

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO AMBIENTAL

**IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM UMA
PEQUENA BACIA RURAL**

Dissertação de Mestrado

Jean Paolo Gomes Minella

Porto Alegre, 2003

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM UMA
PEQUENA BACIA RURAL**

JEAN PAOLO GOMES MINELLA

Dissertação 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 Mestre em Engenharia.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique Merten

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Alberto V. Inda Júnior	Agronomia/UFRGS
Prof. Dr. Franz R. Semmelmann	IPH/UFRGS
Prof. Dr. Robin T. Clarke	IPH/UFRGS

Porto Alegre, 2003

**Certamente Ainda Deveremos Encontrar
Vertiginosos Obstáculos mas Certamente Entenderemos
que o Mistério é que Inspira as Mentes Inquietas.**

Para quem acreditou que um dia seria possível...

à Marisa Azzolini dedico.

APRESENTAÇÃO

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

Este trabalho envolveu o trabalho e a atenção de pessoas, para as quais gostaria de expressar meus agradecimentos:

Ao Professor Gustavo Henrique Merten pela dedicada orientação e ensinamentos oferecidos.

Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS, por intermédio da Professora Edith Beatriz Camano Schettini e Nadir Solari pela atenção e apoio oferecidos.

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

Ao Professor Robin Tomas Clarke pelos ensinamentos e acompanhamento do trabalho.

Ao hidrotécnico Adair Giongo pelo árduo e eficiente trabalho de campo, o qual foi essencial para este trabalho.

Aos Funcionários do IPH pelo auxílio nas análises laboratoriais.

Ao amigo Amauri Barcellos pela valiosa amizade e contribuição científica.

Ao Professor Sales pelo apoio psicológico e matemático.

Aos Amigos do Laboratório de Sedimentometria do IPH pelo convívio harmonioso e fraterno.

Ao Professor Masato Kobiyama pelo estímulo e exemplo.

À minha família pela força espiritual e compreensão.

RESUMO

IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM UMA PEQUENA BACIA RURAL

Este trabalho refere-se a um estudo de identificação de fontes de sedimentos realizado em uma pequena bacia hidrográfica rural localizada em uma região montanhosa no sul do Brasil. Essa bacia representa um ecossistema típico de exploração agrícola, realizado por pequenos agricultores que cultivam fumo em áreas marginais, com conseqüências severas aos recursos naturais. A identificação das fontes de sedimentos, a partir dos sedimentos que são transportados em suspensão nos rios, possibilita avaliar quais são as áreas que estão realmente contribuindo para produção de sedimentos e, com isso, fazer inferências sobre o potencial poluidor desses sedimentos e, também, orientar as ações a serem realizadas para o controle da emissão desse sedimentos. A metodologia utilizada foi a aproximação *fingerprinting*. O trabalho explorou as principais limitações da metodologia, bem como as suas potencialidades na identificação das fontes de sedimentos. O método baseou-se em variáveis geoquímicas para discriminar as fontes de sedimentos e classificar os sedimentos em suspensão, utilizando técnicas de análise estatística multivariada. Dentre todas fontes possíveis de sedimentos na bacia, as possíveis de discriminação foram os poteiros, as lavouras e as estradas não pavimentadas. A classificação dos sedimentos em suspensão possibilitou a identificação da contribuição relativa das fontes, considerando lavouras e estradas como preponderantes. Os resultados mostraram que a contribuição dessas duas fontes foram variáveis no tempo e que a proporção relativa da contribuição de cada fonte variou de acordo com o manejo e a cobertura do solo que ocorreu nas lavouras e das obras de manutenção realizadas nas estradas. Entretanto, a contribuição média das fontes mostrou que as lavouras e as estradas contribuíram com 64% e 36%, respectivamente, dos sedimentos amostrados no exutório da bacia.

Palavras-chaves: identificação de fontes de produção de sedimentos, aproximação *fingerprinting*, monitoramento e modelagem de bacias hidrográficas

ABSTRACT

IDENTIFICATION OF SEDIMENT SOURCES IN A SMALL RURAL WATERSHED

In this study, the fingerprinting method was used to identify sediment sources in a small rural watershed located in a mountainous region in southern Brazil. This watershed represents a typical agricultural ecosystem, in which small farmers cultivate tobacco in marginal areas, with severe consequences to the natural resource base. The identification of sediment sources, based on analysis of sediments transported in suspension, enables an evaluation of which areas are truly contributing to sediment production and, therefore, to make inferences about the polluting potential of these sediments. This information also serves to orient potential sediment emission control actions. The fingerprinting method uses geochemical variables to discriminate the sediment sources and classify suspended sediments through multivariable statistical analysis. The study considered the principle limitations of this method, as well as its potential in the identification of sediment sources. Amongst the possible sediment sources in the watershed were pastures, fields and unpaved roads. Through classification of the suspended sediments, it was possible to identify the relative contribution of these different sources, with fields and roads being predominant. Results showed that the contribution from these two sources varied over time and that the relative proportion of the contribution from each source varied according to management and soil cover in the fields and maintenance work performed on the roads. Nonetheless, the average contribution from the different sources showed the fields and roads as contributing, respectively, 64% and 36% of the sediments sampled in the watershed control section.

Key-Words: Sediment sources type; composite fingerprinting technique; small watersheds monitoring.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	iv
RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vi
SUMÁRIO.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	x
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 GERAL.....	3
2.2 ESPECÍFICO.....	3
3 SUPOSIÇÕES	4
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
4.1 CONTEXTUALIZAÇÃO.....	5
4.2 ENFOQUES DO MONITORAMENTO HIDROSEDIMENTOMÉTRICO.....	7
4.3 IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS.....	8
4.3.1 Métodos indiretos	8
4.3.2 Métodos diretos	14
4.4 APROXIMAÇÕES <i>FINGERPRINTING</i> DE IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS.....	21
5 MATERIAL E MÉTODOS.....	28
5.1 PROCEDIMENTOS ANALÍTICO-INTEGRATIVOS.....	28
5.2 CARACTERÍSTICAS DA REGIÃO DE ESTUDO.....	30
5.3 CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA DA BACIA HIDROGRÁFICA.....	32
5.4 MONITORAMENTO HIDROSEDIMENTOMÉTRICO.....	34
5.5 COLETA DE AMOSTRAS DAS FONTES EM POTENCIAL.....	34
5.6 COLETA DO MATERIAL EM SUSPENSÃO.....	35
5.7 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DAS AMOSTRAS.	37
5.7.1 Caracterização química.....	37
5.7.2 Caracterização física.....	38
5.7.3 Correções para a diferença no tamanho das partículas	39
5.8 DISCRIMINAÇÃO DAS FONTES DE SEDIMENTOS.....	40
5.8.1 Teste Kruskal-Wallis	40
5.8.2 Análise de variância multivariada (MANOVA)	42
5.9 CLASSIFICAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO.....	44
5.10 IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES.....	46
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
6.1 PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM ÁREAS DE CULTIVO DE FUMO.....	47
6.2 CARACTERIZAÇÃO DAS FONTES DE PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS.....	49
6.3 RAZÃO DE EMISSÃO DE SEDIMENTOS.....	52
6.4 EVENTOS MONITORADOS.....	53
6.5 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA.....	54
6.6 FATOR DE CORREÇÃO.....	57
6.7 ANÁLISE DISCRIMINANTE DAS FONTES DE PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS.....	58
6.7.1 Teste Kruskal-Wallis	58
6.7.2 Análise de variância multivariada (MANOVA)	61
6.8 IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE SEDIMENTOS.....	63

6.8.1 Avaliação da aproximação fingerprinting para três fontes de sedimentos	63
6.8.2 Avaliação da aproximação fingerprinting para duas fontes de sedimentos	64
6.8.3 Análise das variáveis geoquímicas	66
6.8.4 Variabilidade temporal	69
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	71
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

LISTA DE FIGURAS

Figura 5.1. Fluxograma das principais fases do projeto.....	29
Figura 5.2. Localização da bacia hidrográfica experimental de Arvorezinha – RS.....	30
Figura 5.3. Mapa da bacia piloto de Arvorezinha, com destaque da sub-bacia 1.....	33
Figura 5.4. Foto do amostrador utilizado para a coleta de sedimentos em suspensão....	36
Figura 6.1. Superfícies características das vertentes da região.....	47
Figura 6.2. Discretização dos valores mensais de erosividade para a cidade de Arvorezinha.....	48
Figura 6.3. Foto da sub-bacia 1, aspecto das vertentes e sua ocupação.....	49
Figura 6.4. Mapa contendo a distribuição do uso do solo da sub-bacia 1, em outubro de 2002.....	50
Figura 6.5. Entrada de sedimentos provenientes de estrada.....	52
Figura 6.6. Distribuições granulométricas das fontes de sedimentos e de sedimentos em suspensão dos eventos s2 e s10.....	57
Figura 6.7. Resultados da contribuição relativa por evento das fontes lavoura, potreiro e estrada, com os erros médios relativos (EMR) por evento.....	63
Figura 6.8. Resultados da contribuição relativa por evento das fontes lavoura e estrada, com os erros médios relativos (EMR) por evento.....	65
Figura 6.9. Resultados da contribuição relativa por evento das fontes lavoura e estrada sem a variável fósforo (P).....	68
Figura 6.10. Diferenças na estimativa da contribuição relativa da fonte lavoura entre o modelo com e sem a variável fósforo (P).....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1. Fracionamento químico de elementos traçadores associados com sedimentos em suspensão.....	23
Tabela 5.1. Métodos laboratoriais de determinação dos elementos químicos avaliados.....	38
Tabela 5.2. Quadro da análise de variância multivariada (MANOVA).....	43
Tabela 5.3. Aproximação do teste F para a distribuição de Wilk's Lambda.....	44
Tabela 6.1. Áreas dos diferentes usos do solo na sub-bacia 1.....	51
Tabela 6.2. Calendário de atividades do cultivo da cultura do fumo.....	51
Tabela 6.3. Principais parâmetros fisiográficos e geomorfológicos da sub-bacia 1.....	53
Tabela 6.4. Descrição das condições de uso e manejo do solo da bacia monitorada.....	54
Tabela 6.5. Classes granulométricas do tamanho efetivo das partículas dos materiais das fontes e em suspensão, e do tamanho das partículas primárias no material das fontes.....	55
Tabela 6.6. Fatores de correção para os efeitos da diluição do material grosseiro.....	58
Tabela 6.7. Concentrações médias das variáveis químicas analisadas nas fontes.....	59
Tabela 6.8. Eficiência discriminante das variáveis geoquímicas para grupos de fontes utilizando-se o teste Kruskal-Wallis.....	60
Tabela 6.9. Melhores composições de variáveis traços determinada pela MANOVA...61	
Tabela 6.10. Modelos genéricos para os dez eventos e a descrição dos erros para cada variável para os eventos s1 e s9.....	66

1 INTRODUÇÃO

Grande parte das regiões mais pobres dos estados do sul do Brasil coincidem com as regiões de maior fragilidade ambiental. Locais de relevo montanhoso, solos rasos e pedregosos e de processos hidrológicos intensos. De forma geral, são regiões de formação do escoamento aonde encontram-se as nascentes de rios importantes para o abastecimento dos centros urbanos. Segundo a legislação, grande parte destas áreas são enquadradas como áreas de preservação permanente. Entretanto, o uso para fins agrícolas vem degradando intensamente estas regiões. Como principais causas temos o uso conflitivo das terras e a alienação educacional que a população rural é submetida. Estes ambientes apresentam baixa capacidade de exploração agrícola, sendo que a atual atividade desenvolvida está pondo em risco a sobrevivência dos agricultores e a saúde das comunidades locais e das populações urbanas. Estes problemas repercutem na dinâmica do solo e da água dentro do ciclo hidrológico, onde a erosão hídrica e a contaminação da água são os principais reflexos deste desequilíbrio.

Desde meados do século XX, tem-se estudado intensamente os prejuízos físicos e econômicos da ocorrência da erosão hídrica, como o assoreamento de rios, lagos e reservatórios, a perda de fertilidade de solos agrícolas e a alteração das condições físicas e químicas dos solos. Entretanto, surge uma nova demanda social, econômica e ambiental que é o enfoque integrado dos processos hidrológicos, erosivos e agronômicos. Como as questões que relacionam a complexa dinâmica dos processos de ligação entre a produção de sedimentos na bacia vertente e o seu transporte para calha aluvial. Neste contexto se insere o Laboratório de Sedimentometria do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, desenvolvendo estudos sobre os processos hidrossedimentológicos em bacias rurais e sua relação com a ocupação do solo.

A contribuição deste trabalho foi aplicar e avaliar um método integrado de identificação de fontes de sedimentos em uma bacia rural afetada por processos erosivos severos. O trabalho foi desenvolvido em uma pequena bacia hidrográfica rural com características geomorfológicas, hidrossedimentológicas e de ocupação do solo representativa das regiões de encostas degradadas. A identificação da proveniência dos sedimentos erodidos da bacia hidrográfica foi determinada a partir da comparação de propriedades geoquímicas das fontes potenciais de sedimentos e dos sedimentos em suspensão, monitorados no exutório da bacia.

O trabalho pretendeu explorar as potencialidades e apontar as principais limitações da aproximação *fingerprinting*. O desenvolvimento desta técnica possibilitará o aprimoramento das técnicas de monitoramento e modelagem. Consequentemente, permitirá o desenvolvimento de práticas eficientes no uso e manejo dos recursos naturais.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

- Aplicação de uma metodologia integrada de identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica rural.

2.2 ESPECÍFICO

- Desenvolver um programa de monitoramento para estudos de identificação de fontes de produção de sedimentos;
- Adaptar e testar métodos de caracterização física e química de sedimentos erodidos para estudos de identificação de fontes de sedimentos;
- Avaliar as características físicas e químicas dos solos da região para a discriminação das fontes;
- Determinar a eficiência da utilização de elementos traços naturais frente aos processos de enriquecimento, depleção, armazenamento e remobilização;
- Identificar as fontes, baseado na comparação das características físicas das fontes e dos sedimentos, por meio de métodos estatísticos multivariados (*fingerprinting approach*).

3 SUPOSIÇÕES

- A composição química e física dos sedimentos erodidos diferem conforme sua proveniência (capoeira, lavoura, estrada, potreiro, leito e margens do arroio);
- Os sedimentos em suspensão guardam as características dos sedimentos produzidos na fonte de origem;
- Os eventos de chuva-vazão contribuem com a maior parte da descarga sólida total;
- A proximidade das fontes aos rios, a grande declividade das vertentes e o pequeno tempo de concentração do hidrograma diminuem os efeitos de armazenamento e remobilização dos sedimentos erodidos;
- Os processos de enriquecimento e depleção dos sedimentos em suspensão podem ser avaliados pela granulometria dos sedimentos;
- A aplicação de métodos estatísticos multivariados otimizam a comparação entre as características dos sedimentos produzidos nas fontes e os sedimentos em suspensão, possibilitando a discriminação e a identificação das fontes e as suas respectivas contribuições na descarga sólida.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

O processo hidrossedimentológico é o principal modelador do relevo em áreas de clima úmido, sendo que, dentro da paisagem os três conjuntos de formas de relevo associados com a produção, transporte e deposição de sedimentos são (Bordas & Semmelmann, 1997):

- a) as vertentes ou interflúvios, como as áreas de captação, geração de escoamento e produção de sedimentos;
- b) a calha aluvial aonde ocorre a concentração do escoamento e que tem a função de transportar até o exutório da bacia o complexo água + sedimentos produzido nas vertentes e na própria calha; e
- c) as planícies fluviais ou várzeas que margeiam as calhas e agem como receptores temporários ou não dos sedimentos produzidos a montante.

Nas condições naturais, geralmente, estas feições resultam de um longo e lento processo que envolve o intemperismo das rochas, a formação e erosão do solo. Entretanto, por ocasião da erosão acelerada, principalmente de origem antrópica as perdas de solo processam-se em uma velocidade acima das perdas toleráveis de solo, que se refere às taxas aceitáveis de erosão frente ao intemperismo e à pedogênese, resultando na degradação do sistema. Entre as atividades que mais afetam o ciclo hidrossedimentológico destacam-se o desmatamento, a agropecuária, a urbanização, a mineração, a construção

de estradas, a retificação e o barramento dos cursos de água (Bordas & Semmelmann, 1997; Coelho Neto, 1998).

Merten & Minella. (2002), mostraram que a solução de problemas associados à hidrossedimentologia, principalmente à erosão hídrica em bacias hidrográficas, envolve um amplo conhecimento, que o entendimento das causas e conseqüências está na interface dos conhecimentos da engenharia, agronomia e ecologia. Os autores salientam que a visão cartesiana, segmentada, deste fenômeno não é eficiente para resolver os problemas vinculados com a erosão hídrica e a presença de sedimentos nos rios, isto se deve ao pouco conhecimento dos processos de ligação entre a vertente e a calha dos rios. A compreensão e o controle dos processos erosivos, de forma completa e eficaz, deve ser exercida pela integração destes diferentes conhecimentos, não apenas unindo os conhecimentos mas explorando as inter-relações que nos indicarão o caminho para o controle eficaz e sustentável da erosão hídrica em bacias hidrográficas.

O complexo socio-antropológico e a elaboração de programas educacionais e de extensão completarão o elenco de ações decorrentes do conhecimento do funcionamento do processo hidrossedimentológico e ecológico.

Uma alternativa para o preenchimento desta lacuna refere-se ao estudo dos processos de ligação entre a produção de sedimentos na bacia vertente e o seu transporte para calha aluvial. Walling (1990), sugere que a compreensão dos processos de ligação entre a vertente e a calha aluvial conduz a uma melhor interpretação das relações entre o uso e manejo das terras e a presença dos sedimentos e dos poluentes nos rios, lagos e reservatórios. Para isto, três linhas de pesquisa merecem destaque:

- a) a identificação das fontes potenciais de sedimentos;
- b) a dinâmica da distribuição dos sedimentos na bacia hidrográfica; e
- c) a avaliação qualitativa dos sedimentos.

Este trabalho tem como objetivo explorar o primeiro item, ou seja, avaliar como as fontes contribuem na produção de sedimentos para a calha dos rios. Com isso espera-se avançar na compreensão dos processos relacionados com a produção e distribuição de sedimentos em uma bacia hidrográfica.

4.2 ENFOQUES DO MONITORAMENTO HIDROSEDIMENTOMÉTRICO

No monitoramento de bacias hidrográficas é logisticamente e financeiramente impossível medir todas as mudanças e distúrbios pontuais no escoamento e na produção de sedimentos em todos os locais onde ocorrem. A maioria dos programas de monitoramento se concentram na rede de drenagem, pois os efeitos dos distúrbios na bacia vertente são integrados e expressos em termos de alterações na descarga líquida e sólida, na produção de sedimentos, nas concentrações químicas dos elementos presentes e mudanças morfológicas dos canais (National, 1999). Estas mudanças podem ser importantes para a compreensão dos processos físicos, químicos e biológicos ocorridos a montante, para a melhoria da qualidade e quantidade de água a ser ofertada para abastecimento urbano e rural, para a diminuição do assoreamento de canais e reservatórios e para a sustentabilidade da biodiversidade local (Coelho Neto, 1998).

Walling (1990), salienta que além do monitoramento dos parâmetros hidrosedimentométricos no exutório da bacia é necessário qualificar e quantificar as fontes dominantes de sedimentos. O autor demonstrou que ainda existem incertezas quanto as fontes dominantes de sedimentos presentes nas calhas dos rios na maioria das bacias hidrográficas afetadas pela erosão na Inglaterra. Seus estudos salientam que identificar e obter informações da fonte dominante de sedimentos é um pré-requisito fundamental para qualquer investigação da dinâmica dos sedimentos e da recuperação de áreas afetadas pela erosão hídrica. Segundo Working (1985), áreas fontes de sedimentos incluem áreas agrícolas, áreas florestais, áreas degradadas, estradas e margens de rios.

Vários autores (Symader & Strunk, 1992; Coleman & Scatena, 1986; Collins & Walling, 2002; Horowitz, 1991; Salomons & Stigliani, 1995) têm dedicado grande atenção aos estudos da dinâmica dos sedimentos em bacias hidrográficas avaliando como as diferentes fontes contribuem na produção de sedimentos para a calha dos rios. Esta informação tem grande relevância pois possibilita compreender os mecanismos de transporte de sólidos dissolvidos de contaminantes e nutrientes pelos sedimentos, e estimar seu potencial de contaminação.

A identificação de áreas específicas que ativamente contribuem com sedimentos para os mananciais e várzeas é um pré-requisito necessário para a modelagem dos pro

cessos de emissão de sedimentos e o desenvolvimento de programas de manejo integrado de bacias hidrográficas.

Para Förstner & Wittmann (1983), o desenvolvimento de análises mais detalhadas e precisas das características dos sedimentos, subsidiaram o surgimento de uma nova área de pesquisa denominada “qualidade de sedimento”, a qual integra áreas como a sedimentologia, a hidrologia e a qualidade do solo e da água. Dentro da ciência “qualidade de sedimentos”, algumas linhas de pesquisa têm investigado como as propriedades mineralógicas dos sedimentos podem contribuir para a compreensão dos mecanismos de interação entre a calha e a vertente. Uma delas, é a determinação das áreas fontes de sedimentos, por meio de métodos diretos de comparação das características físicas e químicas dos sedimentos transportados nos rios e dos sedimentos produzidos nas fontes. Além desta, existem outras que também serão consideradas nesta revisão.

4.3 IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS

4.3.1 Métodos indiretos

Os métodos indiretos de identificação de fontes de sedimentos estão baseados na utilização de modelos empíricos ou de base física para determinar a localização das fontes de sedimentos. Dois grupos principais de métodos indiretos podem ser distinguidos, os qualitativos e os quali-quantitativos. O primeiro identificam as fontes sem quantificar as perdas de solo, e o segundo visa identificar e estimar as perdas de solo.

4.3.1.1 Métodos indiretos qualitativos

Santos (2001), baseado nas propriedades físicas dos solos e na geomorfologia local, realizou uma abordagem geo-bio-hidrológica proposta por Kobiyama et al. (1998) em uma bacia hidrográfica de 134 km² afluente da bacia do rio Iguaçu no Paraná. A produção de sedimentos na bacia, devido sua complexidade geomorfológica, hidrológica e de uso do solo, envolve uma série de processos de remoção e transporte de solo, tais como: (i) impacto da gota de chuva; (ii) ação do escoamento superficial do tipo

hortoniano e de dunne; (iii) escoamento subsuperficial em ductos e túneis; (iv) excesso de pressão hídrica dos poros nas faces de exfiltração do escoamento subsuperficial; (v) ação gravitacional direta, como deslizamentos, desbarrancamento, etc. Isto demonstrou que os mecanismos de produção de sedimentos são muitos e que a utilização de modelos que avaliam somente a produção de sedimentos pela erosão entressulco e em sulco podem gerar erros de várias ordens de grandezas.

Santos (2001), aplicou um modelo hidrológico distribuído de base física (TOPMODEL) e desenvolveu um modelo geomorfológico do mesmo tipo (UMBRAL). Com o modelo hidrológico foram identificados e quantificados as áreas hidrologicamente sensíveis, por exemplo as zonas saturadas e as áreas de afluência variável. O modelo geomorfológico identificou em escala espacial e temporal os diferentes processos erosivos ocorrentes na bacia, por meio das propriedades hidráulicas e mecânicas do solo, das características do relevo e dos processos hidrológicos. A integração dos dois resultados localizou e caracterizou os processos geo-bio-hidrológicos.

Coleman & Scatena (1986) aplicaram um método indireto de identificação de fontes de sedimentos, por meio da avaliação e ranqueamento das áreas com maior ocorrência na produção de sedimentos. Primeiro, os locais mais evidentes de produção de sedimentos foram determinados (agrícola, urbano, mineração e canais de drenagem). Dentro de cada uso, sub-áreas homogêneas foram divididas e classificadas segundo sua importância na produção de sedimentos, alto (10), médio (5) e baixo (0). Esta avaliação foi realizada para os critérios mais relevantes (cobertura, topografia, erodibilidade do solo, estruturas de controle, emissão de sedimentos, frequência de distúrbio e contribuição de montante). A soma destas importâncias para cada unidade mapeada, indicou seu posicionamento segundo uma escala de produção de sedimentos: 50-60 muito alto, 35-50 alto, 15-35 moderado e 0-15 baixo. O estudo foi desenvolvido em uma bacia de 330 km² na região de Washington D.C., e seus resultados demonstraram que, na produção de sedimentos, 32% das áreas foram classificadas como de alta e muito alta e 25% como de baixa. Em relações aos diferentes usos das terras, aproximadamente 40% das áreas agrícolas apresentaram alta e muito alta condição de aporte de sedimentos, 9% dos locais aonde existem atividades de construção apresentaram alta condição de aporte de sedimentos e para os canais de escoamento 30% foram classificados como de alta condição de aporte de sedimentos. A avaliação minuciosa de todas as fontes de sedimentos

e dos mecanismos de erosão realizada neste método salienta a necessidade de estimar corretamente as razões de emissão de sedimentos como um processo altamente dependente da escala e da magnitude do processo.

Nelson & Booth (2002), aplicaram um método indireto qualitativo de identificação de fontes de sedimento em uma bacia de rápida urbanização de 144 km². Os autores desenvolveram um método de estimativa das diferentes razões de emissão de sedimentos e da produção total relativa de sedimentos a partir de evidências do processo erosivo. Os critérios utilizados foram: os diferentes usos das terras, o nível de urbanização, coeficientes regionais de razão de emissão de sedimentos para os diferentes usos, modelagem empírica dos processos de remoção a partir de dados hidrológicos e pedológicos, análise de fotos aéreas e estruturas de conservação e retenção de sedimentos. Os resultados identificaram os principais mecanismos de erosão que foram: desbarrancamento de margens, erosão em estradas incluindo áreas urbanas e florestais e deslizamentos. A identificação das fontes de sedimentos indicaram que as fontes dominantes são os deslizamentos (49%), seguido pelas estradas (10%) e áreas residenciais e comerciais (9%). Estes resultados demonstram a magnitude dos diferentes mecanismos de emissão de sedimentos, que até o momento, poucas metodologias consideram a estimativa total de produção de sedimentos pela bacia hidrográfica. Apesar das incertezas vinculadas com as avaliações subjetivas e das estimativas da razão de emissão dos sedimentos, o método foi validado por um conjunto de 50 anos de dados a respeito dos processos de remoção e depósito de sedimentos.

4.3.1.2 Métodos indiretos quali-quantitativos

Os métodos indiretos quali-quantitativos estão baseados na utilização de modelos matemáticos espacialmente distribuídos que estimam a erosão bruta nas vertentes e a descarga sólida no exutório da bacia, e conseqüentemente, a razão de emissão de sedimentos (*sediment delivery ratio*) da bacia hidrográfica (Walling, 1990). Esta se refere à razão entre a produção de sedimento ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) e a erosão bruta ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) (Carvalho, 1994).

4.3.1.2.1 Modelagem da erosão bruta

Erosão bruta pode ser definida como a produção de sedimentos pela erosão hídrica (entressulco, em sulco, ravina, voçorocas, deslizamentos, etc.), considerando apenas a quantidade de material erodida pela energia da chuva ou do escoamento, desconsiderando os aspectos de transporte e deposição que ocorrem a jusante das vertentes. A produção de sedimento é uma fração do material proveniente da erosão bruta que encontrou condições hidráulicas favoráveis para chegar ao leito do rio e por ele ser transportado.

Chaves (1996), fez um resumo da evolução e perspectivas da modelagem dos processos erosivos, no qual aborda as deficiências e as incertezas dos principais modelos utilizados para a estimativa da erosão hídrica. A maioria dos trabalhos desenvolvidos para o cálculo da contribuição relativa das perdas de solo por unidade de tempo e área ($t \text{ ano}^{-1} \text{ ha}^{-1}$) utilizam modelos matemáticos, na sua maioria empíricos, derivados de aproximações da Equação Universal de Perda de Solo (*Universal Soil Loss Equation*).

A confiabilidade destas metodologias depende de uma grande quantidade de informações e dados (características pedológicas, dados hidrológicos, climatológicos, uso da terra, modelo numérico de elevação, etc.), podendo apresentar vantagens quando modelado em um sistema de informação geográfica (SIG). Entretanto, o método é limitado a aplicação em áreas agrícolas, com predominância de erosão entressulco e em sulco (Walling, 1983; Chaves, 1996), os quais excluem contribuições importantes, como ravinas, voçorocas, deslizamentos, etc.

Estas aproximações geram dúvidas na estimativa da perda de solo em bacias hidrográficas onde o processo erosivo é muito diferente das parcelas padrões de onde essas equações foram derivadas. Além disso, o método envolve problemas operacionais, como escala de trabalho e generalização de parâmetros. Estas incertezas podem mascarar fontes potencialmente importantes que não fazem parte das condições de contorno do método. Santos (2001), salienta que os modelos empíricos e, também os modelos distribuídos e conceituais dependem da resolução da base de dados utilizada e a aplicação está geralmente limitada às pequenas áreas e a erosão entressulco e em sulco.

As falhas na criação de um modelo de base física de aplicação generalizada para a predição dos processos erosivos (remoção, transporte e deposição) são segundo

Walling (1983), particularmente, devidos à complexidade dos processos envolvidos e sua forte interação com as características físicas da bacia. As diferenças encontradas na aplicação de modelos distintos para uma mesma situação, geram incertezas na escolha do modelo apropriado, o que implica na alta sensibilidade e difícil generalização dos modelos disponíveis (National, 1999).

4.3.1.2.2 Estimativa da razão de emissão de sedimentos

O conhecimento da conexão entre a erosão bruta de sedimento com a produção de sedimento importante para a avaliação do impacto do uso das terras na produção de sedimentos, para a investigação do movimento dos sedimentos associados com nutrientes e poluentes, e reciprocamente para a utilização dos dados de descarga sólida para estimar as taxas de erosão ou degradação dos solos (Walling, 1988). Para relacionar a magnitude dos processos que envolvem a estimativa da erosão bruta e a produção de sedimento a jusante, têm se empregado o termo “razão de emissão de sedimentos”.

A razão de emissão de sedimentos é influenciada por uma larga quantidade de fatores geomorfológicos, hidrológicos e ambientais, incluindo a natureza, extensão e localização das fontes de sedimentos. Sabe-se que apenas pequena fração do solo erodido na bacia hidrográfica conseguirá encontrar um caminho para sair da bacia, a qual pode ser monitorada com a produção de sedimento no exutório. A magnitude desta fração diminui com o aumento do tamanho da bacia. Esta relação inversa entre o tamanho da bacia e a emissão de sedimentos é explicada pelo decréscimo dos gradientes das rampas e canais, e pelo aumento das condições de deposição associados com o aumento do tamanho da bacia. Porém, existe alta variabilidade nas regressões que envolvem o tamanho da bacia e a razão de emissão de sedimentos, o que determina grande incerteza na utilização destes valores (Roehl, 1962; Walling, 1988; National, 1999; Golosov, 2002). As avaliações de Coleman & Scatena (1986) sugerem que o suprimento dos sedimentos é controlado primariamente pelo uso da terra, enquanto a emissão de sedimentos é controlado pela fisiografia local.

A identificação de fontes de sedimentos, vinculada à razão de emissão de sedimentos, é um conceito caixa preta, e suas limitações e incertezas podem ser clarificadas quando consideramos os efeitos cumulativos de bacias hidrográficas (Walling, 1983). Esses podem ser definidos 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 (National, 1999).

O transporte de sedimentos provenientes das áreas fontes através das vertentes e sistemas de canais é uma seqüência de processos descontínuos, o qual alterna eventos de transporte rápido, com eventos de longo período de armazenamento. Não existem estudos sistemáticos que tenham determinado a variabilidade espacial e temporal das distâncias percorridas pelos sedimentos de diferentes tamanhos através dos diferentes tipos de vertentes e canais dentro de uma bacia hidrográfica. Entretanto, (National, 1999) descreve características importantes dos sedimentos e da topografia da bacia que influenciam nos efeitos cumulativos de bacias hidrográficas. Esses efeitos são mais pronunciados para sedimentos de tamanho de silte e areia presentes em locais com grande descontinuidade na declividade e na forma das vertentes. Por outro lado, para os sedimentos da fração argila e microagregados, os processos de enriquecimento devem ser avaliados, pois estão altamente associados com a seletividade do processo erosivo.

O estabelecimento de um método indireto de identificação de fontes de sedimentos depende de modelos distribuídos de base física associados com um eficiente programa de monitoramento para determinar os parâmetros necessários, gerar os dados para a validação do modelo, e assim diminuir as incertezas envolvidas. Somente com isto, haverá uma melhor representação dos processos envolvidos o que possibilitará estimar, com menor incerteza, a razão de emissão de sedimentos. Entretanto, o desenvolvimento de modelos matemáticos melhores dependem de uma quantidade detalhada de investigações capazes de elucidar grande parte dos mecanismos envolvidos. As pesquisas dedicadas a este problema têm encontrado grande variabilidade nos resultados, principalmente pelos problemas práticos envolvidos na obtenção das informações (Walling, 1983; Walling & Bradley, 1990):

(a) a energia da chuva e o comportamento do deflúvio superficial - a interação destes fatores com a erodibilidade dos solos apresentam grande variabilidade espacial e

temporal, o primeiro tem como variáveis principais o espectro do tamanho das gotas e a sua relação com a intensidade da chuva, e o segundo a separação entre escoamento superficial e subterrâneo, a morfologia da vertente e a acumulação das áreas de escoamento;

- (b) as características da rugosidade das vertentes e seus ambientes deposicionais - estes fatores têm grande eficiência na retenção de sedimentos e são de difícil determinação, por que dependem de um levantamento topográfico detalhado e de informações a nível espacial e temporal do estado da cobertura do solo e do revolvimento e dos restos vegetais no solo;
- (c) a incidência e o comportamento dos agregados - a presença de agregados e microagregados altera a dinâmica hidráulica dos sedimentos erodidos e por isso necessita-se o ajuste das equações de remoção e transporte de sedimentos, considerando o conceito de tamanho efetivo de partícula;
- (d) os processos de enriquecimento e depleção de elementos traçadores presentes nos sedimentos - a dinâmica química entre as fases sólidas e aquosa podem alterar a composição química dos sedimentos e influenciar negativamente os estudos de traçamento de sedimentos, principalmente das argilas; e
- (e) o tempo de residência dos sedimentos nas vertentes e calha da bacia - o armazenamento temporário dos sedimentos pode variar de minutos a séculos, sua ocorrência aumenta os erros associados com a determinação da razão de emissão de sedimentos e altera as condições geoquímicas do material.

4.3.2 Métodos diretos

Os métodos diretos de estimativa de produção de sedimentos têm realizado aproximações importantes para a modelagem dos processos erosivos. Métodos diretos são aqueles que utilizam substâncias ou elementos físicos para compreender a dinâmica de transferência dos sedimentos da vertente para a calha. Resumidamente, isto é feito pela comparação das concentrações, ou quantidades do parâmetro utilizado aplicado na fonte com aqueles monitorados no rio.

4.3.2.1 Elementos artificiais (propriedades ativas)

A utilização de elementos químicos artificiais, corantes e elementos radioativos têm sido utilizados como ferramentas para estudar a dinâmica dos sedimentos em bacias hidrográficas. Estes elementos ou substâncias fornecem informações sobre a quantidade de material que deixa as vertentes e chega na calha, sobre as quantidades de sedimentos acumulados em depósitos naturais e sobre o tempo de concentração e residência dos sedimentos em dada bacia hidrográfica. A viabilidade destas aproximações dependem fortemente da disponibilidade e da capacidade das propriedades destes elementos de claramente distinguir a origem dos materiais de diferentes fontes. Estes elementos ou substâncias químicas são conhecidos como traçadores. Suas características magnéticas ou físico-químicas possibilitam avaliar o movimento de sedimentos através da sua dissipação pelo escoamento superficial. Estes são aplicados a uma concentração conhecida nas vertentes, e posteriormente monitorados no exutório da bacia. Desta forma pode-se estabelecer a contribuição de determinado local para a produção de sedimentos e o tempo de percurso da fonte até a calha do rio.

Além de substâncias químicas, pequenas esferas com propriedades de transporte semelhantes às dos sedimentos são utilizadas para compreender os mecanismos de transporte. Estas esferas são distribuídas uniformemente pela vertente e após o escoamento superficial, faz-se o monitoramento de sua quantidade na calha do rio (Peters, 1993). Baseado nisto, correlaciona-se o comportamento das esferas com o movimento dos sedimentos na bacia hidrográfica.

A possibilidade de usar o Cs^{137} como elemento traço determinou uma grande evolução no entendimento da dinâmica dos sedimentos entre a vertente e a calha do rio. Desde 1945, testes nucleares injetaram na atmosfera grande quantidade de radionucleotídeos, que gradativamente depositaram na superfície terrestre. A deposição de Cs^{137} (meia-vida de 30,1 anos) teve picos de deposição em 1964 e depois em 1986 com o acidente de Chernobyl. Solos e sedimentos rapidamente e fortemente adsorvem o Cs^{137} precipitado da atmosfera (He & Walling, 1996).

Walling (1990), sugere que as concentrações de Cs^{137} do material das fontes e sedimentos em suspensão oferecem uma excelente capacidade identificadora. Diferentes fontes de sedimentos são caracterizadas por diferentes concentrações de Cs^{137} , as quais

irão refletir as quantidades recebidas pela atmosfera, seu grau de incorporação com o solo, bem como o grau de decaimento no solo. O solo atingido pela precipitação do Cs^{137} adsorverá fortemente o elemento na fração fina, sendo preferencialmente concentrado perto da superfície. Aonde o cultivo do solo ocorre, esta superfície concentrada irá misturar-se com o material na profundidade de cultivo (10-30cm), sendo que a concentração do Cs^{137} na superfície do solo será menor que aquelas encontradas em solos não cultivados (Walling & Bradley, 1988; Walling & Bradley, 1990).

Além do Cs^{137} , outros elementos radioativos foram utilizados como traçadores em pesquisas de processos erosivos e de sedimentação (Peters et al., 1993; Foster et al., 2002; Walling & Quine, 1991; Olley, et al. 1993). Porém o uso de substâncias radioativas causou uma série de preocupações na saúde humana e ambiental que acabou estimulando o uso de elementos traços naturais (Fe, Mn, Pb, Zn, Co, Cr, Cu, Al, C, P, N, Ca, Na, etc), mais freqüentes no ambiente e com menores custos de análise. Este enfoque, aliado com a evolução do conhecimento e dos métodos analíticos de determinação das propriedades magnéticas e composição mineral, proporcionou o desenvolvimento de técnicas como o *fingerprinting* de identificação de fontes de sedimentos.

4.3.2.2 Elementos naturais (propriedades passivas)

Na década de 70 é proposto um método direto de identificação da principal fonte de sedimento em bacias hidrográficas (Wolman, 1977; Walling et al., 1979). O método começou a explorar as propriedades magnéticas (conteúdo magnético natural de elementos como o ferro, o qual induz a uma reatividade aos sedimentos) e geoquímicas dos sedimentos, por meio da investigação mais detalhada da descarga sólida e das variações das mesmas propriedades nas respectivas fontes. O método foi visto como barato, rápido e eficiente, propondo conceitos importantes para o desenvolvimento da pesquisa em qualidade de sedimentos. Como por exemplo, a correlação entre as propriedades magnéticas com o tamanho das partículas e a quantidade de matéria orgânica presente. Porém, seu trabalho encontrou incertezas, principalmente relacionadas com as possíveis taxas de enriquecimento que os sedimentos sofrem no percurso entre a vertente e o exutório da bacia.

National (1999), afirma que o desenvolvimento de técnicas com o uso de traçadores naturais (passivos) tem melhorado a habilidade para identificar as fontes de sedimentos finos e distinguir a relativa contribuição das diferentes fontes e sua produção total. Esses trabalhos procuram determinar, através de propriedades traçantes presentes nos sedimentos (cor, magnetismo, petrologia, geoquímica, etc.), uma relação entre as fontes em potencial de sedimentos com os sedimentos monitorados em trechos do leito de um rio e no exutório da bacia.

Grimshaw & Lewin (1980), monitoraram os sedimentos em suspensão e a vazão em uma bacia de 170 km² e estimaram a produção total de sedimentos a partir de métodos complementares de identificação de fontes de sedimentos. Aplicou-se um método direto associando a cor dos sedimentos com a análise dos sedimentogramas e hidrogramas. A variabilidade sazonal e espacial da cor do material das fontes foi comparada com a cor do material em suspensão, em diferentes partes do sedimentograma (ascensão e recesso ou declínio). Os autores identificaram que o padrão de cores varia conforme a passagem da onda de cheia, possibilitando determinar a influência de cada fonte nos diferentes pontos do evento chuva-vazão. As principais dificuldades encontradas foram a influência das estações do ano na cor dos sedimentos e os efeitos de lavagem (*flushing*) da onda de cheia, que carrega os sedimentos prontamente disponíveis.

Peart (1995), monitorou uma bacia de 20 km² na região de Hong Kong com o objetivo de reconhecer duas potenciais fontes a partir da análise de parâmetros orgânicos nos sedimentos em suspensão e do leito, C_{org} , N_{total} , C/N e matéria orgânica total (baseado na queima dos sedimentos coletados nos papéis filtros). As fontes avaliadas foram solos superficiais e subsuperficiais, este último foi dividido em dois grupos, estradas e construções. O primeiro resultado é que o parâmetro nitrogênio total não apresentou diferenças significativas entre as fontes, e por isso não poderia ser utilizado como discriminante. Os outros três parâmetros apresentaram diferenças entre o material superficial e subsuperficial, mas não foi possível separar as duas fontes do grupo dos solos subsuperficiais. A forma de análise foi a comparação entre as médias das amostras de sedimentos nos rios com as das fontes.

Para os sedimentos do leito as médias dos parâmetros carbono orgânico e matéria orgânica total estiveram próximos aos valores da fonte solos subsuperficiais, entretanto os valores da razão C/N estão próximos aos valores da fonte solo superficial, sugere

rindo que possa haver contribuição desta fonte. Para os sedimentos em suspensão os valores de matéria orgânica total assemelham-se com as fontes solos superficiais, em contraste o valor de carbono orgânico se localiza entre as fontes solo superficial e sub-superficial, o que representa que esta última pode também estar contribuindo para os sedimentos em suspensão (Peart, 1995).

Peart (1995), concluiu que quando há mobilidade dos sedimentos do leito é possível usar parâmetros, mesmo que orgânicos, para a identificação de fontes. Caso os sedimentos do leito estejam estáveis, a matéria orgânica de plantas aquáticas e da ictiofauna poderiam acumular e, certamente, alterar as relações C/N e os valores de matéria orgânica total. Tal fato impossibilitaria a comparação dos sedimentos no rio com aqueles das fontes. As incertezas estatísticas e a alteração no conteúdo de nitrogênio durante o transporte de sedimentos indicam conflitos para a utilização do método. Entretanto, as observações dos processos a campo esclarecem e explicam melhor os resultados obtidos, concluindo que os parâmetros utilizados apresentam consistência para o uso da metodologia de identificação de fontes.

Caitcheon (1998), estudou como as propriedades magnéticas dos minerais do solo podem auxiliar na determinação das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. Estas propriedades são devido à minerais magnéticos que compõem a massa dos sedimentos e a partir da intensidade magnética que estes materiais emitem, parâmetros magnéticos são estabelecidos e pode-se comparar o material das fontes e dos rios. O autor mediu a contribuição relativa dos componentes minerais magnéticos das fontes e comparou estes com os sedimentos na calha do rio. Os resultados mostram que a maior parte dos componentes minerais magnéticos (>60%) presentes nos rios estão associados com a fase sólida (sedimentos), e que a faixa granulométrica preponderante desta fase química são as partículas menores que 125 μ m. Este trabalho apresenta as bases químicas das propriedades magnéticas dos sedimentos que possibilitam desenvolver trabalhos de identificação de fontes de produção de sedimentos.

Esta conclusão, também é verificada pelos trabalhos de Horowitz (1991), onde as menores frações apresentam maior reatividade (magnetismo) e a possibilidade de usá-las como elementos traços. O processo seletivo da erosão hídrica produz em maior quantidade material de granulometria fina, e como as propriedades magnéticas estão em maior parte associadas com esta faixa granulométrica e apresentam pouca alteração no

decorrer dos processos de transporte, essas propriedades apresentam grande potencial para o estudo de traçamento de sedimentos.

A distribuição dos tamanhos das partículas, constituição química, morfologia e mineralogia foi analisado por Boer & Crosby (1995) para identificar as fontes dos sedimentos em suspensão presentes na bacia experimental de Stony Creek, Canada, em solos agrícola e florestal, por meio de microscopia eletrônica de varredura e espectometria. A análise da distribuição do tamanho das partículas, mineralogia e constituição química não foi capaz de distinguir as fontes. Entretanto, uma importante diferença ocorreu na morfologia das argilas, onde aquelas provenientes das áreas florestais apresentaram formas irregulares, e aquelas provenientes das áreas agrícolas apresentaram formas arredondadas. Isto reflete a alteração das condições físicas do solo que a mecanização impõe aos solos agrícolas. O revolvimento pelas práticas de cultivo causa o aumento do atrito entre as partículas que gradativamente perdem suas formas originais, assumindo formas arredondadas. Desta forma, a microscopia eletrônica pode auxiliar na comparação entre os sedimentos em suspensão com os sedimentos das fontes, possibilitando identificá-los.

Udelhoven et al. (1997), mediram a cor e a distribuição granulométrica das partículas em condições de baixo escoamento para avaliar os processos de remobilização e sedimentação presentes na calha dos rios. Os autores compararam estas duas características com os sedimentos das fontes, em suspensão e do leito. A cor dos sedimentos e a sua distribuição granulométrica foi monitorada considerando a variabilidade de curto período, como de eventos, e a variabilidade de longo período como as estações do ano. Além disso, foi avaliado a proximidade das fontes na contribuição das descargas sólidas. A correlação entre as duas variáveis, cor e granulometria, com as descargas sólidas, além de elucidar os aspectos de remobilização e sedimentação, demonstrou a capacidade da cor e da granulometria em identificar as fontes. A seqüência temporal das cores dos sedimentos em suspensão associados com uma onda de cheia refletiu a variabilidade espacial das fontes de sedimentos. Sendo assim, os autores recomendam o uso destas variáveis para estudos de identificação de fontes de sedimentos. Entretanto, salienta-se que o uso destas propriedades somente são efetivas quando analisadas sob uma adequada análise estatística.

As técnicas de traçamento de sedimentos apresentam um grau de complicação por um número potencial de problemas, os quais ainda exercem grande influência na eficiência dos métodos (Symader & Strunk, 1992). Estes incluem (Small & Rowan, 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 influenciar as propriedades traçantes dos sedimentos, que estão fortemente associados com a proximidade das fontes de sedimentos do rio;
- (c) o armazenamento e 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 a fonte, prejudicando os estudos de identificação.

Para Walling & Collins (2000) e Förstner & Wittmann (1983), a influência das transformações das propriedades geoquímicas utilizadas em trabalhos de identificação de sedimentos, podem ser reduzidas pela:

- (a) determinação das frações específicas de cada elemento, as quais sejam mais estáveis;
- (b) seleção das propriedades que apresentem uma dinâmica geoquímica mais conservativa sobre as condições ambientais da área de estudo;
- (c) avaliação da proximidade das áreas fontes em relação ao local de amostragem dos sedimentos em suspensão;
- (d) aplicação de fatores de correção, como a granulometria do material e as quantidades de matéria orgânica.

4.4 APROXIMAÇÕES *FINGERPRINTING* DE IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS

Os métodos básicos de identificação de fontes de sedimentos, descritos no item anterior, tiveram sua evolução principalmente pela incorporação de técnicas estatísticas de análise multivariada, o aprimoramento das análises físico-químicas, a utilização de novos elementos traços e o monitoramento hidrossedimentométrico intensivo baseado em eventos.

Um passo fundamental para a evolução dos métodos diretos de identificação das fontes de sedimentos foi dado por Yu & Oldfield (1989) que propuseram um modelo estatístico multivariado para a análise de nove propriedades magnéticas dos sedimentos erodidos em seis diferentes fontes. O foco principal do trabalho foi desenvolver uma modelagem, a qual forneceu um método seqüencial para o traçamento das fontes de sedimentos. Primeiramente, o trabalho procurou separar estatisticamente as fontes através de parâmetros discriminantes em uma análise de *cluster*, e posteriormente desenvolveu um modelo linear multivariado, com uma rotina de minimização dos erros pelo método dos mínimos quadrados. Os autores utilizaram misturas artificiais de sedimentos, com composições de diversas fontes, para avaliar a capacidade do modelo em separar 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, o qual serviu de base para os principais trabalhos de traçamento de sedimentos. Este trabalho elucidou o fato de que cálculos quantitativos são mais úteis do que descrições puramente qualitativas, permitindo identificar quais fontes estão contribuindo para a descarga sólida no rio e quanto de material está saindo destes locais.

Peart & Walling (1986), aplicaram um método simples de identificação de fontes de sedimentos em uma bacia rural de 9,3 km² na região de Devon, Reino Unido. A identificação das fontes de sedimentos foi baseada na comparação das propriedades dos sedimentos em suspensão com as propriedades do material de fontes em potencial. Dentro da evolução do método, foi proposto um estudo preliminar das fontes. Esta avaliação pretende encontrar, dentre inúmeras variáveis possíveis, quais que apresentavam

capacidade discriminante. Desta forma, foram encontrados pequenos grupos de variáveis, capazes de explicar a variabilidade total das fontes. O segundo passo foi classificar as amostras de sedimento em suspensão, a partir de um modelo estatístico multivariado.

O trabalho deteve-se na distinção dos sedimentos provenientes do leito dos rios e dos solos superficiais. Os autores selecionaram oito propriedades, ferro, manganês, susceptibilidade magnética, saturação isotérmica, fósforo, carbono orgânico, nitrogênio e Cs¹³⁷. Os valores destas propriedades foram obtidas pela média dos pontos amostrados na fontes (solo superficial e leito dos rios) e das amostras dos sedimentos em suspensão monitorados no exutório da bacia. Duas formas de análise foram feitas: comparação de propriedades individuais, como por exemplo, o teor de Fe das fontes com os sedimentos em suspensão; ou então comparação de relações de propriedades, como por exemplo, comparar a relação do teor de Fe/Al das fontes com os dos sedimentos em suspensão.

A comparação das médias demonstrou que os valores dos sedimentos em suspensão excediam os valores das fontes para todas as propriedades, exceto para a saturação isotérmica. Isto pode ser explicado pela erosão seletiva das frações finas e orgânicas, que é responsável pela grande parte das propriedades analisadas, caracterizando o fenômeno de enriquecimento. Para corrigir este erro, Peart & Walling (1986) adicionaram um fator de correção para as amostras, baseados na porcentagem da fração menor que 10 μ m e na quantidade de matéria orgânica. Estes dois parâmetros corrigem o efeito de diluição que as partículas grosseiras menos reativas geram nas amostras das fontes e na grande capacidade dos materiais orgânicos em reter elementos traços.

A correção do fenômeno de enriquecimento é muito importante para os estudos de traçadores em sedimentos. Nos seus experimentos, Walling (1990) encontrou enriquecimento da fração argila (<2 μ m) e depleção da fração silte (2-62 μ m). Comparativamente, as frações finas presentes na calha do rio pode aumentar em 1,5 vezes em relação às quantidades encontradas na fonte. Da mesma forma, as quantidades de matéria orgânica podem apresentar taxa de enriquecimento de até 2,0 vezes. Segundo Horowitz (1991), a razão de enriquecimento deve ser calculada como a razão da proporção do parâmetro de interesse no sedimento em suspensão pelo material da fonte. Os dois principais parâmetros fortemente associados com os processos de enriquecimento são a granulometria e os teores de matéria orgânica.

Symader & Strunk (1992) salientam que a aplicação da técnica *fingerprinting*, em bacias hidrográficas com muitas fontes diferentes contribuindo para os sedimentos em suspensão, pode comprometer a aplicação do método. A mistura de materiais de muitas fontes aumenta fortemente as incertezas associadas aos processos de enriquecimento ou depleção durante seu transporte. Como alternativa, os autores sugerem uma análise detalhada da granulometria e do conteúdo de matéria orgânica das fontes e dos sedimentos em suspensão.

Para avaliar a estabilidade dos elementos traços para cada fração granulométrica, Horowitz (1991), fracionou seis metais pesados, considerados como traçadores em potencial, permitindo inferir sobre a importância dos mecanismos de depleção e enriquecimento destes elementos no transporte de sedimentos entre a vertente e a calha (Tabela 4.1).

Tabela 4.1. Fracionamento químico de elementos traçadores associados com sedimentos em suspensão.

Fase	Cromo	Manganês	Ferro	Cobalto	Níquel	Cobre
	%					
Adsorvida	3,5	0,8	0,007	6,5	3,2	3,5
Associação com óxidos de Fe, Al e Mn	5,2	54,8	43,6	28,8	47,2	5,7
Orgânica	11	6,7	9,0	16,4	15,0	4,5
Cristalina	80,3	37,8	47,4	48,3	34,6	86,2

(Fonte: Horowitz, 1991)

Os resultados encontrados por Horowitz (1991), permitem discutir o potencial da disponibilidade ambiental dos traçadores. Os elementos traços associados com os látices dos minerais (fase cristalina) são essencialmente indisponíveis, por que fazem parte da estrutura do sedimento.

Elementos traços associados aos óxidos de Fe e Mn, que enovelam os sedimentos, serão estáveis ou ambientalmente indisponíveis, a menos que exista um decréscimo substancial na quantidade de oxigênio ou um aumento significativo na atividade biológica. Os óxidos de ferro são o resultado do intemperismo e da pedogênese em regiões tropicais com boa disponibilidade de umidade. Os óxidos de manganês são o resultado das mesmas condições anteriores associados a áreas onde haja alteração constante de condições de oxi-redução, como as áreas de convergência nas vertentes e margens dos

rios. Estes elementos químicos podem apresentar grande estabilidade no ambiente, devido ao estado de oxidação presente (Inda, 2002).

A associação de elementos traços com a matéria orgânica (fase orgânica), podem alterar sua composição nos sedimentos quando ocorrer o depósito de elementos orgânicos no fundo do leito, ou particularmente se ingerido por um organismo. Traçadores adsorvidos aos sedimentos tem alta disponibilidade, porém representam uma pequena porcentagem relativa de elementos traços em sedimentos em suspensão. Observou-se que a grande parte dos metais traçadores estão em fases pouco disponíveis aos processos de enriquecimento ou depleção (Horowitz 1991).

Ongley (1982), avaliando a influência das fontes e da sazonalidade sobre o potencial poluidor dos sedimentos em suspensão, encontrou que as concentrações dos principais elementos naturais, como os óxidos e as razões entre as fases orgânicas e minerais apresentaram valores muito próximos daqueles medidos nas fontes. Neste estudo foi monitorado dois anos de eventos chuva-vazão, analisando as descargas sólidas, a granulometria e as concentrações químicas de elementos como os óxidos, elementos orgânicos, metais pesados e alcalinos. Foi observado que as quantidades de matéria orgânica associadas aos sedimentos e a relação silte/argila é dependente das estações do ano. Esse fato é importante para a correção dos efeitos de enriquecimento físico e químico nos trabalhos que envolvem a identificação de sedimentos.

Ongley (1982), também, avaliou os efeitos da distância da fonte sobre a dinâmica geoquímica dos sedimentos erodidos. O trabalho monitorou as concentrações de P, Zn e Hg presentes nos sedimentos em um trecho de 340 km de um rio. Não foi observado um padrão constante de enriquecimento ou depleção de nenhum elemento, e sim aumentos e decréscimos em diferentes partes da bacia monitorada. Isto foi resultante de alterações nas características hidrossedimentométricas e de uso do solo das bacias vertentes ao longo do trajeto monitorado, como a presença de uma barragem, locais de aporte de sedimentos não contaminados e de incremento de biomassa. O programa de monitoramento não identificou alterações nas concentrações dos elementos em distâncias menores que 2000 metros. Isto poderia justificar os baixos níveis de enriquecimento e depleção em distâncias desta magnitude.

Förstner & Wittmann (1983) apresentam algumas considerações sobre a estabilidade dos teores de traçadores em áreas com valores reduzidos de enriquecimento e de

pleção. O pequeno tempo de concentração do pico do hidrograma e o curto tempo de residência dos sedimentos pode ser uma justificativa para as baixas taxas de enriquecimento e depleção dos químicos. Este fato tende ser observado principalmente em sistemas de rios torrenciais, onde o tempo de percurso dos sedimentos entre a fonte até o exutório da bacia, geralmente, é insuficiente para o equilíbrio entre a fase sólida e aquosa.

Sob uma rigorosa verificação estatística e utilizando um modelo multivariado combinando várias propriedades, Collins et al. (1997), aplicaram a técnica *fingerprinting* para avaliar as fontes de sedimentos em duas bacias experimentais (46 e 8,7 km²). As fontes analisadas foram: áreas de cultivo, floresta, pastagem e material dos canais. O grupo de parâmetros discriminantes otimizados pelo método foram: Ni, Co, K, P, N, Cu e Cs¹³⁷. Para minimizar os efeitos de enriquecimento e depleção (física e química) foram aplicados fatores de correção baseados nas razões das áreas superficiais específicas e no conteúdo de carbono orgânico presentes nos sedimentos em suspensão em relação às fontes. A principal contribuição deste trabalho foi a descrição quantitativa dos tipos de fontes. Quatro níveis de avaliação foram realizados: (a) contribuição média das fontes no período de monitoramento; (b) a variabilidade sazonal; (c) variabilidade entre eventos; e (d) variabilidade nos eventos de chuva-vazão.

Os resultados da contribuição média das fontes foram de, aproximadamente, 84% de pastagem, 10% de áreas cultivadas, 3% de florestas e de 3% de material dos canais. As variações sazonais foram avaliadas separando as amostras de sedimento em suspensão coletadas no verão, outono, inverno e primavera. A fonte pastagem manteve-se dominante em todas as estações, refletindo sua maior representatividade quando a extensão ocupada nas bacias. As maiores variabilidades sazonais foram observadas para as áreas cultivadas e do material dos canais. A maior contribuição das áreas cultivadas ocorreu no outono (21,5%) e na primavera (13,5%), as quais coincidem com os períodos de aragem das terras. A maior contribuição dos canais ocorrem durante o inverno ou primavera (3,7%), a qual foi justificada pelo aumento da erosividade dos canais nestes períodos (Collins et al., 1997).

As variações entre eventos foi avaliada dentro de uma mesma estação. Ocorreu uma grande variabilidade da fonte área cultivada dentro da estação verão, a qual variou entre 7,5 e 31,5%. Os materiais dos canais variaram entre 2,5 e 14,5% no período de in

verno. As variações da contribuição das fontes nos eventos de chuva-vazão também foram avaliadas, foram coletadas amostras de sedimento em suspensão em diferentes pontos do hidrograma. A máxima contribuição da fonte pastagem coincide com os picos do hidrograma e com a máxima intensidade da chuva. A máxima contribuição da fonte material do canal coincide com o máximo volume de escoamento do canal, e as variações nas contribuições das fontes florestas e áreas cultivadas não apresentaram um padrão definido, apesar de apresentar variações significativas (Collins et al., 1997).

Observa-se neste trabalho que a dinâmica da contribuição das fontes é grande, e que quando temos a possibilidade de realizar um programa de monitoramento intenso dos eventos e entre os eventos, conseqüências importantes podemos associar ao histórico do uso do solo e com o clima da região. Monitorar qualitativamente e quantitativamente a emissão de sedimentos das fontes em potencial, em função dos efeitos do uso do solo, representa uma ferramenta poderosa para o manejo e uso sustentável das terras.

O trabalho realizado por Collins & Walling (2002), salientou a importância de selecionar corretamente o grupo de parâmetros discriminantes das fontes de sedimentos. Para isto, foi desenvolvido um estudo experimental em cinco bacias hidrográficas, no Reino Unido e em Zâmbia, para avaliar diferentes composições de propriedades químicas e magnéticas com potencial para a identificação de fontes. Os resultados da análise estatística demonstraram que nenhuma propriedade isolada é capaz de classificar 100% das amostras dentro da categoria correta da fonte, para todas as bacias estudadas. Isto indica que cada local apresenta características pedológicas, de uso do solo e clima distintas e isto se reflete na obtenção das melhores propriedades. Sendo assim, não foi encontrado uma propriedade eficiente que pudesse ser generalizada às outras bacias. A complexidade que perfaz a capacidade de propriedades individuais para distinguir as fontes potenciais confirmam que diagnósticos simplistas geram resultados que não condizem com a realidade de campo.

Em consideração aos grupos de propriedades individuais, Collins & Walling (2002), indicam que o uso de grupos de propriedades são mais eficientes do que o uso individual de uma propriedade, elevando o nível de discriminação das fontes de sedimentos. Quando analisados individualmente a classificação correta das fontes foi em torno de 60%, quando usado grupos de propriedades a classificação correta aumentou para, em média, 90%. Além da melhor eficiência, isto é importante para o custo do uso

do método, especialmente para situações onde os recursos de análise de laboratório são restritos.

Collins & Walling (2002), salientaram que a forma de obtenção de determinadas propriedades, também, influenciou fortemente a capacidade da propriedade em discriminar as fontes. Por exemplo, a extração com o uso de oxalato de óxidos teve uma pobre discriminação das fontes, em contraste a extração ácida das propriedades que apresentou grande capacidade discriminante em todas as bacias avaliadas. Este fato é muito importante para a aplicação das técnicas de traçamento de sedimentos, visto que, cada região geográfica apresenta particularidades pedológicas importantes que podem auxiliar na capacidade discriminante das fontes. Por exemplo, nas regiões tropicais o grupo dos sesquióxidos de Mn, Fe e Al apresentam propriedades tão importantes quanto os minerais de argila (Hillel, 1998). Isto significa que nestas condições, os sesquióxidos exercem papel preponderante no transporte de elementos químicos, e por isso devem ser fracionados, obtendo além dos teores totais, os teores que dizem respeito aos óxidos.

Como conclusão, Collins & Walling (2002), afirmam que a análise estatística confirma que não existe um simples diagnóstico capaz de discriminar um conjunto de fontes de produção de sedimentos em potencial nas bacias de estudo. O uso de composições de propriedades traçantes melhorou a capacidade de discriminação das fontes. Entretanto, o nível de discriminação fornecido por uma combinação particular de propriedades não é consistente entre as bacias analisadas. A incorporação das composições identificadoras, selecionadas a partir de um grupo de propriedades traçantes, usando procedimentos estatísticos eficientes e adequados (análise de discriminação e classificação multivariada) determinam a identificação das fontes de sedimentos com maior precisão. Além disso, o estudo sugere que a utilização das combinações dos metais extraídos por meio ácido ou pirofosfato-ditionito, cátions básicos, e constituintes orgânicos podem providenciar uma base eficiente para estabelecer a composição de identificadores para a discriminação dos tipos individuais de fontes de sedimentos.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 PROCEDIMENTOS ANALÍTICO-INTEGRATIVOS

O fluxograma abaixo (Figura 5.1) apresenta a estruturação dos objetivos, a partir dos quais formularam-se os métodos necessários para alcançá-los. Na primeira fase do trabalho, realizou-se o levantamento das características fisiográficas das vertentes e das drenagens, o monitoramento hidrossedimentométrico e a caracterização física e química dos sedimentos das fontes em potencial e dos sedimentos em suspensão. Na segunda fase, determinou-se quais fontes apresentaram diferenças significativas e qual o melhor conjunto de variáveis físicas e químicas capazes de discriminar as fontes de sedimentos. Na terceira fase, os sedimentos em suspensão foram classificados segundo sua origem, com base nas variáveis selecionadas e por meio de um modelo estatístico multivariado.

As informações geradas pela aplicação e avaliação das diferentes fases do trabalho, bem como os resultados finais, possibilitarão o desenvolvimento, em parceria com a extensão rural, de um conhecimento integrado do ciclo hidrossedimentológico e, conseqüentemente, o planejamento da ocupação do uso do solo na bacia hidrográfica visando a preservação dos recursos naturais.

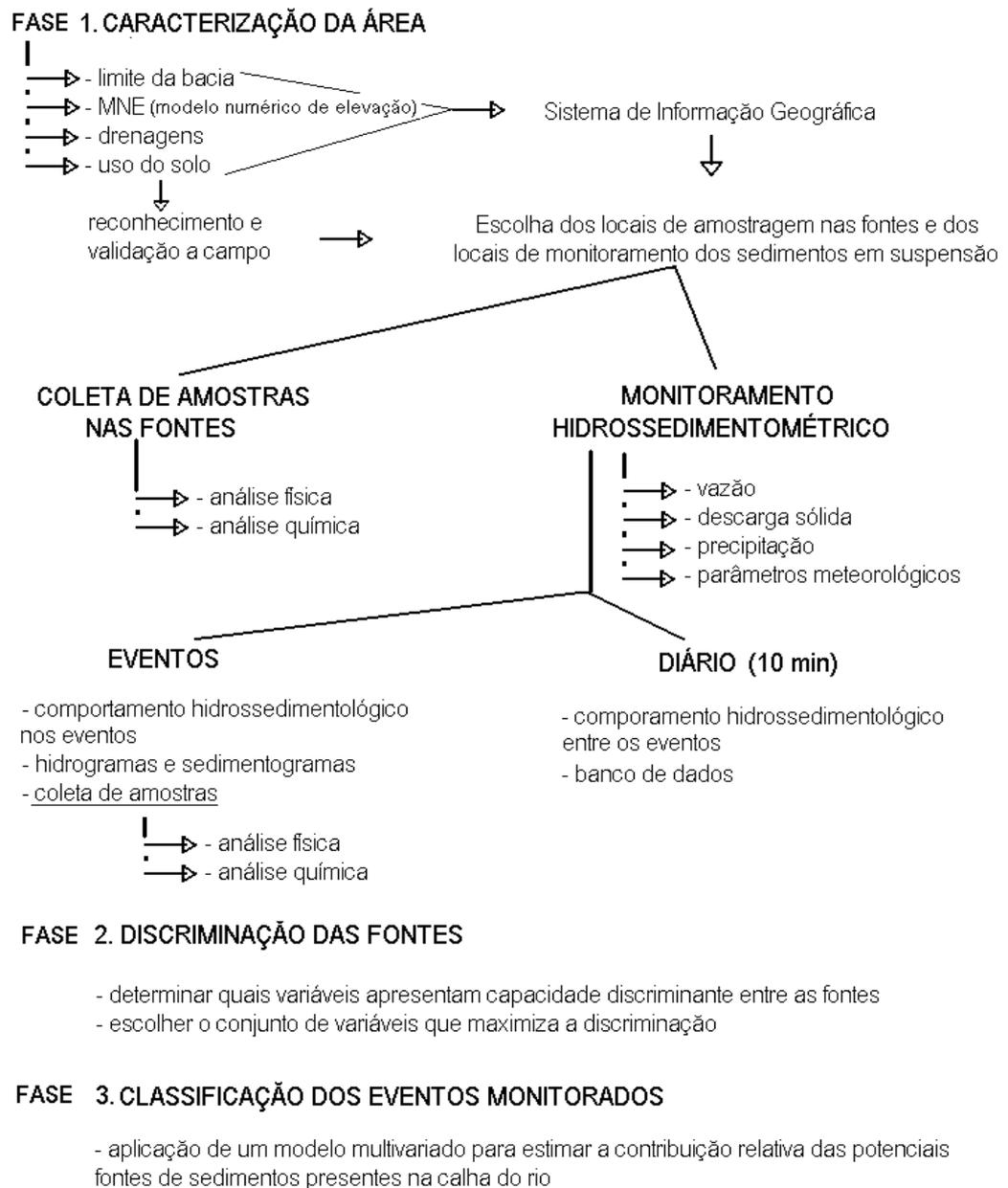


Figura 5.1. Fluxograma das principais fases do projeto.

5.2 CARACTERÍSTICAS DA REGIÃO DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em uma sub-bacia de 0,5695 km², embutida na bacia hidrográfica piloto do município de Arvorezinha (1,33 km²), região centro-norte do estado do Rio Grande do Sul, a 240 km de Porto Alegre. Esta região encontra-se na encosta superior nordeste do estado, na transição do planalto com o vale do rio Jacuí. Sua topografia é acidentada, com vertentes curtas e com alta declividade apresentando alta fragilidade ambiental. O esculpimento das vertentes pela hidrografia resultou em vales em forma de V, riachos e rios com grande energia, pouca sinuosidade (retilíneos) e granulometria extensa de material de arraste. As águas da bacia drenam para o rio Lageado Ferreira, afluente do rio Guaporé pertencente ao sistema fluvial Taquari-Antas (Figura 5.2).

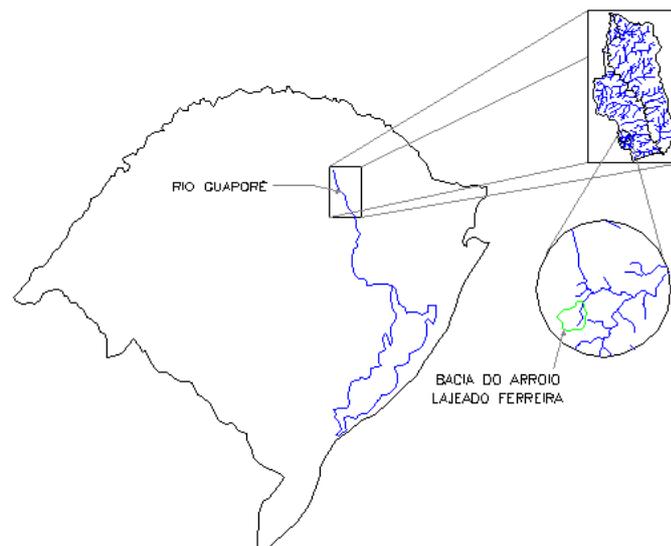


Figura 5.2. Localização da bacia hidrográfica experimental de Arvorezinha – RS.

A geologia local é caracterizada por derramamento basáltico, presença de diques e sills de diabásio da Era Mesozóica, Períodos Cretáceo, Jurássico e Triássico, compondo Grupo São Bento da Formação Serra Geral (MAPA, 1980). A geomorfologia local é caracterizada por relevo estrutural, a paisagem é classificada como planalto escalonado, formado a partir de derrames basálticos (TRAPP) (CEMAPA, 1975).

As unidades de solos encontradas na bacia hidrográfica piloto do Lajeado Ferreira em Arvorezinha 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.

Os Alissolos Crômicos correspondem aos solos constituídos por material mineral, com horizonte B textural ou B nítico e apresenta alto conteúdo de alumínio extraível. O caráter crômico é utilizado para caracterizar a predominância de cores no horizonte B. O caráter argilúvico significa que o solo apresenta B textural, resultado do processo de iluviação ou infiltração de argila para o horizonte B ou perda de argila do horizonte A. O conteúdo de argila no horizonte B textural 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 cmol_c/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 Hápticos são aqueles solos que não se enquadram nas classes dos Cambissolos Hísticos, que apresentam horizonte O com menos de 40cm de espessura, ou Cambissolos Húmicos. O caráter Ta refere-se a atividade da fração argila ≥ 27 cmol_c/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 tem baixa capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo e alta susceptibilidade à erosão hídrica (EMBRAPA, 1999; Streck et al., 2002).

Segundo a classificação climática de Köppen, o clima é Cfb – clima subtropical, super-úmido, mesotérmico, com verões frescos e geadas severas demasiadamente freqüentes, sem estação seca. A vegetação nativa é a Floresta Ombrófila Mista, formação típica do planalto meridional brasileiro. Entretanto, o ambiente está alterado pelo extrativismo e agricultura, sendo que as formações vegetais nativas são apenas resquícios.

A região apresenta um dos maiores índices de pobreza rural do estado. Este fato está vinculado com o sistema produtivo inadequado para as condições locais, as limitações de recursos naturais para os sistemas produtivos atualmente em uso e a alienação educacional dos agricultores. A produção de fumo (*Nicotiana tabacum* L) é a principal atividade econômica das propriedades. O sistema produtivo é baseado na mão-de-obra familiar de baixa tecnologia, mas com grande impacto sobre o meio ambiente, provocado pelo intenso revolvimento do solo e grande utilização de insumos.

5.3 CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA DA BACIA HIDROGRÁFICA

Os critérios para a escolha da bacia piloto de Arvorezinha para os estudos de identificação de fontes de sedimentos, foram:

- a) complexidade e severidade dos processos erosivos;
- b) disponibilidade de dados pluviométricos, fluviométricos, meteorológicos e sedimentométricos;
- c) relevo representativo de bacias de cabeceira;
- d) bacia rural com uso conflitivo de solo, ocupada por pequenos agricultores de baixa renda e baixo nível tecnológico;
- e) estar vinculada a um Projeto de Monitoramento Ambiental de Bacias Hidrográficas do Programa de Manejo dos Recursos Naturais e de Combate a Pobreza Rural do Estado do Rio Grande do Sul, RS-RURAL.
- f) pertencer a um projeto interinstitucional no qual participam órgãos de pesquisa como universidades (UFRGS, UFSM), órgãos público de pesquisa como a Fundação

Estadual de Pesquisa Agropecuária (FEPAGRO) e a extensão rural representada pela EMATER.

A bacia hidrográfica piloto foi georreferenciada e digitalizada (*MicroStation®*) a partir da carta topográfica do IBGE, escala 1:50.000, determinando os limites da bacia e sub-bacias, as curvas de nível, as drenagens principais, as estradas principais e os pontos de monitoramento hidrossedimentométricos (Figura 5.3). Devido aos problemas de escala do mapa básico, foi realizado um levantamento com o uso de GPS das drenagens, estradas e os diferentes usos do solo na bacia, compondo um mapa mais detalhado. Foram confeccionados, também, mapas de uso do solo para todos os meses do ano. Os parâmetros fisiográficos da sub-bacia foram determinados segundo metodologias descritas em Christofolletti (1980). Todas as informações foram organizadas em um sistema de informação geográfica (*ArcView®*) as quais subsidiam o programa de monitoramento hidrossedimentométrico da bacia.

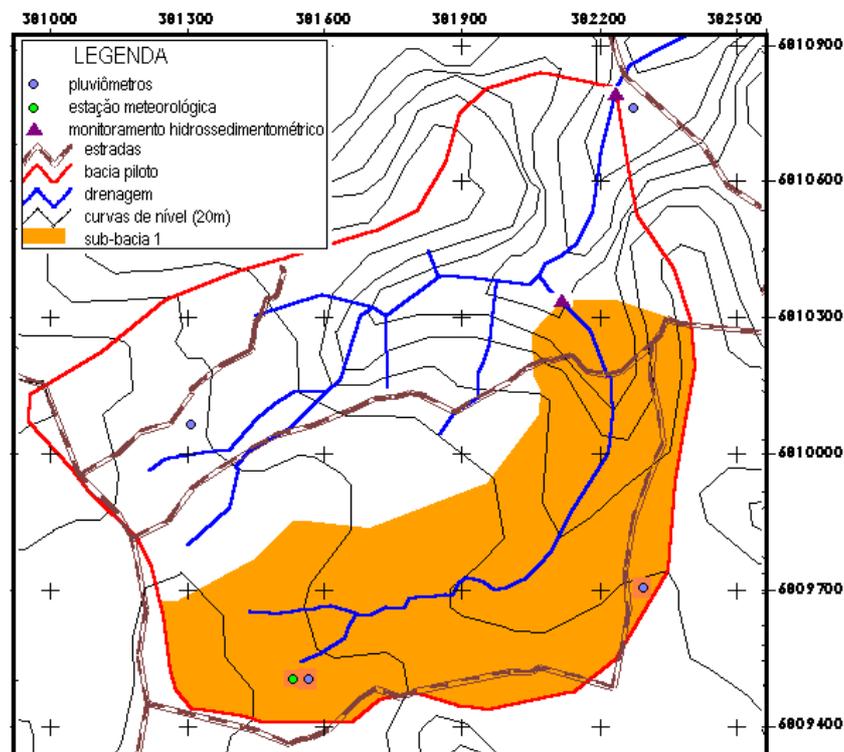


Figura 5.3. Bacia hidrográfica piloto de Arvorezinha, com destaque da sub-bacia 1, utilizada para estudos de identificação de fontes de produção de sedimentos.

5.4 MONITORAMENTO HIDROSEDIMENTOMÉTRICO

Contrariamente ao sedimento do leito, os sedimentos finos são transportados em suspensão dentro da coluna de água e tem pouco ou nenhum contato com o leito do canal. Sedimentos em suspensão são medidos como parte do escoamento através da descarga sólida e podem ser quantificados de forma indireta através da concentração (g l^{-1} ou mg l^{-1}) e da vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Os sedimentos em suspensão são compostos basicamente de argila ($<2\mu\text{m}$) e silte ($<63\mu\text{m}$) (Carvalho, 1994).

A concentração dos sedimentos em suspensão não é igualmente distribuída na seção vertical e transversal do canal. A distribuição no perfil vertical é dependente do tamanho das partículas e da rugosidade do leito, sendo que as concentrações tendem a ser maiores perto do fundo e no centro do canal (Horowitz, 1991). Consecutivas amostragens (National, 1999), mostram que:

- a) existe flutuação na concentração de sedimentos para descargas líquidas constantes; e
- b) quando a descarga líquida varia o padrão temporal do sedimentograma não segue o padrão temporal do hidrograma.

Esta variabilidade espacial e temporal dos sedimentos em suspensão implica em uma atenção maior no monitoramento da descarga sólida, indicando que a técnica de amostragem deve integrar todo o perfil vertical e que as amostras devem ser coletadas durante todo o evento de cheia.

5.5 COLETA DE AMOSTRAS DAS FONTES EM POTENCIAL

Ao percorrer toda a extensão da sub-bacia 1 pode-se observar indícios das possíveis fontes de sedimentos. Entretanto, sendo o processo erosivo complexo e em alguns casos imperceptível, consideramos inicialmente que todos os usos de solo são fontes em

potencial na produção de sedimentos. Por isso, classificou-se a bacia segundo os diferentes usos do solo:

- (a) material da calha aluvial (margens e do leito);
- (b) capoeiras (cobertura vegetal do tipo arbórea, mata secundária);
- (c) lavouras antigas (áreas cultivadas anterior ao período de amostragem);
- (d) lavouras recentes (áreas de capoeiras incorporadas ao sistema de cultivo de fumo);
- (e) potreiros (áreas de pastagem natural, para a manutenção de animais);
- (f) estradas não pavimentadas.

As amostras das possíveis fontes de sedimentos foram coletadas, com o uso de uma pá de corte para abertura de uma pequena trincheira, na camada superior do solo (0-5 cm) onde o processo erosivo é intenso. Seis amostras foram coletadas para representar cada fonte, sendo cada amostra composta de dez sub-amostras distribuídas espacialmente, em função dos seguintes critérios: a abrangência, a posição na vertente, áreas homogêneas de cobertura vegetal, cor do solo e textura. A quantidade de material coletado para cada amostra foi de aproximadamente 500g, suficiente para as análises de laboratório.

As amostras coletadas foram encaminhadas para o laboratório de sedimentometria e secas à sombra. Para que se fornecesse um material homogêneo e representativo as análises físicas e químicas, as amostras foram fracionadas (quarteador) e armazenadas em um refrigerador (4°C).

5.6 COLETA DO MATERIAL EM SUSPENSÃO

A amostragem dos sedimentos em suspensão deve fornecer a quantidade mínima (60g) de material para a determinação de todos os parâmetros físicos e químicos necessários para a aplicação do método de identificação das fontes de sedimentos. Os amostradores de sedimentos em suspensão disponíveis, como os manuais (US-DH-48), semi-automáticos (ANA - amostrador de nível ascendente) e automáticos (ISCO, PS-69), co

letam quantidades insuficientes de material sólido para este propósito. Sendo assim, foi desenvolvido um amostrador com as características de:

- a) coletar grandes volumes do escoamento para obter a quantidade mínima de material sólido;
- b) coletar automaticamente a amostra durante a subida e a descida da onda de cheia; e
- c) integrar o perfil vertical de amostragem.

O amostrador construído (Figura 5.4) tem semelhança ao amostrador de nível ascendente, porém com algumas modificações importantes:

- a) em substituição às garrafas, foi acoplado um galão de 20 litros para onde o fluxo (amostra) é condicionada por meio de mangueiras;
- b) as amostras coletadas nas diferentes profundidades são misturadas no galão, o importante é a coleta de uma amostra representativa do perfil vertical;
- c) o amostrador coleta durante a subida e a descida da onda de cheia;
- d) os espaçamentos entre as tomadas de água são de 7 cm.



Figura 5.4. Foto do amostrador utilizado para a coleta de sedimentos em suspensão.

O período de monitoramento dos sedimentos em suspensão foi de abril de 2002 até outubro de 2002. Esse período abrangeu as principais mudanças de uso do solo na

bacia, tais como: colheita do fumo da safra 2002, pousio invernal das áreas cultivadas na safra 2002, preparo do solo para o fumo da safra 2003, retificação de estradas e desmatamento das áreas mantidas como mata secundária e que foram incorporadas na safra do fumo de 2003. Nesse período foram amostrados os eventos de maior magnitude, em um total de 10 eventos. O volume coletado foi secado em estufa a 40°C, para não haver alteração química da amostra, e posteriormente armazenado a 4°C.

5.7 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DAS AMOSTRAS.

5.7.1 Caracterização química

As análises químicas do material das fontes e dos sedimento em suspensão foram realizadas conjuntamente. A análise conjunta das amostras diminuem as incertezas associadas aos procedimentos laboratoriais e diminui os custos (Meyer & Scott, 1982). Para as fontes foram determinados as concentrações de 21 elementos químicos com 6 repetições. Para os sedimentos em suspensão foram analisados 16 elementos químicos em 10 eventos coletados. Os procedimentos laboratoriais de manipulação e determinação dos elementos analisados foram realizados segundo os padrões indicados pela literatura para estudos de elementos traços em sedimentos (Inda, 2002; Tedesco, 1995; Horowitz, 1991; Pais & Jones, 1997; Meyer & Scott, 1982).

Inicialmente, não há evidência de quais elementos químicos apresentaram capacidade discriminante entre as fontes e quais fontes podem ser utilizadas. Sendo assim, os materiais coletados das fontes foram analisados para uma grande extensão de variáveis, as quais incluíram metais traçadores (Fe, Mn, Al), metais pesados (Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Co), cátions básicos (Na, Ca, Mg, K), outros compostos orgânicos e inorgânicos (C, N, P total), óxidos de Fe e Mn, e o Al associado com os óxidos. Na Tabela 5.1 estão citados os métodos de extração e obtenção dos teores químicos de interesse e as referências bibliográficas nas quais constam a descrição detalhada do método.

Tabela 5.1. Métodos laboratoriais de determinação dos elementos químicos avaliados.

Elementos	Método	Referência
Teores totais de N, P, K, Ca, Na, Mg, Cu, Pb, Cr, Co, Zn, Ni, Fe, Mn e Al.	Extração por digestão ácida de ácido sulfúrico e leitura em espectrofotômetro de absorção atômica	Tedesco, 1995
C orgânico	Walkley-Black	Tedesco, 1995
Al ⁺³	Extração por KCl (1M) e titulação com NaOH	Tedesco, 1995
Óxidos de Fe, Mn, (pedogênicos)	Extração com DCB – (Ditionito-Citrato-Bicarbonato de sódio)	Inda, 2002
Óxidos de Fe (pedogênicos de baixa cristalinidade)	Extração com Oxalato de Amônio ácido no escuro	Inda, 2002

5.7.2 Caracterização física

Existem muitas divergências com relação a apropriada metodologia de classificação granulométrica para estudos de transportes de sedimentos (Meyer e Scott, 1982; Horowitz, 1991), principalmente aqueles transportados na forma de microagregados. Em razão disto, esse trabalho testou cinco métodos disponíveis de classificação granulométrica, verificando a influência da dispersão do material (dispersão química, ultrassom e sem dispersão) e as diferenças entre métodos padrões (peneiragem e pipetagem) e automáticos (difração de raios laser) (Minella et al., 2002). O objetivo foi determinar o procedimento laboratorial mais adequado e que fornecesse uma informação precisa do tamanho das partículas primárias nas fontes e em suspensão, incorporando desta forma mais um parâmetro a ser utilizado na discriminação das fontes e classificação dos sedimentos em suspensão.

A distribuição granulométrica do material obtido nas fontes e dos sedimentos em suspensão foi determinada segundo o conceito de partícula de tamanho efetivo e partícula de tamanho primário. O “tamanho efetivo de partículas” refere-se à granulometria do material na sua condição natural no ambiente (Young, 1979). Para isto, determinou-se a granulometria do material sem dispersão incluindo os micro e macroagregados dos

materiais das fontes e dos sedimentos em suspensão. A granulometria destes materiais foi determinada usando um granulômetro automático, “CILAS 1064 LIQUID”, com correção para partículas de solo. O aparelho fornece como resultado a discretização de cem classes granulométricas abaixo de 500 μm até 0,04 μm .

Para a determinação da distribuição das partículas de tamanho primário das fontes foi utilizado o método padrão de peneiragem e pipetagem (Day, 1965) com dispersão por ultra-som. A desagregação das partículas deve ser capaz de reverter os mecanismos de sorção entre as partículas pela eliminação de compostos orgânicos e húmicos, porém não poderá destruir as partículas primárias em frações menores. Qualquer método que não respeite esta condição estará introduzindo erros significativos no método de análise. As amostras foram dispersas com ultra-som (800J) durante 40 minutos, para a destruição dos macro e microagregados, gerando a granulometria das partículas primárias (Minella et al., 2002).

5.7.3 Correções para a diferença no tamanho das partículas

Segundo Horowitz (1991) fatores físicos, como a granulometria, estão fortemente associados com a concentração dos elementos traços nos sedimentos. A maioria dos elementos traços tendem a se concentrar nos sedimentos de granulometria mais fina, principalmente na fração argilas. Desta forma, quando comparamos as concentrações de um elemento traço entre as fontes, com os sedimentos em suspensão, a presença de material grosseiro nas fontes condiciona um efeito de diluição na amostra. Isto é devido ao processo seletivo da erosão hídrica, onde os materiais finos são predominantes no transporte em suspensão, e conseqüentemente estão enriquecidos de elementos traços. Sem a correção destes efeitos não é possível comparar as concentrações das propriedades traços nos sedimentos em suspensão com os materiais provenientes das fontes.

As diferenças na granulometria do material das fontes pode ser utilizada como uma medida eficiente na correção dos efeitos de diluição, porque exerce um importante controle na concentração de elementos em dada amostra (Walling & Collins, 2000).

Neste trabalho consideramos o limite superior de 63 μm para definir o tamanho de partículas de interesse no transporte de elementos traços (Horowitz, 1991). Sabe-se

que partículas maiores que $63\mu\text{m}$ em alguns casos podem apresentar traços, principalmente quando essas partículas estão associadas à óxidos e material orgânico. A correção (Equação 5.1) é utilizada para possibilitar a comparação entre os sedimentos das fontes com os sedimentos em suspensão, sendo baseada na relação (Horowitz, 1991):

$$Z_{si} = C_o \left[\frac{100}{(100 - F_{ars})} \right] \dots\dots\dots(5.1)$$

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 da fração maior que $63\mu\text{m}$ (areias) das amostras da fontes (s).

5.8 DISCRIMINAÇÃO DAS FONTES DE SEDIMENTOS

5.8.1 Teste Kruskal-Wallis

Duas características dos sedimentos erodidos são importantes para que uma propriedade geoquímica seja efetiva como um elemento traço. Primeiro, que apresente diferenças significativas na sua concentração entre as fontes a serem identificadas. A segunda característica é que haja manutenção desta propriedade durante a remoção e o transporte dos materiais das fontes até a calha do rio (Walling & Woodward, 1995).

A primeira etapa para a identificação das fontes de sedimento foi a análise dos materiais de todas as fontes. O objetivo foi estabelecer se havia diferença significativa entre as fontes e quais parâmetros possibilitariam separá-las. Para este procedimento foi utilizado um teste não-paramétrico, denominado teste- H ou Kruskal-Wallis. Todas as análises citadas no item anterior foram utilizadas para avaliar sua capacidade discriminante, estabelecida, para o nível de significância de 5%, quais propriedades exibem diferenças entre as fontes individualmente e foram excluídas aquelas que não apresentaram capacidade discriminante.

O teste teste- H ou Kruskal-Wallis (Walling & Collins, 1992) permite testar uma hipótese nula em que k amostras aleatórias independentes são provenientes de uma mesma população. O teste é baseado na estatística (Equação 5.2):

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{s=1}^k \frac{R_s^2}{n_s} - 3(n+1) \dots\dots\dots(5.2)$$

onde , R_s refere-se a soma dos *ranks* ocupados pela fonte s , sendo n_l é o número de observações da fonte s , n a soma dos n_l 's, e k o número de fontes.

Para cada variável previamente analisada foi aplicado o teste verificando sua capacidade em discriminar as fontes. Ao testarmos as diferenças para uma variável i qualquer para 3 fontes, por exemplo, temos 6 amostras ($n_l = 6$) coletadas para cada fonte, o valor de n é a soma dos n_l que é igual a 18. Este conjunto de n dados são colocados em ordem decrescente e associado ao primeiro valor o número 1, ao segundo o número 2, e assim por diante, formando um *rank* de valores compondo as amostras de todas as fontes. Para cada fonte (s) é somado os valores dos seus respectivos *ranks* (R_s), e desta forma podemos calcular o valor de H da referida variável.

Quando $n_s > 5$ 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 5.2, com os valores críticos presentes em tabelas de distribuição Qui-quadrada. A hipótese nula (H_0) a ser testada é que as populações são idênticas, e a hipótese alternativa (H_1) é que as populações diferem.

H_0 : amostras independentes pertencentes a mesma população

H_1 : nem todas as amostras são da mesma população

Quando o valor de H calculado exceder o valor crítico de H , com $k-1$ graus de liberdade e grau de significância 5%, dizemos que a hipótese nula deve ser rejeitada, ou seja, a probabilidade é pequena (5% ou menos) de se observar diferenças das amostras, se as observações são provenientes da mesma população, ou seja a variável apresenta capacidade discriminante entre as fontes.

5.8.2 Análise de variância multivariada (MANOVA)

A escolha das variáveis que apresentam capacidade de discriminação entre as fontes de sedimentos não é o suficiente para a aplicabilidade do método. Collins et al. (1997), salientam que, dentre estas, existe um conjunto mínimo de variáveis que maximiza a discriminação e diminui a dimensionalidade. Esta verificação pode ser realizada por meio de uma análise de variância multivariada (MANOVA).

Desta forma, a segunda etapa foi aplicar uma análise de variância multivariada para as propriedades selecionadas na primeira etapa, verificando qual o melhor conjunto de variáveis que possibilita separar as fontes estatisticamente e qual é o mínimo de variáveis necessárias. Segundo Walling & Woodward (1995), o conjunto de propriedades a serem escolhidas deveriam refletir diferentes controles e comportamentos do processo de emissão de sedimentos para maximizar o grau de discriminação fornecido pelo conjunto de variáveis.

O objetivo foi encontrar uma composição de variáveis capazes de realizar uma discriminação ótima entre os grupos individuais de fontes (Johnson & Wichern, 1992). Isto foi realizado com o auxílio do programa *GENSTAT*[®], através de um algoritmo do tipo “stepwise”, baseado na minimização do parâmetro Wilks’ lambda (Λ^*) componente de uma análise de variância multivariada.

Para as amostras coletadas na bacia foram organizados as g diferentes populações na forma vetorial

Fonte 1: $X_{11}, X_{12}, \dots, X_{1n1}$

Fonte 2: $X_{21}, X_{22}, \dots, X_{2n2}$

Fonte g: $X_{g1}, X_{g2}, \dots, X_{gn_g}$

O modelo teórico para comparação de g vetores médios de uma população (Johnson & Wichern, 1992) é (Equação 5.3):

$$X_{lj} = \mu + \tau_l + e_{lj}, \quad l = 1, 2, \dots, g \quad \text{e} \quad j = 1, 2, \dots, n_l \dots \dots \dots (5.3)$$

onde μ é o vetor parâmetro da média total, τ_l representa o l -ésimo efeito do tratamento, e e_{lj} são variáveis independentes com $N_p(0, \Sigma)$. Baseado neste modelo, um vetor de observação pode ser decomposto na forma (Equação 5.4):

$$\begin{array}{ccccccc}
 x_{ij} & = & \bar{x} & + & \left(\bar{x}_l - \bar{x} \right) & + & \left(x_{ij} - \bar{x}_l \right) & (5.4) \\
 \text{(observação)} & & \text{(estimativa da} & & \text{(estimativa do} & & \text{(resíduo)} \\
 & & \text{média)} & & \text{efeito} & & \\
 & & & & \text{de tratamento)} & &
 \end{array}$$

Com isto podemos montar uma tabela de análise de variância multivariada (Tabela 5.2).

Tabela 5.2. Quadro da análise de variância multivariada (MANOVA).

Fonte de variação	Matriz das somas dos quadrados e interação dos produtos	Graus de liberdade
Tratamento	$B = \sum_{l=1}^g n_l \left(\bar{x}_l - \bar{x} \right) \left(\bar{x}_l - \bar{x} \right)^T$	$g - 1$
Resíduo (erro)	$W = \sum_{l=1}^g \sum_{j=1}^{n_l} \left(x_{lj} - \bar{x}_l \right) \left(x_{lj} - \bar{x}_l \right)^T$	$\sum_{l=1}^g n_l - g$
Total (corrigido pela média)	$B + W = \sum_{l=1}^g \sum_{j=1}^{n_l} \left(x_{lj} - \bar{x} \right) \left(x_{lj} - \bar{x} \right)^T$	$\sum_{l=1}^g n_l - 1$

Os testes utilizados para avaliar a significância de cada composição foram o parâmetro de Wilk’s Lambda (Λ^*), teste F de Snedecor e a distribuição Qui-quadrada (χ^2) (Johnson & Wichern, 1992).

O nível de significância das variáveis utilizadas é avaliado pelo parâmetro Wilk’s Lambda (Λ^*) pela seguinte expressão (Equação 5.5):

$$\Lambda^* = \frac{|W|}{|B + W|} \dots\dots\dots(5.5)$$

onde $|W|$ é o determinante da matriz da soma dos quadrados devido ao erro, e $|B + W|$ é o determinante da matriz da soma dos quadrados totais corrigido pela média, sendo que B é a matriz da soma dos quadrados devido ao tratamento.

Para encontrar o conjunto de variáveis que apresente a melhor capacidade discriminantes, testamos a hipótese inicial que considera os efeitos do tratamento (fontes) iguais ($H_0: \tau_1 = \tau_2 = \dots = 0$), contra a hipótese alternativa H_1 que explica as diferenças significativas entre os tratamentos. Quando menor for Λ^* , a hipótese de rejeitar H_0 é mais evidente, indicando que o conjunto de variáveis testadas apresenta capacidade dis

criminante. Este procedimento foi utilizado para todos os conjuntos possíveis de variáveis. A comparação dos valores de Λ^* determinou o melhor conjunto de variáveis que maximiza a análise discriminante e que minimiza a quantidade de variáveis a serem utilizadas, para o qual os resíduos (erros) são minimizados.

Outro parâmetro para avaliar o grau de significância da capacidade discriminante das variáveis selecionadas foi uma aproximação do teste F para a análise multivariada. Desta forma podemos avaliar o grau de significância a partir da tabela de distribuição do teste F de Snedecor. A relação entre o teste F e a distribuição Λ^* pode ser aproximada por (Johnson & Wichern, 1992) (Tabela 5.3):

Tabela 5.3. Aproximação do teste F para a distribuição de Wilk's Lambda.

n° de variáveis	n° de grupos	Distribuição para dados normais multivariados
$m \geq 1$	$n = 2$	$\left(\frac{\sum n_l - m - 1}{m} \right) \left(\frac{1 - \Lambda^*}{\Lambda^*} \right) \sim F_{m, \sum n_l - m - 1}$
$m \geq 1$	$n = 3$	$\left(\frac{\sum n_l - m - 2}{m} \right) \left(\frac{1 - \sqrt{\Lambda^*}}{\sqrt{\Lambda^*}} \right) \sim F_{2m, 2(\sum n_l - m - 2)}$

Onde n é o número de variáveis, m é o número de fontes e n_l é o número de observações.

5.9 CLASSIFICAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO

Yu & Oldfield (1989), Walling & Woodward (1995), Collins et al. (1997), Walling, et al. (1999), baseados na suposição que os sedimentos em suspensão na calha do rio são uma composição de material proveniente de diferentes fontes, e que a comparação destes valores podem definir as proporções que as fontes de sedimentos estão contribuindo para os sedimentos em suspensão, aplicaram modelos estatísticos multivariados para estimar a contribuição relativa das diferentes fontes em potencial para amostras em suspensão.

Yu & Oldfield (1989), demonstraram que um considerável número de elementos traços presentes em amostras de sedimentos em suspensão compostas de uma “mistura” de materiais provenientes de diferentes fontes podem fornecer um conjunto de dados eficientes para uma análise multivariada. Sendo que, os resultados do modelo linear (Equação 5.6) descrevem a relação numérica entre as proporções das fontes e os parâmetros da “mistura” de sedimentos em suspensão, na forma:

$$y_i = \sum_{s=1}^n a_{is} P_s \quad (s = 1,2,3,\dots,n) \text{ e } (i = 1,2,3,\dots,m) \dots\dots\dots(5.6)$$

onde: y_i é o valor da variável i obtida no sedimento em suspensão, a_{is} são os coeficientes do modelo linear (concentração do elemento químico i na fonte s , P_s é a proporção da massa da fonte s , que podem ser apresentados como um conjunto de funções lineares de m variáveis e n fontes. A compilação das equações do modelo linear desse trabalho (Equação 5.6) foram determinadas a partir desta metodologia, obtendo um conjunto de variáveis independentes (análises dos “ n ” compostos traços nas “ m ” fontes) e dependentes (análises dos “ n ” compostos traços) em cada evento monitorado.

Para avaliar os erros (soma dos quadrados dos resíduos) foi utilizado um algoritmo estabelecido por Walling & Woodward (1995) e aprimorado por Collins et al. (1997), os quais basearam-se no modelo linear multivariado (Equação 5.6) proposto por Yu & Oldfield (1989) e na análise de variância multivariada (Tabela 5.2)

O modelo executa o conjunto de equações e por meio de uma função objetiva (Equação 5.7) (Collins et al., 1997), que otimiza os parâmetros (P_s) pelo método dos mínimos quadrados, estimando a contribuição das fontes para o evento analisado.

$$\sum_{i=1}^m \left\{ \left(C_i - \left(\sum_{s=1}^n P_s C_{si} Z_s \right) \right) / C_i \right\}^2 \dots\dots\dots(5.7)$$

onde C_i é a concentração da variável traçadora i na amostra de sedimento em suspensão; P_s é a proporção de contribuição da fonte s ; C_{si} é o valor médio da variável traçadora i obtida na fonte s ; Z_s é o fator de correção da granulometria para a fonte s .

Como entende-se que o material coletado é composto, na sua totalidade, pelas fontes avaliadas, deve-se inserir duas restrições ao algoritmo. As restrições são: (1) a

contribuição de cada fonte seja um valor não negativo (Equação 5.8), (2) o somatório das contribuições de todas as fontes seja igual a 1 (100%) (Equação 5.9).

$$0 \leq P_s \leq 1 \quad \dots\dots\dots(5.8)$$

$$\sum_{s=1}^n P_s = 1 \quad \dots\dots\dots(5.9)$$

O algoritmo foi compilado em planilhas Excel[®] e executado utilizando o programa Solver[®]. Os resultados foram expressos em porcentagem da contribuição relativa de cada fonte para o evento analisado. Além disso, foram fornecidos os erros relativos associados à cada variável para a eficiência do modelo. Segundo Walling & Collins (2000) o modelo é adequado para a identificação das fontes se o erro relativo médio for menor que 15%.

5.10 IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES

Os resultados estimados pelo modelo foram comparados com a variabilidade temporal e espacial das condições de uso do solo da bacia. Durante o período de monitoramento foram observadas na bacia as principais alterações ocorridas, como os períodos de preparo do solo, plantio, colheita e pousio; as retificação de estradas; e aspectos hidrológicos.

Estas informações possibilitam avaliar a sensibilidade e a eficácia do modelo multivariado na identificação de fontes, o tempo de residência e os efeitos do manejo do solo na emissão dos sedimentos erodidos na bacia hidrográfica.

Por meio da compreensão da variabilidade espacial e temporal da emissão de sedimentos, os resultados obtidos subsidiarão a elaboração de medidas eficientes de controle da emissão de sedimentos para o manejo de bacias hidrográficas.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM ÁREAS DE CULTIVO DE FUMO

A produção fumageira no sul do Brasil é caracterizada por cultivos de pequenas propriedades de baixo nível tecnológico. Muitas destas propriedades situam-se em regiões de relevo acidentado, solos pouco profundos e pedregosos. O processo produtivo utilizado é o convencional com revolvimento intenso do solo, incorporação dos resíduos vegetais, uso indiscriminado de insumos e ausência de rotação de culturas.

O impacto do sistema produtivo de fumo sobre os recursos naturais é intenso. A baixa profundidade dos solos e a alta declividade das vertentes (Figura 6.1) conduz a um aumento do escoamento superficial, que associado à baixa cobertura da superfície do solo, aumenta a erosão hídrica.



Figura 6.1. Superfícies características das vertentes da região.

O revolvimento do solo é realizado com uso de arado de tração animal entre os meses de agosto e outubro. Por ser um trabalho laborioso e lento, os agricultores iniciam a aragem muito tempo antes do plantio. A produção de sedimentos das lavouras de fumo neste período aumenta, pois coincide com o período em que as chuvas apresentam maior erosividade (Figura 6.2).

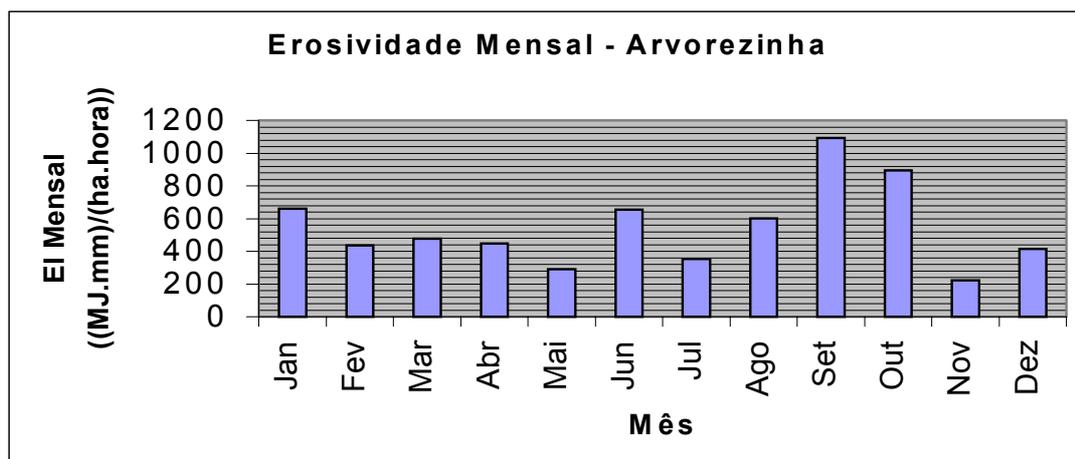


Figura 6.2. Discretização dos valores mensais de erosividade para a cidade de Arvorezinha (Argenta, 2001).

O ciclo de produção e acúmulo de matéria orgânica nos solos cultivados convencionalmente com fumo é prejudicado por dois motivos. O primeiro deles refere-se a baixa produção de biomassa que retorna ao solo, já que o produto de interesse são as folhas e estas não retornam ao ambiente. O segundo está relacionado com a incorporação dos resíduos vegetais, produzidos durante o curto pousio invernal. Esta matéria orgânica é rapidamente mineralizada e o decaimento dos níveis de carbono causa a degradação física, química e biológica dos solos, conforme determinações realizado por UFSM (2002).

A perda gradativa da capacidade produtiva dos solos pela erosão severa faz com que os agricultores aumentem a utilização de insumos e a incorporação, ao processo produtivo, de terras sem aptidão para a exploração de fumo. Como a maioria das propriedades são pequenas, 5 ha em média, a incorporação de novas áreas significa avançar para os topos de morros, encostas de alta declividade e margens dos rios (Figura 6.3). O

sistema produtivo inadequado para a capacidade de suporte dos solos esgota a fertilidade do terreno, altera as condições físicas do solo e sua capacidade de manter equilibrado os ciclos de produção de biomassa, bem como a manutenção da água no sistema. Como resultado temos grandes taxas de erosão, a diminuição da produção agrícola, a degradação dos recursos hídricos pela destruição das nascentes e pela contaminação da água e o empobrecimento da comunidade rural.



Figura 6.3. Foto da sub-bacia 1, aspecto das vertentes e sua ocupação.

6.2 CARACTERIZAÇÃO DAS FONTES DE PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

A bacia piloto de Arvorezinha foi escolhida como uma das áreas a ser estudada pelo projeto de monitoramento ambiental do Programa RS-RURAL, por representar as condições de degradação ambiental da atividade de produção convencional de fumo realizada no sul do Brasil. A bacia piloto de Arvorezinha é composta de três sub-bacias, sendo que este trabalho foi realizado na sub-bacia 1.

As características de ocupação do espaço na sub-bacia 1 refletem a forma como os agricultores exploram as terras. A figura 6.4 mostra a distribuição espacial do uso do

solo na sub-bacia 1 durante o mês de outubro e a tabela 6.1 as áreas referentes aos principais usos do solo.

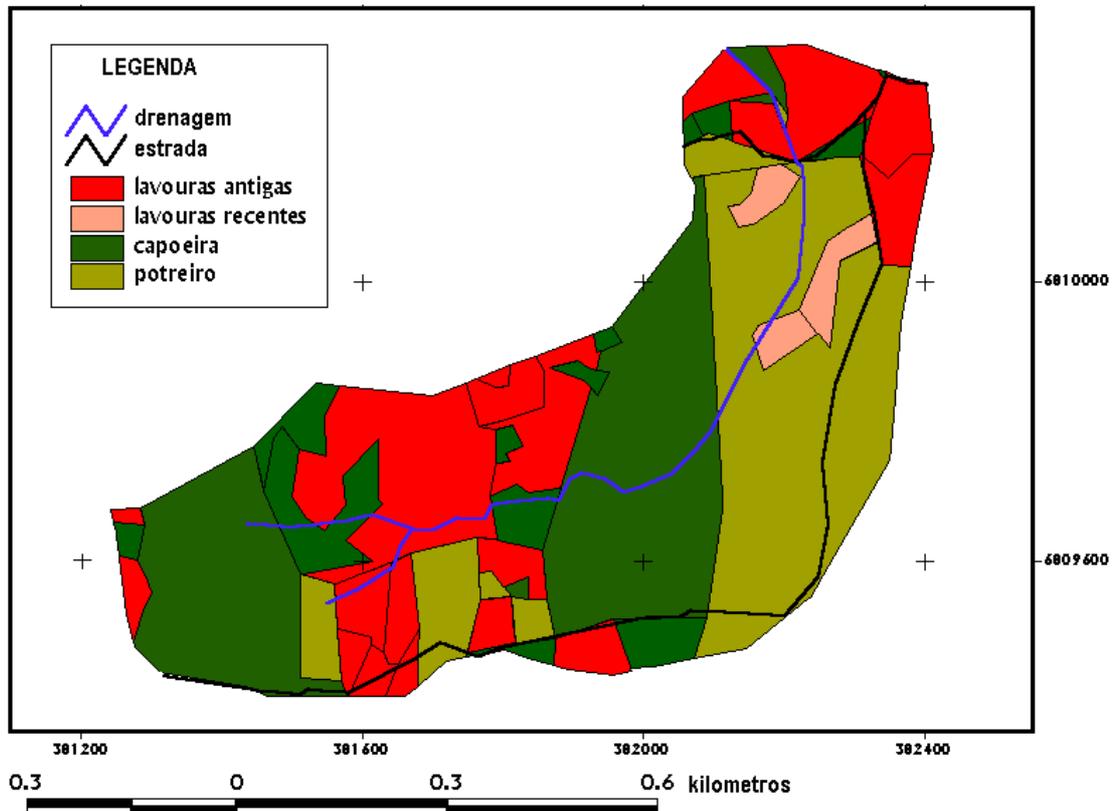


Figura 6.4. Mapa com a distribuição do uso do solo da sub-bacia 1, em outubro de 2002.

Os diferentes usos do solo utilizados neste trabalho foram agrupados considerando: capoeiras as áreas de pousio com mais de cinco anos ocupadas por espécies arbóreas e as matas secundárias; potreiros as áreas de pastagem natural aonde os agricultores mantêm os animais; as lavouras antigas são as áreas cultivadas a mais de dois anos, principalmente, com fumo; e as lavouras recentes que eram áreas de capoeira que foram transformadas em lavouras de fumo.

Tabela 6.1. Áreas dos diferentes usos do solo na sub-bacia 1.

Uso do solo	Área (km ²)	% do total
Lavouras antigas	0,1647	28,9
Lavouras recentes	0,0129	2,2
Capoeiras	0,2087	36,6
Potreiros	0,1647	28,9
Estradas	0,0186	3,2
TOTAL	0,5695	100

As atividades do ciclo produtivo da cultura do fumo (Tabela 6.2) iniciam com o preparo do solo que ocorre, geralmente, nos meses de agosto, setembro e outubro. A combinação da alta erosividade das chuvas com a baixa cobertura vegetal, devido ao preparo do solo com incorporação dos resíduos vegetais, favorece o processo de erosão hídrica. Após o plantio, o controle de plantas daninhas e das brotações mantém o solo com pouca cobertura vegetal. Posteriormente a colheita (fevereiro a abril), o solo continua com baixa cobertura por dois a três meses até que o crescimento de espécies nativas protejam, em parte, a superfície do solo. Em algumas glebas são semeadas espécies de adubação verde de inverno como aveia preta, porém essas áreas apresentam pouca cobertura devido ao baixo perfilhamento, efeitos fitotóxicos de resíduos de herbicidas, pastoreio de animais e efeitos da degradação química e física do solo.

Tabela 6.2. 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
Mai	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

(Fonte: Argenta, 2001)

As estradas, assim como as lavouras, fornecem grandes quantidades de sedimentos para a calha do rio. Na sub-bacia 1 existem 3.100 m de estradas com, aproximadamente, 6 m de largura, perfazendo 18.600m², 3,2% da área total da bacia. Grande parte das estradas acompanham o fluxo das águas, não apresentando estrutura conservacionista e servindo de canal escoadouro das águas das chuvas e sedimentos para a drenagem da sub-bacia 1. A figura 6.5 mostra uma estrada cortando o arroio principal, sendo possível notar uma grande quantidade de sedimentos sendo facilmente transportado para dentro do rio.



Figura 6.5. Entrada de sedimentos provenientes de estrada.

6.3 RAZÃO DE EMISSÃO DE SEDIMENTOS

As características de ocupação e uso das áreas na bacia estudada determinam que o ciclo hidrossedimentológico apresente grande potencial de remoção e transporte dos sedimentos das vertentes para a calha do rio.

Esse estado crítico de manejo de solo, mau planejamento das estradas, topografia acidentada e solos frágeis favorecem a remoção e o transporte de sedimentos. As razões de emissão de sedimentos são, provavelmente, muito altas, pois os processos de transporte são preponderantes aos processos de deposição. Isto pode ser verificado pela proximidade das fontes de sedimentos com a rede de drenagem, pela alta declividade e complexidade das formas das vertentes e pela elevada erodibilidade dos solos da sub-bacia 1. A alta densidade de drenagem, a forma alongada da bacia, a declividade e a velocidade da água no rio aumentam as taxas de escoamento superficial determinando que os processos de chuva-vazão sejam rápidos e intensos. Desta forma, os sedimentos desagregados são rapidamente transportados pelo escoamento até a rede de drenagem, diminuindo seu tempo de residência na bacia vertente. Os principais parâmetros fisiográficos que determinam a alta eficiência na emissão de sedimentos estão listados na tabela 6.3.

Tabela 6.3. Principais parâmetros fisiográficos e geomorfológicos da sub-bacia 1.

Parâmetro estimado	Método	Valor
Hierarquia da bacia	Strahler	2
Área da bacia (A)		0,5695 km ²
Perímetro da bacia (P)		3567 m
Comprimento do rio principal		1364 m
Densidade de drenagem (D _d)	$D_d = \frac{L_t}{A}$	2,395 km km ⁻²
Declividade média da superfície da bacia		7,14 %
Declividade média do rio principal (I)		8,20 %
Tempo de concentração total	Kirpich + Manning	10,8 min
Solos	Associação de Cambissolos e Neossolos Litólicos	
Profundidade média dos solos	Sondagem a campo	50 cm

6.4 EVENTOS MONITORADOS

Para a coleta dos sedimentos em suspensão, foi estabelecido um período que abrangesse as principais alterações no ano de 2002 em relação ao manejo do solo e reti

ficação de estradas (Tabela 6.4). Foram avaliados dez eventos denominados (s1, s2,..., s10), os quais representam, em função da elevação no nível do arroio, os principais eventos que ocorreram no período monitorado.

Tabela 6.4. Descrição das condições de uso e manejo do solo da bacia monitorada.

Evento	Data	Principais atividades realizadas	Grau de cobertura do solo
s1	15 abril	- pós colheita do fumo - retificação de estrada	Médio
s2	20 abril	- pós colheita do fumo	Médio
s3	26 abril	- pós colheita do fumo	Médio
s4	20 maio	- resíduo vegetal do fumo - para algumas glebas, houve preparo de solo para o plantio de aveia preta	Médio
s5	13 junho	- resíduo vegetal do fumo - áreas cobertas com aveia preta	Alto
s6	01 julho	- idem anterior	Alto
s7	20 agosto	- roçada e preparo do solo das áreas de capoeira - início da aração das glebas antigas para a implantação do fumo	Baixo
s8	22 agosto	- roçada e preparo do solo das áreas de capoeira - início do preparo do solo das glebas antigas para a implantação do fumo	Baixo
s9	12 setembro	- preparo do solo das glebas antigas para a implantação do fumo -retificação de estrada	Baixo
s10	25 outubro	- início do plantio de fumo	Baixo

6.5 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA

A distribuição granulométrica dos agregados de solo nas fontes foram avaliadas a partir de dois métodos de classificação granulométrica: automático (granulômetro a laser) e manual (peneiragem e pipetagem). Para cada método foram determinados o tamanho das partículas primárias (dispersão por ultra-som) e o tamanho das partículas de tamanho efetivo (sem dispersão). Salienta-se a grande quantidade de energia utilizada

(ultra-som) para dispersar os microagregados, 800J durante 40 segundos (Minella, et al. 2002).

Os resultados da classificação granulométrica (Tabela 6.5) demonstraram uma alta quantidade de partículas de tamanho efetivo silte nos solos das fontes e nos sedimentos em suspensão. A explicação está no método utilizado, onde as partículas não são dispersas, o que explica a baixa quantidade de argila e a alta de silte. Esta fração silte é representada, principalmente, por microagregados ($<63\mu\text{m}$) compostos de silte, argilas, óxidos e material orgânico, compondo um material de grande estabilidade à desagregação. Segundo Young (1979), os estudos de movimentação de sedimentos erodidos devem ser realizados sob o conceito de “tamanho efetivo de partícula”, pois é desta forma que o material é transportado.

Tabela 6.5. Classes granulométricas do tamanho efetivo das partículas (agregados) dos materiais das fontes e em suspensão, e do tamanho primário (partículas primárias) no material das fontes.

	Agregados			Partículas primárias		
	argila	silte	areia	Frações (%)		
	argila	silte	areia	argila	silte	areia
<i>Fontes</i>						
Potreiros	3,6	31,3	65,1	34,8	35,8	29,4
Lavouras	4,9	47,5	47,6	56,8	19,8	23,4
Estradas	2,8	38,1	59,1	42,1	42,4	15,5
<i>Sed. Suspensão</i>						
Média	22,6	77,35	0,05	-	-	-

Avaliando as quantidades de argila (partícula primária) nota-se uma significativa diferença entre as fontes, principalmente entre lavouras e potreiros. Esta diferença pode representar um processo importante para o estudo de identificação de propriedades que distingue as fontes. A hipótese é a diferença textural que os horizontes A e B apresentam. Como a bacia é pequena, não é provável que as diferenças no conteúdo de argila se referem à diferentes solos, mas é possível que as lavouras tenham perdido o horizonte A pela erosão hídrica, e estão sendo cultivadas no horizonte B. Neste caso, as áreas de lavoura teriam um horizonte erodido e por isso maiores quantidades de argila, devido ao gradiente textural apresentado por esses solos.

O material das estradas representa a caracterização granulométrica do subsolo (horizonte C) da bacia hidrográfica, resultante do aprofundamento das estradas ou do material utilizado para a retificação, que é proveniente de áreas de empréstimo. A fonte potreiro apresenta maiores quantidades da fração de tamanho areia. Entretanto, a quantidade de matéria orgânica acumulada nestas áreas é maior que nas lavouras e estradas, o que possivelmente resulta na formação de agregados estáveis quantificados como fração de tamanho areia.

Os resultados demonstraram diferença entre as partículas primárias e os agregados. As amostras tratadas com dispersão apresentaram, em média, 22,76% de areia, 32,66% de silte e 44,56% de argila. Na classificação do tamanho efetivo de partículas dos materiais das fontes as quantidades de areia são, em média, 57,26%. Esta diferença (34,50%) corresponde aos agregados de solo, compostos de silte, argila, óxidos e material orgânico com tamanho de areia fina. Desta forma, consideramos que a fração areia das fontes seja composta, em média, de 60,25% de agregados maiores que 63 μ m e 39,75% de areia.

Os agregados de solo de tamanho areia formados por partículas de tamanho inferior a 63 μ m apresentam massa específica menor que as partículas primárias de tamanho areia. Os ensaios realizados neste trabalho mostraram que a massa específica dos microagregados variaram de 1,8 a 2,1 g cm⁻³, e massa específica das partículas primárias de 2,4 a 2,5 g cm⁻³. Com esta massa específica, associada com as condições de alta turbulência e velocidade presentes nos canais, partículas de tamanho silte mantêm-se em suspensão mais facilmente quando comparadas com partículas primárias de silte.

Os resultados da tabela 6.5 mostram que o transporte de sedimentos em suspensão da fração areia (areia + grandes agregados) é muito pequeno. Três hipóteses estão associadas com este fato: (a) por apresentar estabilidade menor que os microagregados, os agregados maiores se rompem em partículas ou agregados menores durante o escoamento; (b) pelo seu maior tamanho e peso não seja removido e transportado da bacia vertente para calha fluvial; e (c) mesmo transportado e sem se romper, faça parte da descarga sólida do leito que não foi analisada neste trabalho.

A análise gráfica das distribuições granulométricas das fontes de sedimentos (Figura 6.6) mostra que existem diferenças entre os materiais das fontes, porém a forma

da curva é similar. Isto representa que parâmetros granulométricos das fontes podem ser utilizados para os estudos de discriminação de fontes, mesmo que guardem uma identidade entre elas.

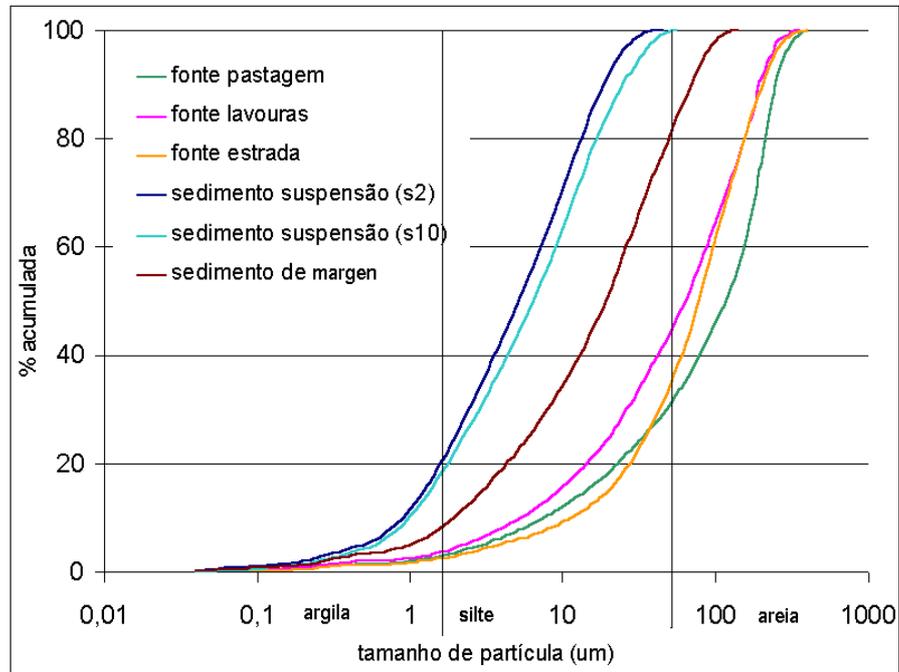


Figura 6.6. Distribuições granulométricas das fontes de sedimentos e de sedimentos em suspensão dos eventos *s2* e *s10*.

A principal evidência comparando os resultados da classificação do material em suspensão com os das fontes é o processo de enriquecimento da fração argila (6,01) e da fração silte (1,98) e a depleção da areia, resultantes do processo seletivo da erosão hídrica que fornece material para as descargas sólidas em suspensão. Não foi possível estimar a depleção da fração areia, pois não foi amostrado o material do leito. As amostras *s2* e *s10* são representativas do material coletado nos outros eventos.

6.6 FATOR DE CORREÇÃO

A comparação das análises químicas dos sedimentos das fontes com os sedimentos em suspensão só é possível pela correção dos efeitos de diluição do material

grossoiro presentes nas fontes. Neste trabalho, a quantidade de material não reativo foi considerada aquela maior que $63\mu\text{m}$ (areias), partículas primárias, (Horowitz, 1991), sendo assim, determinou-se a porcentagem deste material nas fontes e corrigiu-se as concentrações químicas das fontes por meio desta proporcionalidade. A tabela 6.6 fornece os valores para o fator de correção (Z_s) pela granulometria do material maior que $63\mu\text{m}$ (F_{ars}).

Tabela 6.6. Fatores de correção para os efeitos da diluição do material grosseiro.

Fontes	% areia	$\left[\frac{100}{100 - F_{ars}} \right]$
Potreiro	29,4	1,41
Estradas	19,8	1,18
Lavouras	23,4	1,30

6.7 ANÁLISE DISCRIMINANTE DAS FONTES DE PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

6.7.1 Teste Kruskall-Wallis

A análise discriminante avaliou cinco diferentes fontes possíveis de sedimentos: lavouras (L), estradas (E), lavouras recentes (LR), potreiro (P) e material da calha aluvial (B). A tabela 6.7 mostra as concentrações médias por variável nas fontes avaliadas.

A fonte capoeira quando analisada pelo teste Kruskall-Wallis não apresentou diferença entre a fonte potreiro, mas apresentou diferenças em relação às outras fontes, por isso foi agrupada com a fonte potreiro. A fonte da calha aluvial não apresentou variáveis significativas para serem utilizadas na análise de identificação.

Tabela 6.7. Concentrações médias das variáveis químicas analisadas nas fontes.

Variáveis	Fontes				
	Potreiro	Lavouras antigas	Estradas	Lavouras Recentes	Material da ca-lha aluvial
Fe tot [%]	6,96	7,57	5,01	5,52	2,27
Fe dit [%]	4,20	3,93	2,94	3,33	nd ¹
Fe oxal [%]	0,75	0,50	0,29	0,49	Nd
Al tot [%]	4,78	4,57	3,16	3,55	3,61
Al dit [%]	0,40	0,34	0,29	0,23	Nd
Al oxal [%]	0,19	0,18	0,12	0,13	Nd
Mn tot [%]	0,09	0,13	0,06	0,09	0,07
Mn dit [%]	0,05	0,07	0,03	0,05	Nd
N [%]	0,19	0,17	0,08	0,17	0,11
C org [%]	1,94	1,84	0,67	2,21	1,43
Ca [%]	0,05	0,09	0,18	0,13	0,11
P [mg kg ⁻¹]	551,83	770,83	328,33	541,33	479,00
Na [mg kg ⁻¹]	67,00	76,00	128,33	52,67	867,32
Co [mg kg ⁻¹]	17,17	26,00	16,33	22,33	11,67
Cr [mg kg ⁻¹]	10,22	12,95	9,20	7,65	4,48
Zn [mg kg ⁻¹]	177,17	222,67	211,67	229,17	48,28

nd¹ não determinado

A compreensão da não discriminação pode ser entendido pelos resultados da avaliação realizada no levantamento das características da rede de drenagem e das planícies aluviais. O material das margens e do leito da rede de drenagem apresentam granulometria extensa, e mesmo com regime turbulento, existe a presença de sedimentos finos depositados no fundo (argila, silte e areia fina), os quais estão protegidos sob o material de granulometria grosseira. Em eventos de grande intensidade os materiais do leito são movimentados e ocorre a remobilização dos sedimentos finos do leito. Esses materiais são compostos de uma mistura de materiais provenientes de diversas fontes e que foram depositados em eventos anteriores. As planícies aluviais da bacia em estudo são formadas pelo depósito contínuo de sedimentos provenientes das vertentes erodidas a montante (material coluvial) e do depósito em eventos de inundação (material aluvial). A profundidade média nestas planícies, que não ultrapassam 3% da área da bacia, são maiores que 150 cm. Os materiais que formam tanto a planície aluvial como o canal aluvial são compostos de sedimentos de diferentes fontes, não apresentando estrutura desenvolvida e horizontes definidos. Desta forma, a composição química do material do

leito e das margens apresentam grande variabilidade e por isso as variáveis geoquímica analisadas não apresentaram capacidade discriminante em relação às outras fontes.

Para as outras fontes de sedimentos as variáveis que apresentaram capacidade discriminante, resultado do teste Kruskal-Wallis, estão listadas na tabela 6.8. O valor de H corresponde ao valor crítico de significância acima do qual a variável é significativa e o valor de p é a quantificação desta significância segundo a distribuição χ^2 , valores menores que 0,078 (em negrito) foram considerados significativos para a utilização neste trabalho.

Tabela 6.8. Eficiência discriminante das variáveis geoquímicas para grupos de fontes utilizando-se o teste Kruskal-Wallis.

Variável	3 fontes		3 fontes		2 fontes	
	(LR + P)* + E + L		P + E + L		E + L	
	Valor de H	valor de $p \chi^2$	valor de H	Valor de $p \chi^2$	Valor de H	valor de $p \chi^2$
C org	12,99	0,002	10,19	0,006	8,308	0,004
P	16,79	0,001	14	0,001	8,308	0,004
N	6,472	0,039	9,188	0,01	7,964	0,005
Mn tot	10,7	0,005	8,378	0,015	5,914	0,015
Fe tot	8,439	0,015	8,872	0,012	5,769	0,016
Mn dit	8,23	0,013	6,771	0,034	4,673	0,027
Al oxal	5,726	0,057	8,329	0,016	4,773	0,029
Na	9,019	0,011	6,7	0,035	4,689	0,03
Al tot	4,053	0,132	6,421	0,04	3,692	0,055
Fe dit	5,297	0,071	7,064	0,029	3,692	0,055
Co	4,379	0,112	3,659	0,16	3,169	0,075
Fe oxal	7,939	0,019	12,31	0,002	3,169	0,075
Cr	3,31	0,19	2,057	0,358	1,473	0,225
Al dit	2,26	0,323	2,406	0,3	1,095	0,295
Zn	1,726	0,422	6,437	0,04	0,5211	0,47
Ca	1,058	0,589	9,164	0,01	0,026	0,871

(LR) lavoura recente, (P) potreiro, (E) estrada e (L) lavoura antiga

* amostras agrupadas em um tratamento

H crítico para 2 fontes (95%; 1gl) = 3,84

H crítico para 3 fontes (95%; 2gl) = 5,99

O agrupamento da fonte P com a fonte LR apresentaram capacidade discriminante quando comparadas com as fontes E e L (1ª coluna). A fonte LR são áreas de pousio (capoeira) com mais de cinco anos que foram lavradas no ano de 2002 para a implantação de novas lavouras de fumo em 2003. As características químicas analisadas nesta fonte se assemelharam com as áreas de potreiro, não havendo capacidade discriminante entre elas. A condição de acúmulo de matéria orgânica e a proteção ao processo erosivo nestes dois usos do solo confirmam os resultados obtidos.

Quando excluímos os dados relativos a LR ocorre uma melhor discriminação, havendo um aumento do número de variáveis possíveis de serem utilizadas. Estes resultados indicaram quais testes deveriam ser aplicados na análise de identificação: (a) considerar três fontes L, E e P; e (b) considerar duas fontes L e E.

6.7.2 Análise de variância multivariada (MANOVA)

Os resultados da análise de variância multivariada, através da determinação dos parâmetros Wilk's Lambda (Λ^*), aproximação do teste F de Snedecor e distribuição Qui-quadrado (χ^2), determinou o grupo de variáveis que otimiza a discriminação das fontes e diminui a dimensionalidade (Tabela 6.9). Foram testadas todas as possibilidades de variáveis na análise de variância e aquelas que apresentaram menor valor de Λ^* e a significância para o teste F e χ^2 foram escolhidas para serem utilizadas no modelo de classificação.

Tabela 6.9. Melhores composições de variáveis traços determinada pela MANOVA.

	Λ^*	Teste F (0,05)	Qui-quadrado (χ^2)
3 fontes (L + E + P) Fe _{tot} , Fe _{oxal} , Al _{oxal} , Mn _{tot} , Ca, P	0,0057	F _{crit 12, 20} =2,54	$\chi^2_{crit (95\%, 12G.L.)}$ =19,7
2 fontes (L + E) Fe _{tot} , Fe _{oxal} , Al _{oxal} , Fe _{dit} , P, Co	0,0563	F _{crit 6, 5} =4,95	$\chi^2_{crit (95\%, 6G.L.)}$ =12,6
Fe _{tot} , Fe _{oxal} , Al _{oxal} , Mn _{dit} , P, Co	0,04281	18,63	22,06

A adição de outras variáveis significativas avaliadas pelo teste Kruskal-Wallis, nos conjuntos citados da tabela 6.8, não apresentaram redução nos valores do Wilk's Lambda, e por isso não foram incorporadas no grupo de variáveis.

Além de encontrar o conjunto que minimizasse o valor do parâmetro Λ^* , outro objetivo desta avaliação é que este conjunto represente diferentes processos associados com a erosão hídrica e o transporte dos sedimentos. As variáveis devem reproduzir mecanismos diferentes que ocorrem nas fontes no que se refere, por exemplo ao intemperismo, condições de redox e manejo do solo. Este objetivo foi alcançado, o conjunto proposto apresenta variáveis associadas com o manejo do solo (P e Ca), processos de intemperismo e condições de redox (óxidos de ferro, manganês e alumínio) e a presença de metais traços (Fe_{tot} , Mn_{tot} e Co).

Mesmo apresentando uma boa capacidade discriminante, as variáveis carbono orgânico (C org) e nitrogênio total (N) não foram utilizadas como variáveis traços. As concentrações destes elementos nos sedimentos em suspensão apresentaram um evidente enriquecimento, acima dos quais os fatores de correção são capazes de corrigir. A hipótese provável é que a mineralização da matéria orgânica, o aporte de adubos solúveis e os dejetos animais lançados na rede de drenagem estariam aumentando a adsorção de N e C nos sedimentos, aumentando as taxas de enriquecimento. Além disso, a variabilidade temporal de produção de biomassa, decorrente dos diferentes graus de cobertura do solo no ano, da mineralização da matéria orgânica, da variabilidade da temperatura no solo, altera significativamente, a relação C/N dos solos. Isto contrariaria o princípio fundamental de estabilidade, que os elementos traços devem apresentar, e por isso o carbono orgânico e o nitrogênio foram descartados.

O fósforo também estaria susceptível aos mecanismos orgânicos de enriquecimento. Entretanto, diferente do carbono e do nitrogênio, o fósforo total apresentou taxas de enriquecimento da mesma magnitude que os metais pesados e os óxidos, sendo possível corrigi-lo pelos fatores de correção. A hipótese é que as quantidades de fósforo bi-disponíveis fariam parte de uma pequena fração do fósforo total contido nos sedimentos. Sendo assim, o fósforo foi mantido no grupo de variáveis a serem testadas pela análise de variância.

6.8 IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE SEDIMENTOS

A análise discriminante determinou a existência de um conjunto de variáveis capazes de discriminar as fontes potreiro, lavouras e estradas, e dois conjuntos de variáveis capazes de discriminar as fontes lavouras e estradas. O modelo de classificação dos sedimentos em suspensão foi aplicado para estas possibilidades. Seus resultados testaram a hipótese de que existe um número máximo de fontes possíveis de serem identificadas pelo modelo, e avaliou a influência das variáveis sobre os resultados do modelo.

6.8.1 Avaliação da aproximação *fingerprinting* para três fontes de sedimentos

Tendo estabelecido a composição ótima da identificação das fontes potreiro, lavoura e estrada, (Fe_{tot} , Fe_{oxal} , Al_{oxal} , Mn_{tot} , Ca e P), o modelo numérico (equação 5.6) foi usado para estabelecer a contribuição relativa de cada fonte para as amostras individuais de sedimentos em suspensão (Figura 6.7).

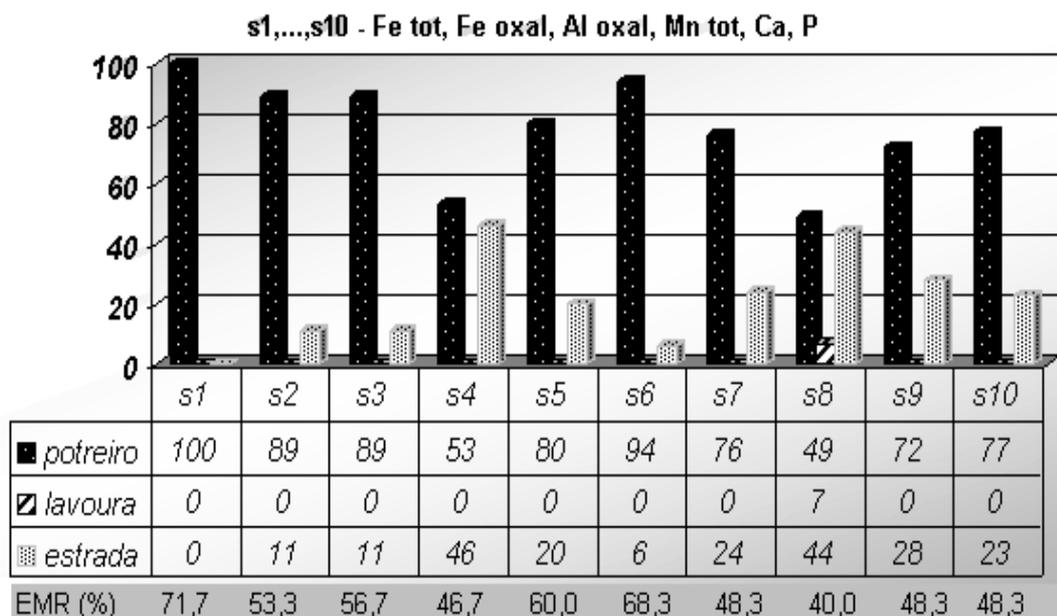


Figura 6.7. Resultados da contribuição relativa por evento das fontes lavoura, potreiro e estrada, com os erros médios relativos (EMR) por evento.

A contribuição média dos eventos monitorados foi de 77,9% para os poteiros, 0,8% para as lavouras e 21,3% para as estradas. A utilização de três coeficientes a serem ajustados pelo modelo linear aumentou, significativamente, os erros relativos médios, que foi de 54,16% em média. Conforme Walling & Collins (2000), modelos com erro médio relativo maior que 15% não devem ser utilizados.

As observações feitas a campo ratificam a conclusão de que os resultados são inconsistentes, pois é absolutamente certo que as lavouras contribuem com mais material do que estimado, e que os poteiros contribuem com menor magnitude para os sedimentos em suspensão. Entretanto, o modelo não encontrou uma solução viável, dentro do limite imposto aos erros e com resultados aceitáveis às observações de campo.

6.8.2 Avaliação da aproximação fingerprinting para duas fontes de sedimentos

Para duas fontes de sedimentos foi excluída da análise a fonte poteiro e o modelo foi executado considerando as fontes estrada e lavoura. Na análise discriminante a melhor composição fornecida ($\Lambda^* = 0,042$) foi Fe_{tot} , Fe_{oxal} , Al_{oxal} , Mn_{dit} , P e Co. Entretanto, esta composição apresentou para os eventos s1, s2, s3 e s10 erros relativos médios por evento maiores que 15% e para os eventos s4, s5, s6, s7, s8 e s9 os erros foram menores que 7%. Desta forma, foi testada uma nova composição de variáveis para os eventos s1, s2, s3 e s10. A alteração da variável Mn_{dit} por Fe_{dit} apresentou um valor de Wilk's Lambda baixo ($\Lambda^* = 0,056$) e diminuiu para 5%, em média, os erros relativos destes eventos. Desta forma usamos uma composição de variáveis para os eventos s1, s2, s3 e s10 e outra composição para os eventos s4, s5, s6, s7, s8 e s9, sendo que elas diferem em apenas uma variável. Os resultados das contribuições relativas de cada fonte estão na figura 6.8. A média da contribuição das lavouras foi de 64% e das estradas 36%.

s1,s2,s3,s10 - Fe tot, Fe oxal, Fe dit, Al oxal, P, Co
 s4,s5,s6,s7,s8,s9 - Fe tot, Fe oxal, Mn dit, Al oxal, P, Co

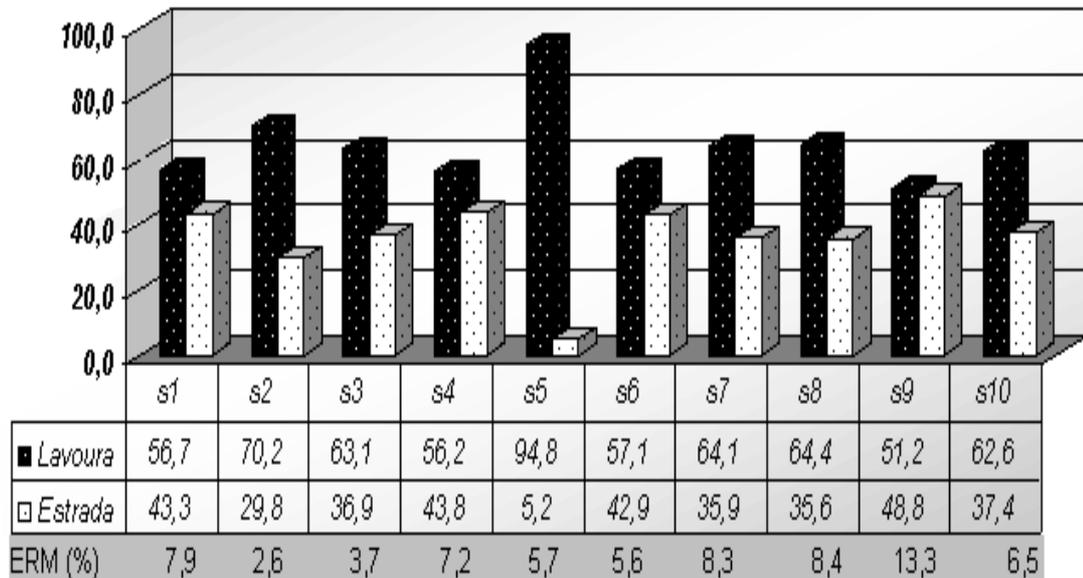


Figura 6.8. Resultados da contribuição relativa por evento das fontes lavoura e estrada, com os erros médios relativos (EMR) por evento.

A tabela 6.10 lista as equações genéricas geradas pelo modelo linear, de cada evento (y_i), sendo que o a_i é a concentração da variável i na lavoura e na estrada. Desta forma, têm-se um conjunto de seis equações, uma para cada variável, que compõem o modelo linear gerada para cada evento. Para os eventos s1 e s9 está exemplificado o y_i calc para as variáveis. Este é o valor estimado pelo modelo e quando comparado com a concentração da variável no sedimento em suspensão (y_i), gera os erros relativos (soma dos quadrados dos resíduos) que utilizamos para aceitar ou rejeitar o modelo. O valor da soma dos quadrados dos resíduos para cada variável, exemplificado para os eventos s1 e s9, é importante para avaliar individualmente a importância da variável dentro do modelo linear. O erro relativo médio (ERM) é a média da soma dos quadrados dos resíduos (SQ_{res}) de cada variável, multiplicado por cem para fornecer o resultado em porcentagem. Este parâmetro auxilia a aceitação ou a rejeição do modelo.

Tabela 6.10. Modelos genéricos para os dez eventos e a descrição dos erros para cada variável para os eventos s1 e s9.

	Modelo linear	i	$Y_{i \text{ calc}}$	$Y_{i \text{ obs}}$	ER	ERM (%)
s1	$Y_i = 0,567.a_{i, \text{lav}} + 0,432.a_{i, \text{est}}$	Fe _{tot}	6,15	6,27	3,4E-4	
		Fe _{oxal}	0,32	0,61	0,218	
		Al _{oxal}	0,15	0,19	0,035	
		P	560,1	514	0,008	
		Fe _{dit}	3,41	3,27	0,001	
		Co	21,8	15	0,206	
					Média =	7,85
s2	$Y_i = 0,701.a_{i, \text{lav}} + 0,299.a_{i, \text{est}}$				Média =	2,56
s3	$Y_i = 0,631.a_{i, \text{lav}} + 0,369.a_{i, \text{est}}$				Média =	3,65
s4	$Y_i = 0,562.a_{i, \text{lav}} + 0,438.a_{i, \text{est}}$				Média =	7,23
s5	$Y_i = 0,948.a_{i, \text{lav}} + 0,052.a_{i, \text{est}}$				Média =	5,71
s6	$Y_i = 0,571.a_{i, \text{lav}} + 0,429.a_{i, \text{est}}$				Média =	5,56
s7	$Y_i = 0,641.a_{i, \text{lav}} + 0,359.a_{i, \text{est}}$				Média =	8,29
s8	$Y_i = 0,643.a_{i, \text{lav}} + 0,357.a_{i, \text{est}}$				Média =	8,42
s9	$Y_i = 0,512.a_{i, \text{lav}} + 0,488.a_{i, \text{est}}$	Fe _{tot}	5,97	6,08	3,1E-4	
		Fe _{oxal}	0,30	0,7	0,3240	
		Al _{oxal}	0,15	0,14	0,0055	
		Mn _{dit}	0,05	0,05	8,9E-05	
		P	533,0	711	0,0626	
		Co	21,27	13	0,4055	
					Média =	13,3
s10	$Y_i = 0,625.a_{i, \text{lav}} + 0,375.a_{i, \text{est}}$				Média =	6,51

6.8.3 Análise das propriedades físicas e químicas

Uma hipótese importante levantada por este trabalho é sobre o comportamento dos óxidos em relação à magnitude dos eventos chuva vazão e na identificação das áreas hidrologicamente sensíveis. Os óxidos de Mn precipitam mais facilmente na superfície de partículas maiores, que poderiam estar associados a eventos de maior magnitude e de menor tempo de concentração. Os óxidos de Fe apresentam comportamento contrário, ou seja, precipitam em partículas de tamanhos menores e estariam associados com eventos de menor intensidade e com maior tempo de concentração.

Os eventos s6, s7, s8 e s9 (inverno), juntamente com os eventos s5 (outono) e s10 (primavera) foram eventos de grande intensidade e curta duração. Esses eventos, exceto o s10 apresentaram Mn ditionito como variável significativa no modelo linear. A relação dos óxidos com a magnitude dos eventos chuva-vazão, a granulometria dos sedimentos erodidos, a variabilidade espacial e temporal da cobertura do solo, com a capacidade de identificação das fontes de sedimentos foram hipóteses importantes levantadas por estes resultados a serem testadas.

As incertezas associadas às variáveis carbono e nitrogênio determinaram que fossem excluídas do método de análise. As altas concentrações destes elementos no sedimento em suspensão impossibilitou a correção pela diferença granulométrica entre as fontes e o sedimentos em suspensão. A variável fósforo, também apresenta incertezas referentes aos mecanismos de enriquecimento na rede de drenagem. A dinâmica do fósforo em bacias rurais é muito complexa e dependente de inúmeros processos naturais e, principalmente, antrópicos. O aporte de fósforo solúvel, devido à adubação e despejo de dejetos, condicionaria, também, a exclusão desta variável para a utilização nos estudos de identificação de sedimentos.

Entretanto, algumas diferenças estatísticas e ambientais devem ser relevadas para o fósforo:

- (a) apresenta importância fundamental na distinção entre as fontes, principalmente em bacias rurais;
- (b) a concentração de fósforo solúvel na rede de drenagem é menor que as concentrações de carbono e nitrogênio, frente a quantidade total do elemento fixado nos sedimentos;
- (c) apresenta alta significância na análise discriminante (Kruskall-Wallis, teste F e minimização do Wilk's Lambda) em qualquer composição de fontes;
- (d) na análise de classificação das amostras de sedimentos em suspensão, o valor particular do erro relativo (SQ_{res} da MANOVA) apresentou valores baixos frente às outras variáveis para todos os eventos.

Em razão da incerteza associada com a influência da presença ou ausência do fósforo na determinação da composição relativa dos sedimentos em suspensão, o modelo foi compilado e executado sem esta variável. A Figura 6.9 mostra os resultados da contribuição relativa das fontes lavoura e estrada sem a variável fósforo.

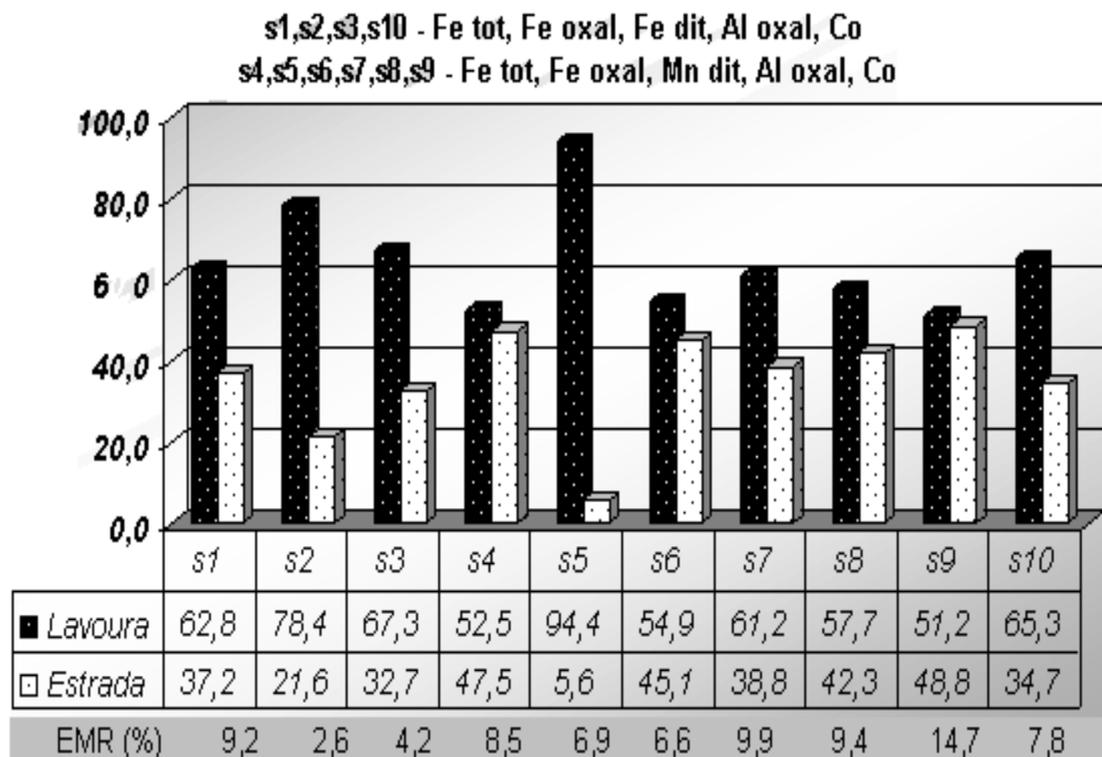


Figura 6.9. Resultados da contribuição relativa por evento das fontes lavoura e estrada sem a variável fósforo (P).

O resultado médio da contribuição das estradas e lavouras de todos os eventos não apresentou diferença. Entretanto, quando analisamos por evento as diferenças tornam-se significativas quando comparado com a análise onde o fósforo foi considerado (Figura 6.10).

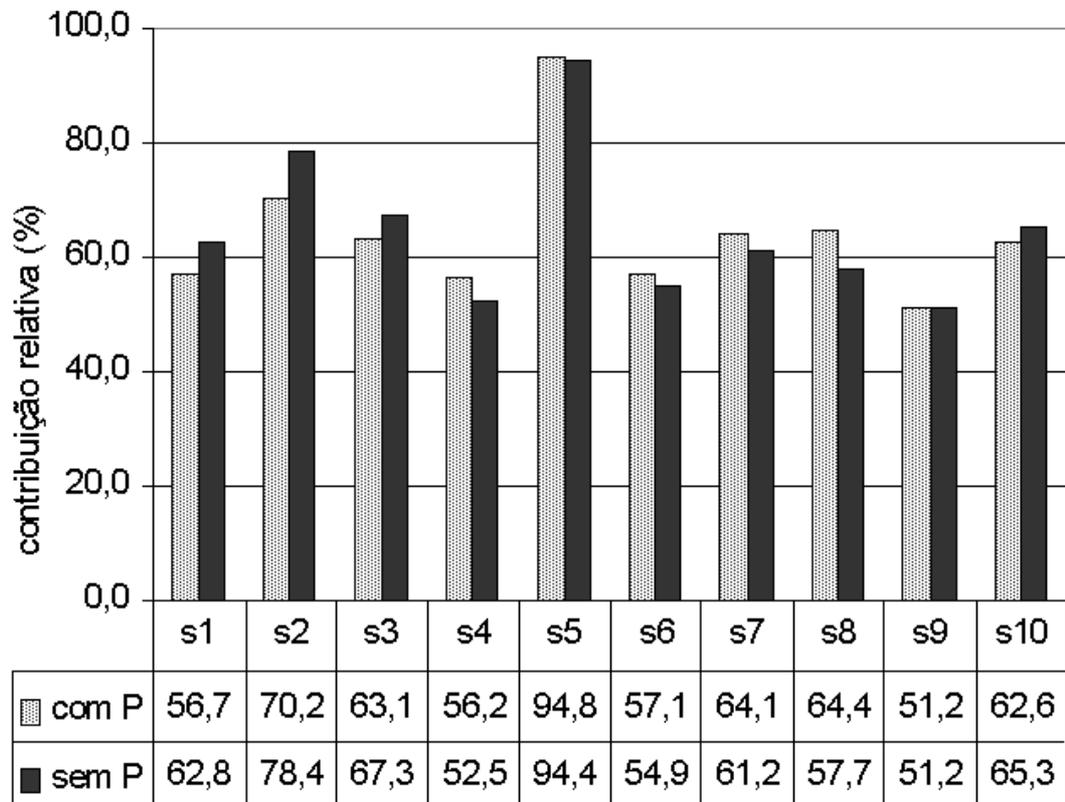


Figura 6.10. Diferenças na estimativa da contribuição relativa da fonte lavoura entre o modelo com e sem a variável fósforo (P).

Para os eventos s4, s5, s6, s7, s8 e s9 o modelo sem a variável P subestimou a contribuição das lavouras, em média, 2,7 %, e para os eventos s1, s2, s3 e s10 o modelo sem a variável P superestimou a contribuição das lavouras, em média, 5,3%. O comportamento distinto do fósforo está relacionado com os dois grupos de eventos que apresentam diferença no conjunto de variáveis (óxido de ferro e óxido de manganês). Ou seja, quando a variável Fe_{dit} está presente, o modelo sem fósforo superestima a contribuição das lavouras, e quando a variável Mn_{dit} está presente, o modelo sem fósforo subestima a contribuição das lavouras.

6.8.4 Variabilidade temporal

Observa-se grande variabilidade temporal na contribuição relativas de cada fonte. A média e o coeficiente de variação da fonte lavoura é, respectivamente, 64 e 19%. Para as estradas a média é 36% e o coeficiente de variação de 33%. Esta variabilidade confirma a hipótese de que a produção de sedimentos oscila conforme os fatores controladores de produção e emissão de sedimentos durante o ano.

Observando a figura 6.8 e excluindo o evento s5 da análise, percebemos uma clara oscilação na contribuição relativa de sedimentos pelas duas fontes. Após os mês de abril a cobertura do solo aumenta diminuindo gradativamente a contribuição da fonte lavoura, eventos s2, s3 e s4. O evento s1 também seguiria esta tendência, porém houve a retificação das estradas no início de abril e com isso ocorreu um aumento na contribuição das estradas e conseqüentemente a diminuição relativa das lavouras. Isto não significa que no evento s1 as lavouras contribuíram com quantidades totais inferiores ao evento s2, por isso utiliza-se o termo contribuição relativa.

A partir do mês de agosto até setembro as áreas de lavoura são lavradas e os resultados mostraram um aumento gradativo na contribuição relativa das lavouras (s6, s7, s8). Entretanto, no início de setembro ocorreu a retificação das estradas e, novamente, houve um aumento na contribuição das estradas.

Não há uma correlação entre a produção de determinada fonte com os parâmetros climáticos ou hidrológicos, porque as duas fontes responderam na mesma intensidade. Ou seja, um período de chuvas mais erosivas, ou um evento de maior magnitude gera maior produção de sedimentos nas duas fontes, mantendo a proporção entre elas. Porém, quando disponibilizamos sedimentos em uma das fontes, como na retificação das estradas ou no revolvimento das lavouras, a proporção é alterada sensivelmente. A mesma suposição é aplicada quando protegemos uma fonte e mantemos a outra nas condições normais. Por exemplo, quando a cobertura vegetal nas lavouras aumenta no inverno e as estradas permanecem nas mesmas condições.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A bacia hidrográfica em estudo representa fisicamente as condições de degradação de água e de solo encontradas em bacias hidrográficas de cabeceira no sul do Brasil. Isto possibilitou avançarmos no desenvolvimento de técnicas de monitoramento hidrossedimentométrico para estes ambientes. A sub-bacia 1 é uma pequena unidade geomorfológica que contempla os principais processos hidrossedimentológicos e de uso do solo, o que possibilitou aplicarmos e avaliarmos uma técnica de identificação de fontes de produção de sedimentos sob uma situação controlada.

Apesar de ser uma bacia hidrográfica pequena, sem diferenças no material de origem, o conjunto de variáveis geoquímicas estabelecidas pela análise discriminante possibilitaram a discriminação de três fontes de sedimentos: lavoura antiga, potreiro e estrada. Os resultados demonstraram a necessidade de expandir o número de variáveis a serem testadas, principalmente pelo interesse em identificar diferentes fontes de sedimentos vinculadas às áreas agrícolas, onde as diferenças de material de origem são pequenas ou inexistentes.

A utilização de variáveis (características físicas e químicas) que diferem conforme o uso e manejo do solo e as áreas hidrologicamente sensíveis devem ser exploradas, dentre elas destacamos os óxidos, as variáveis orgânicas, e o fracionamento químico associado com diferentes tamanhos de partículas.

Para as fontes capoeira, leito e lavouras recentes não houve um conjunto de variáveis capaz de discriminar as fontes e para a fonte potreiro houve capacidade discriminante, mas o modelo estatístico não encontrou uma solução viável. Baseado nos erros gerados pela aproximação *fingerprinting* e nos resultados inconsistentes com a situação

no campo foi excluída a possibilidade de identificar os sedimentos provenientes dos po-treiros, capoeiras, leito do arroio e lavouras recentes.

Considerando como fontes principais as estradas e as lavouras, sendo uma suposi-ção razoável para as observações de campo, os resultados da comparação estatística das amostras de sedimentos em suspensão com os sedimentos das fontes possibilitaram a identificação da contribuição relativa da fontes de sedimentos.

Os resultados mostram uma importância significativa das lavouras no aporte de sedimentos para a rede de drenagem, havendo uma variabilidade em função dos dife-rentes níveis de cobertura vegetal. Além disso, a retificação de estradas influenciou sen-sivelmente as proporções relativas, salientando a importância da contribuição das estra-das para a produção de sedimentos. Os resultados do trabalho possibilitarão integrar o conhecimento da relação de aporte de sedimento para o planejamento da ocupação do uso do solo na bacia hidrográfica.

Um dos objetivos do monitoramento hidrossedimentométrico realizado pelo Programa RS Rural é verificar a influência do uso e manejo do solo na produção de se-dimentos pela bacia hidrográfica. Estão sendo implantadas técnicas de conservação de solo e avaliadas as respostas na produção de sedimentos no exutório da bacia. Entre-tanto, o programa não prevê o controle de sedimentos provenientes das estradas. Como foi verificado neste trabalho, as estradas contribuem, significativamente, para a descarga sólida. Sendo assim, o Programa RS-RURAL deve contemplar estudos e práticas de conservação de estradas, para a redução de aporte de sedimentos. Caso contrário, os es-forços realizados para o controle dos sedimentos nas bacias apresentarão resultados abaixo do esperado.

Muitos estudos ainda se fazem necessários para a compreensão dos mecanismos de produção e emissão de sedimentos na bacia piloto de Arvorezinha. Este trabalho pro-curou esclarecer os aspectos importantes da aproximação *fingerprinting* associados com o monitoramento hidrossedimentométrico, com a caracterização física e química das fontes e dos sedimentos erodidos e com a avaliação estatística dos dados. Isto irá auxili- ar futuras pesquisas brasileiras a estabelecer um método eficiente, barato e rápido na compreensão dos mecanismos de ligação entre a calha e a vertente, tal como foi sugeri- do por seus idealizadores.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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.

BOER, D.H. de; 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.

BORDAS, M.P.; SEMMELMANN, F.R. 1997. Elementos de engenharia de sedimentos. In: TUCCI, C. E. (org.) **Hidrologia: Ciência e Aplicação**, 2. Porto Alegre: ABRH: Editora da Universidade. p. 915-939.

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.

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

CEMAPA. 1975. **Diagrama Morfológico**. Porto Alegre: Governo do Estado do Rio Grande do Sul.

CHAVES, H.M.L. 1996. Modelagem matemática da erosão hídrica: passado, presente e futuro. In: **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e desenvolvimento sustentável**. Viçosa: SBCS. p.731-750.

CHRISTOFOLETTI, A. 1980. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher. 188p.

COELHO NETO, A. L. 1998. A abordagem geo-hidroecológica: um procedimento analítico-integrativo fundamentado na geomorfologia, hidrologia e geoecologia. In: Fórum Geo-Bio-Hidrologia: Estudo em Vertentes e Microbacias Hidrográficas. **Anais...** Curitiba: UFPR. p.26-29.

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

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

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

DAY, P.R. 1965. Particle Fractionation and Particle-Size Analysis. In: BLACK, C.A. (Ed.) **Methods of Soil Analysis: Part 1**. Madison: American Society of Agronomy. p. 545-566.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1999. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 412p.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. 1983. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. Berlin: Springer. 402p.

FOSTER, I.D.L.; LEES, J.A.; JONES, A.R.; CHAPMAN, A.S.; TURNER, S.E.; HODGKINSON, R. 2002. The possible role of agricultural land drains in sediment delivery to small reservoir, Worcestershire, UK: a multiparameter fingerprint study. In: DYER, F. J.; THOMS, M.C.; OLLEY, J.M. (Ed.) **The structure, function, and management implications of fluvial sedimentary**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p. 433-442. (IAHS Publications, n. 276).

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**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p. 345-354. (IAHS Publications, n. 276).

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

HE, Q.; WALLING, D.E. 1996. Interpreting particle size effects in the adsorption of Cs-137 and unsupported Pb-210 by mineral soils and sediments. **Journal of Environmental Radioactivity**, Essex, v. 30, n. 2, p.117-137.

HILLEL, D. 1998. **Environmental Soil Physics**. San Diego: Academic. 771p.

HOROWITZ, A.J. 1991. **A Primer on sediment-trace element chemistry**. 2th.ed. Chelsea: Lewis Publishers. 136p.

INDA JUNIOR, A.V. 2002. **Caracterização de Goethita e Hematita em solos poligênicos**. 126p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

JOHNSON, R.A. ; WICHERN, D.W. 1992. **Applied Multivariate Statistical Analysis**. London: Prentice-Hall International. 642p.

KOBIYAMA, M.; GENZ, F.; MENDIONDO, E.M. 1998. Geo-Bio-Hidrologia. In: Fórum Geo-Bio-Hidrologia: estudos em vertentes e microbacias hidrográficas, 1., 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Curso de Pós-Graduação em Agronomia UFPR. p. 1-25.

MEYER L.D. ; SCOTT, S.H. 1982. Possible Errors During Evaluations of Sediment Size Distributions. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v.81, n. 2044. p. 481-490.

MAPA Geológico do Estado do Rio Grande do Sul. 1980. Porto Alegre: Instituto de Geociências UFRGS. 1 mapa, color.

MERTEN, G. H. ; MINELLA, J. P. G. 2002. Integração dos enfoques do processo de erosão hídrica. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14.: 2002, Cuiabá, MT. **Anais...** Cuiabá: UFMT. 1 CD-ROM. Palestra 033.

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H.; SEMMELMANN, 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, SP. **Anais...** São Paulo: ABRH. p. 111-119.

NATIONAL COUNCIL FOR AIR AND STREAM IMPROVEMENT. 1999. **Scale considerations and the detectability of sedimentary cumulative watershed effects**. Research Triangle Park. 327p. (Technical Bulletin, n. 776).

NELSON, E.J.; BOOTH, D.B. 2002. Sediment sources in an urbanizing, mixed land-use watershed. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 264, p.51-68.

OLLEY, J. M.; MURRAY, A. S.; MACKENZIE, D. H.; EDWARDS, K. 1993. Identifying sediment sources in a gullied catchment using natural and anthropogenic radioactivity. **Water Resources Research**, Washington, v. 29, n. 4, p. 1037-1043.

ONGLEY, E.D.; BYNOE, M.C.; PERCIVAL, J.B. 1982. Physical and geochemical characteristics of suspended-solids, Wilton Creek, Ontario. **Hydrobiologia**, v.2, n. 91, p. 41-57.

PAIS, I.; JONES JUNIOR., J. B. 1997. **The Handbook of Trace Elements**. Boca Raton: St. Lucie. 233 p.

PEART, M.R. 1995. Fingerprint sediment sources: an example from Hong Kong. In: FOSTER, I. D. L.; GURNELL A. M.; WEBB, B.W. **Sediment and Water Quality in River Catchments**. Chichester: John Wiley. p.179-186.

PEART, M.R.; WALLING, D.E. 1986. Fingerprinting sediment sources: the example of a drained basin in Devon, U.K. In: HADLEY, R.F. (Ed.) **Drainage basin sediment delivery**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p. 41-56. (IAHS publications, n. 159).

PETERS, N.E. et al. (Ed.) 1993. **Tracers in Hydrology**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. 350p. (IAHS publications, n. 215).

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

SANTOS, I. DOS. 2001. **Modelagem geo-bio-hidrológica como ferramenta no planejamento ambiental: estudo da bacia hidrográfica do rio Pequeno, São José dos Pinhais – PR**. 92p. Dissertação. Curso de Pós-Graduação em Agronomia. Área de Concentração em Ciência do Solo. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

SALOMONS, W.; STIGLIANI, W.M. 1995. **Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments**. Berlin: Springer. 320p.

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**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p. 443-450. (IAHS Publications, n. 276).

STRECH, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS; UFRGS. 107p.

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: International Association of Hydrological Sciences. p. 177-185. (IAHS Publication, n. 209).

TEDESCO, M.J. 1995. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. rev. e ampl. Porto Alegre: Departamento de solos da UFRGS. 174p. (Boletim Técnico Solos/UFRGS, Departamento de Solos, n. 5).

UDELHOVEN, T.; NAGEL, A.; GASPARI, F. 1997. Sediment and suspended particle interactions during water flow in a small heterogeneous catchment. **Catena**, Amsterdam, v. 30, p.134-147.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA. 2002. Centro de Ciências Rurais. Departamento de Solos. **Monitoramento Ambiental de Microbacias Hidrográficas: Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia de Cândido Brum, Arvorezinha -RS**. Santa Maria: FATEC e FEPAGRO. 97p. Relatório Técnico.

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, n. 65. p. 209-237.

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. 130-152

WALLING, D.E.; BRADLEY, S.B. 1988. The use of cesium-137 measurements to investigate sediment delivery from cultivated areas in Devon, UK. In: BORDAS, M.P.; WALLING, D.E. (Ed.) **Sediment Budgets**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p.325-336 (IAHS Publications, n. 174).

WALLING, D.E.; BRADLEY, S.B. 1990. Some applications of cesium-137 measurements in the study of erosion transport and deposition. In: WALLING, D.E.; YAIR, A.; BERKOWICZ, S. (Ed.) **Erosion, transport and deposition processes**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p.179-203 (IAHS Publication, n.189).

WALLING, D.E.; COLLINS, A.L. 2000. **Integrated assessment of catchment sediment budgets: a technical manual**. Exeter: Department for International Development. 168p.

WALLING, D.E.; OWENS, P.N.; LEEKS G.J.L. 1999. Fingerprint suspended sediment sources in the catchment of the River Ouse, Yorkshire, UK. **Hydrological Processes**, New York, n. 13, p.955-975.

WALLING, D. E.; QUINE, T. A. 1991. Recent rates of soil loss from areas of arable cultivation in the UK. In: PETERS, N.E.; WALLING, D.E. **Sediment and stream water quality in a changing environmental: trends and explanation**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences. p. 123:131. (IAHS Publication, n. 203).

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

WOLMAN, M.G. 1977. Changing needs and opportunities in the sediment field. **Water Resources Research**, Washington, v. 13. p 50-54.

WORKING GROUP OF THE INTERNATIONAL COMMISSION ON CONTINENTAL EROSION. 1985. **Recent developments in erosion and sediment yield studies**. Paris: UNESCO. 127p.

YOUNG, R.A. 1979. Characteristics of Eroded Sediment. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph. p. 1139-1143.

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.