento de cada evento. Entretanto, as incertezas foram analisadas considerando os eventos em cada um dos dois períodos de manejo distinto como repetições. Neste caso, a contribuição dos canais de drenagem no período de manejo tradicional não é diferente de zero. Para todas as outras hipóteses testadas, a análise de incerteza confirma os resultados do item anterior.

8.2 INDICADORES DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIAS RURAIS

Este estudo procurou contribuir para a diminuição da carência de dados e informações sobre a produção de sedimentos em bacias rurais junto com o desenvolvimento de técnicas de identificação de fontes de sedimentos. Com isso, foi possível demonstrar a eficácia desse método e confirmar a influência humana na mudança dos padrões da produção de sedimentos “dentro” da bacia. O monitoramento hidrossedimentométrico demonstrou resultados positivos quanto à redução da vazão máxima, volume total escoado, produção total de sedimentos e, principalmente, a alteração da produção absoluta de sedimentos de cada fonte pelo aumento do cultivo mínimo. As práticas de conservação de solo atingiram o objetivo de reduzir a erosão nas lavouras, mas parcialmente o objetivo de reduzir os problemas de erosão na bacia.

A mudança no manejo do solo alterou o regime hidrossedimentológico da bacia e iniciou um novo problema devido à falta de práticas mecânicas de conservação dos solos e preservação e manejo das áreas ripárias. Mesmo tendo uma ordem de magnitude menor, o aumento da produção de sedimentos proveniente dos canais de drenagem tem implicações importantes para o equilíbrio do ecossistema, como a perpetuação da água, proteção da ictiofauna, refúgio da vida selvagem, manutenção dos corredores ecológicos, dispersão e manutenção dos recursos florestais.

Os resultados obtidos neste trabalho têm aplicação direta aos produtores rurais e aos gestores públicos, pois demonstra o efeito da variabilidade espacial do uso do solo e, principalmente, o efeito do manejo do solo na redução da erosão e da produção de sedimentos. Para a sociedade em geral tem relevância pois a produção de sedimentos e a dispersão dos poluentes nas bacias de cabeceira afetam as comunidades de jusante.

8.3 RECOMENDAÇÕES

As informações contidas no levantamento de uso e manejo do solo (Figuras 6.1 e 6.2), nos valores de contribuição relativa (Tabela 6.16) e absoluta (Figura 6.10) das fontes de sedimentos, sumarizada na Tabela 7.1, indicam que a redução na produção de sedimentos,

documentada para a bacia de Arvorezinha como sendo consequência da melhoria do manejo do solo, foi alcançada mesmo que parte das lavouras ainda continue sob cultivo tradicional. Uma adicional redução na produção de sedimentos é de se esperar caso o cultivo mínimo seja implementado nas áreas ainda sob cultivo tradicional. Entretanto, caso essa tendência de redução da produção de sedimentos seja atendida uma maior atenção deve ser direcionada para a erosão e a mobilização de sedimentos no canal. Mesmo que a implantação do cultivo mínimo tenha sido bem sucedida em reduzir a produção de sedimentos da bacia, isso parece ter tido um resultado menos eficiente para as concentrações de sedimentos e, conseqüentemente, para a turbidez do córrego, o que pode ser uma importante questão para a degradação do ecossistema aquático.

Em relação às técnicas de identificação de fontes de sedimentos é importante considerar a necessidade do desenvolvimento de metodologias que considerem as incertezas associada às fontes através do desenvolvimento de um modelo de propagação desses valores dentro do modelo de classificação. A aplicação dessa metodologia em outras bacias (diferentes escalas, geologia e uso) será importante, também, para verificar a eficiência do método em outros ambientes brasileiros.

Outro aspecto a considerar refere-se à integração dos métodos de identificação de fontes de sedimentos com o monitoramento hidrossedimentométrico para possibilitar a calibração e a validação de modelos matemáticos distribuídos. Com essa ferramenta podemos avaliar os resultados dos modelos da distribuição espacial da erosão dentro da bacia, além dos resultados no exutório.

9. GLOSSÁRIO

Balanço de sedimentos (*Sediment Budgets*) – metodologia usada para estimar a quantidade de sedimento erodido e depositada nos diferentes ambientes de uma bacia hidrográfica. A metodologia é baseada no monitoramento hidrossedimentométrico, na identificação de fontes de sedimentos e na técnica que usa o Césio-137 para estimar as taxas de erosão e sedimentação.

Dissimilaridade entre as fontes - é a qualidade que as fontes apresentam de serem distintas entre si. A distância Euclidiana e a distância de Mahalanobis são medidas de dissimilaridades.

Efeitos cumulativos em bacias hidrográficas – como alterações na hidrologia, produção, transporte e armazenamento temporário de sedimentos em resposta a alterações, concomitantes ou não, no uso da terra, sendo governado por mecanismos complexos de causa-efeito.

Enriquecimento ou depleção química - termo utilizado quando a concentração de um elemento químico aumenta/diminui na massa de sedimentos interferindo negativamente para o uso como traçador natural. O enriquecimento ocorre pela ligação nas partículas de sedimentos de formas iônicas do elemento presente no escoamento. A depleção ocorre pela adição de sedimentos com baixa concentração do elemento químico (areia e silte) na massa total de sedimentos diluindo a concentração original do elemento.

Fontes de sedimentos – diferentes ambientes na bacia onde ocorre a erosão hídrica, caracterizada pelo uso do solo, localização na bacia ou função no sistema hidrossedimentológico.

Hidrograma – Variação da vazão no tempo; curva proveniente de dados discretos do monitoramento da vazão que define características importantes de um evento chuva-vazão.

Hietograma – Variação da precipitação no tempo; gráfico que demonstra a discretização da precipitação de um evento, por exemplo, pelo qual é possível determinar a duração, volume, intensidade, energia da precipitação.

Identificação das fontes de sedimentos – um conjunto de procedimentos de levantamento de solos, monitoramento dos sedimentos em suspensão, análises físicas e químicas, análises estatísticas com intuito de estabelecer uma relação matemática entre a concentração de traçadores naturais presentes nos solos com a concentração nos sedimentos em suspensão.

Medidas de desconectividade - são práticas importantes para o aumento da retenção de sedimentos, aumento da infiltração local e redução da geração do escoamento superficial, como áreas ripárias, bloqueio de caminhos de transferência de sedimentos, cordões vegetados, terraços.

Mobilização dos sedimentos – desprendimento das partículas de solo formando os sedimentos erodidos e gerando o início de movimento, em função das características do meio físico, dos sedimentos, da precipitação e do escoamento superficial.

Onda de cheia – processo de resposta a um evento de precipitação, onde ocorre o aumento rápido da vazão, a ocorrência da vazão máxima e, finalmente, o retorno à vazão de recessão.

Propriedades traçadoras – características dos solos e sedimentos em suspensão que podem ser utilizadas para estudar o movimento e a origem dos sedimentos em uma bacia hidrográfica. A propriedade traçadora deve apresentar concentração diferente entre as fontes e ser estável no meio ambiente.

Sedimentograma – variação da concentração de sedimentos em suspensão no tempo, curva proveniente de dados discretos do monitoramento da concentração de sedimentos que define características importantes de um evento chuva-vazão-sedimentos, a qual permite o cálculo preciso da produção de sedimentos.

Tamanho efetivo de partícula – é o diâmetro correspondente às partículas transportadas naturalmente pelo fluxo concentrado e pelos rios. A sua distribuição granulométrica apresenta diâmetro médio maior por que são compostas de agregados de partículas de diâmetro menor como argilas, silte, óxidos e matéria orgânica.

Transferência de sedimentos – processo governado pelas características do relevo e do escoamento superficial que transfere os sedimentos das suas fontes em direção ao exutório da bacia.

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACORNLEY, R.M.; SEAR, D.A. 1999. Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 13, n. 3, p. 447-458.

ADRIANO, D.C. 2001. **Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals.** 2nd ed. New York: Springer. 867 p.

ALLISON, R.J.; THOMAS, D.S.G. 1993. The sensitivity of landscapes. In: _____. **Landscape sensitivity.** Chichester: Wiley. p. 1-5.

ANDRELLO, A.C.; APPOLONI, C.R.; GUIMARAES, M.F. 2004. Soil erosion determination in a watershed from northern Paraná (Brazil) using ¹³⁷Cs. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 47, n. 4, p. 659-667.

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

ASSOCIAÇÃO DOS FUMICULTORES DO BRASIL. 2006. **Fumicultura no Brasil: dados da safra 2005/2006.** Santa Cruz do Sul. Disponível em: <<http://www.afubra.com.br>>.

AZEVEDO NETTO, J.M.; ARAUJO, R. 1998. **Manual de hidráulica.** 8.ed. São Paulo: Edgard Blücher. 669 p.

BEVEN, K.; HEATHWAITE, L.; HAYGARTH, P. WALLING, D.E.; BRAZIER, R.; WITHERS, P. 2005. On the concept of delivery of sediment and nutrients to stream channels. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, p. 551-556.

BILLOTA, G.S.; BRAZIER, R.; HAYGARTH, P. 2007. Processes affecting transfer of sediment and colloids, with associated phosphorous, from intensively farmed grasslands: erosion. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 21, p. 135-139.

BOARDMAN, J. 2006. Soil erosion science: reflections on the limitations of current approaches. **Catena**, Amsterdam, v. 68, n. 2, p. 73-86.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. 2003. **Resolução n. 32, de 15 de outubro de 2003**: institui a Divisão Hidrográfica Nacional. Brasília.

BRILIS, J. 2005. Commission will continue its efforts to overcome the lack of knowledge on sediment quality in the EU. **Journal of Soils and Sediments**, Landsberg, v. 5, n.1, p. 48-49.

BRUNSDEN, D.; THORNES, J.B. 1979. Landscape sensitivity and change. **Transactions. Institute of British Geographers**, London, v. 4, p. 463-484.

BURT, T.B.; DONOHOE, M.A.; VANN, R.A. 1984. Changes in the yield of sediment from a small upland catchment following open ditching for forestry drainage. In: SCHICK, A.P. (Ed.). **Channel processes - water, sediment, catchment controls**. Braunschweig: Catena. p. 63-73. (Catena Supplement, n. 5).

CAITCHEON, G.G. 1993. Sediment source tracing using environmental magnetism: a new approach with examples from Australia. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 7, p. 349-358.

CAITCHEON, G.G. 1998. The significance of various sediment magnetic mineral fractions for tracing sediment sources in Killimicat Creek. **Catena**, Amsterdam, v. 32, p. 131-142.

CASTRO FILHO, C.; CATANEO, A.; BISCAIA, R. 1982. Utilização da metodologia de Wilkinson para cálculo do potencial erosivo das chuvas em cinco localidades do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 6, p. 240-241.

CLARK, C. 1995. Sediment sources and their controls. In: FOSTER, I.; GURNELL, A.; WEBB, B. (Ed.). **Sediment and water quality in river catchments**. Chichester: John Wiley. p. 121-141.

COLEMAN, D.J.; SCATENA, F.N. 1986. Identification and evaluation of sediment sources. In: HADLEY, R.F. (Ed.). **Drainage basin sediment delivery**. Wallingford: IAHS. p. 3-18. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n.159).

COLLINS, A.L. 1995. **The use of composite fingerprints for tracing the source of suspended sediments in river basins**. Tese (Doutorado) - University of Exeter.

COLLINS, A.L.; WALLING, D.E.; LEEKS, G.J.L. 1997. Source type ascription for fluvial suspended sediment based on a quantitative composite fingerprinting technique. **Catena**, Amsterdam, v. 29, p. 1-27.

COLLINS, A.L.; WALLING, D.E.; LEEKS, G.J.L. 1998. Use of composite fingerprints to determine the provenance of the contemporary suspended sediment load transported by rivers. **Earth Surface Processes and Landforms**, Sussex, v. 23, p. 31-52.

COLLINS, A.L.; WALLING, D.E.; SICHINGABULA, H.M.; LEEKS, G.J.L. 2001. Using ^{137}Cs measurements to quantify soil erosion and redistribution rates for areas under different land use in the Upper Kaleya River basin, Southern Zambia. **Geoderma**, Amsterdam, v. 104, p. 299-323.

COLLINS, A.L.; WALLING, D.E. 2002a. Investigating the remobilization of fine sediment stored on the channel bed on lowland permeable catchment in the UK. In: ROWAN, J.S.; DUCK, R.W.; WERRITY, A. (Ed.). **Sediment dynamics and the hydromorphology of fluvial systems**. Wallingford: IAHS. p. 471-479. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 306).

COLLINS, A.L.; WALLING, D.E. 2002b. Selecting fingerprint properties for discriminating potential suspended sediment sources in river basins. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 261, p. 218-244.

CORREA, R.L. 1989. **O espaço urbano**. São Paulo: Ática.

DASZYKOWSKI, M.; KACZMAREK, K.; VANDER HEYDEN, Y.; WALCZAK, B. 2007. Robust statistics in data analysis: a review basic concepts. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, Amsterdam, v. 85, p. 203-219.

DAVIS, J. 1986. **Statistics and data analysis in geology**. Toronto: John Wiley. 646 p.

DE BOER, D.H.; CROSBY, G. 1995. Evaluating the potential of SEM/EDS analysis for fingerprinting suspended sediment derived from two contrasting topsoils. **Catena**, Amsterdam, v. 24, p. 243-258.

DE ROO, A.P.J.; WESSELING, C.G.; RITSEMA, C.J. 1996. LISEM: a single event physically-based hydrologic and soil erosion model for drainage basins, I: theory, input and output. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 15, p. 1107-1117.

DEDKOV, A. 2004. The relationship between sediment yield and drainage basin area. In GOSOLOV, V.; BELYAEV, V.; WALLING, D.E. (Ed.). **Sediment transfer through the fluvial system**. Wallingford: IAHS p.197-204. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 288).

DEVELOPING measures to promote catchment-sensitive farming. 2004. London: DEFRA.

DIAGRAMA morfológico. 1975. Porto Alegre: CEMAPA.

DOMBURG, P.; LILLY, A.; DUNN, S.M.; EDWARDS, A.C. 2002. Selecting effective areas for development of bufferstrips at farm and river basin scale. In: STEENVOORDEN, J.; CLAESSEN, F.; WILLEMS, J. (Ed.). **Agricultural effects on ground and surface waters: research at the edge of science and society**. Wallingford: IAHS. p. 151-155. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 273).

DOUGLAS, G.B.; GRAY, C.M.; HART, B.T.; BECKETT, R. 1995. A strontium isotopic investigation of the origin of suspended particulate matter (SPM) in the Murray-Darling river system, Australia. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, London, v. 59, p. 3799-3815.

DUNJÓ, G.; PARDINI, G.; GISPERT, M. 2003. Land use effects on abandoned soil in a Mediterranean catchment, NE Spain. **Catena**, Amsterdam, v. 52, p. 23-37.

DUNNE, T. 1979. Sediment yield and land use in tropical catchments. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 42, p. 281-300.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1995. **Procedimentos normativos de levantamentos pedológicos**. Brasília. 116 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1999. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília. 412 p.

ERSKINE, W.D.; MAHMOUDZADEH, A. MYERS, C. 2002. Land use effects on sediment yield and soil loss rates in small basins of Triassic sandstone near Sydney, NSW, Australia. **Catena**, Amsterdam, v. 49, p. 271-278.

ESTADOS UNIDOS. Soil Conservation Service. 1975. Sediment sources, yields, and delivery ratios. In: _____. **National engineering handbook: sedimentation**. Washington: U.S. Government Printing Office. Section 3.

EVANS, R.; BOARDMAN, J. 1994. Assesment of water erosion in farmers' fields in the UK. In: RICKSON, R.J. (Ed.). **Conserving soil resources: European perspectives**. Oxon: Cab International. p.13-24.

FEDERAL INTERAGENCY SEDIMENTATION PROJECT. 1961. **The single-stage sampler for suspended sediment**. Minneapolis: St. Anthony Falls Hydraulics Laboratory, p.1-105. (Measurement and Analysis of Sediment Loads in Streams. Report n. 13).

FINLAYSON, B.L. 1985. Field calibration of a recording turbidity meter. **Catena**, Amsterdam, v. 12, p. 141-147.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. 1983. **Metal pollution in the aquatic environment**. Berlin: Springer. 402 p.

FOSTER, G.R.; MEYER, L.D. 1972. A closed-form soil erosion equation for upland areas. In: SHEN, H. W. (Ed.). **Sedimentation**. Fort Collins. ch.12, p.1-19.

FOSTER, G.R.; LANE, L.J.; NOWLIN, J.D.; LAFLEN, J.M.; YOUNG, R.A. 1981. Estimating erosion and sediment yield on field sized areas. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, Saint Joseph, v. 25, p. 940-947.

FOSTER, G.R. 1982. Modeling the erosion process. In: HAAN, C.T.; JOHNSON, H.P.; BRAKENSIEK, D.L. (Ed.). Hydrologic modeling of small watersheds. Saint Joseph: ASAE. p.295-380.

FOSTER, I.D.L. 2000. **Tracers in geomorphology**. Chichester: Wiley.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER. 2002. **Região hidrográfica do Guaíba: Taquari-Antas**. Porto Alegre. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br>>.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER. 2006. **Qualidade ambiental: rio Taquari e rio das Antas**. Porto Alegre. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br>>.

GOLOSOV, V. 2002. Temporal-spatial variations in the sediment delivery ratio of small drainage basins: the Russian Plain example. In: DYER, F.J.; THOMS, M.C.; OLLEY, J.M. (Ed.). **The structure, function and management implications of fluvial sedimentary systems**. Wallingford: IAHS. p. 345-353. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 276).

GRIMSHAW, D.L.; LEWIN, J. 1980. Source identification for suspended sediment. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 47, p. 151-162.

HADLEY, R.F.; LAL, R.; ONSTAD, C.A.; WALLING, D.E.; YAIR A. 1985. **Recent developments in erosion and sediment yields studies**. Paris: UNESCO. 127 p. (Technical Documents in Hydrology).

HAIRSINE, P.B.; ROSE, C.W. 1992. Modeling water erosion due to overland flow using physical principles: 1. Sheet flow. **Water Resources Research**, Washington, v. 28, p. 237-243.

HAYGARTH, P.; BILLOTA, G.S.; BOL, R.; BRAZIER, R.; BUTLER, P.J. FREER, J. GIMBERT, L.J.; GRANGER, S.J.; KRUEGER, T.; MACLEOD, C.J.A.; NADEN, P.; OLD, G.;QUINTON, J.N.; SMITH, B.; WORSFOLD, P. 2006. Processes affecting transfer of sediment and colloids, with associated phosphorous, from intensively farmed grassland: an overview of key issues. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, p. 4407-4413.

HE, Q.; OWENS, P. 1995. Determination of suspended sediment provenance using caesium-137, unsupported lead-210 and radium-226: a numerical mixing model approach. In: FOSTER, I.; GURNELL, A.; WEBB, B. (Ed.). **Sediment and water quality in river catchments**. Chichester: John Wiley. p. 207-227.

HOROWITZ, A.J. 1991 . **A primer on sediment trace element chemistry**. 2nd ed. Chelsea: Lewis.

HUDSON, N. 1997. **Field measurement of soil erosion and runoff**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 139 p. (FAO Soils Bulletin, 68).

HUTCHINSON, M.F. 1996. A locally adaptive approach to the interpolation of digital elevation models. In: INTERNATIONAL CONFERENCE/WORKSHOP ON INTEGRATING GIS AND ENVIRONMENTAL MODELING, 3., 1996, Santa Fe, NM. **Proceedings**. Santa Barbara: National Center for Geographic Information and Analysis.

INDA JUNIOR, A.V. 2002. **Caracterização de goethita e hematita em solos poligenéticos**. 126 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

JETTEN, V.; DE ROO, A.; FAVIS-MORTLOCK, D. 1999. Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. **Catena**, Amsterdam, v. 37, p. 521-541.

JETTEN, V.; DE ROO, A.P.J. 2001. Spatial analysis of erosion conservation measures with LISEM. In: HARMON, R.S.; DOE, W.W. (Ed.). **Landscape erosion and evolution modeling**. New York: Kluwer Academic. p.429-445.

JOHNSON, C. 2003. Low-cost methods for slowing stream bank erosion. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 58, n. 1, p. 12-21.

JOHNSON, R.A.; WICHERN, D.W. 1998. **Applied multivariate statistical analysis**. 4th ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall. 816 p.

JONES, R.; CHAMBERS, F.M.; BENSON-EVANS, K. 1991. Heavy metals (Cu and Zn) in recent sediments of Llangorse Lake, Wales: non-ferrous smelting Napoleon and the price of wheat – a paleo ecological study. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 214, p. 149-154.

JULIEN, P.Y. 1995. **Erosion and sedimentation**. Cambridge: University Press. 277 p.

KIMOTO, A.; UCHIDA, T.; MIZUYAMA, T.; CHANGHUA, L. 2002. Influences of human activities on sediment discharge from devastated weathered granite hills of southern China: effects of 4-year elimination of human activities. **Catena**, Amsterdam, v. 48, p.217-233.

KNIGHTON, D. 1998. **Fluvial forms and processes: a new perspective**. London: Arnold. 383 p.

KNOX, J.C. 2001. Agricultural influence on landscape sensitivity in the Upper Mississippi River Valley. **Catena**, Amsterdam, v. 42, p. 193-224.

LAL, R. (Ed.). 1988. **Soil erosion research methods**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society. 244 p.

LAL, R. 1998. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. **CRC Critical Reviews in Plant Science**, Boca Raton, v. 17, p. 319-464.

LANE, L.J.; HERNANDEZ, M.; NICHOLS, M. 1997. Processes controlling sediment yield from watersheds as functions of spacial scale. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 12, n. 4, p. 355-369.

LANE, S.N. 1995. The dynamics of dynamic river channel. **Geography**, Sheffield, v. 80, p. 147-162.

LAWLER, D.M.; BROWN, R.M. 1992. A simple and inexpensive turbidity meter for the estimation of suspended sediment concentrations. **Hydrological Processes**, Chichester, v.6, p.159-168.

LAWLER, D.M. 2005. Turbidity and nephelometry. In: WORSFOLD, P.J.; TOWNSHEND, A.; POOLE, C.F. (Ed.). **Encyclopedia of analytical science**. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier. p. 343-351.

LAWLER, D.M.; PETTS, G.E.; FOSTER, I.D.L.; HARPER, S. 2006. Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system The Upper Tame, West Midlands, UK. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 360, p.109-126.

LEVIN, I.P. 1999. **Relating statistics and experimental design**. Thousand Oaks: Sage. 90 p.

LOMBARDI NETO, F. 1977. **Rainfall erosivity: its distribution and relationship with soil loss at Campinas, Brazil**. 53 p. Purdue University, West Lafayette.

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

LOWRANCE, R.; DABNEY, S.; SCHULTZ, R. 2002. Improving soil and water quality with conservation buffers. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 57, n. 2, p. 36-43.

MANUAL on integrated soil management and conservation practices. 2000. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 214 p. (FAO Land and Water Bulletin, 8).

MCCULLOCH, M.; PAILLES, C.; MOODY, P.; MARTIN, C.E. 2003. Tracing the source of sediment and phosphorus into the Great Barrier Reef lagoon. **Earth and Planetary Science Letters**, Amsterdam, v. 210, p. 249-258.

MCKEAGUE, J.A.; DAY, J.H. 1966. Dithionite and oxalate-extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 46, p. 13-22.

MELLO, N.A. de. 2007. **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.

MERTEN, G.H. 2000. **Dinâmica da erosão em sulcos alterada pelo incremento da descarga sólida**. 116 f. 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.

MERTEN, G.H. ; MINELLA, J.P.G. 2005 Impact on sediment yield due to intensification of tobacco production in a catchment in southern Brazil. In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (Ed.). **Sediment budgets**. Wallingford: IAHS. v. 2, p. 239-244. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 292).

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P.G.; BARCELOS, A.A.; MELO, N.A.; LOPES, F. 2005. Planejamento de uso e conservação do solo em microbacias hidrográficas rurais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife. **Solos, sustentabilidade e qualidade ambiental: trabalhos**. Recife: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 1 CD-ROM.

MERTEN, G.H.; HOROWITZ, A.J.; CLARKE, R.T.; MINELLA, J.P.G.; PICKBRENNER, K.; PINTO, M.C.F. 2006. Considerações sobre a utilização da curva-chave para determinação de fluxo de sedimentos. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA

DE SEDIMENTOS, 7., 2006, Porto Alegre. **Anais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Tema 3. 1 CD-ROM.

MIGUEL, E.; CHARLESWORTH, S.; ORDÓÑEZ, A.; SEIJAS, E. 2005. Geochemical fingerprints and controls in the sediments of an urban river River Manzanares, Madrid (Spain). **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 340, p. 137-148.

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H.; SEMELMANN, F.R. 2002. Análise de sedimentos erodidos: dispersão de microagregados e avaliação de dois métodos granulométricos. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 5., 2002, São Paulo. **Anais**. São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. p.111-119.

MINELLA, J.P.G. 2003. **Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma pequena bacia rural**. 80 f. 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.

MINELLA J.P.G.; MERTEN, G.H.; CLARKE, R.T. 2004. Identification of sediment sources in a small rural drainage basin. In: GOLOSOV, V.; BELYAEV, V.; WALLING, D.E.(Ed.). **Sediment transfer through the fluvial system**. Wallingford: IAHS. p. 44-51. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 288).

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H. 2006. Aplicação das características químicas e físicas dos sedimentos na modelagem dos processos de emissão de sedimentos em bacias hidrográficas. In: POLETO, C.; MERTEN, G.H. **Qualidade dos sedimentos**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. p. 343-383.

MINELLA, J. P.G.; MERTEN, G.H.; REICHERT, J.M.; CLARKE, R.T. 2007. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. **Hydrological Processes**, Chichester [Artigo aceito para publicação].

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. 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. **Earth Surface Processes and Landforms**, Sussex, v. 23, p. 527-544.

MORGAN, R.P.C. 2005. **Soil erosion and conservation**. 3rd. ed. Malden: Blackwell. 304 p.

MUDROCH, A.; AZCUE, J.M. 1995. **Manual of aquatic sediment sampling**. Boca Raton: Lewis. 219 p.

NEARING, M.A.; JETTEN, V.; BAFFAUT, C.; CERDAN, O.; COUTURIER, A.; HERNANDEZ, M.; BISSONNAIS, Y.L.; NICHOLS, M.H.; NUNES, J.P.; RENSCHLER, C.S.; SOUCHERE, V.; OOST, K. 2005. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitations and cover. **Catena**, Amsterdam, v. 61, p. 131-154.

NIMER, E. 1990. Clima. In: FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Geografia do Brasil: região sul**. Rio de Janeiro: IBGE. v. 2.

NOORDWIJK, M.; ROODE, M.; MCCALLIE, E.L.; LUSIANA, B. 1998. Erosion and sedimentation as multiscale, fractal processes: implications for models, experiments and the real world. In: PENNING DE VRIES, F.W.T.; AGUS, F.; KERR, J.(Ed.). **Soil erosion at multiple scales**. Wallingford: CAB International. p. 223-253.

OLDFIELD, F.; CLARK, R.L. 1990. Lake sediment-based studies of soil erosion. In: BOARDMAN, J.; FOSTER, I.D.L.; DEARING, J.A. (Ed.). **Soil erosion on agricultural land**. Chichester: John Wiley. p. 201-228.

OLIVEIRA, S.M. 1999. **Análise do processo chuva-vazão de duas bacias hidrográficas na região litorânea do estado do Paraná, através de modelo de tanque**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Paraná.

OLLEY, J.M.; MURRAY, A.S.; MACKENZIE, D.H.; EDWARDS, K. 1993. Identifying sediment sources in a gullied catchment using natural anthropogenic radioactivity. **Water Resources Research**, Washington, v. 29, p. 1037-1043.

ONGLEY, E.D.; BYNOE, M.C.; PERCIVAL, J.B. 1982. Physical and geochemical characteristics of suspended-solids, Wilton Creek, Ontario. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 91, p. 41-57.

OWENS, P.N. 2005. Conceptual models and budgets for sediment management at the river scale. **Journal of Soils and Sediments**, Landsberg, v. 5, n. 4, p. 201-212.

OWENS, P.N.; COLLINS, A.J. 2006. **Soil erosion and sediment redistribution in river catchments: measurement, modeling and management**. Wallingford: CAB International. 328 p.

PEART, M.R.; WALLING, D.E. 1986. Fingerprinting sediment source: the example of a drainage basin in Devon, UK. In: HADLEY, R.F. (Ed.). **Drainage basin sediment delivery**. Wallingford: IAHS. p. 41-55. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 159).

PEART, M.R.; WALLING, D.E. 1988. Techniques for establishing suspended sediment sources in two drainage basins in Devon, UK: a comparative assessment. In: BORDAS, M.P.; WALLING, D.E. (Ed.). **Sediment budgets**. Wallingford: IAHS. p. 269-279. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 174).

PEART, M.R. 1993. Using sediment properties as natural tracers for sediment sources: two cases studies from Hong Kong. In: PETERS, N.E.; HOEN, E.; LEIBUNDGUT, C.H.; TASE, N.; WALLING, D.E. Tracers in hydrology. Wallingford: IAHS. p. 313-318. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 215).

PEART, M.R. 1995. Fingerprinting suspended sediment sources: an example from Hong Kong. In: FOSTER, I.; GURNELL, A.; WEBB, B. (Ed.). **Sediment and water quality in river catchments**. Chichester: Wiley. p. 179-186.

PHILLIPS, J.M.; WEBB, B.W.; WALLING, D.E.; LEEKS, G.J.L. 1999. Estimating the suspended sediment loads of rivers in the LOIS study area using infrequent samples. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 13, p. 1035-1050.

PIÉGAY, H.; WALLING, D.E.; LANDON, N.; QINPING, H.; LIÉBAULT, F.; PETIOT, R. 2004. Contemporary changes in sediment yield in alpine mountain basin due to afforestation (the upper Drôme in France). **Catena**, Amsterdam, v. 55, p. 183-212.

POLETO, C. 2007. **Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano**. 147 f. 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.

PORTERFIELD, G. 1977. **Computation of fluvial-sediment discharge**. 2nd. ed. Washington: United States Geological Survey. 66 p.

PRUSKI, F.F.; BRANDÃO, V.S.; SILVA, D.D. 2006. **Escoamento superficial**. 2. ed. Viçosa: UFV. 87 p.

QUADRO, M.F.L.; MACHADO, L.H.R.; CALBETE, S.; BATISTA, N.N.M.; OLIVEIRA, G.S. 1996. Climatologia de precipitação e temperatura. In: NOBRE, C.A. (Ed.). **Climanálise especial: edição comemorativa de 10 anos**. Cachoeira Paulista: Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br/products/climanalise>>.

QUINE, T.A.; WALLING, D.E.; CHAKELA, Q.K.; MANDIRINGANA, O.T.; ZHANG, X. 1999a. Rates and patterns of tillage and water erosion on terraces and contour strips: evidences from caesium-137 measurements. **Catena**, Amsterdam, v. 36, p. 115-142.

QUINE, T.A.; WALLING, D.E.; ZHANG, X. 1999b. Tillage erosion, water erosion and soil quality on cultivated terraces near Xifeng in the loess plateau, China. **Land Degradation & Development**, Chichester, v. 10, p. 251-274.

REID, L.M. 1993. **Research and cumulative watershed effects**. Albany: Pacific Southwest Research Station. 118 p. (General Technical Report PSW-GTR-141)

RESTREVO, J.D.; KJERFVE, B.; HERMELIN, M.; RESTREPO, J.C. 2006. Factors controlling sediment yield in a major South American drainage basin: The Magdalena River, Colombia. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 316, p. 213-232.

ROEHL, J.E. 1962. Sediment source areas, delivery ratios and influencing morphological factors. In: BARI SYMPOSIUM, 1962. **Commission of land erosion**. Gentbrugge: IAHS. p. 202-213. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 59).

ROSGEN, D.L. 1994. A classification of natural rivers. **Catena**, Amsterdam, v. 22, n. 3, p. 139-169.

RUSSELL, M.A.; WALLING, D.E.; HODGKINSON, R.A. 2001. Suspended sediment sources in two small lowland agricultural catchments in the UK. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 252, p. 1-24.

SAHAI, H.; THOMPSON, W. 1974. Comparisons of approximation to the percentile of t , c^2 , and F distributions. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, New York, v. 3, p. 81-93.

SALOMONS, W.; STIGLIANI, W.M. (Ed.). 1995. **Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments**. Berlin: Springer. 352 p.

SCALE considerations and the detectability of sedimentary cumulative watershed effects. 1999. **Technical Bulletin. National Council for Air and Stream Improvement**, Research Triangle Park, v. 776.

SCHULLER, P.; WALLING, D.E.; SEPÚLVEDA, A.; CASTILLO, A.; PINO, I. 2007. Changes in soil erosion associated with the shift from conventional tillage to a no-tillage system, documented using 137-caesium measurements. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, p. 183-192.

SILVA, R.C.V.; MASCARENHAS, F.C.B.; MIGUEZ, M.G. 2003. **Hidráulica fluvial**. Rio de Janeiro: COPPE / UFRJ. v. 1.

SIMON, A. 2006. Evaluation of the importance of channel processes in CEAP-watershed suspended-sediment yields. In: FEDERAL INTERAGENCY SEDIMENTATION CONFERENCE, 8., 2006, Reno. **Proceedings**. Reno. p. 815-822.

SIMONS, D.B.; SENTURK, F. 1977. **Sediment Transport Technology**. Fort Collins: Water Resources Publications, 805p.

SINGH, V.P.; KRSTANOVIC, P.F.; LANE, L.J. 1988 Stochastic models of sediment yield. In: ANDERSON, M. G. (Ed.). **Modelling geomorphological systems**. Chichester: John Wiley. p. 259-285.

SMALL, I.F.; ROWAN, J.S.; FRANKS, S.W. 2002. Quantitative sediment fingerprinting using a Bayesian uncertainty estimation framework. In: DYER, F.J.; THOMS, M.C.; OLLEY, J.M. (Ed.). **The structure function and management implications of fluvial sedimentary systems**. Wallingford: IAHS. p. 443-450. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 276).

SORENSEN, R.; ZINKO, U.; SEIBERT, J. 2005. On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. **Hydrology and Earth Systems Sciences Discussions**, Delft, v. 2, p. 1807-1834.

STEEGEN, A.; GOVERS, G.; NACHTERGAELE, J.; TAKKEN, I.; BEUSELINK, L.; POESEN, J. 2000. Sediment export by water from an agricultural catchment in the Loam Belt of central Belgium. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 33, p. 25-36.

STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Ed. da UFRGS. 126 p.

SYMADER, W.; STRUNK, N. 1992. Determining the source of suspended particulate material. In: WALLING, D.E.; DAVIES, T.R.; HASHOLT, B. (Ed.). **Erosion, debris flow and environment in mountain regions**. Wallingford: IAHS. p. 177-185. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 209).

SYVITSKI, J. P. M.; VOROSMARTY, C. J.; KETTNER, J. A.; GRENN, P. 2005. Impact of human on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. **Science**, Washington, v. 308, p. 376-380. Disponível em: <www.sciencemag.org>.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. 1995. **Análises de solo, plantas e outros materiais.** Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS. 2. ed. rev.e ampl. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS. 174 p.

TOEBES, C.; OURYVAEV, V. (Ed.). 1970. **Representative and experimental basins:** an international guide for research and practice. Paris: Unesco. 348 p.

TRIMBLE, S.W. 1983. A sediment budget for Coon Creek basin in the Driftless Area, Wisconsin, 1853-1977. **American Journal of Science**, New Haven, v. 283, p. 454-464.

TUCCI, C.E.M. 1997. Escoamento Superficial. In: TUCCI, C.E.M. (Ed.). **Hidrologia:** ciência e aplicação. 2. ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS. 943 p. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, 4).

TUCCI, C.E.M. (Ed.). 2002. **Regionalização de vazões.** Porto Alegre: Ed. da UFRGS. 256 p.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. Instituto de Geociências. 1980. **Mapa geológico do estado do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre. 1 mapa, color.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. 1998. **Diagnóstico das Condições Sedimentológicas dos Principais Rios Brasileiros.** 2 ed. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS. 100p.

VANACKER, V.; GOVERS, G.; BARROS, S.; POESEN, J.; DECKERS, J. 2003. The effect of short-term socio-economic and demographic change on landuse dynamics and its corresponding geomorphic response with relation to water erosion in a tropical mountainous catchment, Ecuador. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 18, p. 1-15.

VANONI, V.A. (Ed.). 1975. **Sedimentation engineering.** New York: ASCE. 745 p.

VANOUS, R.D.; LARSON, P.E.; HACH, C.C. 1982. The theory and measurement of turbidity and residue. In: MINEAR, R.A.; KEITH, L.H. (Ed.). **Water analysis.** Orlando: Academic Press. v. 1.

VERSTRAETEN, G.; POESEN, J.; GILLIJNS, K., GOVERS, G. 2006. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, p. 4259-4267.

ZAPATA, F. 2002. **Handbook for the Assessment of Soil Erosion and Sedimentation Using Environmental Radionuclides**. Kluwer: Dordrecht.

WALDEN, J.; SLATTERY, M.C.; BURT, T.P. 1997. Use of mineral magnetic measurements to fingerprint suspended sediment sources: approaches and techniques for data analysis. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 202, p. 353-372.

WALLBRINK, P.J.; MURRAY, A.S. 1993. Use of fallout radionuclides as indicators of erosion processes. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 7, p. 297-304.

WALLING, D.E. 1977 Limitations of the rating curve technique for estimating suspended sediment loads, with particular reference to British rivers, In: **EROSION and solid matter transport in inland waters**. Wallingford: IAHS. p. 34-48. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 122).

WALLING, D.E.; PEART, M.R.; OLDFIELD, F.; THOMPSON, R. 1979. Suspended sediment sources identified by magnetic measurements. **Nature**, London, v. 281, p. 110-113.

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

WALLING, D.E.; KANE, P. 1984. Suspended sediment properties and their geomorphological significance. In: BURT, T.P.; WALLING, D.E. (Ed.). **Catchment experiments in fluvial geomorphology**. Norwich: Geo Books. p. 311-334.

WALLING, D. E. 1988. Measuring sediment yield from river basins. In: LAL, R. (Ed.). **Soil erosion research methods**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society. p. 39-74.

WALLING, D.E. 1990. Linking the field to the river: sediment delivery from agricultural land. In: BOARDMAN, J.; FOSTER, I.D.L.; DEARING, J.A. (Ed.). **Soil erosion on agricultural land**. Chichester: John Wiley. p. 129-152.

WALLING, D. E.; WOODWARD, J.C. 1992. Use of radiometric fingerprints to derive information on suspended sediment sources. In: BOGEN, J.; WALLING, D.E.; DAY, T.J. (Ed.). **Erosion and sediment transport monitoring programmes in river basins**. Wallingford: IAHS. p.153-164. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 210).

WALLING, D. E.; WOODWARD, J.C.; NICHOLAS, A. P. 1993. A multi-parameter approach to fingerprinting suspended-sediment sources. In: PETERS, N.E.; HOEHN, E.; LEIBUNDGUT, C.; TASE, N.; WALLING, D.E. (Ed.). **Tracers in hydrology**. Wallingford: IAHS. p. 329-338. (International Association of Hydrological Sciences. Publication n. 215).

WALLING, D. E.; WOODWARD, J.C. 1995. Tracing sources of suspended sediment in river basins: a case study of the River Culm, Devon, UK. **Marine and Freshwater Research**, East Melbourne, v. 46, p. 327-336.

WALLING, D.E. 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. **Hydrobiologia**, Dordrecht , v. 410, p. 223-240.

WALLING, D.E.; AMOS, C.M. 1999. Source, store and mobilization of fine sediment in a chalk stream system. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 13, p. 323-340.

WALLING, D.E.; COLLINS, A.L. 2000. **Integrated assessment of catchment sediment budgets: a technical manual**. Exeter: University of Exeter. 168 p.

WALLING, D.E.; COLLINS, A.L., SICHINGABULA, H.M.; LEEKS, G.J.L. 2001. Integrated assessment of catchment suspended sediment budgets: a Zambian example. **Land Degradation & Development**, Chichester, v. 12, p. 387-415.

WALLING, D.E.; HE, Q.; APPLEBY, P.G. 2002. Conversion models for use in soil-erosion, soil redistribution and sedimentation investigations. In: ZAPATA, F. (Ed). **Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides**. Dordrecht: Kluwer. p. 111-164.

WALLING, D.E., COLLINS, A.L.; MCMELLIN, G.K. 2003. A reconnaissance survey of the source of interstitial fine sediment recovered from salmonid spawning gravels in England and Wales. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 497, p. 91-108.

WALLING, D.E. 2005. Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 344, p. 159-184.

WALLING, D.E. 2006. Tracing versus monitoring: new challenges and opportunities in erosion and sediment delivery research. In: OWENS, P.N.; COLLINS, A.J. **Soil erosion and sediment redistribution in river catchments: measurement, modeling and management**. Wallingford: CAB International. p. 13-27.

WATERS, T.F. 1995. **Sediment in streams: sources, biological effects and control**. Bethesda: American Fisheries Society.

WILKINSON, G.E. 1975. Rainfall characteristics and soil erosion in the rainforest area of Western Nigeria. **Experimental Agriculture**, Cambridge, v. 11, p. 247-255.

WILLIAMS, G.P. 1989 Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 111, p. 89-106.

WILSON, C.; KUHNLE, R.A. 2006. Determination of sediment sources on the CEAP benchmark watersheds. In: FEDERAL INTERAGENCY SEDIMENTATION CONFERENCE, 8., 2006, Reno. **Proceedings**. Reno.

WILSON, J.P.; GALLANT, J.C. 1996 EROS: a grid-based program for estimating spatially-distributed erosion indices. **Computers and Geosciences**, New York, v. 22, n. 7, p. 707-712.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. 1978. **Predicting rainfall erosion losses**. Washington: United States Dept. of Agriculture. (Agricultural Handbook, n. 537).

WOLMAN, M.G. 1977. Changing needs and opportunities in the sediment field. **Water Resources Research**, Washington, v. 13, p. 50-54.

WOOD, P.J.; ARMITAGE, P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. **Environmental Management**, New York, v. 21, p. 203-217.

WOOD, P.J.; ARMITAGE, P.D. 1999. Sediment deposition in a small lowland stream: management implications. **Regulated Rivers**, Sussex, v. 15, p. 199-210.

WOODWARD, J.C.; LEWIN, J.; MACKLIN, M.G. 1992. Alluvial sediment sources in a glaciated catchment: the Voidomatis Basin, northwestern Greece. **Earth Surface Processes and Landforms**, Sussex, v. 17, p. 205-216.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. 2003. **Manual on sediment management and measurement**. Geneva. 158 p.

YU, L.; OLDFIELD, F. 1989. A multivariate mixing model for identifying sediment source from magnetic measurements. **Quaternary Research**, San Diego, v. 32, p. 168-181.