

Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS

Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH

Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

**VARIABILIDADE INTRA-EVENTO DA ORIGEM DAS FONTES DE  
SEDIMENTOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA RURAL**

**CLAMARION MAIER**

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

Orientadora: Profa. Dra. Nilza Maria Dos Reis Castro

Coorientador: Prof. Dr. Jean Paolo Gomes Minella

Porto Alegre, janeiro de 2013.

## APRESENTAÇÃO E AGRADECIMENTOS

Esta tese foi desenvolvida e apresentada como pré-requisito para obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, 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 orientação da Professora Dra. Nilza Maria dos Reis Castro.

Este trabalho envolveu a participação e atenção de muitas pessoas para as quais gostaria de expressar meus cordiais agradecimentos:

À Professora Nilza Maria dos Reis Castro pela dedicada orientação, paciência e ensinamentos oferecidos.

Ao Professor Gustavo Henrique Merten pelos ensinamentos e acompanhamento do trabalho.

Ao Professor Jean Paolo Gomes Minella pela coorientação do trabalho e desenvolvimento do mesmo.

Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS, por intermédio do Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela estrutura física, financeira e humana oferecida.

Aos Professores do IPH e do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia pela troca de conhecimento proporcionada na vivência do curso;

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo.

Ao INMET pelos dados da estação meteorológica de Passo Fundo.

A FINEP pelo financiamento dos projetos MATASUL e INTEGRA (editais 04/2005 e 01/2007 MCT/FINEP/CTHIDRO Bacias representativas e IGRH) que nos permitiu monitorar os eventos na bacia de Arvorezinha.

Ao Técnico Agrícola Ademir Giongo pelo intenso e competente trabalho de campo, o qual foi essencial para o sucesso do estudo.

Aos Hidrotécnicos Bruno da Silva Rocha, Sandro Tuche Gomes e Christian Cardoso pela valiosa amizade e pelos trabalhos realizados no Laboratório de Sedimentos.

À Dra. Michele Moro pela amizade e ajuda com informações da microbacia hidrográfica objeto dos estudos.

À doutoranda Tirzah Moreira Melo pela ajuda inestimável nas análises estatísticas realizadas no trabalho.

Aos colegas do IPH e da Agronomia: Marquel J. Holzschuk, Claudia Ourique, Flávio Pereira de Oliveira, Marquis Henrique Campos de Oliveira, Ana Sofia Beloli, Aline Saupe, Rafael Pergher, Jairo Silveira Junior, Thales Augusto Soster, Pâmela Nathalia Germano Telles e Lucas Pires.

À comunidade rural Cândido Brum do município de Arvorezinha/RS.

Aos meus pais, Darcido Antonio Maier e Sirlei Maria Maier.

À minha noiva, Andréia Furtado da Fontoura pelo apoio, paciência e compreensão.

# VARIABILIDADE INTRA-EVENTO DA ORIGEM DAS FONTES DE SEDIMENTOS EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA RURAL

**AUTOR:** Clamarion Maier

**ORIENTADORA:** Prof.<sup>a</sup> Dra. Nilza Maria dos Reis Castro

## RESUMO

Este trabalho refere-se à variabilidade da origem dos sedimentos transportados durante eventos de chuva-vazão em uma pequena bacia hidrográfica rural (1,19 Km<sup>2</sup>). Esta bacia está localizada no sul do Brasil e a área é caracterizada pela presença de agricultores familiares que principalmente cultivam fumo em áreas consideradas inaptas para atividades agrícolas, de acordo com o sistema de aptidão agrícola do solo. Isto ocasiona severas perdas de solo por erosão hídrica. Neste estudo foram utilizadas técnicas hidrossedimentométricas com análises estatísticas multivariadas para determinação da procedência dos sedimentos durante a subida e a descida da onda de cheia em eventos de precipitação variada. A metodologia utilizada é denominada “*método Fingerprinting*” e possibilita avaliar quais são as áreas contribuintes para a produção de sedimentos intra-eventos de chuva-vazão. Foram definidas três áreas com potencial para produção de sedimentos, sendo as fontes, o canal de drenagem, as estradas e as lavouras da bacia. Foram coletadas um total de quarenta amostras distribuídas nas áreas fontes de sedimentos. Sete eventos foram monitorados entre os anos de 2009 e 2011 e 24 amostras foram coletadas ao longo destes eventos. Como traçadores foram utilizados elementos químicos, de proveniência natural ou antrópica: sódio (Na), potássio (K), magnésio (Mg), cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e fósforo (P). Foi demonstrado que os elementos determinados como o melhor conjunto de traçadores (P, Fe, Mn, Mg e K) possuem capacidade em determinar a origem dos sedimentos. Pode-se afirmar que há variabilidade de fontes de sedimentos durante os eventos de chuva-vazão. O estudo revelou que o canal de drenagem contribui com boa parcela dos sedimentos (0 a 72%), principalmente no início do hidrograma. Mesmo utilizando práticas agrícolas de conservação dos solos e dos recursos hídricos as lavouras são as principais fontes fornecedoras de sedimentos, crescendo sua contribuição ao longo do evento (27 a 100%). Os sedimentos oriundos das estradas não possuíram contribuição relevante (0 a 23%) durante os eventos monitorados. Existem evidências da variabilidade das fontes de sedimentos durante a subida e a descida da onda de cheia ocorrida em eventos de chuva.

**Palavras chave:** variabilidade das fontes de sedimentos intra-evento; *método “fingerprinting”*; erosão e sedimentação, traçadores químicos.

# **INTRA-EVENT VARIABILITY OF SOURCES FROM SEDIMENT BASIN IN A RURAL**

**AUTHOR: Clamarion Maier**

**SUPERVISOR: Prof.<sup>a</sup> Dra. Nilza Maria dos Reis Castro**

## **ABSTRACT**

This work refers to the variability of the source of sediment transported during rainfall-runoff events in a small rural catchment (1.19 km<sup>2</sup>). This basin is located in the south of Brazil and the area is characterized by the presence of family farmers who mainly cultivate tobacco in areas considered unsuitable for agricultural activities, according to the system of agricultural capability of the soil. This causes severe soil loss by water erosion. In this study we used techniques hydrosedimentometrics with multivariate statistical analyzes to determine the provenance of sediments during the rise and fall of the flood wave in precipitation events varied. The methodology is called "fingerprinting method" and allows assessing which areas are contributors to sediment yield intra-rainfall-runoff events. We defined three areas with potential for sediment production, and sources, channel drainage, roads and crops in the basin. We collected a total of forty samples distributed in source areas of sediment. Seven events were monitored between 2009 and 2011 and 24 samples were collected during these events. Tracers were used as chemicals, natural or manmade origin of sodium (Na), potassium (K), magnesium (Mg), chromium (Cr), manganese (Mn), iron (Fe), copper (Cu), zinc (Zn), cadmium (Cd), mercury (Hg), lead (Pb) and phosphorus (P). It has been demonstrated that certain elements like the best set of tracers (P, Fe, Mn, Mg and K) have the ability to determine the origin of sediments. It can be said that there is variability of sediment sources during rainfall-runoff events. The study revealed that the drainage channel contributes good portion of the sediments (0-72%), especially early in the hydrograph. Even using agricultural practices to conserve soil and water resources crops are the main sources of sediment supply, growing their contribution throughout the event (27 to 100%). Sediment from roads did not possess relevant contribution (0-23%) during the monitored events. There is evidence of the variability of sediment sources during ascent and descent of the flood wave occurred in rain events.

**Keywords:** variability of sediment sources intra-event; method "fingerprinting"; erosion and sedimentation, chemical tracers.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>12</b>
<b>2. HIPÓTESE DE TRABALHO E OBJETIVO.....</b>	<b>16</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>17</b>
<b>3.1 O problema da erosão hídrica do solo.....</b>	<b>17</b>
<b>3.2 Impactos da erosão “on-site” e “off site”.....</b>	<b>19</b>
<b>3.3 Efeitos cumulativos em bacias hidrográficas .....</b>	<b>24</b>
3.3.1 Ocorrência de efeitos cumulativos em bacias hidrográficas.....	27
3.3.2 Efeitos das alterações ambientais sobre a produção e o transporte de sedimentos .....	32
<b>3.4 Identificação das fontes de sedimentos .....</b>	<b>34</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>45</b>
<b>4.1. Escolha e localização da bacia hidrográfica .....</b>	<b>45</b>
<b>4.2 Características físicas .....</b>	<b>46</b>
<b>4.3 Classificação, uso e manejo dos solos .....</b>	<b>48</b>
<b>4.4 Equipamentos instalados na bacia .....</b>	<b>54</b>
<b>4.5 Coletas de solos .....</b>	<b>56</b>
<b>4.6 Coletas de sedimentos em suspensão .....</b>	<b>59</b>
<b>4.7 Análises laboratoriais.....</b>	<b>61</b>
4.7.1 Análises físicas.....	61
4.7.2 Análises químicas .....	62
<b>4.8 Análises estatísticas.....</b>	<b>64</b>
4.8.1 Análise da capacidade discriminante de cada elemento químico (Etapa 1).....	65
4.8.2 Determinação do melhor conjunto de traçadores (Etapa 2) .....	66
4.8.3 Incerteza associada à capacidade de diferenciação entre as fontes (Etapa 3) .....	68
4.8.4 Classificação das amostras de sedimentos em suspensão (Etapa 4).....	69
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>71</b>
<b>5.1 Uso e manejo do solo.....</b>	<b>71</b>

<b>5.2 Características gerais dos eventos coletados/monitorados .....</b>	<b>72</b>
<b>5.3 Identificação das fontes de sedimentos no solo coletado e durante eventos de chuva-vazão .....</b>	<b>76</b>
5.3.1 Análise química das fontes (solo coletado) .....	76
5.3.2 Análise física dos sedimentos coletados em suspensão.....	79
5.3.3 Análise química dos sedimentos coletados em suspensão .....	80
5.3.4 Análises estatísticas.....	83
<b>6. CONCLUSÕES.....</b>	<b>99</b>
<b>7. RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>101</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>103</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da Bacia Hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira em Arvorezinha/RS. ....	46
Figura 2. Mapa de solos da Bacia Hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira em Arvorezinha/RS. ....	48
Figura 3 Vista de lavoura de fumo sob cultivo convencional (A), sob cultivo mínimo (B) e sob plantio direto (C). (Fotos cedidas por: Merten, G. H.; Minella, J. P. G.; Moro, M.).....	52
Figura 4. Mapa do uso e manejo do solo de 2008/2009 da Bacia Hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira, Arvorezinha/RS. (Fonte: adaptado de Merten et al., 2009). ....	53
Figura 5. Amostrador Suspenso Integrado no Tempo (“torpedo”).....	55
Figura 6 Vista da calha Parshall (A) e da passarela de coleta de sedimentos em suspensão (B). ....	56
Figura 7. Localização dos pontos de amostragem das fontes de sedimentos na Bacia do Arroio Lajeado Ferreira.....	57
Figura 8. Centrífuga de Fluxo Contínuo ( <i>Alfie-500 AlfaLava</i> ) para separar o sedimento da água.....	61
Figura 9. Mapa do uso e manejo do solo no levantamento 2010/2011 e 2011/2012, na bacia experimental de Arvorezinha. (Fonte: Adaptado de Barros, 2011). ....	71
Figura 10. Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 07/11/2009.	89
Figura 11. Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 07/10/2010.	90
Figura 12. Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 02/12/2010.	91
Figura 13. Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 26/03/2011.	92
Figura 14 Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 14/04/2011.	93

Figura 15. Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 28/07/2011.	94
Figura 16. Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 29/07/2011.	95
Figura 17. Conexões das estradas com o canal de drenagem e os locais de entradas de sedimentos. ....	98

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Precipitação média mensal na estação do INMET de Passo Fundo (período: 1991 a 2011).....	47
Tabela 2 Evolução do uso e manejo do solo na bacia hidrográfica do arroio Lajeado Ferreira entre os anos de 2002 e 2008. (Fonte: Merten et al., 2009 e Barros, 2011).....	53
Tabela 3. Localização geográfica das fontes de sedimentos coletadas durante janeiro e fevereiro de 2009.....	58
Tabela 4. Área total e percentagem do uso e manejo do solo para a bacia de Arvorezinha no ano 2010/2011 (Fonte: Adaptado de Barros, 2011). .....	72
Tabela 5. Valores médios mensais de precipitação para os anos 2009, 2010 e 2011 e média histórica de 1991 a 2011 na bacia de Arvorezinha. ....	73
Tabela 6. Informações relativas aos eventos monitorados na bacia de estudo. ....	74
Tabela 7. Concentrações químicas dos elementos analisados nas fontes de sedimentos, valores máximos, médios, mínimos e desvio padrão.....	78
Tabela 8. Granulometria das amostras coletadas em suspensão.....	79
Tabela 9. Concentrações químicas dos elementos analisados nos sedimentos em suspensão coletados durante os eventos, médias, máximo, mínimo e desvio padrão das amostras. ....	82
Tabela 10. Resultados do teste H ou Kruskal-Wallis para discriminação das fontes. ....	83
Tabela 11. Resultados da análise da função discriminante para cada variável analisada.....	84
Tabela 12. Resultados da função discriminante com acréscimo gradual de cada variável e os valores da minimização total e parcial de Wilks Lambda. ....	85
Tabela 13. Resultados da análise discriminante: valores da distância de Mahalanobis.....	86
Tabela 14. Resultados da análise discriminante: valores da distância de Mahalanobis entre as amostras e os centróides dos grupos. ....	87

Tabela 15. Contribuição relativa de cada fonte de sedimento nos eventos monitorados e nas diferentes simulações realizadas e o erro relativo médio (ERM).....	88
---	----

## 1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A Hidrossedimentologia e a Ciência do Solo, através de seus estudos, análises e experimentos, realizados em laboratórios e a campo, têm proporcionado acréscimo expressivo no conhecimento dos processos físicos envolvidos no fenômeno da erosão. As pesquisas abrangendo elementos químicos que são transportados adsorvidos nos sedimentos e a relação desses nos recursos hídricos têm contribuído na compreensão do comportamento da erosão nas diferentes escalas espacial e temporal.

Para Cassol e Reichert (2002) a pesquisa de erosão no Brasil tem sido concentrada na obtenção de valores de perdas de solo e água em parcelas experimentais de tamanho de pequenas parcelas (77 m<sup>2</sup>), como as de *Wischmeier* (Wischmeier e Smith, 1978) e as médias (em torno de 300 m<sup>2</sup>), como as citadas por Honda et al., 2004, em várias condições de solo e de sistemas de manejo, para a determinação de valores de parâmetros de modelos de erosão. Essas pesquisas não expressam as particularidades das escalas espaciais e temporais envolvidas em uma bacia hidrográfica. Os estudos na escala de bacia hidrográfica merecem ser mais bem explorados. A erosão tem sido um problema não apenas em relação a perda de solo e a diminuição da capacidade produtiva dos solos, mas também no que se refere a aspectos de transferência desses sedimentos para os corpos d'água.

Walling (1983; 2006) vem salientando a importância da investigação sobre a erosão e a sedimentação em diferentes escalas de espaço e tempo ligada ao risco de contaminação de mananciais através dos sedimentos provenientes de diferentes partes das bacias hidrográficas, além de assoreamento de rios e barragens, que no caso do Brasil é a principal matriz energética. Diferentes procedimentos investigativos são aplicados para o que tem sido denominado de balanço de sedimentos na escala de bacia hidrográfica, e dentre estes há a identificação da origem das fontes de sedimentos, para determinar seu potencial de risco ao ambiente em função da caracterização química dessas áreas.

Como a agropecuária constitui-se numa das mais importantes fontes não pontuais de poluição por metais (Alloway e Ayres, 1997) e compostos orgânicos torna-se relevante estudar bacias hidrográficas rurais. As principais fontes nas áreas agrícolas são (a) o próprio solo como fonte de diversos metais (Fe, Mn e Mg), outros elementos químicos (P, N e C) e moléculas inorgânicas e orgânicas; (b) impurezas em fertilizantes: Cd, Cr, Mo, Pb, U, V, Zn (por exemplo: Cd e U em fertilizantes fosfatados); (c) pesticidas: Cu, As, Hg, Mn, Pb, Zn (ex: Cu, Zn e Mn em fungicidas); (d) dejetos de produção intensiva de suínos e aves: Cu, As, Zn; (e) conservantes de madeiras: As, Cu, Cr. Existe atualmente uma demanda crescente de muitos produtos químicos para a agropecuária de países desenvolvidos e em desenvolvimento (Galembeck et al., 2007). Este mercado movimenta mais de 45 bilhões de dólares em agroquímicos e a perspectiva para 2014 é de aumento desse valor chegando próximo a 52 bilhões de dólares (McDougall, 2008). Em termos de quantidades de adubos e fertilizantes, segundo dados da Associação Nacional para Difusão de Adubos - ANDA, o mercado de fertilizantes brasileiro foi de 24,5 milhões de toneladas em 2010 tornando o Brasil o 4º maior consumidor mundial de nutrientes para a formulação de fertilizantes, representando cerca de 5,7% do consumo mundial, ficando atrás apenas da China, Índia e Estados Unidos.

Toda essa gama de diferentes formas químicas permite que elementos sejam utilizados como traçadores, alguns naturais que se diferenciam pela composição geológica da região, ou antrópicos que apresentam teores acima dos níveis considerados naturais (*"background"*) devido a adição via fertilizantes e agroquímicos, sendo esse o caso de alguns metais pesados (Pb, Cd) e nutrientes, como o fósforo (P). O termo traçador se refere àqueles elementos que ocorrem naturalmente em níveis muito baixos no ambiente, quando são expressos em ppm (partes por milhão) (Esteves, 1998).

A natureza química dos sedimentos está intimamente relacionada com os processos de dispersão e floculação dos coloides do solo. Estes fatores estão ligados a resistência à desagregação do solo e consequente perda por erosão (Reichert e Norton, 1995). Quanto maior a proporção de argila de um solo maior será a floculação formando agregados estáveis com baixa

suscetibilidade à erosão devido às cargas elétricas (positiva ou negativa) que atraem outros elementos de cargas opostas (Mello, 2006).

Além disso, minerais de argila, por causa da grande área superficial específica, tendem a ter uma elevada capacidade de adsorção de cátions e ânions, o que ocasiona mudanças na química dos sedimentos durante o evento (Ongley, 1982), como por exemplo, adsorção, solubilização e oxidação de elementos e compostos químicos. Diversos fatores, como a intensidade da chuva, a distância das áreas fontes, o tipo de solo, e principalmente as condições antecedentes (umidade do solo, precipitações anteriores, temperatura, etc.) podem ser associados à variação química dos sedimentos durante o evento (Langlois e Mehuys, 2003). Seeger et al., (2004) mostram que o total precipitado durante o evento, a precipitação antecedente e a umidade do solo são fatores importantes que controlam o transporte de sedimentos, disponibilizando mais ou menos material devido à diminuição do movimento da água no solo e ao aumento do escoamento superficial. Consequentemente, proporcionam variação nas concentrações químicas de elementos e salientam a importância nas condições hidrológicas antecedentes da bacia, bem como de uso do solo. Por exemplo, quando as culturas se encontram em fase inicial de estabelecimento o solo fica exposto às intempéries, e o contrário ocorre quando as plantas estão em pleno desenvolvimento, quando a área foliar intercepta as gotas de chuva. Mesmo dentro de um evento ocorrem alterações na quantidade e qualidade do sedimento tanto transportado na subida da onda de cheia quanto na descida.

Programas de monitoramento vêm enfrentando diversos problemas com questões envolvendo amostragens durante eventos de maior fluxo, como, por exemplo, obtenção de quantidade satisfatória de sedimento para realização das análises físicas e químicas (Phillips e Walling, 1995; Phillips et al., 2000). Como a concentração de sedimentos em suspensão é pequena, na ordem de  $\text{mg L}^{-1}$ , e a necessidade para as análises é de  $\text{g L}^{-1}$ , ocorre que a quantidade a ser amostrada é muito grande. Geralmente os equipamentos usuais em sedimentologia coletam misturas de no máximo dois litros, e é neste momento que residem os problemas, devido a pouca quantidade de sedimentos coletada neste volume. Outro entrave está em como separar grandes volumes de água

do sedimento. A filtração seria uma solução, porém, é uma opção mais demorada e que pode interferir na química dos sedimentos. Uma solução promissora é o uso de centrífugas e na comunidade científica tem sido consenso de que essa é a melhor opção encontrada até os dias atuais.

Algumas vezes, na subida da onda de cheia são transportados sedimentos prontamente disponíveis na calha fluvial, uma vez que foram depositados em fluxos anteriores e apresentam uma determinada natureza geoquímica. Diferentemente, na descida chegam sedimentos oriundos de fontes mais distantes, com outra natureza geoquímica, e um escoamento com menos concentração de sedimento devido ao fluxo ser mais diluído, graças a contribuição do fluxo de base. Porém, nem sempre este comportamento é observado. Há necessidade de maior investigação destes fenômenos para uma melhor compreensão dos processos. Dessa forma, o método de determinação da origem dos sedimentos denominado “*fingerprinting*” pode ser empregado com possibilidade de sucesso nas investigações a serem trabalhadas.

Neste contexto, é importante avançar no entendimento e na descrição dos processos que governam a origem e o transporte de sedimentos durante eventos de cheia, bem como da variabilidade química dos sedimentos transportados intra-evento.

## 2. HIPÓTESE DE TRABALHO E OBJETIVO

Neste trabalho foi estabelecida a hipótese de que as fontes de sedimento não apenas variam entre eventos, mas também intra-eventos e que podem ser identificadas utilizando a técnica do “*fingerprinting*”.

O objetivo desta pesquisa foi demonstrar que as fontes de sedimentos variam durante os eventos de chuva-vazão e que a técnica do “*fingerprinting*” pode identificar esta variabilidade.

A aplicação do método do “*fingerprinting*” será realizada na microbacia do Arroio Lajeado Ferreira, na comunidade rural do Cândido Brum, em Arvorezinha/RS, segundo as etapas seguintes:

1 - Identificar e mapear os diferentes usos e manejos do solo, ou seja, as fontes de sedimentos;

2 - Determinar as concentrações dos metais alcalinos (Na e K), metal alcalino-terroso (Mg), metais de transição (Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd e Hg), outros metais (Pb) e não metais (P), das amostras de solo da área em estudo, mapeadas no item 1;

3 - Coletar sedimentos em suspensão no exutório da bacia hidrográfica, durante eventos de chuva-vazão, na subida e na descida do hidrograma de vazão;

4 - Determinar a distribuição granulométrica dos sedimentos em suspensão coletados no exutório da bacia durante eventos de chuva-vazão e as concentrações dos metais alcalinos (Na e K), metal alcalino-terroso (Mg), metais de transição (Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd e Hg), outros metais (Pb) e não metais (P) dos sedimentos.

5 - Analisar através de métodos estatísticos (“*fingerprinting*”) as características químicas (teores dos elementos) do solo da bacia e dos sedimentos em suspensão coletados durante eventos de chuva-vazão e relacioná-las para determinar a origem dos sedimentos dentro da bacia hidrográfica.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 O PROBLEMA DA EROSÃO HÍDRICA DO SOLO

Historicamente, é reconhecido que o crescimento e o declínio de grandes civilizações estão associados a episódios de agressões ao ambiente e aceleração dos processos erosivos através da agricultura (Montgomery, 2007). Até o início da Revolução Industrial perdia-se no mundo cerca de 14 bilhões de toneladas de solo por ano e já nos primeiros anos de 2000 foi estimado em 20 bilhões de toneladas de sedimentos transferidos para rios e mares (Syvitsky et al., 2005). Wilkinson (2005) alerta para o mesmo fato e relembra que as taxas de formação do solo ( $0,2 \text{ mm ano}^{-1}$ ) e de perda ( $1 \text{ mm ano}^{-1}$ ) produzem um balanço negativo, uma vez que a perda de solo é maior do que sua capacidade de regeneração.

Nos EUA, o custo anual da erosão do solo é estimado em torno de 30 bilhões (Uri e Lewis, 1998) a 44 bilhões de dólares (Pimental et al., 1993). Na Europa, o custo está estimado em 90 milhões de libras esterlinas (Environment Agency, 2002). Na Indonésia, a cidade de Java gasta sozinha 400 milhões de dólares nas despesas com a erosão do solo (Magrath e Arens, 1989). Os custos no local da erosão geralmente são suportados pelos agricultores, embora possam repassar, em parte, para a comunidade na forma de preços mais altos dos alimentos, com o declínio de rendimento das terras. Fora do lugar de origem da erosão os custos tendem a recair sobre as autoridades locais. Na Inglaterra, em outubro de 1987, erosões de áreas agricultáveis causaram danos equivalentes a 660 mil libras (Robinson e Blackman, 1990). Outro exemplo vem da Bélgica, onde foram construídas lagoas de sedimentação para uma área de  $5516 \text{ km}^2$  ao custo de 38 milhões de euros, além de 1,5 milhões por ano para a manutenção (Verstraeten e Poesen, 1999).

A erosão do solo é um fenômeno complexo que envolve desagregação, transporte e deposição de partículas, produzida, sobretudo, pela ação da água da chuva (Stroosnijder, 2005). A erosão causada pela água pode ser das seguintes formas: erosão por embate, laminar, em sulcos e entressulcos e voçorocas. A erosão por embate é decorrente da energia do impacto das gotas

de chuva de encontro ao solo, que além de desintegrarem parcialmente os agregados naturais, libertam as partículas finas, deslocando-as e projetando-as a certa distância (Lopes, 1980). Elisson (1944) afirma que o potencial erosivo da gota dependerá do seu tamanho, velocidade de queda e da massa total da mesma. O tamanho das gotas e a intensidade das precipitações conferem às mesmas uma determinada energia cinética com capacidade de erodir o solo (Bigarella, 2003). O salpicamento lança partículas a distâncias consideráveis (Ramos et al., 2011; Mermut et al., 1997; McIntyre, 1958), mas é diminuído ou eliminado quando manejos conservacionistas são aplicados, devido ao fato das coberturas (vivas ou mortas) absorverem o impacto e reduzirem a desagregação e o transporte de sedimentos (Silva e Schulz, 2002).

A erosão do solo como processo natural pode ser acelerada dramaticamente pelas atividades humanas e é vista como a forma mais difundida de degradação do solo e da água. Ela não é apenas um problema agrônômico, está associada a uma série de questões ambientais, sociais e econômicas. Além disso, é reconhecida como uma ameaça à segurança alimentar e ao desenvolvimento sustentável. Para Pimental et al. (1995), o processo erosivo é uma das maiores ameaças para a capacidade produtiva da agricultura.

A conversão de ambientes naturais em áreas agricultáveis provoca a aceleração do escoamento superficial e a erosão hídrica, levando a uma rápida e intensa degradação do solo. A perda de solo causa problemas, e isto se acelera à medida que mais terras são desmatadas e queimadas para a exploração e a produção agrícola, uma vez que os solos ficam desprotegidos da cobertura vegetal e, conseqüentemente, as gotas de chuvas, com alta energia cinética, chocam-se diretamente sobre a superfície do terreno. Inbar et al. (1998) relatam que em áreas que sofreram queimadas verifica-se que há um forte aumento na taxa de escoamento superficial e também da taxa de transporte de sedimentos. Após a rebrota da vegetação (um ano), nota-se uma expressiva redução na taxa de transporte de sedimentos, porém as taxas de escoamento superficial continuam ainda muito mais altas do que em áreas que não foram submetidas a queimadas (Inbar et al., 1998).

A perda de solo é influenciada pelo tipo de chuva, solo, topografia, cobertura e sistema de manejo, além das práticas conservacionistas (Lal, 2000). Objetivamente, a erosão hídrica provoca danos no local de origem e fora dele, comumente chamados de impactos no local de origem (“*on site*”) e fora do local de origem (“*off site*”). Além de causar diminuição da capacidade produtiva, a erosão do solo é responsável pela geração de impactos físicos, químicos e biológicos nos recursos hídricos próximos ou distantes do local perturbado (Merten e Minella, 2005).

A amplitude dos efeitos da erosão do solo “*on-site*” e “*off-site*” em diferentes escalas (locais, regionais e globais) tem se tornado um assunto relevante na pesquisa (Lal, 1998). Existem duas escolas de pensamentos sobre o problema. A primeira afirma que os impactos “*on-site*” são de baixas consequências e os principais efeitos da erosão acelerada se dão fora do local de origem (Crosson, 1995, 1998). A argumentação é de que os efeitos “*on-site*” da erosão são facilmente compensados pelo manejo dos solos, das culturas e pela adição de corretivos e fertilizantes. A outra forma de pensar tem a argumentação que os impactos no local de erosão são extremamente severos e de que deveria haver um maior interesse científico em todas as escalas (Brown, 1995; Pimental et al., 1995).

A resolução deste debate é importante para o desenvolvimento de políticas públicas para o gerenciamento dos recursos solo e água. Para atingir esta meta é necessário o conhecimento dos problemas “*on-site*” versus “*off-site*”, a relação entre a causa e o efeito e os princípios e métodos usados na avaliação destes efeitos.

### 3.2 IMPACTOS DA EROSIÃO “ON-SITE” E “OFF SITE”

Os efeitos locais são aqueles que acontecem onde a erosão ocorre. A severidade dos efeitos “*on-site*” é atribuída à escassez global de terras aráveis, ao uso de áreas marginais ou em zonas ecologicamente frágeis, de clima severo e falta de acesso a recursos necessários (Lal, 1998).

Os dois principais impactos no local da erosão são a redução da qualidade do solo, resultante da perda das camadas ricas em nutrientes e

matéria orgânica, resultando em perda de fertilidade; e a diminuição da capacidade de retenção de água, causando um reflexo negativo na produção agropecuária.

Os problemas de diminuição de fertilidade podem ser corrigidos através do uso de adubos químicos solúveis, no entanto isto não é uma opção sustentável e está fora do alcance de grande parte da população planetária devido ao custo elevado.

Por outro lado, reter água não é uma tarefa das mais fáceis, uma vez que o volume das partículas constituintes do solo e o arranjo das mesmas são afetados quando ocorre a perda de argila e silte, principalmente, das camadas superficiais.

De acordo com Lal (1998), estes efeitos produzem duas consequências principais: efeitos de curto prazo (imediatos) e efeitos de longo prazo. Os de curto prazo são efeitos diretos no crescimento das plantas, devido a camadas adensadas que ocorrem em função do movimento e o arranjo das partículas finas (silte e argila) que ocupam o espaço poroso. O adensamento do solo impede o enraizamento e propicia o escoamento superficial que leva a perda de fertilizantes e água. Os de longo prazo potenciais ou indiretos ocorrem devido a mudanças na qualidade do solo e a exposição de camadas desfavoráveis a agricultura. Os efeitos diretos usualmente envolvem danos as culturas e os de longo prazo abarcam mudanças na qualidade do solo que impactam no crescimento e na produtividade das plantas para o futuro. Os efeitos adversos na qualidade do solo local incluem decréscimo na profundidade efetiva que as raízes podem alcançar, redução da capacidade de retenção de água no solo, diminuição dos teores de carbono orgânico do solo e exposição do subsolo com propriedades físicas desfavoráveis aos cultivos.

Conforme já referido, os efeitos “*on-site*” são particularmente importantes em terras agrícolas onde ocorre redistribuição de solo dentro da lavoura, perda de solo para áreas adjacentes, quebra da estrutura do solo e declínio de nutrientes e matéria orgânica resultando em redução da profundidade de cultivo, da fertilidade e da retenção de água para as plantas (Morgan, 2005). Essa série de efeitos provoca um decréscimo de produtividade, a qual gera aumento de dose de fertilizantes para manutenção

da produção. Consequentemente, os custos de produção ficam extremamente elevados e em alguns casos ocorre o abandono das áreas que são comercializadas a valores irrisórios, além de desestabilizar a segurança alimentar.

Vários são os métodos empregados para avaliar o impacto “*on-site*” da erosão do solo (Lal, 1998). Uma categoria de procedimentos está baseada na escala espacial, que vai desde a escala de um ponto até a de bacia hidrográfica. Enquanto que dados obtidos em grandes escalas são mais representativos das condições naturais, o desenvolvimento de procedimentos adequados pode levar ao uso de pequenas escalas, que são mais baratas e de fácil condução. A outra categoria baseia-se no período de tempo envolvido, por exemplo, efeitos diários, mensais e anuais da erosão. Comumente, os métodos para avaliar esse tipo de impacto incluem técnicas de campo baseadas em mapeamentos de solos, que permite o estabelecimento de relações diretas entre erosão e profundidade da camada superficial ou da camada restritiva ao crescimento de raízes. Uma terceira forma de avaliação da erosão é baseada na interação entre dados experimentais e de modelagem. Há também uma gama de técnicas de modelagem divididas em dois tipos, biofísicas e econômicas.

As informações disponíveis sobre magnitude ou severidade da erosão do solo, muitas vezes repletas de retórica, causam confusões nos impactos agrônômicos pela falta de distinção entre as diferentes escalas temporais e espaciais de avaliação. Quando se avaliam os problemas agrônômicos no local onde ocorre a erosão é importante fazer a distinção entre a erosão acumulada do passado e as taxas de erosão atuais, além de como prever as futuras através de modelos matemáticos.

Os efeitos a jusante do local de ocorrência da erosão (“*off-site*”) são aqueles que ocorrem quando o escoamento superficial transporta sedimentos de um campo, bacia hidrográfica ou canal para outro local. Os efeitos “*off-site*” são complexos e envolvem ao menos três categorias: danos no presente e no futuro no crescimento de plantas e na produtividade das mesmas, mudanças ambientais e prejuízos para a estruturas civis e outras indústrias (Morgan, 2005). Os impactos fora do local da erosão podem ser observados no

crescimento e na colheita das culturas devido a inundações, assoreamentos ou deposições e perda de qualidade do solo.

Os problemas “*off-site*” reduzem a capacidade dos rios e canais de drenagem e irrigação, além de encurtar a vida útil de reservatórios, conforme Lal (1998) e Morgan (2005). Os sedimentos também são poluentes, uma vez que adsorvem substâncias químicas que podem aumentar os níveis de nitrogênio e fósforo em cursos d’água o que resulta em eutrofização. A erosão leva a quebra de agregados estáveis e, através desse processo o carbono retido no solo é liberado para a atmosfera como CO<sub>2</sub>, sendo então, um importante contribuinte para as mudanças climáticas já que o aumento do teor de dióxido de carbono na atmosfera aumenta o efeito estufa (Morgan, 2005).

Os efeitos da erosão fora do local de origem podem ser severos e é difícil quantificar estes efeitos. Tais efeitos podem ser positivos ou negativos dependendo da paisagem e da qualidade do sedimento transportado. Aspectos positivos podem ser o aumento da profundidade da camada superficial devido à deposição, melhorias nas reservas de nutrientes e retenção de água no solo. Os fatos negativos para a produtividade dos cultivos são devido a inundações, anaerobiose por impedimento de drenagem, escoamento de agroquímicos que podem afetar o crescimento de plantas e enterro de solos de boa qualidade por solos pobres. Davis e Fox (2009) relatam que os processos erosivos e de sedimentação ocasionam a diminuição da capacidade de armazenamento de reservatórios e açudes; favorecem a poluição física e química da água prejudicando a sua qualidade para o consumo humano, uso industrial e agrícola, aumentando os custos para seu tratamento e também causando danos à vida aquática. Outro grave problema ocasionado pelos sedimentos é o assoreamento de rios navegáveis e portos, sendo necessário dispêndio de altos valores para dragagem desses locais.

A qualidade da água de mananciais que compõem uma bacia hidrográfica está intimamente ligada ao tipo de uso do solo na bacia e ao grau de controle existente em relação às possíveis fontes de sedimentos (Bordas e Semmelmann, 2007). Dessa mesma forma, outros autores ratificam tal afirmação, ou seja, a água transporta materiais dos locais por onde passou (Azevedo Netto, 1991) e o sedimento é o mais importante de todos os

poluidores em termos de concentração, impactos e transporte de outros poluentes (Machado e Vettorazzi, 2003). A peculiaridade de transportar substâncias e elementos poluentes se deve principalmente àqueles sedimentos encontrados em suspensão (silte e argila) que possuem elevada área superficial específica, e conseqüente carga elétrica, capaz de se ligar as diferentes formas poluidoras.

A relação entre causa e efeito da erosão do solo e a produtividade agrônômica pode apenas ser estabelecida com informações confiáveis de ambas variáveis, dependente (produtividade das culturas e renda) e independente (erosão do solo).

Os dados a respeito dos efeitos agrônômicos da erosão do solo também são incompletos quando não fornecem dados sobre a tolerância de perda de solo. A tolerância de perda de solo depende da interação de diversos fatores, entre os mais importantes destacam-se a taxa de formação de um novo solo, a taxa de erosão, os efeitos agrônômicos “*on-site*” e “*off-site*”, os efeitos econômicos “*off-site*” e efeitos ambientais na qualidade do ar e da água bem como sobre o efeito estufa (Morgan, 2005).

As novas tecnologias agrícolas, apesar de propiciarem um aumento da produtividade nas culturas, mascaram os problemas ocasionados pela erosão do solo. O aumento na produção se deve ao uso de novos genótipos, métodos de preparo do solo, fertilizantes solúveis de fácil absorção pelas plantas, sistemas de manejo de água, medidas de controle do pastejo e técnicas de colheita. Conseqüentemente, os impactos da erosão e do declínio da qualidade do solo são parcialmente compensados pelo uso de tecnologias para a alta produtividade. Entretanto, os ganhos em produtividade seriam maiores se não houvesse problemas severos com a erosão ou se esta fosse menos impactante.

A adoção de medidas efetivas de conservação do solo e da água e de controle da erosão, embora sem causar um aumento significativo na produção, pode levar a vários benefícios indiretos. Técnicas apropriadas de uso e manejo do solo proporcionam economia de fertilizantes, de água de irrigação, redução na frequência de práticas agrícolas e na intensidade de preparo, diminuição de sementes, economia de terras que podem ser utilizadas para outros fins

(reserva legal, áreas de proteção permanente, banhados, etc.) e redução do dispêndio de energias renováveis e não renováveis.

Em áreas submetidas a mudanças das práticas de manejo do solo é possível perceber mudanças nos processos erosivos e, conseqüentemente, na descarga de sedimentos para os canais de drenagem, bem como nos tipos de fontes (Minella, 2007). Quando ocorre diminuição da entrada de sedimentos oriundos de lavouras devido a manejos conservacionistas, percebe-se um incremento na desagregação e transporte de partículas de solo do leito ou das margens do canal (Minella et al., 2009). Para Minella et al. (2008b), o foco de novos trabalhos deve estar voltado para redução da produção de sedimentos pelo canal, pois observaram através da identificação das fontes de sedimentos que, depois da introdução de práticas conservacionistas na pequena bacia hidrográfica rural de Arvorezinha (1 km<sup>2</sup>) localizada na região Centro-Serra do Rio Grande do Sul, mais de 40% do sedimento mobilizado durante um evento foi proveniente do fundo e das margens do arroio principal.

### 3.3 EFEITOS CUMULATIVOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Um efeito cumulativo é qualquer alteração ambiental influenciada pela combinação de atividades de uso e manejo do solo. Os problemas ocasionados por manejos inadequados dos recursos naturais provocam efeitos em bacias hidrográficas que representam um desafio em potencial para legisladores, pesquisadores e agricultores. Diversos ramos profissionais (engenheiros, agrônomos, geomorfologistas, gestores públicos, entre outros agentes) precisam estar envolvidos para tratar deste problema. Este grupo multidisciplinar é necessário para a avaliação da interação das atividades do passado, com as do presente ou do futuro e o seu efeito combinado sobre outras já existentes ou potenciais. Embora o resultado de uma atividade possa ser mínimo quando considerado isoladamente, pode aumentar pela combinação de efeitos somados ou futuros e causar impactos ambientais, sociais e econômicos.

Vários autores vêm discutindo esta complexidade dos efeitos cumulativos em bacias hidrográficas, entre eles, Reid (1993, 2010), Reiter e

Beschta (1995), MacDonald (2000), NCASI (1999), Walling (2006), entre outros.

Para se referir a efeitos cumulativos há diversas terminologias que são utilizadas como, por exemplo, impactos cumulativos (Reid, 2010) ou efeitos cumulativos ambientais (Hegmann et al., 1999). No que se refere a bacias hidrográficas têm sido usadas as denominações efeitos cumulativos hidrológicos (Forest & Range Practices Act, 2004) ou efeitos cumulativos em bacias hidrográficas (Reid, 1993). Todavia, estes não sejam sinônimos, descrevem de maneira simples praticamente os mesmos fenômenos.

Efeitos cumulativos são os impactos que um recurso natural sofre a partir de perturbações espontâneas ou de práticas de manejo, combinadas e distribuídas através do espaço, do tempo ou de ambos (Sidle e Hornbeck, 1991; Reiter e Beschta, 1995; Reid, 1993; Reid, 2010). Como Reid (2010) aponta, o termo efeitos cumulativos significa simplesmente agregado, coletivo e/ou combinado em vez de um novo tipo de impacto ou efeito. Estes efeitos podem ser positivos ou negativos (Reid, 1993) e se referem a mudanças no ambiente ou no recurso ambiental que excede a expectativa natural de variação (Reid, 1998).

Conforme definido pelo CEAA (Canadian Environmental Assessment Agency), efeitos cumulativos ambientais são mudanças causadas por uma ação em combinação com outras ações no passado, no presente e no futuro (Hegmann et al., 1999). O CEAA não inclui apenas efeitos físicos e biológicos, mas também que tais alterações provocam impactos sobre a saúde e condições socioeconômicas, físicas e do patrimônio cultural, entre outros (Canadian Environmental Assessment Agency, 2007).

O assoreamento de córregos e rios é afetado pelo manejo incorreto das diversas atividades agrícolas locais, mas é considerado um efeito isolado. No entanto, se o assoreamento resultou de uma combinação de atividades, por exemplo, o cultivo em locais inapropriados e ecologicamente frágeis conjugado com regime hídrico alterado, propicia maior acúmulo de sedimentos a partir de erosão e é considerado um efeito de acumulação. Quase todos os efeitos da utilização do solo podem ser avaliados como efeitos cumulativos, pois a maioria é influenciada por mais de um aspecto do uso do solo. Todavia, os

efeitos cumulativos sejam relevantes para muitos recursos ambientais, tais como o ar, os solos ou a biota terrestre e aquática (Reiter e Beschta, 1995; Krzyzanowski e Almuedo, 2010), é necessário concentrar-se em efeitos cumulativos no contexto de bacias hidrográficas.

Efeitos cumulativos de bacias hidrográficas constituem tipos especiais de efeitos cumulativos que resultam do funcionamento hidrológico das bacias hidrográficas. As bacias hidrográficas são conjuntos de encostas que interagem com os sistemas de canais e transmitem os fluxos de materiais e energia (água, sedimentos, material orgânico, produtos químicos e calor) resultante dessas interações ao longo da rede de canais. Quando se altera o uso do solo aumenta a magnitude de qualquer um desses fluxos, que se acumulam ao longo de redes de canais e são transmitidos a jusante. De um modo geral, quanto maior a proporção de superfície de solo que está sendo perturbada, maior é o impacto nas áreas a jusante. Estas mudanças no uso do solo e do canal podem aumentar o escoamento, degradar a qualidade da água e alterar a morfologia do canal. Os impactos são mais graves ao longo de canais imediatamente a jusante das alterações no uso e manejo do solo e nas junções dos cursos d'água tributários.

Essas mudanças podem afetar tanto o local do distúrbio como a jusante, incluindo peixes e invertebrados, abastecimento de água potável, armazenamento de água e até mesmo danificar propriedades particulares ou causar problemas natureza pública, como enchentes, por exemplo, (Reiter e Beschta, 1995). Reiter e Beschta (1995), Dissmeyer (2000), MacDonald e Stednick (2003), Hogan e Luzi (2010) e Winkler et al. (2010) relatam em suas pesquisas as respostas hidrológicas e geomórficas de bacias hidrográficas para diversos usos do solo e os efeitos desses usos acumulados.

Os impactos dos efeitos cumulativos podem ser diretos, indiretos, primários, secundários, antagônicos, sinérgicos, lineares, não lineares, em cascata, com efeito-dominó ou em onda ocorrendo em várias partes da bacia (Reid, 1993; Reiter e Beschta, 1995; MacDonald, 2000; NCASI, 1999) e com uma ampla gama de escalas temporais e espaciais em que os processos erosivos, por exemplo, podem responder e se estabilizarem.

O impacto de ações de uso do solo ou alterações naturais nos processos da bacia hidrográfica pode parecer relativamente menor quando considerado sozinho, mas pode ser importante quando combinado com outras atividades no solo que ocorrem dentro de uma mesma área (Reiter e Beschta, 1995). Tal integração tem sido importante na evolução da análise dos efeitos cumulativos e as pesquisas demonstram uma tendência a se afastar da investigação de parâmetros individuais indo em direção de avaliações com foco em múltiplas características.

### **3.3.1 Ocorrência de efeitos cumulativos em bacias hidrográficas**

Os efeitos cumulativos em bacias hidrográficas ocorrem porque as propriedades fundamentais dos sistemas, em virtude de características de bacias hidrográficas e dos ecossistemas, são modificadas por ações humanas. Os processos de mudanças podem incluir alterações: (1) na hidrologia física, por exemplo, modificações na quantidade e no fluxo de água; (2) na mata ciliar, alterando a dinâmica de nutrientes, reduzindo a estabilidade das margens e modificando as várzeas; (3) na qualidade da água pelo aumento do suprimento de sedimentos ou nutrientes e espécies químicas provenientes da aplicação de fertilizantes, herbicidas e fungicidas nas lavouras; e (4) na morfologia fluvial, por exemplo, pela perda de habitat aquático e estabilidade do canal (Reiter e Beschta, 1995; Reiter, 1998).

Para entender como ocorrem os efeitos cumulativos, é necessário compreender como as bacias hidrográficas e os ecossistemas interagem. A bacia hidrográfica é a forma topográfica que concentra a enxurrada. A forma é moldada pelo transporte de sedimentos ou material dissolvido de uma parte da paisagem para outra, geralmente com o auxílio de água.

O escoamento superficial e o subsuperficial de uma bacia hidrográfica são produzidos pela precipitação e infiltração dessa água que cai sobre o solo. Quando a água se acumula sobre uma superfície mais rápida do que ela pode infiltrar, o excesso é escoado. Esta mesma água pode ser transmitida rapidamente quando infiltrada através de canais do solo e o restante percola através dos poros até que se chega ao lençol freático e é incorporada ao reservatório de águas subterrâneas (Castro, 1998). O fluxo sobre a superfície

da terra contribui diretamente para a enxurrada somente durante ou imediatamente depois da chuva, caso contrário é incorporado por águas subterrâneas.

Em seu caminho natural, a água pode ser absorvida pela vegetação que transpira e volta para a atmosfera, ou absorvida pelo solo e depois evaporada. Os constituintes químicos do solo e das rochas, dissolvidos, percolam a velocidades variadas devido a suas características físicas e químicas.

A água exerce força sobre todas as superfícies em que flui e isso aumenta a tensão de cisalhamento com a profundidade e com o aumento do fluxo. A alta tensão de cisalhamento permite ao escoamento mobilizar os sedimentos e escavar os canais provocando problemas à jusante (Perazzolo, 2003). Em um riacho equilibrado, cada segmento do canal é precisamente ajustado para levar sedimentos de montante e de outros afluentes para jusante. Um canal de forma transversal e de longo perfil depende do equilíbrio entre a sua capacidade de transporte de sedimentos, o tipo e a quantidade que lhe são entregues.

Os sedimentos acumulam-se na entrada dos cursos d'água, pois o relevo mais plano proporciona taxas de deposição mais elevadas do que as de transporte. Quando o aporte de sedimentos é grande demais para estes se deslocarem ocorre aumento de deposição localmente. Quando o fluxo pode transportar mais sedimentos do que é fornecido, ele age sobre o leito e pode causar erosão das margens e no fundo. A introdução de sedimentos no rio pode resultar em acúmulo (depósitos) durante fluxos de baixa intensidade ou lavagem (transporte) quando a vazão aumenta. A retirada da mata ciliar pode causar erosão na parede do canal.

A forma do canal geralmente reflete as características e as magnitudes dos fluxos (vazão média), os quais são frequentes o suficiente para reafirmar os seus efeitos, além de serem capazes de moverem grandes quantidades de sedimentos (Cassetti, 2005). Em encostas com altas declividades ou em locais com ambientes frágeis a produção de sedimentos ocorre quando é superada a resistência produzida pelo atrito entre partículas, pela coesão, pela ancoragem das raízes e por deslizamentos de terra. A produção de sedimentos pode ser

desencadeada também por um aumento da pressão nos poro do solo provocando suscetibilidade ao deslizamento.

Os sedimentos podem mover-se por vários quilômetros e muitas vezes apenas estacionam em determinadas posições na paisagem, entrando em menor gradiente nos canais. A quantidade de sedimentos produzidos é variável em relação à umidade do solo. Os sedimentos, que tendem a expandirem-se quando molhados e contraírem-se quando secos provocando movimentos e transferência de partículas (Reichert, 2007). Além disso, a força gravitacional representa importante papel na sedimentação.

Do mesmo modo, o preparo do solo e a ação do homem e animais, juntamente com a ação do escoamento superficial, movem o solo perpendicularmente à encosta. Essa movimentação do solo pode perturbar camadas de milímetros até vários centímetros por ano.

A entrada de sedimentos em um canal pode resultar diretamente de processos de transporte na vertente. Quando os canais são margeados por planícies a maior parte do sedimento removido acumula-se sobre as planícies aluviais até a migração para ele. Um canal acumula sedimentos quando sua capacidade de remover sedimento não pode acompanhar a quantidade introduzida. O assoreamento tende a aumentar a carga transportada e diminuir a taxa de entrada, porque diminui a erosão nas margens e no leito do rio. Isto ocorre porque o fluxo fica sem energia disponível, a qual está sendo utilizada para transportar a elevada carga de sedimentos. As implicações deste equilíbrio são extremamente importantes para o manejo dos solos.

Todas as atividades produtivas alteram diretamente fatores ambientais como vegetação, solos, relevo e mobilização de produtos químicos. A acumulação de efeitos através do tempo ocorre de modo que um efeito não é totalmente eliminado quando o próximo ocorre. Este mecanismo pode gerar efeitos cumulativos no local, mas fora dele, os impactos podem ser causados apenas se mudanças se acumulam através do espaço. Portanto, fora do local as mudanças devem envolver alterações nos processos de transporte da bacia, que por sua vez afetam a morfologia do canal.

Atividades que causam alterações persistentes ou afetam o transporte de sedimentos da bacia tem grande potencial para causar efeitos de

acumulação. A importância de uma alteração que se acumula depende de quais recursos são afetados pela mudança. Em muitos casos, o impacto é uma preocupação física: a aceleração do assoreamento pode destruir terrenos agrícolas; o aumento das inundações pode aumentar a frequência do pico de descarga e o aumento da erosão pode assorear reservatórios.

A concentração média de sedimentos transportados por um arroio em uma microbacia hidrográfica raramente é alterada num único processo erosivo, a menos que esta mudança represente um fato atípico, como uma enxurrada ou até mesmo um solapamento de margens de grande magnitude (Reiter e Beschta, 1995). Neste sentido, Grant et al. (2008) observou que mudanças na morfologia do canal de uma bacia hidrográfica florestal, no oeste de Oregon e Washington não eram unicamente resultado do aumento de vazão nas épocas de colheita da madeira. As modificações no canal foram resultados da associação de efeitos provocados pela colheita das árvores/madeira, tais como o aumento da carga de sedimentos oriundos das estradas, a reduzida estabilidade das margens pela exploração intensiva em áreas ribeirinhas, alterações de vazões ocasionadas por conexões com as estradas e outros canais de drenagem dentro da bacia hidrográfica (Grant et al., 2008).

Muitos fenômenos físicos e químicos podem ser alterados por meio da acumulação dos efeitos de ações antrópicas ou da própria natureza nas bacias hidrográficas. As reações químicas e físicas se tornam complexas pela interação entre as características geológicas, topográficas, climáticas e cobertura vegetal que recobre a área em questão (MacDonald, 2000; Reiter e Beschta, 1995; Reid, 2010; Pike et al., 2010).

Determinar os efeitos cumulativos requer a consideração de uma vasta série de escalas temporais assim como a identificação da escala de tempo do fenômeno de interesse (Ziemer, 1992). Por exemplo, fornecedores de água podem estar interessados nos efeitos do uso do solo sobre a turbidez durante um evento de chuva, enquanto que geomorfologistas estão preocupados com as mudanças na estabilidade do canal associadas com as atividades agrícolas próximas das margens executadas ao longo dos anos.

Considerações de escala espacial também são importantes e dependem de efeitos de interesse. O sistema de abastecimento de águas de

uma localidade pode estar preocupado com os distúrbios naturais ou antrópicos que ocorrem numa porção da bacia hidrográfica próxima da captação. Por outro lado, biólogos ou engenheiros de pesca se importam com problemas de uma bacia em particular e com os efeitos a jusante já que o habitat e as vias de imigração se estendem para além da bacia em questão.

Assim, tanto no local de origem quanto fora dele os efeitos do uso dos solos são importantes para o gerenciamento de impactos ambientais (Ziemer, 1992). Os efeitos locais estão focados em escalas espaciais de poucos hectares, enquanto que os impactos fora do local de perturbação podem abranger grandes áreas (milhares de hectares) (Ziemer, 1992). Para se compreender os processos ocorridos em bacias hidrográficas alguns fatores relacionados à escala espacial devem ser considerados: tamanho da bacia hidrográfica; extensão da área afetada; características naturais espaciais (geologia, geomorfologia, tipos de solo, etc); localização da perturbação em relação à área afetada ou que potencialmente pode ser prejudicada (Reiter e Beschta, 1995).

A escala espacial também tem importantes implicações no entendimento de como os efeitos podem ser detectados e qual a sensibilidade de alterações. Por exemplo, quanto maior for a bacia, mais difícil se torna o monitoramento dos impactos a montante, que podem concentrar-se, e a jusante uma vez que podem ser diluídos.

Pensando especificamente em efeitos cumulativos em bacias hidrográficas no que se refere a produção e transporte de sedimentos, pode-se afirmar que nem todo o material que é mobilizado do seu local de origem é transportado para fora da bacia. Isto dependerá do tamanho das partículas, da dinâmica do escoamento, da topografia, da vegetação e das condições do canal aluvial. Esse material pode ficar depositado dentro dos limites da bacia, tanto na calha como na planície aluvial e depressões. De maneira geral é assumido que, à medida que aumenta o tamanho de uma bacia aumenta-se a chance de deposição, e com isso menor será a taxa de transferência de sedimentos. Isto porque, com o aumento da área da bacia ocorre uma redução da declividade média da bacia, havendo mais oportunidade para os sedimentos depositarem-se. No entanto, a determinação do material depositado ao longo

da bacia é muito difícil de ser quantificada devido à complexidade dos processos de transferência e deposição dos sedimentos. Para solucionar esse problema é utilizado um conceito empírico para estimar a fração da erosão bruta total que chega ao exutório da bacia (Walling, 1983).

Walling (2006) expõe que apesar da existência de diversos estudos nas diferentes escalas em que ocorrem os processos erosivos, há poucos trabalhos que relacionem os resultados obtidos para diferentes escalas, espacial e temporal. Por esse motivo alguns estudos convertem dados de erosão obtidos na escala de pequenas áreas para a escala de bacia hidrográfica com base no conceito da taxa de transferência de sedimentos.

Diversas questões podem complicar o entendimento dos efeitos cumulativos. Os sistemas físicos e biológicos que geram os efeitos cumulativos são extremamente complexos e interagem intimamente uns com os outros. Esta complexidade gera uma série de problemas para análise, pois o transporte geralmente envolve redeposição e um novo movimento.

Os efeitos cumulativos em bacias hidrográficas podem ter suas causas e consequências diagnosticadas possibilitando a prevenção ou a mitigação. Embora, a maior parte das pesquisas no campo da geomorfologia, hidrologia, ecologia, agronomia, ciência do solo, entre outras tantas áreas de conhecimento contribuam para a compreensão dos efeitos acumulados, escassa pesquisa é desenvolvida especificamente abrangendo a interação destas diversas áreas.

### **3.3.2 Efeitos das alterações ambientais sobre a produção e o transporte de sedimentos**

A quantidade de sedimentos produzidos, a sua granulometria, o seu modo e época de produção e seu transporte através do canal são características importantes de uma bacia hidrográfica.

As taxas de erosão são controladas por propriedades dos agentes erosivos e dos materiais erodíveis, e ambos são influenciados por parâmetros ambientais. A maioria dos processos erosivos transporta ativamente sedimentos, embora os processos que inicialmente desagregam não são os

mesmos que eventualmente contribuem para que sejam entregues aos sistemas fluviais. Por exemplo, uma partícula de areia ou argila pode ser erodida pelo impacto da gota da chuva e transportada por fluxo laminar.

As taxas de erosão geralmente mudam quando é alterada a vegetação, que por sua vez interfere nas propriedades do solo. A compactação reduz a erodibilidade do solo devido a um aumento de densidade (Alves et al., 2007). Entretanto, aumenta o escoamento superficial e a erosividade dos fluxos devido à diminuição da infiltração de água no solo adensado (Castro et al., 2006; Cogo et al., 2003). As alterações na textura do solo e na estrutura afetam a erodibilidade. Mudanças na topografia podem alterar o declive modificando assim a estabilidade e o fluxo da superfície. Cada forma de erosão reage de maneira diferente às mudanças nos parâmetros ambientais.

Extensos experimentos iniciados por pesquisadores nas décadas de 1950 e 1960 produziram a Equação Universal de Perdas de Solo (USLE) que calcula a erosão laminar e entressulcos como uma função da declividade do terreno e comprimento do declive, do tipo de solo, do regime pluviométrico e das práticas de conservação e manutenção de cobertura vegetal (Wischmeier & Smith, 1978).

Os pesquisadores estão atualmente desenvolvendo novas formas de predição de transporte e deposição de sedimentos a partir de equações para estimar a erosão laminar e em sulcos. Dentre as mais conhecidas está o modelo WEPP ("*Water Erosion Prediction Project*") que se destina a fornecer uma equação para a aplicação mais geral em termos de uso do solo (Lane et al., 1988, Nearing et al., 1989).

A erodibilidade dos solos aumenta à medida que diminui a matéria orgânica (Wischmeier & Smith, 1978), e qualquer atividade que esgote a matéria orgânica superficial dos solos é susceptível de promover a erosão. O tráfego intenso de máquinas agrícolas e o pisoteio de gado podem compactar horizontes subsuperficiais produzindo simultaneamente erosão em ambas as camadas. A erosão subsuperficial ocorre quando o fluxo interno de água encontra sedimentos prontamente disponíveis para serem transportados, iniciando o movimento, por pequenos canais podendo chegar a formar grandes dutos subterrâneos. Os sedimentos resultantes da perda podem ser elevados

porque essas mudanças aumentam tanto em função do escoamento superficial como do transporte de sedimentos.

Mudanças químicas podem fazer um solo mais ou menos erodível, alterando a sua propensão para a agregação. Alguns solos ricos em argila dispersa em água, por exemplo, formam torrões que se desintegram rapidamente quando molhados, enquanto outros produzem agregados que podem ser transportados para dezenas de metros como carga de leite. O processo de erosão laminar tem sido amplamente estudado e as taxas de erosão ou tendências podem agora ser previstas para uma variedade de condições e para os vários tipos de alterações hidrológicas, embora persistam algumas incertezas (Abrahams et al., 1988; Govers, 1987). Duncan et al. (1987a, 1987b) mediram o tamanho de sedimentos das estradas, que são entregues através de fluxos efêmeros aos canais no oeste de Washington e concluíram que as areias tendem a acumular-se nos canais, enquanto as argilas são transportadas para jusante com o passar do tempo.

Portanto, alterações ambientais e no manejo de áreas agrícolas proporcionam desequilíbrio entre a produção e o transporte de sedimentos em bacias hidrográficas.

A investigação sobre a origem dos sedimentos transportados até os rios é muito útil na medida em que, primeiramente, elucidada sobre os processos físicos envolvidos na erosão e transporte dos sedimentos, e segundo, é uma importante informação que pode ser utilizada para auxiliar na tomada de decisões visando à diminuição da erosão no local ("*on site*") e fora do local ("*of site*") de origem.

### 3.4 IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE SEDIMENTOS

O sedimento está associado a contaminantes que podem ser transportados por suspensão de partículas do próprio sedimento, podem acumular-se na cadeia alimentar e afetar a qualidade da água e a biota. Para se avaliar a contaminação do sedimento no meio ambiente aquático é necessário coletar amostras para definir as características químicas e físicas adequadamente, verificar o transporte de sedimento-contaminante associado

por suspensão das partículas ou imigração sedimento-água (fase intersticial), e testar os efeitos dos sedimentos contaminados na biota (Lemes, 2001).

No final da década de 80, Peart e Walling (1988) afirmavam que diversas técnicas tradicionais de avaliação de fontes de sedimentos já haviam sido descritas. Dentre os processos habituais de determinação da fonte podem ser citados o uso de técnicas diretas e indiretas. No caso de uma abordagem direta, é feita uma tentativa de se determinar grandes fontes de sedimentos no interior da bacia para monitorar a produção de sedimentos com uso de pontos predeterminados para estimar a perda de solo naquele local, além do uso de imagens digitais. Indiretamente, pode-se definir a origem utilizando modelos e equações (USLE, por exemplo) para avaliar a jusante da área a entrega de sedimentos desta fonte específica.

Com o hidrograma e o sedimentograma, e fazendo a relação entre a vazão (Q) e a concentração de sedimentos em suspensão (CSS), é possível inferir sobre o comportamento hidrossedimentológico de uma bacia analisando-se a histerese, que é o aparecimento de um atraso na evolução de um fenômeno em relação a outro, no caso, o atraso da CSS em relação a Q (Klein, 1984; Williams, 1989; Jansson, 2002; Lefrancois et al., 2007). Estes mesmos autores estudaram como o laço de histerese (CSS x Q) pode ser interpretado em relação à determinação da origem dos sedimentos.

Em uma série de documentos relacionados a uma pequena bacia perto de Exeter (Reino Unido), Walling e Gregory (1970) mostram que antes das construções de estradas havia somente laços no sentido anti-horário. Todos os hidrogramas apresentados por Walling e Gregory (1970) após as construções são do tipo horário. Os autores atribuem esta mudança, no sentido do laço de histerese, ao fato da área da origem dos sedimentos ter mudado para mais próximo do canal. Os autores relatam que é possível explicar a histerese do sentido horário em termos de sedimento derivado de um canal ou áreas contíguas ao canal. Klein (1984) também afirma que a histerese no sentido horário ocorre quando o sedimento transportado é principalmente, do próprio canal ou de área adjacente. A velocidade de fluxo nas encostas da bacia é menor do que a do fluxo no canal, que proporciona transporte de sedimento do canal e ocorre uma histerese no sentido horário. Por outro lado, quando as

fontes de sedimentos são as estradas, mais distante do exutório da bacia, um laço de histerese anti-horário ocorre.

Bogen (1980) atribui histerese no sentido horário para o arrastamento de partículas na ascensão do nível, que foram depositadas sobre o leito durante o fluxo de recessão anterior. Já Carling (1983) fornece evidências de que a redução dos sedimentos dos canais pode gerar ciclos de histerese no sentido horário.

Peart e Walling (1986) estudando essas relações, em duas bacias de Devon no Reino Unido, concluíram que a intensidade de chuva é mais importante do que o escoamento no controle de transferência de sedimento em suspensão em uma pequena bacia. Esses autores basearam sua análise na forma do laço histerese do fluxo de sedimentos. A forma do laço de histerese é uma função do tempo de viagem e da área fonte de sedimentos. Esses autores expõem que a literatura indica que histerese no sentido horário é geralmente interpretada em termos de variações no fornecimento de sedimento e que não são necessariamente limitados a qualquer fonte específica de sedimento.

Partindo-se do fato que os elementos químicos presentes no solo são transportados durante cheias até o exutório da bacia, através da análise destes elementos nas possíveis fontes de origem dos sedimentos e no exutório da bacia, pode-se determinar qual fonte contribui com maior intensidade para a degradação aquática e, além disso, é possível fazer um balanço de sedimentos dentro da bacia hidrográfica. Dessa forma, existe a necessidade de técnicas eficientes para o monitoramento das ações produtivas e de manejos nas bacias hidrográficas.

Nas últimas três décadas têm sido intensificado o uso de um método alternativo para determinação de origem dos sedimentos que envolve o uso de propriedades químicas, físicas ou biológicas dos sedimentos suspensos como traçadores naturais (Davis e Fox, 2009), denominado “*Fingerprinting*”. A comparação entre estas propriedades com informações equivalentes a “impressão digital” de amostras de sedimentos suspensos permite determinar a importância de cada fonte potencial (Walling et al., 1999)

Walling e Collins (2000) definem a base técnica do “*fingerprinting*” como: as partículas de solo e de sedimentos são fontes potenciais para um rio

de uma bacia hidrográfica sendo deslocados durante as enxurradas; diferentes fontes podem ser caracterizadas por diferentes propriedades físicas e químicas; estas partículas erodidas são misturadas durante o subsequente transporte para dentro do sistema fluvial; variações espaciais e temporais nas propriedades químicas e físicas medidas nos sedimentos suspensos refletem diretamente as variações temporais e espaciais na contribuição relativa de diferentes fontes caracterizadas; a “impressão digital” do material das fontes e das amostras de sedimentos pode ser comparada permitindo a obtenção de estimativas quantitativas das porções de sedimentos em suspensão originados de áreas a montante.

Collins et al. (1997b) avaliaram duas bacias hidrográficas no Reino Unido empregando o método do “*fingerprinting*”, utilizando Fe, Mn, Al, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Co, Na, Mg, Ca, K, C, N, P, Cs<sup>137</sup>, Pb<sup>210</sup> e o tamanho de partículas, e constataram que há diferenças na origem dos sedimentos durante e entre eventos, além de uma distinção sazonal da contribuição de cada fonte, o que reflete a características individuais de cada precipitação, de cada bacia hidrográfica bem como de cada uso do solo.

Diversos estudos baseados no método “*fingerprinting*” têm sido desenvolvidos no mundo inteiro fundamentados em análises individuais de materiais de variada mineralogia (Klages e Hsieh, 1975; Wall e Wilding, 1976, Woodward et al., 1992), de minerais magnéticos (Jenkins et al., 2002; Slattery et al., 1995), de elementos radioativos (Walling e Amos, 1999; Brigham et al., 2001; Carter et al., 2003), de orgânicos, por exemplo o pólen de plantas (Brown, 1985; Santiago et al., 1992), de geoquímicos (Collins et al., 1997a; Minella, 2007), de isótopos (N<sup>15</sup> e C<sup>13</sup>) (Salomans, 1975; Salomans e Eysink, 1981; Douglas et al., 1995; Fox e Papanicolaou, 2007, 2008a e 2008b) e de físicos, como por exemplo, o tamanho de partículas (Fenn e Gomez, 1989; Kurashige e Fusejima, 1997; Stone e Saunderson, 1992), de cor dos sedimentos e a densidade (Grimshaw e Lewin, 1980; Peart, 1993; VandenBygaart e Protz, 2001), além de análises de dimensões fractais (Krein et al., 2003).

A pesquisa tem avançado para métodos que usam análises compostas de “*fingerprinting*” (Walling et al., 1993; Collins et al., 1996; Collins et al., 1997b;

Davis e Fox, 2009). Estas análises baseiam-se no uso de duas ou mais propriedades naturais traçadoras, como por exemplo, elementos radioativos avaliados conjuntamente com isótopos e com diferente mineralogia. Walling et al. (1993) selecionaram diferentes parâmetros para compor os traçadores, sendo dois radionucleotídeos, quatro critérios a respeito da massa dos minerais do solo e do sedimento, além de carbono orgânico e nitrogênio. Em outro estudo, a partir do conhecimento prévio das características geomorfológicas e ambientais do local, Collins et al. (1996) escolheram várias propriedades químicas, orgânicas ou inorgânicas, além do uso de radionucleotídeos e de um parâmetro físico (granulometria). A composição escolhida por Collins et al. (1997b) incluía metais traço (Fe, Mn, Al), metais pesados (Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Co), cátions (Na, Mg, Ca, K), componentes orgânicos e inorgânicos (C, N, P total), elementos radioativos ( $Cs^{137}$  e  $Pb^{210}$ ) e o tamanho absoluto das partículas. Os resultados da identificação da origem dos sedimentos evidenciam que, quanto maior for a quantidade de parâmetros utilizados menores são as dúvidas que acompanham a metodologia. Uma revisão elaborada por Davis e Fox (2009) sobre o método “*fingerprinting*” para identificação da origem dos sedimentos retrata os vários tipos de composições até agora desenvolvidas.

De modo recente técnicas modificadas do método “*fingerprinting*” por composição têm sido desenvolvidas para compreender fatores de escala da sedimentação em bacias hidrográficas (Collins et al., 2010). As modificações dos métodos de compostos resultam da incorporação de novos fatores físicos, químicos ou estatísticos ao modelo matemático, a fim de diminuir incertezas que ocorrem, tanto no momento das amostragens quanto nas análises laboratoriais ou estatísticas.

Devido à grande variabilidade espacial e temporal da erosão do solo existente nas microbacias, as técnicas de “*fingerprinting*” requerem um rigoroso método estatístico de análise para a exata determinação da origem da fonte (Collins et al., 1996). Vários autores relatam sobre o uso de análises de agrupamentos (*clusters*) para a discriminação das fontes de sedimentos (Walling et al., 1993; Yu e Oldfield, 1993). O uso de redes neurais também tem sido desenvolvido com a finalidade de minimizar incertezas (Davis e Fox,

2009). O trabalho de Minella (2007) se destaca devido a melhorias desenvolvidas nas análises estatísticas conferindo maior robustez aos modelos e menores incertezas. No trabalho de Minella (2007) para a determinação da origem dos sedimentos, o modelo linear utilizado foi o proposto por Yu e Oldfield (1989). Entretanto, como apresenta a limitação que é a impossibilidade da realização de uma medida de incerteza do resultado das proporções de cada fonte, Minella (2007) e Minella et al. (2009) desenvolveram um novo modelo que possibilita a análise das incertezas e deve ter sua aplicação difundida quando há repetições das amostras em suspensão.

De acordo com Walling e Collins (2000) os principais benefícios da aproximação através da técnica do “*fingerprinting*” incluem: (i) dominar muitos contrastes de amostragem temporal e espacial e dificuldades operacionais com o uso das tradicionais técnicas de medida e monitoramento; (ii) provêm aos investigadores uma ferramenta poderosa para averiguar a proveniência espacial e o tipo de fonte de sedimentos; (iii) resulta em informações precisas para o desenvolvimento de estratégias efetivas para o controle da poluição e produção de sedimentos para os recursos hídricos; (iv) a aproximação pode originar avaliações de longo prazo com a utilização dos dados em modelos matemáticos que predizem problemas futuros com padrões atuais.

As limitações da técnica são: (i) a identificação do tipo de “*fingerprinting*” composto requer uma quantidade considerável de análises de laboratório e testes estatísticos e (ii) os resultados frequentemente relatam amostras individuais, o que pode interferir na importância particular das fontes na produção total de sedimentos (Walling e Collins, 2000).

Em estudo elaborado por Collins et al. (2001), identificando as fontes de sedimento em suspensão, utilizando o método do “*fingerprinting*”, numa pequena bacia tropical na Zâmbia, foi possível perceber a necessidade de aplicação de manejos conservacionistas para reduzir a mobilização de sedimentos através da identificação das principais fontes. Os autores descrevem que, para dois eventos em particular, as áreas sob cultivo comunitário se apresentaram como principal fonte de sedimentos, sendo encontrados 57% e 60,2%, respectivamente, de contribuição desta fonte. Além dessa fonte, lavouras comerciais, estradas, canal de drenagem e áreas de

capoeira foram avaliadas, mas com menor contribuição devido ao manejo conservacionista e a proteção vegetal existente.

Conforme pesquisa realizada por Minella (2007), na bacia hidrográfica rural de Arvorezinha/RS, identificando fontes de sedimentos durante dez eventos monitorados, desde abril de 2002 a março de 2006, foi possível discriminar as fontes entre lavouras, estradas e canal de drenagem. O autor verificou que, para os períodos de pré- e pós-implementação das práticas conservacionistas, a contribuição de sedimentos das lavouras e estradas diminuiu de 62% e 36% para 54% e 24%, respectivamente, enquanto a contribuição dos canais de drenagem aumentou de 2% para 22%. Neste caso, o estudo foi feito coletando uma amostra integrada ao longo de cada um dos eventos monitorados. O autor revela que o desenvolvimento desse estudo evidencia a possibilidade de aprofundamento na aplicação e desenvolvimento das técnicas de identificação de fontes de sedimentos e a variação com diferentes amostras coletadas ao longo de um evento, com objetivo de verificar se há diferenças das contribuições das fontes na subida e na descida do hidrograma.

Estudos adotando a técnica de “*fingerprinting*” são mais frequentes com amostras coletadas e integradas em um evento e menos atenção é dada a investigação das variações na contribuição de cada fonte durante o evento (Peart e Walling, 1986; Walling et al., 1993; Slattery et al., 1995; Collins et al., 1997b).

A coleta de amostras individuais ao longo de cada evento torna-se difícil pela necessidade de grande quantidade de sedimentos para as análises químicas e físicas. Assim, torna-se pertinente que estudos fundamentados nesta base científica sejam realizados para o entendimento dos fenômenos hidrossedimentológicos envolvidos em amostras individualizadas durante a subida e a descida da onda de cheia.

A variação da contribuição das fontes de sedimentos entre eventos e ao longo do evento foi observada por He e Owens (1995), que determinaram a origem de sedimentos usando  $Cs^{137}$ ,  $Pb^{210}$  e  $Rd^{226}$ , em bacias da Inglaterra. Seguindo o raciocínio de atribuir importância para a identificação das fontes de sedimentos durante o evento, Walling et al. (1999) constatam que há

alterações durante a ascensão e a recessão da onda de cheia. Tais modificações na entrega de sedimentos das diferentes fontes refletem as condições antecedentes e mudanças no uso da terra e cobertura da terra entre os eventos, esgotamento de fontes como um produto de eventos, e o tempo de amostragem em relação ao pico do hidrograma.

Carter et al. (2003) relata que, para uma grande bacia urbana do Rio Aire, em Yorkshire no Reino Unido, há evidências que sugerem que os eventos durante os meses de verão contribuem com menores proporções de material do canal pelo fato de que as descargas são mais baixas nesses meses, e, portanto, têm menor potencial de arrastamento de sedimentos de grandes áreas até o rio. Os autores relatam que as variações nas contribuições relativas das principais fontes são controladas, principalmente, pela localização das fontes dentro da bacia em relação ao local de amostragem. Os sedimentos depositados e desagregados do canal que contribuem com mais material no início do evento reafirma os resultados semelhantes encontrado nesse estudo. A água com menos sedimento que percorre o leito dos cursos d'água possui maior capacidade de transportar as partículas e da mesma forma maior habilidade em desagregar a parede dos canais no início dos eventos. Os sedimentos da estrada e da superfície de áreas de pastagem contribuem mais do meio e final do evento (Carter et al., 2003).

Collins et al. (1997b), a fim de incorporar o aspecto intra-evento na determinação de fontes, coletaram várias amostras de sedimentos em suspensão durante inundações em Bickleigh (Reino Unido). Estes autores encontraram contribuições máximas de pastagem cultivada coincidentes com o pico do hidrograma e, portanto, com intensidades máximas de precipitação, altas taxas de escoamento superficial e grandes áreas contribuintes. Por exemplo, durante as inundações amostradas em 29/11/93, 05/01/94, 23/01/94 e 25/02/94, o máximo de contribuição da pastagem foi de 84,0%, 78,5%, 81,0% e 82,0%, respectivamente, e coincidem com o pico do hidrograma das enchentes em questão.

Amostras de sedimentos em suspensão coletados em uma bacia no sul da Zâmbia durante dois eventos chuvosos de inundação, em 1997 e 1998, demonstraram que existe pequena variação de fontes durante as chuvas

(Collins et al., 2001). Os autores colocam as camadas superficiais dos solos sob cultivo comunitário como importantes fontes de sedimentos durante cada evento. Os autores relatam que a maior proporção de sedimento amostrado foi constituída por sedimentos oriundos das lavouras comunitárias (57,0%). Essa entrega ocorreu na ascensão da onda de cheia, o que significa uma maior contribuição da fonte dominante devido a maior área de aporte e acontece perto do pico do hidrograma. O mesmo padrão foi observado para outro evento monitorado, quando a contribuição máxima do solo sob cultivo comunitário (60,2%) foi novamente constatada perto do pico do hidrograma.

Variações similares foram observadas em outros dois eventos monitorados por Collins et al. (2001) na estação úmida europeia de 1999. Durante a chuva do dia 10 de janeiro de 1999, as contribuições a partir da erosão das camadas superficiais de solos sob pastejo diminuíram de 16,9% no início do hidrograma para 10,9% na 5ª amostra coletada (final da amostragem). As contribuições relativas a erosão de margens de canais durante a temporada 1998/99 também foram caracterizadas por variações ao longo dos eventos. Durante o evento de 12 de dezembro 1998, as entradas a partir da erosão das margens variaram de 8,4% na 1ª amostra coletada chegando a um máximo de 17,9% na 3ª amostra. Esse aumento dos sedimentos provenientes das margens do canal é consistente com o arrastamento generalizado de material fluvial a partir de bancos formados nos canais e das paredes dos condutos naturais, o que poderia ser esperado no, ou perto, do pico de hidrograma (Thorne, 1990).

Para Martínez-Carrera et al. (2010a; 2010b), pesquisando a origem dos sedimentos suspensos na bacia de Wollefsbach e na bacia do Rio Attert, ambas em Luxemburgo, relatam que no início do escoamento que ocorreu em 3 de dezembro de 2005, a superfície cultivada foi a fonte primária de sedimentos, porém com a progressão do evento, o solo com pastagens tornou-se a principal fonte de sedimentos suspensos durante o pico de escoamento. Martínez-Carreras et al. (2010b) afirmam que floresta e fontes superficiais de solo arável são mal conectadas com a rede de fluxo e, portanto, proporcionam uma contribuição relativamente pequena para a produção de sedimentos em suspensão total da bacia. Contraditoriamente, esses autores descrevem que os

canais tiveram uma contribuição muito pequena durante o evento que ocorreu em 01 de janeiro de 2006 e as principais fontes de sedimentos em suspensão foram os solos cultivados e solos com floresta.

Walling e Woodward (1995), estudando variações entre eventos e mesmo dentro do próprio evento, em duas bacias no Reino Unido (River Dart e Jackmoor Brook), com o uso de elementos radiativos ( $Cs^{137}$ ,  $Be^7$  e  $Pb^{210}$ ), coletaram amostras de sedimentos em suspensão durante uma série de eventos chuvosos em março de 1991. Em cada caso, as amostras foram recolhidas em torno do pico do hidrograma e os resultados sugerem que as fontes de sedimentos dominantes variaram significativamente entre os três eventos. As contribuições em todas as amostras sugerem que o material de superfície, e mais particularmente solos cultivados, representa a fonte dominante. No entanto, o declínio progressivo durante o período de amostragem indica uma mudança na fonte de sedimento durante o curso do evento.

Carter et al. (2003), estudando eventos na bacia do Rio Aire (Reino Unido), afirmam que a contribuição sedimentos em suspensão dos canais é menor do que em outros locais, onde os cursos d'água são protegidos e a erosão das margens não é tão comum. A contribuição do material em suspensão a partir de áreas cultivadas é substancial e reflete a grande quantidade de lavouras na bacia. Esses autores relatam que nos eventos monitorados na bacia de Kildwick, no Reino Unido, existe um ligeiro aumento na proporção de material fornecido pelo canal durante as últimas fases do evento. Isto é consistente com os achados de Walling et al. (1999) e Owens et al. (2000), que sugeriram que o material do canal é arrastado em descargas de alta vazão e que maiores quantidades de sedimentos podem assim ser esperadas no pico de descarga ou logo após as chuvas, dependendo da distância a partir da fonte do material para o local de amostragem.

A entrada tardia de sedimentos do canal pode também refletir o colapso da parede do canal quando os níveis de água diminuem. Na estação de monitoramento Apperley (Rio Aire), em 10 de dezembro de 1997, também houve um aumento na proporção de material do canal fornecido durante a recessão da onda de cheia (Carter et al., 2003). Ainda, estes autores, relatam

que durante a ascensão da onda de cheia a contribuição relativa do canal domina, refletindo um arrastamento de material exposto no canal e com o aumento da descarga esse aporte diminui provavelmente devido à diluição com outras fontes.

Martinez-Carrera et al. (2010b), em seus estudos na bacia de Wollefsbach (Luxemburgo), relatam que as amostras analisadas forneceram provas da variabilidade de coeficientes de cor durante o evento, o que pode ser assumida para refletir as alterações na composição de sólidos suspensos causadas por variações nos contribuições relativas das fontes de sedimentos diferentes. Os autores descrevem que na bacia Huewelerbach, também em Luxemburgo, sedimentos derivados de solo de mata, pastagem e de solo de estradas não pavimentadas foram mobilizados durante todo o evento, mas não havia nenhuma evidência de contribuição de sedimentos por erosão das margens do canal. Isto pode indicar remobilização de sedimento depositado sobre o leito do canal durante eventos anteriores. A contribuição das pastagens aumentou durante a subida da onda de cheia, enquanto a sua contribuição é diminuída novamente após o escoamento de pico. Inversamente, a contribuição das estradas não pavimentadas aumentou durante a recessão do nível de água.

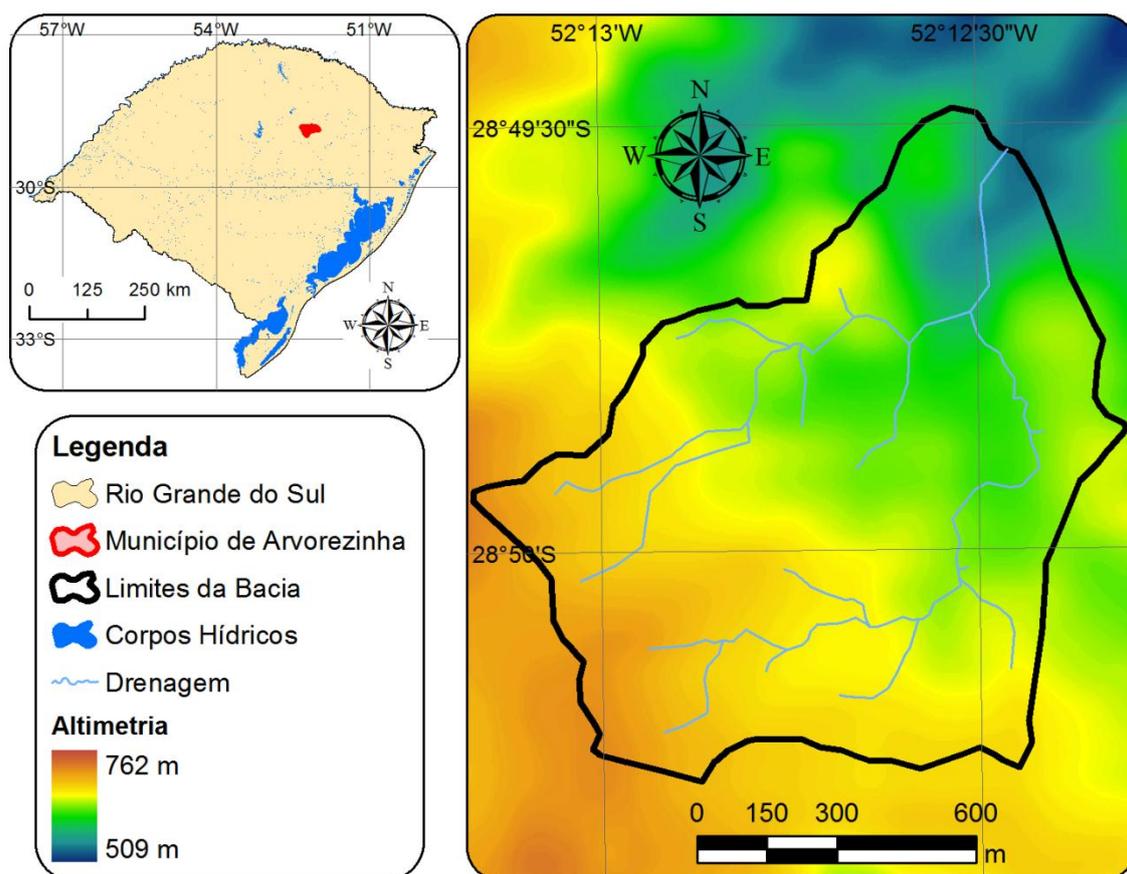
Motha et al. (2004) estudando variações de fontes de sedimentos durante eventos de chuva-vazão, em uma bacia próxima a Melbourne na Austrália, relatam que os sedimentos amostrados na recessão do nível de água a contribuição relativa das estradas de cascalho foi maior do que as contribuições das terras cultivadas sob solos graníticos.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. ESCOLHA E LOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA

A bacia hidrográfica escolhida para a execução da pesquisa foi a bacia rural do Arroio Lajeado Ferreira com área de 1,19 km<sup>2</sup> (119 ha). Esta escolha foi devido a diversos fatores: existência de processos erosivos severos devido a grande declividade da bacia, característico de bacias de cabeceira com solos pouco profundos de uso agrícola intenso, além de ser uma bacia rural ocupada por agricultores familiares de baixa renda e nível tecnológico. Esta bacia esteve vinculada ao Projeto de Monitoramento Ambiental de Bacias Hidrográficas do Programa de Manejo dos Recursos Naturais e Combate a Pobreza Rural do Estado do RS, RS-RURAL e, por estar ligada atualmente ao projeto de Monitoramento Hidrossedimentométrico e da Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira em Arvorezinha - RS, UFSM-DS/UFRGS-IPH/SindiTabaco. Devido a esta bacia ser monitorada pelo Laboratório de Sedimentologia do IPH entre 2002 e 2009 há disponibilidade de dados pluviométricos, fluviométricos, meteorológicos e sedimentométricos. Além das instituições citadas anteriormente também participaram de alguma forma das atividades a Fepagro e a EMATER do estado. Parte da pesquisa também foi financiada pela FINEP, através dos projetos em rede MATASUL (edital MCT/FINEP/CTH-HIDRO Bacias Representativas 04/2005) e INTEGRA (edital MCT/FINEP/CTH-HIDRO- IGRH 01/2007).

O arroio Lajeado Ferreira é afluente do rio Guaporé e o exutório da bacia está localizado na latitude 28° 52' S e longitude 52° 05' O. A bacia está localizada na comunidade Cândido Brum, no município de Arvorezinha que faz parte do estado do Rio Grande do Sul (Figura 1).



**Figura 1.** Localização da Bacia Hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira em Arvorezinha/RS.

## 4.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS

Esta região encontra-se na encosta superior nordeste do estado, na transição entre o Planalto e o Vale do Rio Taquari-Antas. A geologia da área é caracterizada por derrame basáltico, com o relevo da parte superior ondulado (declividade 7%) e, no terço médio e inferior, forte ondulado com topografia bastante acidentada, com longas pendentes e de elevado gradiente de declividade tendo rios e riachos com grande energia e pouca sinuosidade (Merten et al., 2009; Moro, 2011). Esses cursos d'água são do tipo “*step and pool*”, ou seja, um canal que se constitui em um arranjo sucessivo de degraus e depressões sendo típico de condições de canais fluvial de bacia de cabeceira (Moro, 2011). A hierarquia da bacia, segundo “*Strahler*”, é de segunda ordem, a

densidade de drenagem é de 2,395 km km<sup>-2</sup> e a declividade média do canal principal é de 8,2%.

O clima da região, segundo a classificação de *Köppen*, é Cfb subtropical superúmido, mesotérmico com verões frescos e geadas severas. Conforme Quadro et al. (1996), a maioria das precipitações é originada de sistemas frontais, por algum sistema convectivo de mesoescala. Anomalias nos índices pluviométricos são observadas devido a ocorrência do fenômeno “*El Niño*”. Considerando o período de 1991 a 2011 (20 anos) a precipitação anual variou de 564 mm a 2626 mm, com precipitação média anual de 1943 mm. Os valores médios mensais de precipitação são apresentados na tabela 1:

**Tabela 1.** Precipitação média mensal na estação do INMET de Passo Fundo (período: 1991 a 2011).

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
Prec. <sup>(1)</sup>	156	133	137	147	151	146	173	126	177	240	180	177	1943

<sup>(1)</sup> Precipitação média mensal (mm).

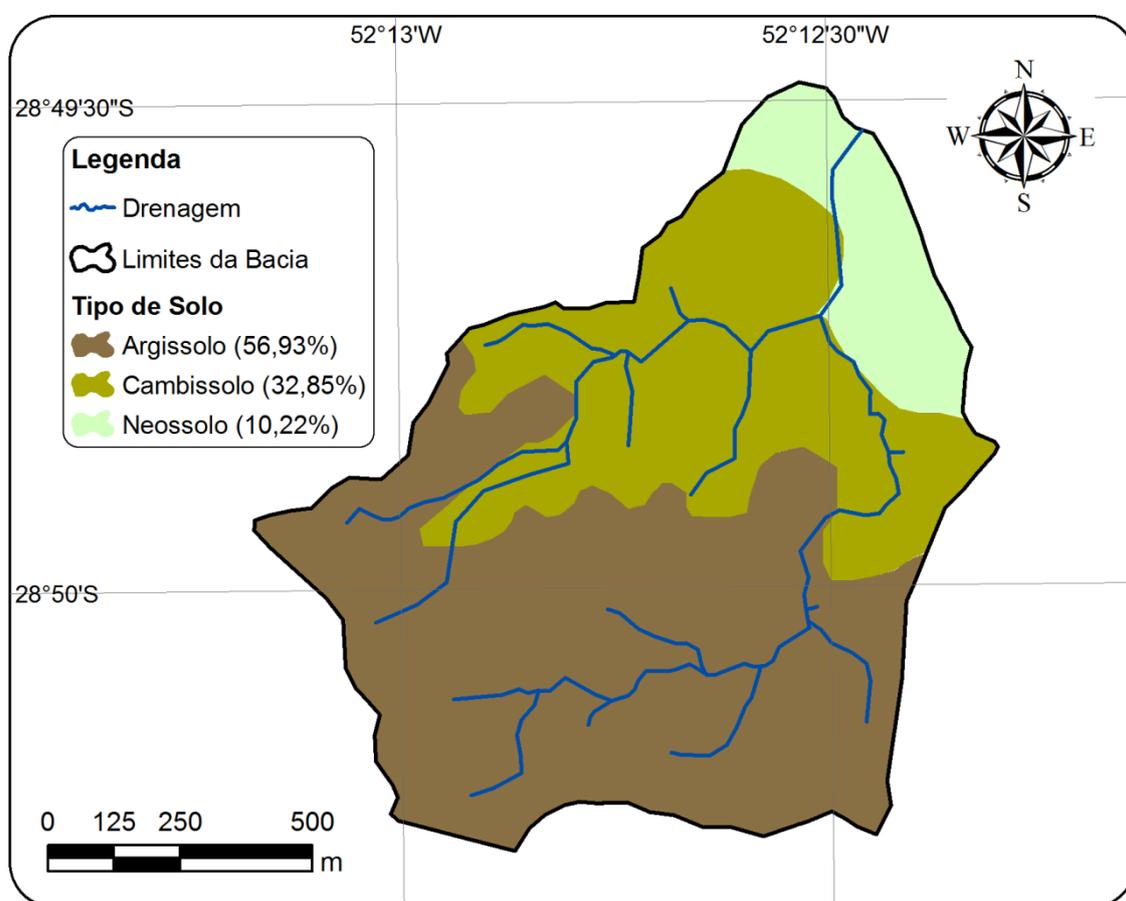
Apesar da média mensal de janeiro a dezembro ser sempre superior a 120 mm, de janeiro a março pode ocorrer o tradicional período de estiagem, conforme pôde ser constatado ao longo dos anos de monitoramento. Os meses de setembro e outubro caracterizam-se por concentrar a maior quantidade de chuva, tal como esperado para a região. Estas características definem o regime hídrico da região, sendo importante para o planejamento agrícola e para as práticas de conservação do solo e da água. As chuvas intensas na primavera colaboram para o aumento do processo erosivo e da produção de sedimentos, já que neste período o solo encontra-se com baixa cobertura em função do intenso preparo do solo para o cultivo do tabaco.

Em função do tamanho pequeno da bacia (1,19 km<sup>2</sup>) e, conseqüente reduzido tempo de concentração, os eventos de chuva-vazão são rápidos e duram de algumas horas a poucos dias. Nessa bacia hidrográfica, o transporte de sedimentos em suspensão é maior em eventos de média a alta magnitude com vazões médias variando entre 300 e 800 L.s<sup>-1</sup> (Minella, 2007). Este autor, analisando eventos no período compreendido entre abril de 2002 e março de 2006, relata que o escoamento de base é em torno de 50 L.s<sup>-1</sup> e a

concentração de sedimentos média correspondente a este escoamento em suspensão é de 20 mg.L<sup>-1</sup>.

### 4.3 CLASSIFICAÇÃO, USO E MANEJO DOS SOLOS

Os solos presentes na bacia hidrográfica de Arvorezinha são classificados como Argissolos, Cambissolos e Neossolos (EMBRAPA, 2006). O levantamento das Unidades de Mapeamento presentes na microbacia foi realizado pelo escritório da EMATER de Porto Alegre (EMATER, 2002), sendo o mapa de solos apresentado na figura 2.



**Figura 2.** Mapa de solos da Bacia Hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira em Arvorezinha/RS.

Os Argissolos ocupam aproximadamente 57% da área da microbacia e são solos medianamente profundos, até 1,20 m de profundidade. A condição

de drenagem varia de moderadamente drenado a mal drenado, dependendo da posição que ocupam na paisagem. Alguns apresentam coloração vermelha uniforme em locais bem drenados e outros com cores mais brunadas e amareladas em áreas mais úmidas. Normalmente tem uma sequência de horizontes A-B-C e apresentam eventuais subdivisões (Ap, A; BA; BC). No perfil, mostram grande diferenciação entre os horizontes A e B, quanto à cor, bem como na textura que é arenosa no horizonte A e argilosa no B. A transição entre os horizontes geralmente é abrupta, caracterizando a presença de gradiente textural. Podem, também, apresentar um horizonte B com presença de saprólito da rocha matriz. Os Argissolos da microbacia apresentam baixa CTC e, portanto, uma capacidade limitada para reter nutrientes disponíveis para as plantas. Pelo fato de apresentarem textura franco-argilosa no horizonte A e muito argilosa no B (>60% argila), tem baixa permeabilidade e descontinuidade na infiltração de água na zona de transição do horizonte A para o B. Especificamente nesta bacia, os Argissolos são solos com elevada acidez na maior parte do perfil, o que se deve aos altos teores de  $Al^{3+}$  trocável ( $\geq 4$  cmol<sub>c</sub>/kg) e baixa saturação de base (<50%). Na microbacia, os Argissolos ocorrem tipicamente em situações de relevo suavemente ondulado (declividade inferior a 10%), principalmente próximo às nascentes dos mananciais hídricos, podendo ocupar desde as posições de interflúvio até o terço inferior das coxilhas. Também aparecem nos declives entre 10 a 15%, nos locais considerados úmidos em períodos chuvosos. Além disso, ocupam grandes extensões em relevo regional suavemente ondulado; geralmente situados em relevo regional ondulado. Ocupam extensões menores, com relevo local suavemente ondulado.

Os Cambissolos estão presentes em 33% da microbacia e têm profundidade variando de pouco profunda (<1,0 m) a profunda (<1,5 m), geralmente são bem drenados e apresentam perfis com uma sequência de horizontes A-Bi-C. O horizonte A tem cores escuras, enquanto que o horizonte B tem uma coloração com cores mais amarelada, com presença de fragmentos de saprólito de basalto; no horizonte C predomina o saprólito de basalto (rocha “podre”). A coloração mais brunada do horizonte B é indicativa da condição de solo melhor drenado, enquanto que a condição amarelada indica condição de

moderadamente drenado. Quanto à sua fertilidade química, os Cambissolos com saturação por bases  $\geq 50\%$ , apresentam uma boa disponibilidade de nutrientes para as plantas (com exceção de fósforo). Enquanto que os Cambissolos com saturação de bases  $< 50\%$  apresentam disponibilidade de nutrientes menor e são mais ácidos. Na microbacia, os Cambissolos ocupam um relevo forte ondulado, e suave ondulado a ondulado. Todos eles ocorrem associados aos Neossolos e Argissolos (EMBRAPA, 2006, Streck et al., 2002).

O restante da área da bacia (10%) é coberta pelos Neossolos que são solos pouco profundos ( $< 1,0$  m) a profundos ( $< 1,5$  m), apresentando perfis com uma seqüência de horizontes A-Cr-R ou A-A/Cr-R, onde a rocha (camada R) situa-se em profundidade maior do que 0,5 m da superfície. O horizonte A tem coloração escura ou avermelhada e está assentado sobre um horizonte Cr geralmente de espessura maior que um metro, constituído por saprólito de basalto com alto grau de fraturamento. Devido à condição de relevo que ocupam os Neossolos geralmente apresentam uma alta pedregosidade, cuja remoção permite um uso mais intensivo com culturas anuais, possibilitando práticas agrícolas mecanizadas. Entretanto, a sua profundidade limitada (em comparação aos Argissolos e Cambissolos) condiciona um volume restrito de água armazenada, podendo afetar a produção agrícola por deficiência de água para as plantas nas estiagens prolongadas. Quanto à sua fertilidade química, os Neossolos (saturação por bases  $< 50\%$ ) têm baixa disponibilidade de nutrientes e estão geralmente associados aos Argissolos e Cambissolos (EMBRAPA, 2006, Streck et al., 2002).

O uso do solo principalmente se caracteriza por áreas de lavoura, principalmente com cultivo de tabaco (*Nicotina tabacum*) (em torno de 50%) e matas nativas e florestas homogêneas de eucalipto que são utilizadas para produção de lenha que serve ao processo de secagem do fumo (40% da área da bacia). Além disso, também se cultiva pequenas lavouras de subsistência de milho, feijão, uva, entre outras culturas, geralmente sobre a mesma área do cultivo do tabaco para melhor aproveitamento da adubação. O sistema de cultivo preconiza o pousio de áreas que foram intensivamente utilizadas para o plantio do fumo. Uma área menor que 5% da bacia é mantida com pastagem natural. O manejo do solo na microbacia foi alterado ao longo dos últimos anos,

passando do cultivo convencional (Figura 3A) para formas menos degradantes, como o cultivo mínimo (Figura 3B) e o “plantio direto” (Figura 3C). Essa alteração deve-se ao incentivo dado pelo Projeto RS Rural, do ano de 2002, que previa em suas metas a migração de práticas de cultivo mais erosivas e que degradavam a qualidade da água e solo na bacia para outras menos agressivas ao ambiente.

O preparo do solo no cultivo convencional consiste em arações, gradagens e construção do terraço de plantio do fumo. Esta forma de cultivo, com a retirada da cobertura vegetal, provoca degradação da estrutura do solo e todas as demais consequências que isto acarreta. No cultivo mínimo as atividades de preparo do solo resumem-se na abertura de um sulco para formação do terraço de plantio do fumo, mantendo a estrutura e cobertura parcial do solo. O plantio direto do fumo é feito mantendo-se toda a estrutura do sulco e do terraço com cobertura vegetal. Neste caso o plantio é feito direto sobre uma palhada, geralmente, de um consórcio de gramíneas (aveia e azevém).

Merten et al. (2009) relatam que em 2008 houve um aumento de 65% do cultivo mínimo em áreas de fumo em relação ao início do projeto no ano de 2002. Na tabela 2 é apresentada a evolução do uso e manejo do solo na bacia do arroio Lajeado Ferreira, do ano de 2002 a 2008. Observa-se o aumento de áreas de fumo com cultivo mínimo até o ano de 2005. Em 2006 e 2007 foram observados decréscimos nas áreas de fumo com cultivo mínimo e ao mesmo tempo um acréscimo nas áreas com cultivo de milho, e novamente em 2008 um aumento nas áreas com cultivo mínimo do fumo. As áreas de fumo com cultivo convencional vêm diminuindo, tendo o ano de 2008 como o ano que apresentou a menor área cultivada com fumo em sistema convencional, apenas 2,0 ha. A figura 4 apresenta o mapa de uso do solo para a bacia no ano de 2008/2009.

(A)



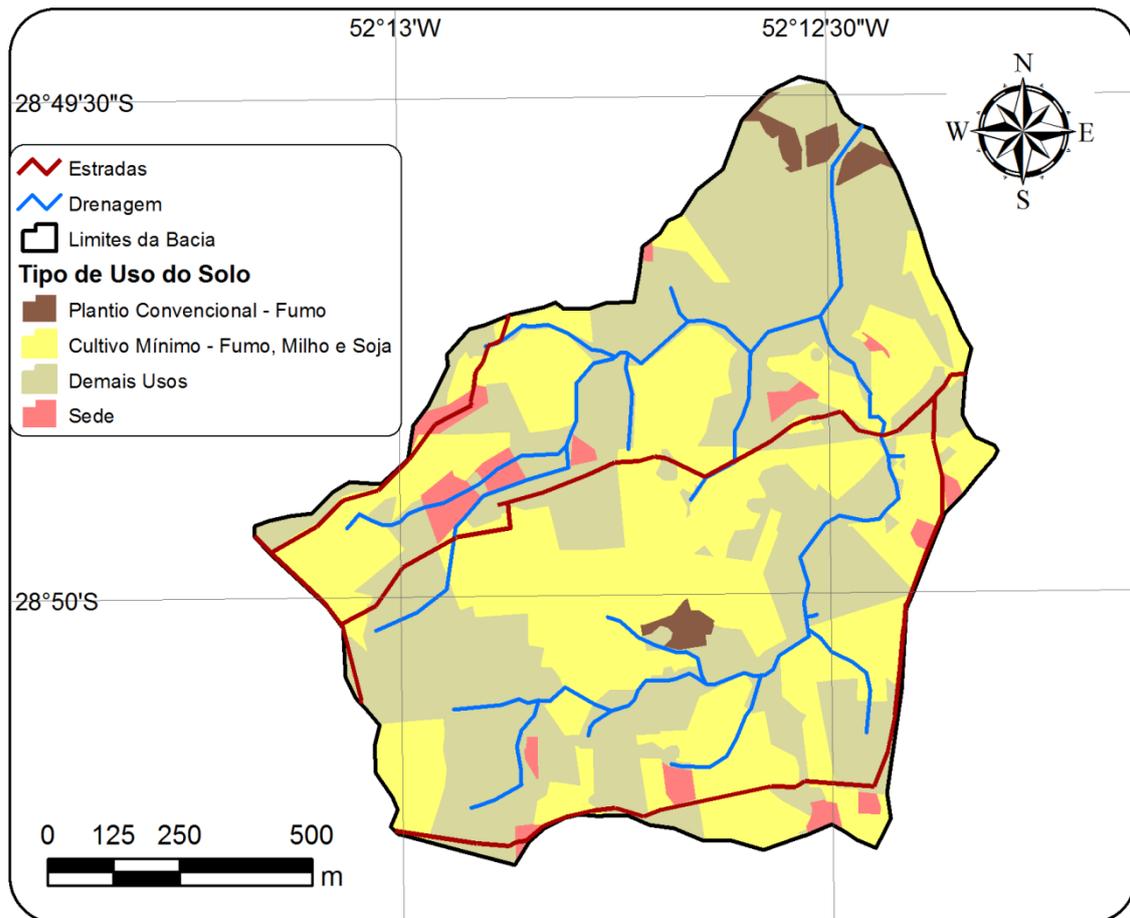
(B)



(C)



**Figura 3** Vista de lavoura de fumo sob cultivo convencional (A), sob cultivo mínimo (B) e sob plantio direto (C). (Fotos cedidas por: Merten, G. H.; Minella, J. P. G.; Moro, M.)



**Figura 4.** Mapa do uso e manejo do solo de 2008/2009 da Bacia Hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira, Arvorezinha/RS. (Fonte: adaptado de Merten et al., 2009).

**Tabela 2** Evolução do uso e manejo do solo na bacia hidrográfica do arroio Lajeado Ferreira entre os anos de 2002 e 2008. (Fonte: Merten et al., 2009 e Barros, 2011).

Uso do solo (área/ha)	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Fumo CM	0,0	3,9	31,4	40,2	25,2	21,7	35,6
Fumo CC	43,5	32,6	14,1	20,8	21,0	14,1	2,0
Milho CM	0,0	19,9	1,6	2,9	18,1	14,2	10,8
Milho CC	10,3	1,7	1,6	0,4	0,3	0,2	0,0
Mata Nativa	22,0	21,3	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Outros	43,8	40,2	50,9	35,3	35,0	49,4	51,2
Área Total	119,6	119,6	119,6	119,6	119,6	119,6	119,6

CM – Cultivo Mínimo; CC – Cultivo Convencional;

#### 4.4 EQUIPAMENTOS INSTALADOS NA BACIA

Para monitorar a precipitação foram utilizados cinco pluviômetros instalados próximos ao divisor de águas da bacia. Na avaliação da distribuição temporal da chuva foram utilizados dois pluviógrafos dentro dos limites da bacia. Para o monitoramento do nível do arroio há um línigrafo com um sensor de pressão (Transdutor Piezo-Resistivo), com resolução de 1 cm.

Também há instalado na seção de monitoramento um turbidímetro (“SOLAR” modelo SL 2000-TS com leitura no intervalo de 0-2500 mV), que registra dados de turbidez da água. A turbidez é avaliada na bacia desde o início do monitoramento da bacia e foi utilizado neste trabalho para elaboração dos gráficos de CSS e posteriormente em análises de histerese entre a CSS e a Q. Entretanto, este equipamento precisa ser calibrado, e Minella et al. (2008a) descrevem o processo de calibração ocorrendo em três etapas. A primeira seria constituída pelo teste de eficiência e estabilidade do equipamento (Turbidez de Referência), sendo caracterizada por leituras em soluções padronizadas como, por exemplo, a Formazina. Já a segunda estaria centrada no estabelecimento da adequada relação entre a concentração de sedimentos em suspensão e o sinal de turbidez. E a terceira compreenderia a verificação da calibração em campo. Este mesmo autor afirma que a calibração de sondas de turbidez em laboratório, a partir do uso de materiais provenientes da bacia onde a mesma será instalada, revela-se uma alternativa interessante e viável, quando comparada às dificuldades inerentes ao processo de calibração “*in situ*”; apesar de essa última garantir maior representatividade dos fenômenos intrínsecos ao processo de transporte e armazenamento do sedimento na calha e margens do rio.

Para calibrar turbidímetros com maior fidelidade e suas leituras representarem aquilo que é transportado pelo curso d’água, materiais devem ser coletados em amostradores submersos, denominados Amostrador de Sedimento Suspenso Integrado no Tempo (“torpedos”) (Figura 5) que ajudam compreender as variações temporais intra-evento (Phillips et al., 2000; Russel et al., 2000). Os torpedos consistem de um cano de PVC (1m x 98 mm de diâmetro interno), o qual possui duas tampas (nas duas extremidades), com um

tubo menor que permite a entrada das amostras. O amostrador é fixado no leito do arroio e coleta amostras de sedimentos suspensos durante períodos definidos, conforme a carga de sedimentos coletada.



**Figura 5.** Amostrador Suspenso Integrado no Tempo (“torpedo”).

Com esse material coletado ocorre o procedimento no qual os dados são transformados em concentração de sedimentos através de uma curva de calibração e equação obtida a partir de um conjunto de amostras com concentrações conhecidas correlacionadas com o valor medido pelo turbidímetro (Lawler et al., 2006). Utilizou-se para este estudo a equação 5 que foi desenvolvida exclusivamente para uso nesta bacia (Ribeiro et al., 2007; Rolof et al., 2008; Barros, 2012):

$$CSS = 1,7738 \times NTU + 4,16 \quad (\text{eq. 5})$$

onde,

$CSS$  = Concentração de sedimentos em suspensão ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$NTU$  = Unidade Nefelométrica de Turbidez

Cada um dos pluviógrafos, o línigrafo e o turbidímetro estão, conectados à “*dataloggers*” que armazenam leituras em intervalos de dez minutos e, posteriormente os dados são transferidos para um computador portátil. Os dados de altura de lâmina d’água são convertidos para vazão  $Q$  ( $\text{L.s}^{-1}$ )

utilizando a equação da calha *Parshall* construída no exutório da bacia hidrográfica (figura 6). De acordo com Minella (2007), a equação 6 foi aferida com o uso de um micromolinete:

$$Q = 4,519 \times H^{1,595} \quad (\text{eq. 6})$$

onde:

$Q$  = vazão, ( $\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$ );

$H$  = altura de lâmina d'água, (cm).



(A)



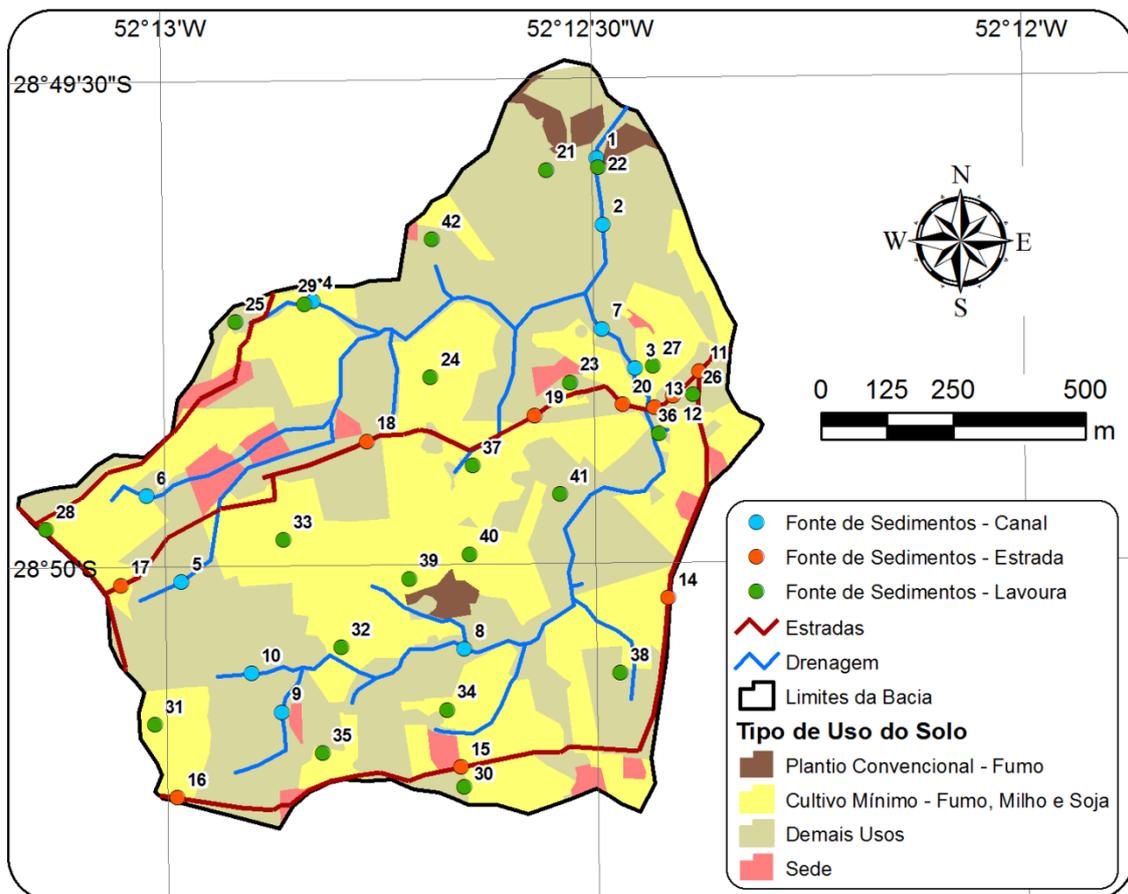
(B)

**Figura 6** Vista da calha Parshall (A) e da passarela de coleta de sedimentos em suspensão (B).

#### 4.5 COLETAS DE SOLOS

Foram feitas coletas de 40 amostras na superfície do solo na bacia, durante o ano de 2009, com cuidado especial para que somente material provável de ser erodido fosse coletado (2–5 cm), e em quantidades requeridas pelas metodologias de análise de solo (0,5 kg) (Peart e Walling, 1988; Collins et al., 1997a, 1997b; Walling et al., 1999; Minella, 2003; 2007; Minella et al., 2008b; 2009; Collins et al., 2010). Foram selecionadas três áreas fontes na bacia hidrográfica: lavouras, estradas e canais de drenagem. As áreas com florestas homogêneas de eucalipto, as matas nativas e as pastagens não foram investigadas, pois estas fontes em avaliações anteriores apresentaram uma propensão a erosão muito limitada, cedendo pouco material para ser

transportado durante as chuvas. Foram coletadas das dez (10) amostras compostas das estradas e dos canais de drenagem. Cada uma dessas dez amostras foi composta por seis (6) subamostras. No canal de drenagem a parte amostrada foi do talude e nas estradas foi coletado nos sulcos laterais e taludes, evitando-se de recolher onde havia deposições de sedimentos. As lavouras, por sua vez, tiveram vinte (20) amostras compostas por dez (10) subamostras em um raio de 30 metros. Em todos os pontos de coleta foram anotadas as coordenadas geográficas, como pode ser observado na tabela 3. A figura 7 apresenta a distribuição dos pontos amostrados como fontes de sedimentos. No laboratório essas porções foram secas ao ar e peneiradas em peneira de malha 2 mm e todo o material menor foi armazenado sob refrigeração (freezer) até o momento das análises químicas, conforme metodologia utilizada por Minella (2007).



**Figura 7.** Localização dos pontos de amostragem das fontes de sedimentos na Bacia do Arroio Lajeado Ferreira.

**Tabela 3.** Localização geográfica das fontes de sedimentos coletadas durante janeiro e fevereiro de 2009.

Nº	Localização	LAT (UTM)	LONG (UTM)	Observações
1	Canal de drenagem	382101	6810649	Acima passarela
2	Canal de drenagem	382063	6810519	Abaixo bifurcação
3	Canal de drenagem	382667	6810286	Abaixo bifurcação sub 2
4	Canal de drenagem	381565	6810332	Canal sub 2
5	Canal de drenagem	381273	6809912	Próximo ao Açude
6	Canal de drenagem	381270	6809952	Reflorestamento Pinus
7	Canal de drenagem	382085	6810309	Propriedade João Vieira
8	Canal de drenagem	381872	6809715	Abaixo subacia 1
9	Canal de drenagem	381493	6809618	Propriedade Seu Orestes
10	Canal de drenagem	381488	6809635	Mato Seu Orestes
11	Estrada	382282	6810273	Estrada João Vieira
12	Estrada	382239	6810212	Estrada bifurcação
13	Estrada	382254	6810159	Estrada Volmir
14	Estrada	382214	6809819	Estrada Cemitério
15	Estrada	381865	6809496	Estrada Sub 1
16	Estrada	381323	6809403	Estrada Seu Orestes
17	Estrada	381213	6809852	Estrada do Meio 1
18	Estrada	381688	6810110	Estrada do Meio 2
19	Estrada	381989	6810175	Estrada do Meio 3 – Ponte
20	Estrada	382143	6810166	Estrada do Meio – Ponte
21	Lavoura Evandro	381810	6810495	Cultivo Mínimo
22	Lavoura Volmir	382240	6810126	Cultivo Mínimo
23	Lavoura Luiz 1	381882	6809896	Cultivo Mínimo
24	Lavoura Luiz 2	381768	6809849	Cultivo Mínimo
25	Lavoura Luiz 3	382052	6810010	Cultivo Mínimo
26	Lavoura Jair Ironi	381605	6809517	Cultivo Mínimo
27	Lavoura Maria	382166	6809670	Cultivo Mínimo
28	Lavoura Olmar	381887	6810064	Cultivo Convencional
29	Lavoura Irineu	381872	6809453	Plantio Direto
30	Lavoura Paulo	381840	6809599	Cultivo Convencional
31	Lavoura Irineu 2	381288	6809571	Plantio Direto
32	Lavoura Julio 1	382124	6810632	Cultivo Convencional
33	Lavoura Julio 2	382027	6810627	Cultivo Convencional
34	Lavoura Oswaldo 1	382071	6810223	Cultivo Mínimo
35	Lavoura Oswaldo 2	381808	6810232	Cultivo Mínimo
36	Lavoura Valmor	381270	6810397	Cultivo Mínimo
37	Lavoura João Vieira	382228	6810254	Cultivo Mínimo
38	Lavoura Diógenes	382304	6810201	Cultivo Convencional
39	Lavoura Adroaldo	381081	6809942	Cultivo Mínimo
40	Lavoura Pedro Nilton	381569	6810372	Cultivo Mínimo

## 4.6 COLETAS DE SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO

Foram coletados sedimentos em suspensão totalizando sete eventos de chuva-vazão entre os meses de outubro de 2009 e julho de 2011. As amostras foram coletadas sob a passarela construída no exutório da bacia de Arvorezinha para o monitoramento a montante da calha *Parshall* (ver figura 6). Coletou-se, principalmente, nos meses de setembro, outubro e novembro (primavera), visto que é nesta época que ocorrem os eventos de maior magnitude, devido à transição entre as estações do ano. Entretanto, nos outros meses do ano, igualmente foram feitas campanhas de coletas quando ocorreram condições de chuva-vazão apropriadas às coletas.

Foram obtidas amostras em diferentes épocas do ano que refletissem diferentes atividades no manejo do solo na bacia. Durante o preparo do solo, a adubação e o plantio do fumo, foi feita uma amostragem no dia 7 de outubro de 2010. Quando a atividade de manejo da cultura era o desbrote das plantas de fumo e capina de limpeza foram realizadas outras duas coletas, nos dias 7 de novembro de 2009 e 2 de dezembro de 2010. Nas fases de colheita do fumo, secagem, classificação, enfardamento e venda do produto foram mais duas coletas nos dias 26 de março e 14 de abril de 2011. Nos dias 28 e 29 de julho de 2011, no momento em que se faz a semeadura das mudas em bandejas e se inicia o preparo do solo para o cultivo, foram executadas duas campanhas de coleta de sedimentos em suspensão.

As amostragens não foram realizadas com amostradores clássicos de sedimentos, por exemplo, USDH-48, que tem velocidade de entrada no amostrador igual à velocidade do fluxo (isocinético) (Carvalho et al., 2000), pois esses tem recipiente com volume menor que 2 litros. Porém, para esta pesquisa há necessidade de maiores volumes, pois é necessária uma grande quantidade de sedimentos (> 100 gramas) para a realização das análises químicas. Entretanto, os amostradores tradicionais são importantes em programas de monitoramento de bacias hidrográficas, pois evitam a recirculação da amostra, o que tem grande relevância quando se analisa concentração de sedimentos em suspensão. Neste trabalho, tal consideração não era importante uma vez que não havia necessidade de se ter a CSS, mas

sim quantidade suficiente de sedimentos para a realização das análises químicas.

Durante os eventos foram coletados volumes de água e sedimentos em suspensão do arroio, com auxílio de um recipiente apropriado (balde plástico com capacidade entre 5 e 10 litros), em intervalos variáveis ao longo da subida e da descida da onda de cheia controlados por réguas. Como a técnica do “*fingerprinting*” é baseada na análise de algumas propriedades físicas e químicas, houve a necessidade de cada amostra ter uma massa de aproximadamente 100 gramas de sedimentos (Walling e Collins, 2000). Para isso foram necessárias coletas de grandes quantidades de água+sedimentos. O material coletado inicialmente nos baldes foi depositado em recipientes maiores (cinco tonéis com capacidade entre 120 e 200 litros) para que ao final do evento fosse utilizada uma centrífuga de fluxo contínuo (*Alfie-500 AlfaLava*) (Figura 8) para separar o material em suspensão, que foi devidamente identificado e armazenado até o momento de ser analisado em laboratório. A água filtrada pela centrífuga foi devolvida ao arroio. A centrífuga foi operada na margem do arroio conectada a um gerador de energia. Assim, foram obtidas amostras compostas dentro de cada evento de subida e descida do nível de água do arroio. Eventos mais intensos e, que teoricamente, transportam uma maior quantidade de sedimentos fez com se precisasse de um tempo menor para atingir a quantidade de sedimento mínima (em torno de 100 g) necessária para as análises. Por outro lado, eventos de menor magnitude proporcionaram um tempo maior de amostragens, chegando a a 4 horas de amostragem ininterruptas em uma das coletas, para que se atingissem os volumes de sedimento necessários para as análises laboratoriais.

Todas as amostras de sedimentos foram embaladas, etiquetadas e conservadas sob refrigeração (freezer) até o momento das análises para que se minimizassem prováveis reações químicas no material amostrado. Foram coletadas 24 amostras de sedimentos durante a subida e a descida da onda de cheia durante os sete eventos.



**Figura 8.** Centrífuga de Fluxo Contínuo (*Alfie-500 AlfaLaval*) para separar o sedimento da água.

## 4.7 ANÁLISES LABORATORIAIS

Foram realizadas análises físicas de granulometria dos materiais (solo e sedimentos) no Laboratório de Sedimentologia e no Núcleo de Estudos Correntes de Densidade do IPH/UFRGS. As análises químicas nestes materiais foram realizadas no Laboratório de Análises de Solo da faculdade de Agronomia da UFRGS.

### 4.7.1 Análises físicas

A granulometria foi determinada no material menor que 63  $\mu\text{m}$  das amostras de solo por granulometria a laser nos sedimentos. As amostras de solo foram submetidas a um pré-tratamento para desagregação das partículas

com água destilada, dispersante químico Hidróxido de Sódio (NaOH) e peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) para eliminação da matéria orgânica. Essas amostras também passaram por um processo mecânico de desagregação que consistiu na transferência desta mistura para copos metálicos e agitação por 5 minutos, em agitador mecânico denominado comumente de agitador elétrico do tipo “*Stirrer*”, para que ocorresse dispersão física das partículas. Além dessa separação, o equipamento à laser (Granulômetro CILAS 1180 Líquido) utilizado para as leituras das amostras de sedimentos utilizou ondas de ultrassom para desagregar possíveis grânulos não dispersos pelos tratamentos anteriores.

No total foram analisadas vinte e quatro (24) amostras de sedimentos suspensos. Os sedimentos passaram pelos mesmos processos do material coletado nas fontes, porém não foram peneirados.

#### **4.7.2 Análises químicas**

Os sedimentos transportados durante os eventos são uma mistura de diferentes proporções de areia, silte e argila. Principalmente o silte e a argila são carregados em suspensão e podem ser considerados de grande relevância ao estudo da qualidade dos sedimentos. Estas frações servem de veículo para que diversos elementos químicos e substâncias sejam transportados de um lugar a outro. Isto se deve ao fato de que, principalmente, partículas de argila possuem cargas elétricas em suas superfícies que conferem a capacidade de adsorver diferentes elementos químicos, que também possuem carga. Na fração silte, é comum a presença de minerais 2:1 além de minerais mal cristalizados, os quais constituem fonte potencial dessas cargas (Lim et. al., 1980).

Geralmente, as fontes de sedimentos (solos) possuem quantidade maior de areia do que os sedimentos transportados em suspensão, o que diminui a concentração dos elementos químicos traçadores e dificulta a comparação. Uma alternativa para corrigir tal efeito de granulometria é limitar o tamanho de partículas com o qual se trabalha, estabelecendo o diâmetro máximo transportado ou ainda utilizar partículas abaixo de 63 µm (silte+argila) por ser mais facilmente transportadas pela enxurrada (Horowitz, 1991). Neste

trabalho a granulometria foi limitada em 63  $\mu\text{m}$  eliminando assim a fração areia para as análises químicas.

Os elementos químicos (traçadores) foram selecionados levando-se em conta aspectos importantes, como: estudos anteriores demonstrando a capacidade destes elementos na identificação de diferenças entre as fontes (Minella, 2003; 2007), custos de análises e presença em corretivos e fertilizantes do solo ou outros produtos químicos de uso contínuo na cultura do fumo.

Nos solos das fontes (lavouras, estradas e canal de drenagem) foram extraídas e quantificadas as concentrações dos metais alcalinos (Na e K), metal alcalino-terroso (Mg), metais de transição (Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd e Hg), outros metais (Pb) e não metais (P).

Os elementos Na, K, Mg, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd e Pb foram submetidos à extração pela metodologia EPA 3050 (USEPA, 1998a). O método EPA 3050 prevê a utilização de 0,5 g da amostra que é digerida em 5 mL de  $\text{HNO}_3$  concentrado em tubos de digestão em bloco digestor aberto por 10 minutos a  $95 \pm 5^\circ\text{C}$ , então as amostras devem ser resfriadas por 15 minutos e novamente são adicionados 5 mL de  $\text{HNO}_3$ . As amostras são conduzidas ao bloco digestor para aquecimento a  $95 \pm 5^\circ\text{C}$  por mais 2 horas. Após este período as amostras são resfriadas por 30 minutos e então são adicionados 1 mL de água destilada e 1,5 mL de  $\text{H}_2\text{O}_2$  a 30%. Após cessar a efervescência, é adicionado mais 5 mL de  $\text{H}_2\text{O}_2$  e as amostras são levadas novamente ao bloco digestor por mais 2 horas a  $95 \pm 5^\circ\text{C}$ . Por fim, as amostras são resfriadas e recebem 10 mL de HCl concentrado e 20 mL de água destilada e são aquecidas por 15 minutos a  $95 \pm 5^\circ\text{C}$ . As alíquotas são resfriadas, filtradas e armazenadas em recipiente plástico para posterior análise. O mercúrio (Hg) foi extraído utilizando a metodologia EPA 7471 (USEPA, 1998b). Esta metodologia consiste na digestão de 1 g de sedimento peneirado e seco com água-régia ( $\text{HCl}+\text{HNO}_3$ ) em banho-maria, à  $90^\circ\text{C}$ , com posterior tratamento com  $\text{KMnO}_4$  a 5% e  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$  a 5%, a  $70^\circ\text{C}$ . No momento da análise adicionou-se cloreto de hidroxilamônio a 5% até completa descoloração da solução. O elemento fósforo (P) foi extraído pela metodologia de digestão úmida nítrico-perclórica (Tedesco et al., 1995). As concentrações de todos os extratos foram determinadas pela

espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) em detrimento das técnicas tradicionais devido à possibilidade da determinação simultânea de diferentes metais em uma ampla faixa de concentrações em extratos de interesse agroambiental (Soares et al., 2010, 2012). A análise de traçadores utilizando o ICP-OES traz algumas vantagens, como por exemplo, técnica multielementar, o que permite determinar vários elementos em uma única operação necessitando de menor quantidade de material; análises simultâneas ou sequenciais rápidas; sensibilidade elevada; faixa linear de trabalho entre 0,1-1000 ug/mL, enquanto que nos métodos através de absorção atômica esta faixa fica entre 1-10 ug/mL. Entretanto, como desvantagem pode ser citada o alto custo operacional, visto que utiliza o gás nobre argônio (Ar) como parte do processo de determinação.

#### 4.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

O método “*fingerprinting*” estabelece uma relação entre as características das fontes com aquelas dos sedimentos em suspensão através da solução matemática de um sistema de equações linear e sobredeterminado. O método pode ser explicado em quatro etapas. A primeira etapa se refere à determinação de quais características químicas possuem capacidade traçadora entre as fontes. Essa etapa é conhecida como análise da capacidade discriminante de cada elemento químico das fontes de sedimentos. A segunda etapa refere-se à determinação do melhor conjunto de traçadores relativos, àqueles determinados na etapa anterior. A terceira etapa é a determinação da incerteza associada à capacidade de diferenciação das fontes de sedimentos. A quarta etapa é a classificação das amostras de sedimentos, que é a determinação da contribuição de cada fonte para o sedimento coletado em suspensão durante o evento, sendo esta etapa conhecida como atribuição das fontes de sedimentos ou determinação da origem dos sedimentos em suspensão.

As concentrações dos elementos químicos obtidos das análises das fontes são usadas na análise discriminante para se conhecer quais elementos

têm capacidade de diferenciar as fontes. Além disso, foi determinado o número mínimo de elementos que maximiza a capacidade de diferenciação.

#### 4.8.1 Análise da capacidade discriminante de cada elemento químico (Etapa 1)

Nesta etapa, realizou-se um teste não-paramétrico, denominado teste  $H$  ou teste *Kruskal-Wallis*, para testar a hipótese nula em que  $k$  amostras aleatórias e independentes são provenientes de mesma população (eq. 7) (Kruskal e Wallis, 1952):

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{s=1}^g \frac{R_s^2}{n_s} - 3(n+1) \quad (\text{eq. 7})$$

onde:

$R_s$  = soma das posições em que cada amostra da fonte  $s$  assume quando todas as amostras são colocadas em ordem crescente (*ranks*);

$n_s$  = número de observações da fonte  $s$ ;

$n$  = soma dos  $n_s$ ,

$g$  = número de fontes.

Neste trabalho, quando testadas as fontes lavouras, estradas e canal de drenagem, para um elemento  $i$  qualquer,  $n_i$  é igual a 20, 10 e 10, respectivamente, o valor  $n$  é a soma dos  $n_i$  que é igual a 40. Todos os valores de concentração do elementos são colocados em ordem decrescente e associados a um ordenamento de valores (1 a 40). Somando-se os valores do ordenamento de cada fonte aplica-se a equação 7 e calcula-se o valor de  $H$  de cada elemento.

Quando  $n_i > 5$  para todas as fontes, o teste  $H$  se aproxima de uma distribuição Qui-quadrada ( $\chi^2$ ) com  $k-1$  graus de liberdade e, dessa forma, é possível testar a hipótese nula comparando-se o valor de  $H$  calculado com valores de tabelas. A hipótese nula ( $H_0$ ) é que as fontes pertençam a uma mesma população e a hipótese alternativa ( $H_1$ ) é que as fontes diferem e não

pertencam a mesma população. O grau de significância ( $\alpha$ ) é a probabilidade ou risco pré-definido como critério de decisão. Assim, o “*p-value*” calculado deve ser menor que o  $\alpha$  para que possamos rejeitar  $H_0$ , ou seja, o risco de erro pela rejeição de  $H_0$  (hipótese de que as amostras pertençam à mesma população é pequena). Dessa maneira, a variável apresenta capacidade discriminante e pode seguir para a próxima etapa. Para executar este passo foi utilizado o aplicativo do Excel, Action 2.0 & R 2.5.1 para Windows.

#### 4.8.2 Determinação do melhor conjunto de traçadores (Etapa 2)

Com os elementos selecionados na etapa anterior foi aplicada uma função multivariada discriminante que avalia a capacidade do conjunto dos elementos. A otimização do conjunto de variáveis apresenta vantagens estatísticas e de custos.

A Minimização de *Wilks' Lambda* ( $\Lambda^*$ ) é uma proporção da variabilidade não explicada dentro do conjunto testado. Nesta etapa foi utilizada a minimização de *Wilks' Lambda* ( $\Lambda^*$ ) com auxílio do programa *Statistica 8.0* que insere gradualmente as variáveis no cálculo e analisa se o valor de  $\Lambda^*$  aumenta ou diminui. A cada passo, a variável que causa a redução significativa no valor total de  $\Lambda^*$  é selecionada e mantida no conjunto. Todas as variáveis foram avaliadas com inserção e teste  $\Lambda^*$ , conforme equação 8:

$$\Lambda^* = \frac{|W|}{|B + W|} \quad (\text{eq. 8})$$

onde,

$|W|$  é o determinante da matriz da soma dos quadrados devido ao erro;

$|B + W|$  é o determinante da matriz da soma dos quadrados totais.

Quando os valores de *Wilks' Lambda* se aproximam de 1 diz-se que não existe capacidade discriminante do conjunto de variáveis selecionadas. Quando a variabilidade dentro do grupo for pequena ao ser comparada com a variabilidade total, o valor de *Wilks' Lambda* se aproxima de zero. A

significância do valor de *Wilks' Lambda* final pode ser estimada considerando a distribuição de *Fisher-Snedecor*. Quando número de fontes for igual a 3 e o número de variáveis for maior do que 1, a relação entre o teste *F* e a distribuição dos valores de  $\Lambda^*$  pode ser aproximada pela Equação 9 (Johnson e Wichern, 1998 apud Minella, 2007):

$$\left(\frac{\sum nl - m - 2}{m}\right) \left(\frac{1 - \sqrt{\Lambda^*}}{\sqrt{\Lambda^*}}\right) \sim F_{2m, 2(\sum nl - m - 2)} \quad (\text{eq. 9})$$

onde:

$m$  = número de variáveis

O resultado após este procedimento é o conjunto de variáveis que fornece a maior capacidade de discriminação de três fontes e o valor parcial de  $\Lambda^*$  associado a cada variável, significando o valor de  $\Lambda^*$  total se a variável em questão seja excluída do conjunto e o valor gradual de  $\Lambda^*$  acumulado que representa o decréscimo gradativo desse valor com a adição da variável.

Minella (2007) relata que, para maximizar a eficiência da identificação de sedimentos, é desejado que o conjunto de propriedades compreendesse elementos químicos influenciados por diferentes controles ambientais que, por causa disso, possuam um alto grau de independência. Collins et al. (1997a, 1997b) e Walling e Woodward (1995) afirmam que isso determinará que, quando combinadas, essas propriedades forneçam um alto grau de discriminação das fontes, permitindo assim que um número maior de fontes seja distinguido.

Já o *Lambda Parcial* é uma variação do teste de *Wilks' Lambda* que calcula a significância estatística isolada para cada variável, ou seja, informa o quanto cada variável é isoladamente importante para a função discriminatória. A interpretação é a mesma, isto é, quanto mais próximo o valor de 1 menor é a participação da variável na discriminação dos grupos, sendo o contrário verdadeiro.

### 4.8.3 Incerteza associada à capacidade de diferenciação entre as fontes (Etapa 3)

Esta é a última etapa da análise discriminante e nos revela a porcentagem das amostras corretamente classificadas, a variabilidade interna de cada fonte e a dissimilaridade entre as fontes (Minella, 2007). De acordo com o autor, colocam-se em ordem crescente os valores parciais de  $\Lambda^*$  referentes a cada variável obtida anteriormente e, utilizando uma função discriminante multivariada, o modelo estatístico calcula o número de amostras corretamente classificadas quando se adiciona as variáveis (*stepwise forward*) até o conjunto estar completo. Minella (2007) utilizou a distância de Mahalanobis para determinar o número de amostras corretamente classificadas dentro do seu próprio grupo. Essa é uma medida de dissimilaridade entre dois pontos no espaço definido por duas ou mais variáveis. Ainda, Minella (2007) explica que, para cada grupo (fonte de sedimentos), pode-se determinar a localização do ponto que representa a média de todas as variáveis, no espaço multivariado, sendo esses pontos chamados de centróides do grupo. Foi utilizado o programa *Statistica 8.0* para calcular a equação de Mahalanobis (10):

$$d_{sj}^2 = (\overline{Xsj} - \overline{Xs})^T (S_{comb}^{-1}) (\overline{Xsj} - \overline{Xs}) \quad (\text{eq. 10})$$

onde,

$d_{sj}$  = distância entre uma amostra qualquer  $j$  coletada na fonte  $s$  e o centróide de seu grupo (fonte);

$x_s$  = vetor coluna que representa o centróide da fonte  $s$ ;

$x_{sj}$  = vetor coluna com os valores de uma amostra de solo coletada na fonte  $s$ ;

$S_{comb}$  = matriz variância-covariância das variáveis químicas combinadas para os grupos.

#### 4.8.4 Classificação das amostras de sedimentos em suspensão (Etapa 4)

Outra etapa do método é a determinação da contribuição de cada fonte para cada amostra de sedimento em suspensão. Yu e Oldfield (1989) propuseram um modelo linear que descreve a relação numérica entre as fontes e os sedimentos em suspensão, e vem sendo amplamente utilizado nas pesquisas atuais. Pode ser escrito da seguinte forma (Equação. 11):

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

onde,

$y_i$  = valor da variável química  $i$  ( $i = 1, 2, 3, \dots, m$ ) obtida no sedimento em suspensão;

$a_{is}$  = valor da variável química  $i$  na fonte  $s$  ( $s = 1, 2, \dots, g$ );

$P_s$  = proporção da massa da fonte  $s$ , que contribui para o fluxo de sedimentos em suspensão.

De acordo com Walling e Woodward (1995) e Collins et al. (1997a, 1997b), a estimativa dos valores de  $P$ 's é realizada pela minimização da soma dos quadrados dos resíduos (Equação 12). Esta função objetivo é condicionada a duas restrições: a contribuição relativa de cada fonte não pode ser negativa (Equação 13) e o somatório das contribuições de todas as fontes deve ser igual a 1 ou 100% (Equação 14)

$$f_{\min \text{ con}} = \sum_{i=1}^m \left\{ \left( y_i - \left( \sum_{s=1}^g P_s a_{si} \right) \right) / y_i \right\}^2 \quad (\text{eq. 12})$$

$$0 \leq P_s \leq 1 \quad (\text{eq. 13})$$

$$\sum_{s=1}^g P_s = 1 \quad (\text{eq. 14})$$

onde,

$y_i$  = concentração da variável traçadora  $i$  na amostra de sedimento em suspensão;

$P_s$  = proporção da contribuição da fonte  $s$ ;

$a_{si}$  = valor médio da variável traçadora  $i$  obtida da fonte  $s$ ;

Os resultados são expressos em porcentagem da contribuição relativa de cada fonte para a parte do evento de chuva-vazão analisada. Além disso, serão calculados os erros relativos associados a cada variável para a eficiência do modelo, sendo que Walling e Collins (2000) admitem como resultados adequados quando o erro relativo médio (ERM) for menor que 15%. O erro relativo médio é a soma dos quadrados dos resíduos de cada variável.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 USO E MANEJO DO SOLO

A base agrícola da bacia é o cultivo de fumo no verão e aveia no inverno (44,74%), mas existem outros usos na bacia de Arvorezinha com destaque para as áreas de mata nativa (22,26%), pastagem natural (4,70%), em pequena escala agricultura de subsistência (milho e soja) (10,26%) e reflorestamento com eucalipto (18,04%). No levantamento de 2010-2011, realizado por Barros (2011), nota-se uma transição da vegetação nativa e áreas de lavouras de fumo para a atividade do reflorestamento.

A figura 9 e a tabela 4 apresentam o uso do solo da bacia do arroio Lajeado Ferreira para os anos de 2010/2011 e 2011/2012.

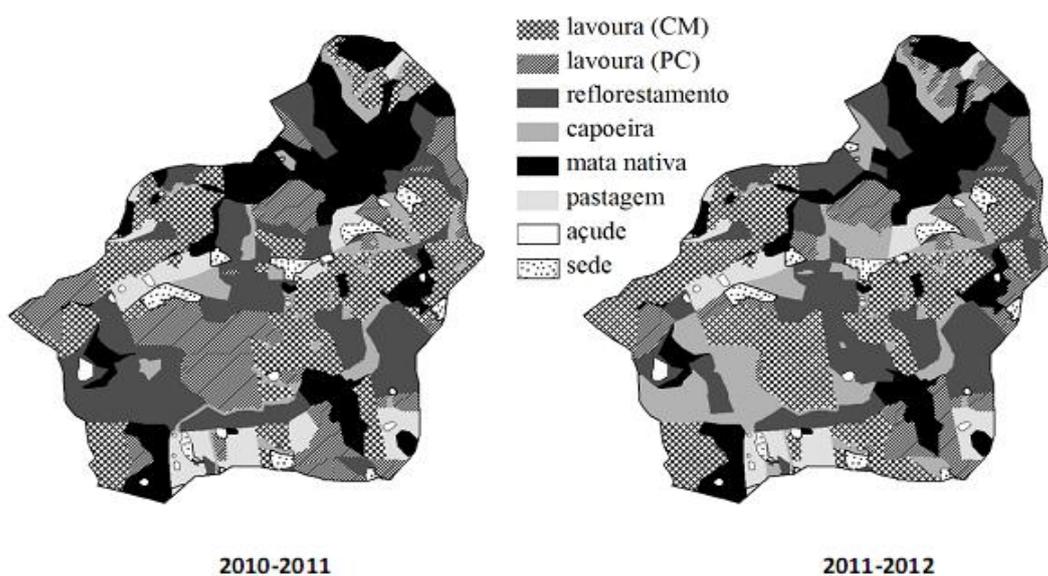


Figura 9. Mapa do uso e manejo do solo no levantamento 2010/2011 e 2011/2012, na bacia experimental de Arvorezinha. (Fonte: Adaptado de Barros, 2011).

**Tabela 4.** Área total e percentagem do uso e manejo do solo para a bacia de Arvorezinha no ano 2010/2011 (Fonte: Adaptado de Barros, 2011).

Usos	2010/2011	
	Área (ha)	Área (%)
Mata Nativa	26,99	22,26
Reflorestamento Eucalipto	21,87	18,04
Pastagem Natural	5,70	4,70
Cultivo Mínimo <sup>(1)</sup>	37,88	31,24
Cultivo Convencional <sup>(2)</sup>	16,37	13,50
Agricultura de Subsistência e outros usos	12,44	10,26
TOTAL	121,25	100

<sup>(1)</sup>Fumo no verão e aveia no inverno; <sup>(2)</sup>Fumo no verão e pousio no inverno.

## 5.2 CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS EVENTOS COLETADOS/MONITORADOS

Para a obtenção das amostras de sedimentos em suspensão, eventos de diferentes magnitudes foram monitorados nos anos de 2009, 2010 e 2011. O grupo de eventos analisados consistiu-se de um em 2009, dois em 2010 e quatro no ano de 2011. A tabela 5 apresenta os dados de precipitação mensal nos anos de 2009 a 2011 para a bacia de Arvorezinha obtidos a partir de 3 pluviômetros e 2 pluviógrafos instalados dentro da bacia, e a média histórica (1991 a 2011), que foi obtida com dados da Estação Meteorológica do INMET, localizada em Passo Fundo, a 55 km de Arvorezinha.

As precipitações dos meses de setembro e novembro de 2009 alcançaram valores extremamente altos, comparando-se com os demais meses dos anos 2010 e 2011 e com a média histórica. Juntos, esses dois meses representam praticamente um terço da precipitação ocorrida no ano de 2009 (735 mm).

Em 2010, no mês de outubro a precipitação registrada foi 159 mm abaixo da média histórica (240 mm). Porém, nesse período o fumo estava em pleno desenvolvimento vegetativo, após o transplante para os camalhões, e com baixa cobertura vegetal sobre o solo. Em outubro, a erosividade das chuvas nesta bacia é alta, o que coincide com a menor cobertura vegetal do

solo, que pode ter provocado maior erosão (Argenta et al., 2001). Janeiro e setembro foram os meses de maior precipitação neste ano, sendo muito superiores à média histórica.

**Tabela 5.** Valores médios mensais de precipitação para os anos 2009, 2010 e 2011 e média histórica de 1991 a 2011 na bacia de Arvorezinha.

Mês	2009	2010	2011	Média Histórica
				Estação INMET (1991 a 2011)
Precipitação (mm)				
Janeiro	158	299	205	156
Fevereiro	149	129	90	133
Março	29	96	328	137
Abril	23	182	217	147
Mai	125	145	85	151
Junho	42	128	205	146
Julho	141	255	329	173
Agosto	286	48	284	126
Setembro	379	274	65	177
Outubro	135	81	142	240
Novembro	356	188	29	180
Dezembro	178	140	36	177
Total	2001	1965	2015	1943

Altas precipitações marcaram o início de 2011, principalmente no mês de março (328 mm), quando o fumo já estava colhido, não havendo, desta forma, cobertura no solo, a não serem os retos vegetais da cultura do fumo; o que pode aumentar a velocidade do escoamento e a desagregação do solo. O mês de julho de 2011(329 mm) exibiu padrão semelhante ao ano de 2010 (255 mm) sendo considerado chuvoso e com sequência de eventos. Os meses mais chuvosos neste ano foram março, julho e agosto, todos bem superiores a média histórica. Os três anos monitorados também apresentaram chuva anual superior a média histórica. A tabela 6 apresenta as datas dos sete eventos monitorados e algumas características de coleta.

A primeira chuva monitorada com coletas de sedimentos ocorreu no dia 7 de novembro de 2009. Novembro finaliza um quadrimestre muito importante para a análise de erosão e produção de sedimentos, visto que o volume de chuva é elevado nesta bacia (Minella, 2007). Entretanto, os efeitos da chuva na produção de sedimentos podem ser minimizados pela boa cobertura vegetal que o milho oferece ao solo nesta época (Mello, 2007). Neste dia, entre as 07h45min e às 20h45min, choveu 45,79 mm e a vazão máxima (886,84 L s<sup>-1</sup>)

ocorreu as 14h37min. A mistura de água e sedimento começou a ser coletada às 13h13min e se estendeu até próximo das 22h00min. Durante esse tempo de amostragem foi possível coletar em três momentos do hidrograma sendo que o primeiro abrangeu a subida do nível da água, o pico e a descida e as outras duas coletas abrangeram os intervalos na descida do hidrograma.

**Tabela 6.** Informações relativas aos eventos monitorados na bacia de estudo.

Nº	Data do Evento	Amostra	Tempo de amostragem (horas)	Cota (cm)	Massa de solo seco (g)	Precipitação total (mm d <sup>-1</sup> )	Precipitação durante o período de coleta (mm)	Vazão de Pico (L.s <sup>-1</sup> )
1	7/11/2009	1	13:13/15:53	8,40*	487,14			
		2	15:53/19:55	16,45*	130,2			
		3	19:55/21:04	10,70*	125,8	45,79	27,19	886,84
2	7/10/2010	1	5:30/6:40	-	18,97			
		2	6:45/8:10	28	17,3	38,78	12,99	59,13
3	2/12/2010	1	21:28/21:47	28 - 35	57,15			
		2	21:47/22:14	35 - 34	111,38			
		3	22:14/23:05	34 - 29	52,06			
		4	23:05/00:15	28 - 27	25,6	34,77	1,46	-
4	26/3/2011	1	11:20/13:50	62	38,64			
		2	14:00/16:00	60	14,5	144,45	41,83	4378,95
5	14/4/2011	1	13:49/14:20	25	71,28			
		2	14:20/18:50	42	165,15	60,1	35,37	586,02
6	28/7/2011	1	13:55/14:55	3,03*	109,66			
		2	14:55/15:55	3,06*	230,43			
		3	15:55/16:55	4,35*	60,25	14,14	9,90	74,05
7	29/7/2011	1	10:00/10:15	26 - 27,5	12,24			
		2	10:15/10:30	27,5 - 29	41,5			
		3	10:30/10:40	29 - 28,5	23,14			
		4	10:45/10:50	28,5 - 29,5	19,53			
		5	11:00/11:15	29,5 - 32	26,95			
		6	11:20/11:35	32 - 33	36,56			
		7	11:40/12:55	32,5 - 29	28,5			
		8	13:05/14:00	29 - 28	8,5	55,93	6,81	196,21

Determinação a partir de leituras realizadas na calha *Parshall* (linígrafo de boia); as demais cotas foram obtidas diretamente observando a régua linimétrica.

A coleta seguinte foi realizada onze meses após a primeira, no dia 07/10/2010, em época de uso do solo semelhante à anterior. A precipitação total foi de 38,78 mm com início as 01h15min se estendendo até às 24 horas com vazão máxima chegando a 59,13 L s<sup>-1</sup>. A amostragem de sedimentos em

suspensão ocorreu em dois momentos, sendo que a primeira amostragem aconteceu entre as 05h30min e as 06h40min, ou seja, na ascensão do nível de água do arroio. Já a segunda amostragem começou ao final da primeira e foi finalizada por volta das 08h10min, sendo que representou ainda a ascensão, o pico da onda de cheia e uma parte da recessão.

No dia 02/12/2010, época em que ocorre na bacia atividades de tratamentos culturais como desbrote do fumo, capina para retirada de plantas daninhas e início da colheita, choveu 34,77 mm das 11h23min até as 23h00min. Nesta oportunidade, foram feitas quatro amostragens da mistura água+sedimento, entre as 21h28min até as 24h00min, todas na recessão da onda de cheia.

No ano de 2011, as coletas iniciaram-se no dia 26/03, época em que praticamente não há atividades de preparo do solo. A precipitação de 144,45 mm foi a maior de todos os eventos monitorados sendo maior que a precipitação média para este mês, nos anos de 2009 e 2010 e maior que a média histórica de março (1991 a 2011) (Tabela 5). A vazão atingiu 4378,95 L s<sup>-1</sup>. O intervalo na obtenção da amostra inicial foi das 11h20min às 13h50min e a subsequente foi entre o final da amostragem anterior até as 16h00min, ambas na descida do hidrograma.

No dia 14/04/2011, quando choveu 60,10 mm e a vazão de pico foi de 586,02 L s<sup>-1</sup>, a coleta começou às 13h50min e estendeu-se até as 18h50min. A amostra inicial consistiu de um espaço entre a subida e a descida no nível de água do arroio e a imediatamente posterior (a partir das 14h20min) foi de descida e subida do nível.

Apesar de ser pequena (14,14 mm e vazão de 74,05 L s<sup>-1</sup>) a precipitação do dia 28/07/2011 teve a mistura de água+sedimento coletada em três intervalos, sendo o primeiro iniciado às 13h55min e terminado uma hora depois (14h55min). Nesta ocasião o nível do arroio encontrava-se constante, diferente da amostragem seguinte, ocorrida entre as 14h55min e 15h55min quando o nível ascendeu. Igualmente, a amostra coletada imediatamente depois (15h55min às 16h55min) foi na situação de subida da onda de cheia. Devido à falta de dois tonéis, problemas operacionais de separação dos

sedimentos da água e ao lento declínio da onda de cheia não foram coletadas amostras durante a recessão deste evento.

Por fim, a maior discretização na amostragem ocorreu na última campanha de coleta, no dia 29/07/2011, quando se coletou amostras em oito intervalos. A precipitação acumulada neste evento foi de 55,93 mm (vazão de máxima de 196,21 L s<sup>-1</sup>) e a chuva efetivamente iniciou por volta das 08h40min. As amostragens foram realizadas a partir da 10h00min, com intervalos entre 5 e 15min entre cada uma, sendo que apenas nas duas últimas o intervalo foi de mais de 55 minutos.

De acordo com Minella (2007) eventos nesta bacia com vazão na ordem de 300 a 800 L s<sup>-1</sup> são considerados de média magnitude, e acima de 800 L s<sup>-1</sup> pode-se considerar de alta magnitude. Assim, foram monitorados dois eventos de alta magnitude, um de média grandeza, três de baixa intensidade e um evento não foi classificado por falta de dados de vazão.

### 5.3 IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE SEDIMENTOS NO SOLO COLETADO E DURANTE EVENTOS DE CHUVA-VAZÃO

#### 5.3.1 Análise química das fontes (solo coletado)

A tabela 7 apresenta os resultados dos elementos químicos das 40 amostras de solo coletadas nas fontes. Os elementos químicos analisados no laboratório foram selecionados em função do equipamento utilizado (ICP-OES), que proporciona a leitura das concentrações de vários elementos, concomitantemente. Entretanto, o limite mínimo de leitura do Cd pelo aparelho não produz valor suficiente para haver diferença entre as fontes. Sendo assim, este elemento foi retirado das análises seguintes.

O valor máximo de P, de 1300 mg Kg<sup>-1</sup>, foi encontrado em um ponto de lavoura sob cultivo mínimo onde há maior concentração de adubos fosfatados. A concentração mínima desse elemento foi de 100 mg Kg<sup>-1</sup> e a média de 550 mg Kg<sup>-1</sup>. Os valores médios em cada uma das fontes (410, 240 e 775 mg Kg<sup>-1</sup>

para canal de drenagem, estradas e lavouras) mostram diferenças apropriadas com o ambiente da qual a amostra faz parte.

No caso do K, elemento que é amplamente adicionado através de fertilizantes (cloreto de potássio), era de se esperar um maior valor nas lavouras, porém este elemento é pouco conservativo devido a sua mobilidade. Os teores médios encontrados foram de 1010, 1522 e 1372 mg Kg<sup>-1</sup>, no canal de drenagem, estradas e lavouras, respectivamente. Da mesma forma, as amostras de solo das fontes possuem concentrações Mg de 1348, 2240 e 2060 mg Kg<sup>-1</sup> de solo, no canal, nas estradas e nas lavouras. Também o Mg é aplicado via correção da acidez do solo com a adição de calcário, que possui elevada quantidade do elemento e, portanto era de se esperar maiores concentrações nas lavouras, fato não constatado. Os valores de ferro (Fe) estão relacionados com os minerais formadores do solo da região, sendo sinônimo do grau de intemperismo do solo. A concentração máxima encontrada foi de 46000 mg Kg<sup>-1</sup> em duas lavouras, uma sob cultivo mínimo e outra sob cultivo convencional, ou seja, locais com maior propensão de se encontrar altos teores do elemento. O menor valor de Fe (12000 mg Kg<sup>-1</sup>) foi encontrado no canal de drenagem e demonstra que o solo do talude do canal é importante fonte desse elemento aos recursos hídricos. O manganês (Mn) também pode estar intimamente relacionado com as rochas formadoras do solo e foi encontrado em menores teores nas estradas (606 mg Kg<sup>-1</sup>) no canal de drenagem (677 mg Kg<sup>-1</sup>) e chegando ao máximo nas lavouras (829 mg Kg<sup>-1</sup>).

**Tabela 7.** Concentrações químicas dos elementos analisados nas fontes de sedimentos, valores máximos, médios, mínimos e desvio padrão.

Ponto	Hg	P	K	Mg	Cu	Zn mg kg <sup>-1</sup>	Fe	Mn	Na	Cd	Cr	Pb
1	0,02	800	976	1600	25	69	28000	774	165	<0,2	7	28
2	0,01	500	1000	1600	18	64	29000	1000	190	<0,2	5	28
3	0,02	500	1000	1600	20	78	33000	997	121	<0,2	7	33
4	0,02	600	1300	1300	26	81	28000	1100	150	<0,2	9	32
5	0,04	300	715	1300	20	51	23000	628	171	<0,2	24	29
6	0,02	300	988	2000	22	73	28000	806	198	<0,2	9	29
7	0,02	300	940	1400	19	49	23000	355	164	<0,2	16	28
8	0,03	300	1800	1400	19	74	27000	645	118	<0,2	10	37
9	0,02	300	694	500	8	38	13000	292	131	<0,2	6	31
10	0,02	200	687	783	10	35	12000	173	149	<0,2	11	31
Média Canal	0,02	410	1010	1348	19	61	24400	677	156	-	10	31
11	0,01	300	623	2200	17	49	31000	456	146	<0,2	0,4	13
12	0,01	100	2000	1600	19	51	24000	236	175	<0,2	0,9	14
13	0,01	200	2100	2700	22	85	36000	584	215	<0,2	2	17
14	0,02	300	1500	2600	22	84	38000	648	193	<0,2	4	32
15	0,03	200	1400	1800	25	94	42000	637	220	<0,2	10	46
16	0,03	300	1300	2100	32	85	39000	387	240	<0,2	11	38
17	0,02	300	1200	2200	22	94	38000	934	214	<0,2	7	34
18	0,03	300	1200	2300	23	98	41000	928	202	<0,2	36	30
19	0,02	200	2600	2700	18	94	38000	776	249	<0,2	8	35
20	0,02	200	1300	2200	13	59	37000	473	191	<0,2	8	32
Média Estradas	0,02	240	1522	2240	21	79	36400	606	205	-	9	29
21	0,02	800	1700	2700	24	82	32000	551	253	<0,2	4	18
22	0,02	600	1300	2000	15	60	26000	651	193	<0,2	4	18
23	0,02	800	1200	2200	20	67	27000	577	271	<0,2	5	20
24	0,02	500	1200	1600	17	100	35000	995	146	<0,2	5	37
25	0,02	300	1200	1800	17	90	33000	846	210	<0,2	5	30
26	0,03	600	1200	1500	15	69	31000	749	205	<0,2	9	37
27	0,02	800	2400	2700	23	106	36000	987	199	<0,2	7	37
28	0,02	600	929	1500	11	57	24000	695	134	<0,2	4	21
29	0,02	700	947	1300	14	54	22000	819	134	<0,2	8	30
30	0,02	400	2100	2600	31	123	46000	1000	275	<0,2	9	46
31	0,03	900	1100	1500	24	84	36000	570	189	<0,2	10	31
32	0,03	900	996	1600	17	65	33000	997	170	<0,2	5	25
33	0,02	900	1600	2800	24	157	39000	991	222	<0,2	5	24
34	0,02	600	1200	2100	17	63	33000	817	231	<0,2	7	31
35	0,01	800	1100	1800	20	71	34000	1200	220	<0,2	7	38
36	0,02	1300	1500	2300	22	53	35000	627	201	<0,2	5	22
37	0,02	1200	1500	2400	20	50	34000	601	291	<0,2	5	21
38	0,01	1100	1800	3000	24	79	37000	812	274	<0,2	5	20
39	0,02	800	961	1700	21	64	33000	1000	201	<0,2	9	35
40	0,01	900	1500	2100	29	118	46000	1100	256	<0,2	8	27
Média Lavouras	0,02	775	1372	2060	20	81	33600	829	214	-	6	28
Média Geral	0,02	550	1319	1927	20	75	32000	735	197	-	8	30
Máximo	0,04	1300	2600	3000	32	157	46000	1200	291	-	36	46
Mínimo	0,01	100	623	500	8	35	12000	173	118	-	0,4	13
Desvio Padrão	0,00677	308,84	459,95	565,64	5,19	24,4	7517,5	253,26	45,1	-	6,07	7,86

### 5.3.2 Análise física dos sedimentos coletados em suspensão

O sedimento coletado em suspensão passou por uma série de procedimentos de dispersão de partículas e foi analisado em granulômetro à laser. Os resultados da granulometria demonstram que o conceito de limitar o tamanho da partícula das fontes durante o estudo tem embasamento uma vez que somente 25% das amostras possuem partículas de areia, acima do definido (63 µm). Os resultados estão apresentados na tabela 8:

**Tabela 8.** Granulometria das amostras coletadas em suspensão.

Data do Evento	Amostra	% Argila	% Silte	% Areia
07/11/2009	1	29,17	68,49	2,33
	2	43,93	55,93	0,14
	3	52,18	47,82	-
07/10/2010	1	37,62	62,38	-
	2	49,15	50,85	-
02/12/2010	1	37,48	62,42	0,11
	2	29,82	65,80	4,37
	3	44,78	55,21	-
	4	49,75	50,25	-
26/03/2011	1	37,75	62,16	0,09
	2	44,76	55,24	-
14/04/2011	1	35,38	64,62	-
	2	36,01	63,87	0,11
28/07/2011	1	44,46	55,54	-
	2	44,04	55,96	-
	3	41,85	58,15	-
29/07/2011	1	39,29	60,71	-
	2*	-	-	-
	3	45,36	54,77	-
	4	51,82	48,18	-
	5	53,02	46,98	-
	6	46,29	53,61	-
	7	46,40	53,60	-
	8	50,28	49,72	-

\* não foi realizada a granulometria dessa amostra devido à falta de material.

Também é possível observar que o silte apresenta-se em maior quantidade nas amostras mesmo executando mais de uma forma de desagregação das amostras (físicas e químicas). Pode-se inferir a este respeito que o silte, por ser mais leve que as demais partículas (argila e areia), são mais facilmente transportadas pelas enxurradas. Além disso, a presença neossolo na bacia, que são solos pouco desenvolvidos tende a possuir maior quantidade de silte e com a alta energia dos escoamentos é mais prontamente carregado para dentro do arroio.

### **5.3.3 Análise química dos sedimentos coletados em suspensão**

Para a realização das etapas posteriores houve a necessidade de se analisar quimicamente os sedimentos coletados durante os eventos de chuva-vazão. Para isto, os teores dos elementos selecionados anteriormente pelas análises estatísticas foram avaliados nos sedimentos utilizando a mesma metodologia e o mesmo equipamento que as fontes, e foram realizadas no mesmo laboratório.

A tabela 9 apresenta os resultados da análise química dos sedimentos em suspensão coletados durante os eventos. O fósforo (P) apresentou maiores teores médios nos eventos do dia 07/10/2010 e 29/07/2011 com 850 e 825 mg Kg<sup>-1</sup>, respectivamente, bem inferior à concentração máxima atingida verificada na fonte (1300 mg Kg<sup>-1</sup>). As menores quantidades desse elemento foram determinadas nos dias 02/12/2010 e 26/03/2011 quando foi obtido 600 mg Kg<sup>-1</sup>.

O potássio (K) apresentou sua maior concentração, 1500 mg Kg<sup>-1</sup> durante o último evento monitorado, e foi superior à média geral encontrada nos eventos (1396 mg Kg<sup>-1</sup>). Cabe ressaltar que a maior concentração encontrada no derradeiro evento é muito semelhante com o valor médio encontrado na fonte estradas (1522 mg Kg<sup>-1</sup>).

O magnésio (Mg) teve a maior concentração média (1500 mg Kg<sup>-1</sup>) durante o evento do dia 27/07/2011 e a menor (1133 mg Kg<sup>-1</sup>) no primeiro evento coletado (07/11/2009). Comparando com as fontes, a maior concentração de Mg foi encontrada nas estradas (2240 mg Kg<sup>-1</sup>).

Em dois eventos os valores médios de ferro (Fe), 23333 e 23375 mg Kg<sup>-1</sup>, respectivamente nos dias 07/11/2009 e 29/07/2011, superaram o valor médio geral, que ficou em 23250 mg Kg<sup>-1</sup>, valores inferiores à média encontrada nas áreas fontes (32000 mg Kg<sup>-1</sup>).

A maior concentração média de Mn (manganês) foi identificada no evento do dia 14/04/2011 quando se obteve 1150 mg Kg<sup>-1</sup>, e quando observado nas fontes nota-se que a maior concentração (829 mg Kg<sup>-1</sup>) se encontra na fonte lavouras.

**Tabela 9.** Concentrações químicas dos elementos analisados nos sedimentos em suspensão coletados durante os eventos, médias, máximo, mínimo e desvio padrão das amostras.

Data do Evento	Amostra	P	K	Mg	mg Kg <sup>-1</sup>			
					Fe	Mn	Na	Cr
07/11/2009	1	600	1100	2000	22000	899	59	12
	2	700	1000	1600	23000	914	51	23
	3	700	1300	2200	25000	1000	74	7
	Média	666	1133	1933	23333	938	61	14
07/10/2010	1	900	1200	2300	24000	1000	109	36
	2	800	1700	2900	22000	923	114	19
	Média	850	1450	2600	23000	962	112	28
02/12/2010	1	500	1500	3000	23000	830	79	14
	2	500	1200	2100	21000	840	52	15
	3	600	1600	2400	26000	1000	103	26
	4	800	1600	2300	24000	931	219	32
	Média	600	1475	2450	23500	900	113	22
26/03/2011	1	500	1100	2000	23000	1000	70	47
	2	700	1200	2000	23000	925	44	44
	Média	600	1150	2000	23000	963	57	45
14/04/2011	1	700	1300	2200	23000	1100	71	7
	2	800	1500	2400	23000	1200	84	17
	Média	750	1400	2300	23000	1150	77	13
28/07/2011	1	700	1100	1600	22000	1000	54	8
	2	600	1200	2000	22000	1000	75	9
	3	1000	1900	2700	25000	1100	82	15
	Média	767	1400	2100	23000	1033	70	11
29/07/2011	1	1000	1500	2400	23000	953	91	24
	2	1300	1500	2500	21000	846	96	9
	3	700	1600	2700	22000	700	123	9
	4	800	1500	2700	23000	890	109	11
	5	700	1500	2700	23000	966	88	13
	6	700	1500	2600	25000	973	83	19
	7	700	1300	2000	25000	960	26	17
	8	700	1600	2400	25000	946	127	22
	Média	825	1500	2500	23375	904	93	15
Média Geral		738	1396	2321	23250	954	87	19
Máximo		1300	1900	3000	26000	1200	219	47
Mínimo		500	1000	1600	21000	700	26	7
Desvio Padrão		206,169	248,071	398,091	1455,966	117,192	45,696	12,103

### 5.3.4 Análises estatísticas

#### 5.3.4.1 Análise da capacidade discriminante de cada elemento químico (Etapa 1)

O teste  $H$  (teste Kruskal-Wallis) indicou que existem concentrações químicas de determinados elementos capazes de serem utilizados como traçadores dentro de um conjunto. Para isto requer-se que existam diferenças significativas entre as fontes pré-estabelecidas (Canal de Drenagem, Estradas e Lavouras). Os resultados do teste  $H$  são apresentados na tabela 10.

**Tabela 10.** Resultados do teste H ou Kruskal-Wallis para discriminação das fontes.

Variáveis	Média das Concentrações Químicas ( $\text{mg k}^{-1}$ )			Teste de Kruskal-Wallis	
	Drenagem	Estradas	Lavouras	Kruskal-Wallis Qui-quadrado	P-value
Hg total	0,02	0,02	0,02	0,294413689	0,863115
P total	410	240	775	25,44843252	0,000002
K total	1010	1522,3	1371,65	8,077202268	0,017622
Mg total	1348,3	2240	2060	14,99869627	0,000553
Cu total	18,7	21,3	20,25	0,584060197	0,746746
Zn total	61,2	79,3	80,6	4,725683099	0,094152
Fe total	24000	36400	33600	15,06773943	0,000534
Mn total	677	605,9	829,25	5,297615919	0,070735
Na total	155,7	204,5	213,75	12,37266307	0,002057
Cd total	0,2	0,2	0,2	-	-
Cr total	10,4	8,73	6,3	5,405564054	0,067019
Pb total	30,6	29,1	28,4	0,496817625	0,780041

A hipótese nula ( $H_0$ ) testada é de que as fontes pertençam a uma mesma população e a hipótese alternativa ( $H_1$ ), de que as fontes diferem e não pertencem a mesma população. Sendo assim, quando  $P\text{-value}$  for menor que o nível de significância há condições de rejeitar a hipótese nula.

Os resultados do teste de Kruskal-Wallis demonstram que, utilizando o nível de significância de 10%, sete elementos que obtiveram  $H_{\text{calc.}} > H_{\text{crítico}}$  (4,61) foram selecionados (P, K, Mg, Fe, Mn, Na e Cr), ou seja, cada variável apresenta capacidade discriminante entre as três fontes. Nesta etapa eliminou-se o elemento Zn por apresentar um risco de erro maior que os elementos

selecionados, sugerindo que este elemento é o pior discriminante entre todos determinados.

#### 5.3.4.2 Determinação do melhor conjunto de traçadores (Etapa 2)

O teste de Wilks' Lambda é a estatística padrão usada para avaliar a significância estatística do poder discriminatório da função discriminante em questão. O valor do teste pode variar de 0 a 1 considerando-se que, quanto mais próximo de 1 menor será o poder discriminatório da função, sendo o contrário verdadeiro. A tabela 11 apresenta os resultados deste teste. A segunda coluna exibe os valores do teste Wilks' Lambda após a respectiva variável ter entrado no modelo. As variáveis que apresentaram menores valores de Lambda Parcial foram, nesta ordem, P, Fe, Mn, Mg, Na, Cr e K, podendo-se dizer que elas foram as variáveis mais importantes para discriminar os grupos.

**Tabela 11.** Resultados da análise da função discriminante para cada variável analisada.

Variáveis	Wilks' Lambda	Lambda Parcial	P-value
P total	0,273364	0,511349	0,000031
K total	0,142485	0,981041	0,743278
Mg total	0,155420	0,899394	0,193295
Fe total	0,199460	0,700813	0,004044
Mn total	0,191946	0,728248	0,007334
Na total	0,154024	0,907547	0,222315
Cr total	0,149395	0,935670	0,356782

Procedeu-se, em seguida, a um exame de classificação dessa função discriminante e observou-se que 87,5% dos casos foram classificados corretamente (Tabela 12), ou seja, que os grupos propostos no início foram formados corretamente, não devendo haver mudanças nos mesmos, isto é, os lotes pertencentes aos grupos Canal de Drenagem, Estradas e Lavouras devem permanecer nos seus respectivos grupos. Nesta etapa analítica as variáveis são acrescentadas gradualmente e observa-se o percentual de amostras que estão corretamente classificadas. Por exemplo, ao adicionar o elemento K ao P, 77,5% das amostras estão classificadas corretamente. Ou

então, ao acrescentar o elemento Mg ao P e K, 85% das amostras estão classificadas corretamente.

**Tabela 12.** Resultados da função discriminante com acréscimo gradual de cada variável e os valores da minimização total e parcial de Wilks Lambda.

	P	K	Mg	Fe	Mn	Na	Cr
Wilks Lambda Parcial	0,416801	0,826714	0,692967	0,898336	0,761594	0,914484	0,935670
Wilks Lambda	1,000000	0,416801	0,344575	0,238779	0,214504	0,163365	0,149395
% de amostras classificadas corretamente	75	77,5	85	77,5	85	87,5	87,5

Apesar de o melhor conjunto selecionado ser o composto por todos os elementos determinados pelo teste de Kruskal Wallis, o Sódio (Na) e o Cromo (Cr) foram suprimidos na determinação da origem dos sedimentos, pois sem estes dois elementos os resultados do modelo (eq. 12) foram mais bem ajustados, diminuindo erros. Uma justificativa é que a lavoura de fumo requer grande adição anual de adubos nitrogenados, na forma de Salitre do Chile ou Nitrato de Sódio ( $\text{NaNO}_3$ ), sendo estes fertilizantes solúveis. Dessa forma, este elemento (Na) foi excluído da análise por ser um elemento muito suscetível a alterações de concentração devido à sua alta solubilidade. Garlipp (2006) ressalta que no solo o cromo ocorre predominantemente no seu estado trivalente ( $\text{Cr}^{+3}$ ) e o  $\text{Cr}^{+6}$  pode ser facilmente reduzido para  $\text{Cr}^{+3}$  através da matéria orgânica, por exemplo. A autora comenta que a ocorrência em solos é comumente resultado da atividade humana e em águas superficiais, a razão de  $\text{Cr}^{+3}$  para  $\text{Cr}^{+6}$  varia muito e concentrações altas podem ser encontradas no local e também distantes do mesmo devido a elevada mobilidade. Pelo fato de ser muito solúvel e móvel, o elemento Cr também foi excluído das análises.

#### 5.3.4.3 Incerteza associada à capacidade de diferenciação entre as fontes (Etapa 3)

A Distância de Mahalanobis entre as fontes, considerando o conjunto de elementos composto por P, K, Mg, Fe e Mn (Tabela 13), mostra que as séries analisadas estão corretamente classificadas, uma vez que quanto maior

for a distância entre os centróides das fontes melhor será a capacidade de diferenciação. O teste demonstra que, relacionando-se os grupos, Estradas com Lavouras e Estradas com Drenagem possuem maiores distâncias entre si. Isto significa que as fontes são diferentes estatisticamente e que, portanto, há poder discriminante. A menor distância entre as lavouras e a drenagem não quer dizer que estes grupos são iguais, apenas que, comparativamente aos outros grupos, são menos diferentes entre si. O que se pode concluir é que as estradas são diferentes das demais fontes (lavouras e canal de drenagem).

**Tabela 13.** Resultados da análise discriminante: valores da distância de Mahalanobis.

Distância de Mahalanobis entre as fontes		
	Drenagem	Estradas
Estradas	12,37945	-
Lavouras	4,67428	12,68418

A tabela 14 exibe a Distância de Mahalanobis calculada entre as amostras e os grupos. Para a amostra ser corretamente classificada, a distância de Mahalanobis entre esta amostra e a classe à qual pertence deve ser menor que as distâncias desta amostra às demais classes. Como exemplo na amostra 2, a qual pertence à classe Drenagem, a distância de Mahalanobis do centróide desta classe (2,13465) é menor que as distâncias dos centróides das classes Estradas (16,60590) e Lavouras (4,54876). Portanto, esta amostra seria classificada como pertencente à classe Drenagem, o que está correto.

Apenas cinco amostras, destacadas na tabela 14, foram incorretamente classificadas. Sendo uma amostra do canal de drenagem e quatro porções coletadas nas lavouras.

O fato de ter pertencido ao grupo do qual faz parte mostra que há capacidade discriminante entre as 3 fontes, apesar de que em termos de falhas foram 20% nas lavouras e 10% nas amostras do canal de drenagem. Em todo o conjunto de amostras obteve-se 12,5% de amostras classificadas fora dos grupos aos quais pertencem.

**Tabela 14.** Resultados da análise discriminante: valores da distância de Mahalanobis entre as amostras e os centróides dos grupos.

Distância de Mahalanobis dos Centróides das fontes Drenagem, Estradas e Lavouras				
		<b>Drenagem</b>	<b>Estradas</b>	<b>Lavouras</b>
<b>1</b>		3,70813	19,95464	1,74336
<b>2</b>		2,13465	16,60590	4,54876
<b>3</b>		2,51799	12,16754	3,53395
<b>4</b>		6,42471	29,65500	8,50698
<b>5</b>		1,14638	11,32519	7,98164
<b>6</b>	<b>Drenagem</b>	5,12545	9,01355	9,14514
<b>7</b>		3,28991	6,83443	8,84411
<b>8</b>		5,16658	13,35172	9,50334
<b>9</b>		5,07722	25,20929	15,93239
<b>10</b>		5,53084	19,79904	17,12503
<b>11</b>		17,82584	7,21448	19,59717
<b>12</b>		13,29871	10,29511	19,45747
<b>13</b>		17,76788	2,65781	17,23656
<b>14</b>		15,96278	1,06399	14,33802
<b>15</b>	<b>Estradas</b>	21,04168	4,98015	21,03425
<b>16</b>		22,95193	3,91036	21,32455
<b>17</b>		9,13611	3,27352	9,50568
<b>18</b>		13,17680	2,83933	12,28408
<b>19</b>		19,36248	7,89516	18,31175
<b>20</b>		18,73469	1,33456	19,21676
<b>21</b>		11,71929	11,51743	4,78711
<b>22</b>		2,74068	12,25144	2,65912
<b>23</b>		6,60895	15,37293	2,94803
<b>24</b>		3,34516	11,14706	3,48289
<b>25</b>		3,42421	4,47677	6,05220
<b>26</b>		2,38019	11,84922	1,97560
<b>27</b>		14,37139	21,83274	6,83428
<b>28</b>		1,15067	16,86501	3,24249
<b>29</b>		4,40362	29,05693	6,63679
<b>30</b>		17,08863	4,82752	11,94887
<b>31</b>	<b>Lavouras</b>	15,07252	20,09419	8,42525
<b>32</b>		7,44769	25,14942	3,10848
<b>33</b>		12,34318	15,28357	2,94652
<b>34</b>		3,59011	7,69119	1,50081
<b>35</b>		7,58750	25,68890	4,39947
<b>36</b>		21,84099	32,47054	8,39789
<b>37</b>		18,02186	26,43367	5,98019
<b>38</b>		18,31878	22,43301	5,77943
<b>39</b>		5,20910	20,09666	2,04871
<b>40</b>		16,23480	18,55909	6,25951

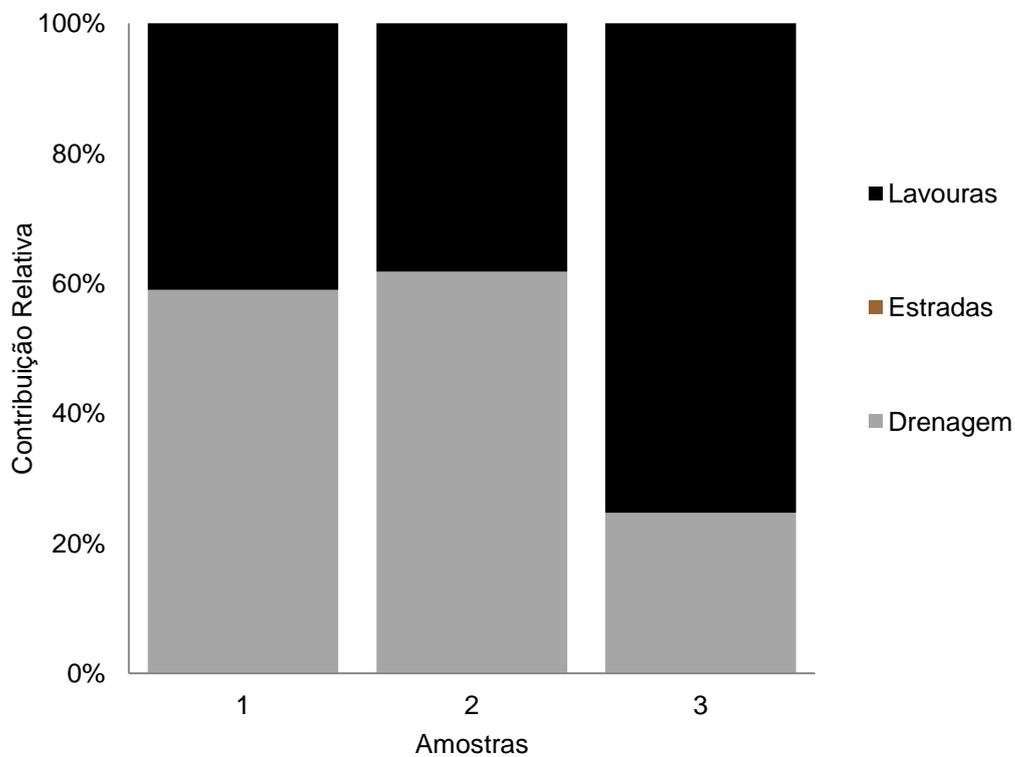
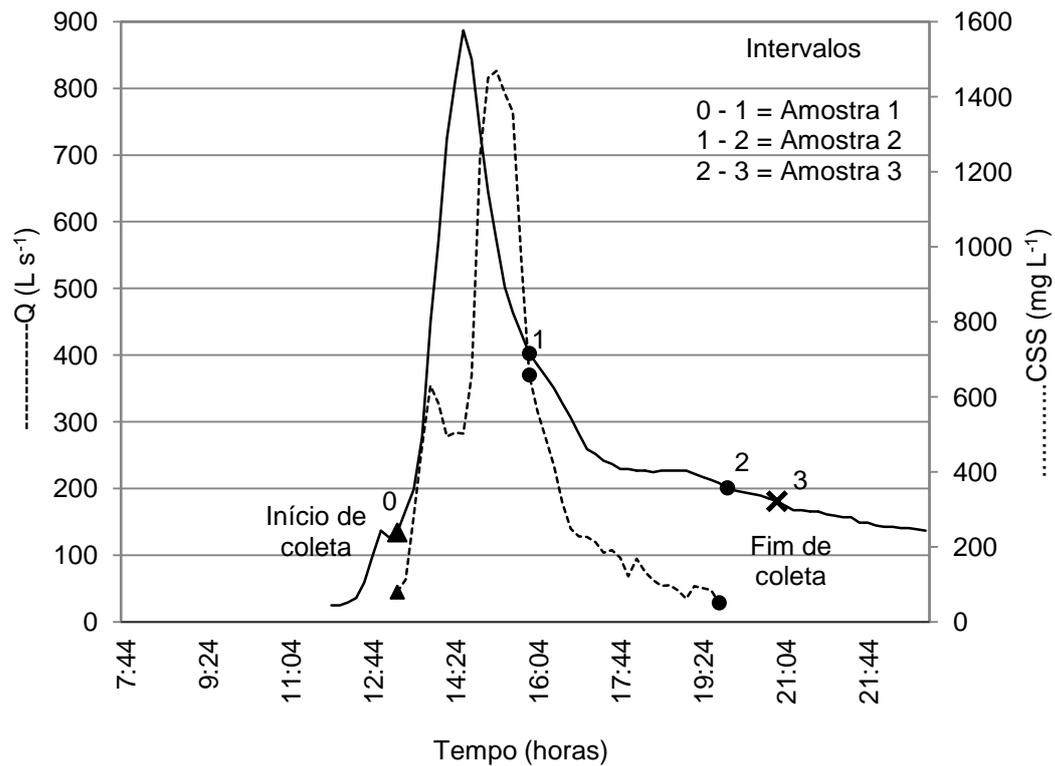
Hachuras mostram as amostras incorretamente classificadas pela Distância de Mahalanobis.

#### 4.3.4.4 Classificação das amostras de sedimentos em suspensão (Etapa 4)

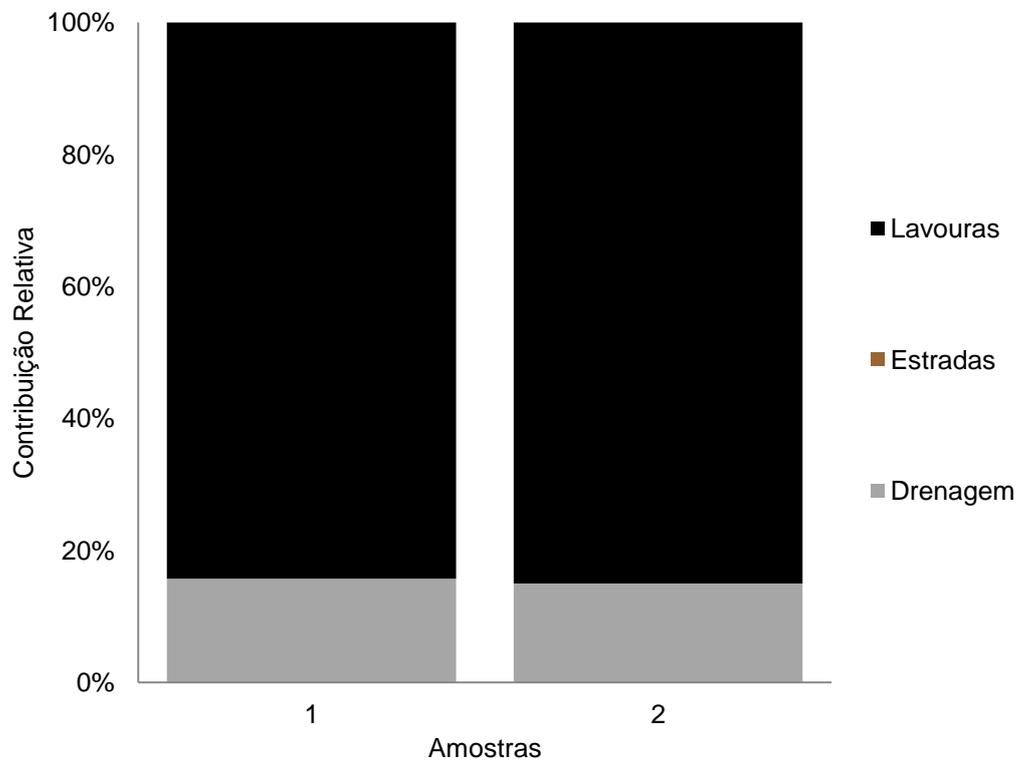
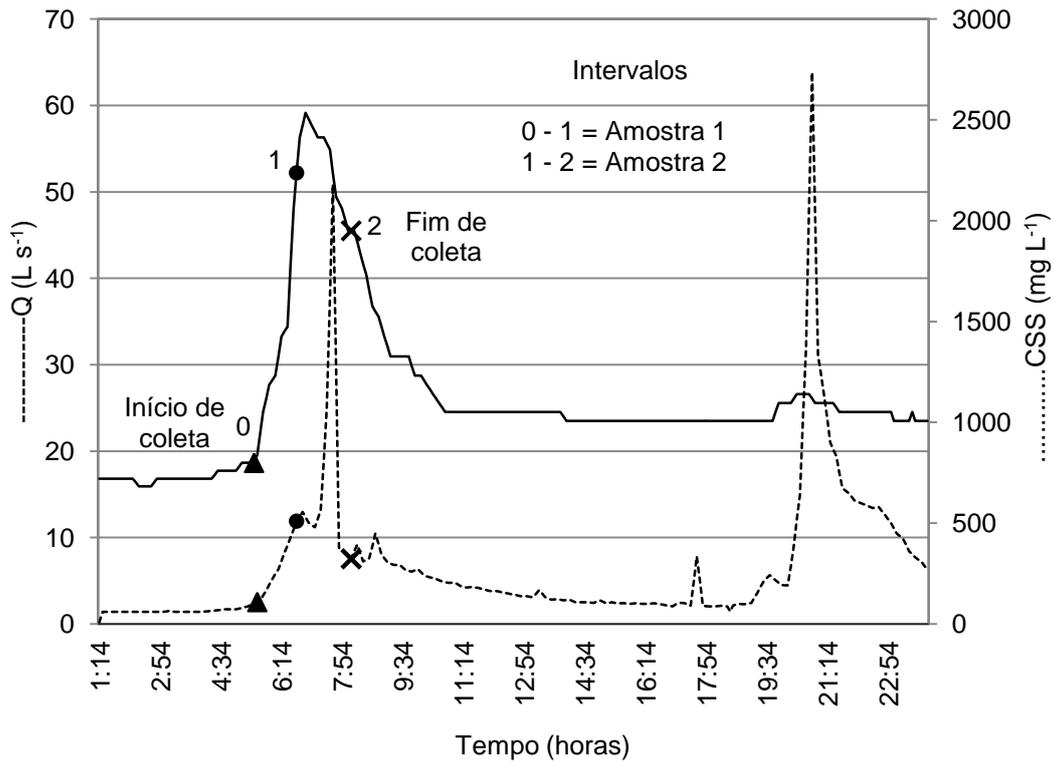
A determinação da origem dos sedimentos foi simulada a partir da composição das três fontes (Canal de Drenagem, Estradas e Lavouras) conforme estabelecido nas etapas anteriores. Os resultados da simulação são apresentados na tabela 15 e os hidrogramas e sedimentogramas com os intervalos de coleta, assim como a contribuição relativa das fontes são mostrados nas figuras 10, 11, 12, 13, 14, 15 e 16.

**Tabela 15.** Contribuição relativa de cada fonte de sedimento nos eventos monitorados e nas diferentes simulações realizadas e o erro relativo médio (ERM).

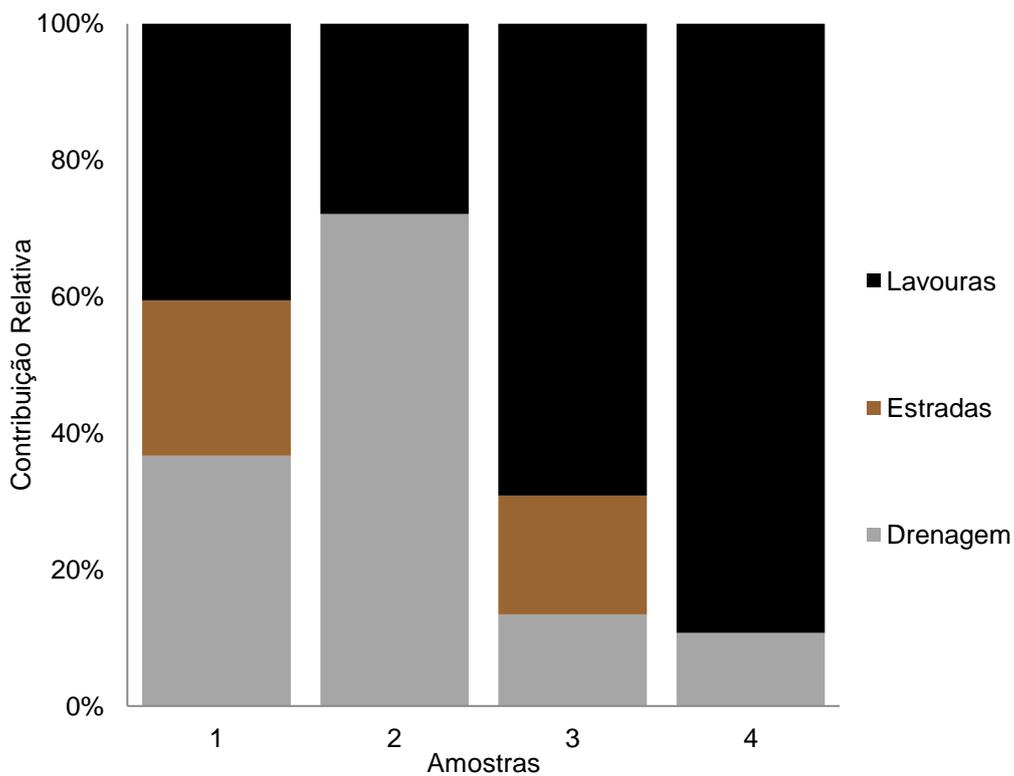
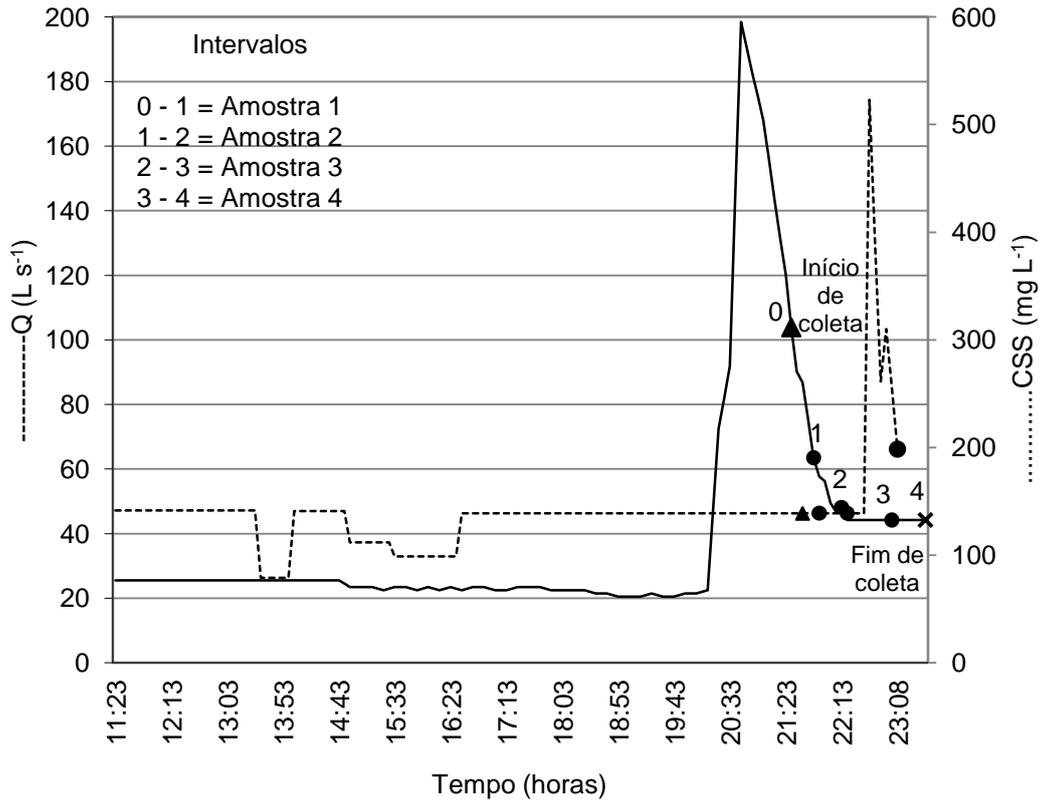
Data	Amostra	Canal	Estradas	Lavouras	ERM
				%	
07/11/2009	1	58,97	0,00	41,03	3,00
	2	61,79	0,00	38,21	3,05
	3	24,69	0,00	75,31	2,50
07/10/2010	1	15,70	0,00	84,30	4,54
	2	14,99	0,00	85,01	7,98
02/12/2010	1	36,60	22,70	40,50	6,15
	2	72,08	0,00	27,92	3,54
	3	13,40	17,40	69,10	3,57
	4	10,72	0,00	89,20	3,96
26/03/2011	1	67,89	0,28	31,83	3,19
	2	40,94	0,00	59,06	2,85
14/04/2011	1	31,73	0,00	68,27	4,56
	2	12,87	0,00	87,13	6,55
28/07/2011	1	59,21	0,00	40,79	3,80
	2	54,19	0,00	45,81	3,66
	3	0,00	0,00	100,00	7,20
29/07/2011	1	0,00	0,00	100,00	6,15
	2	17,00	0,00	83,00	10,98
	3	36,10	0,00	63,90	6,40
	4	14,34	0,00	85,60	5,41
	5	23,10	0,00	76,90	5,50
	6	14,40	0,00	85,50	3,80
	7	29,30	0,00	70,40	1,90
	8	15,40	0,00	84,50	3,40



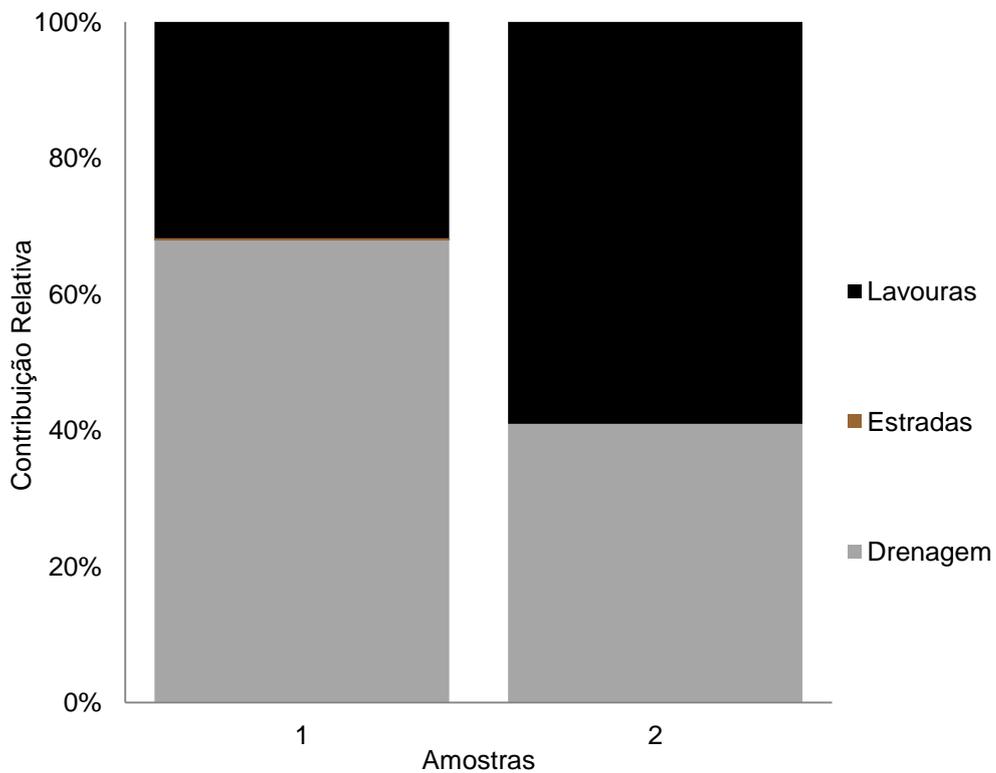
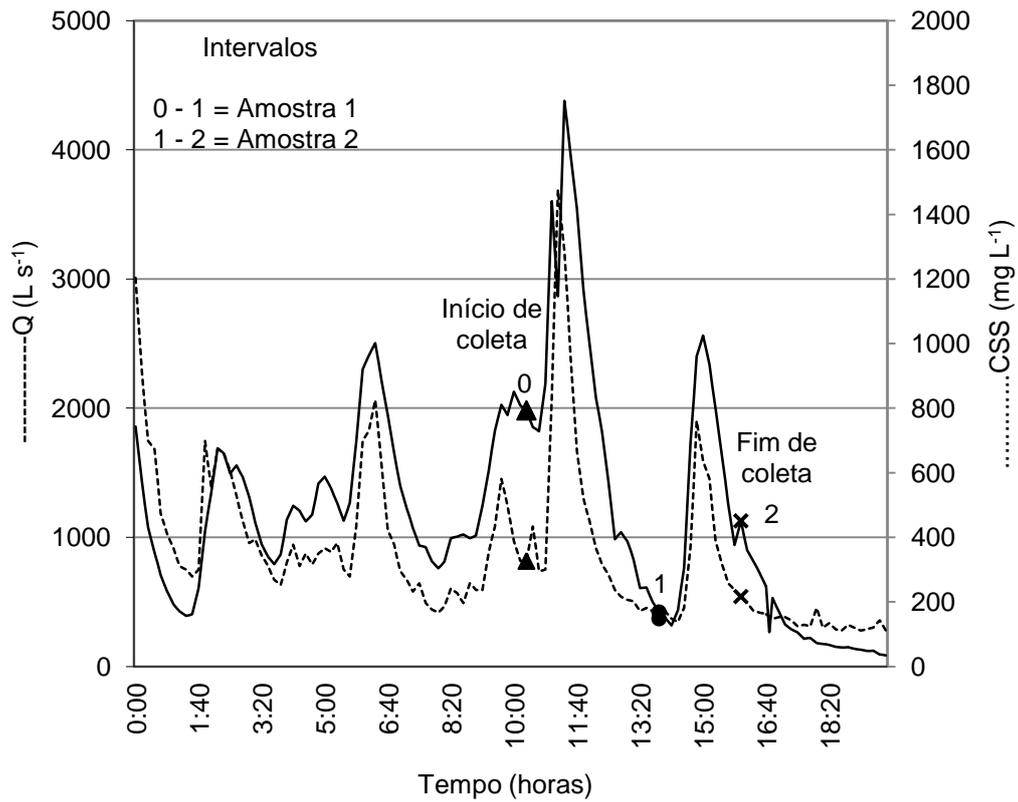
**Figura 10.** Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 07/11/2009.



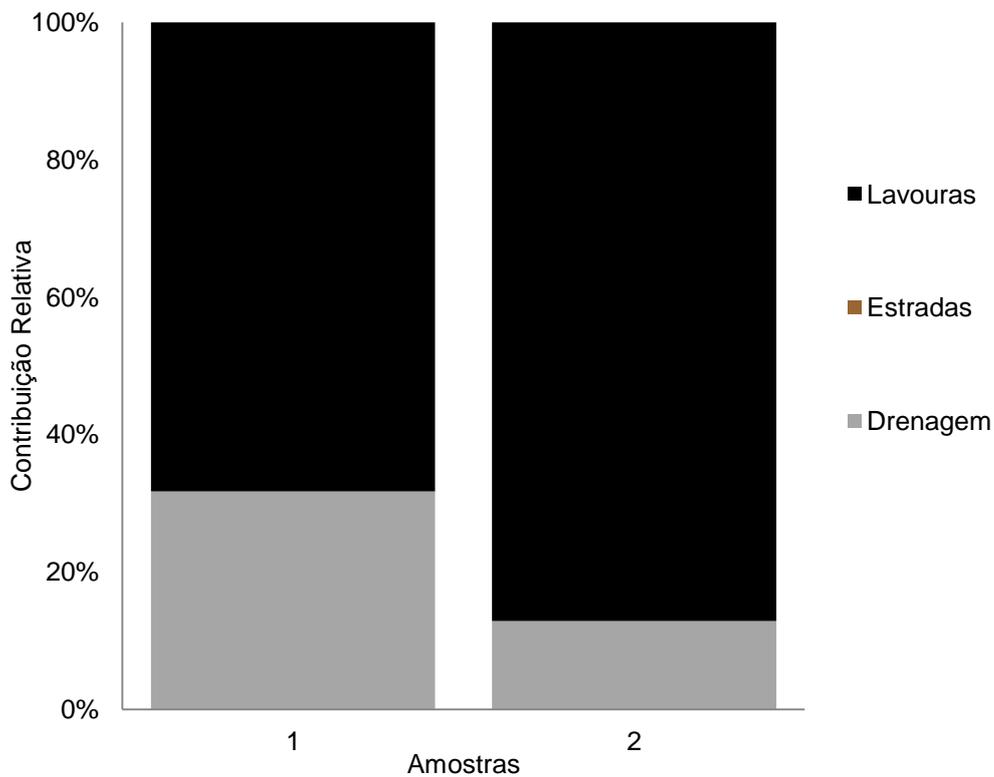
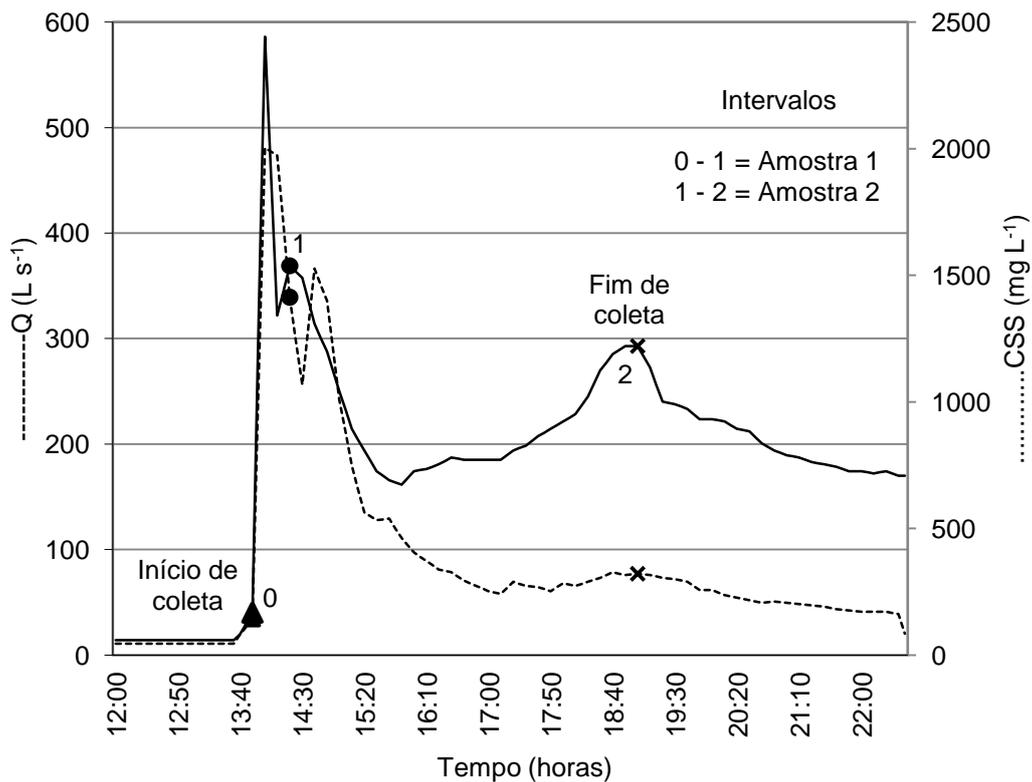
**Figura 11.** Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 07/10/2010.



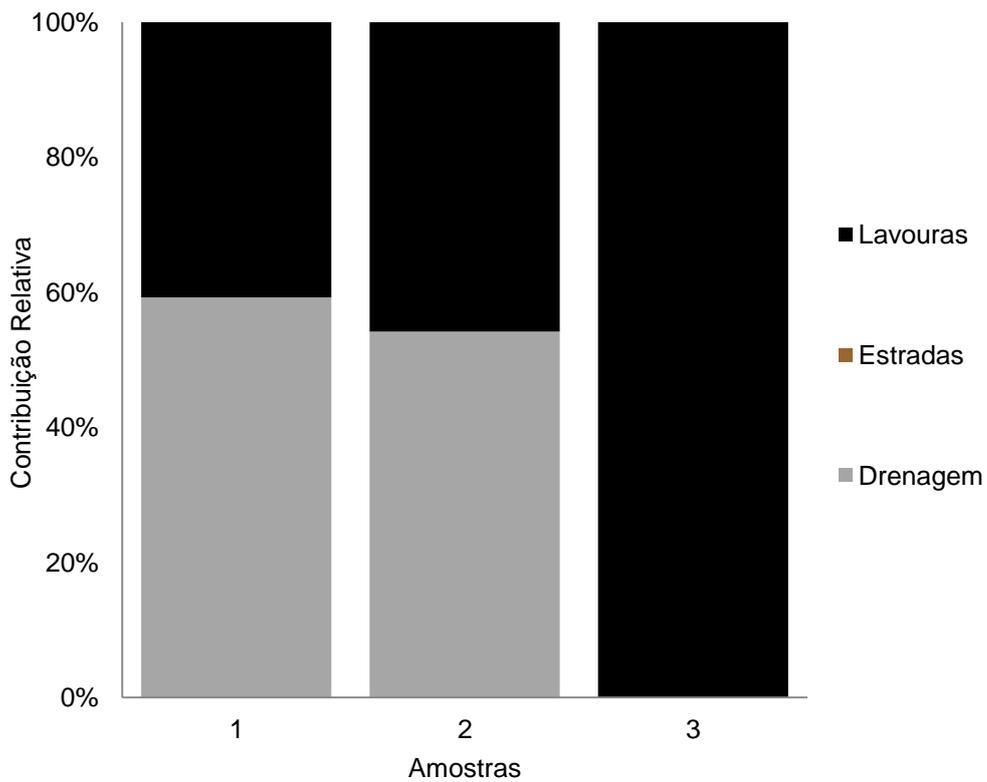
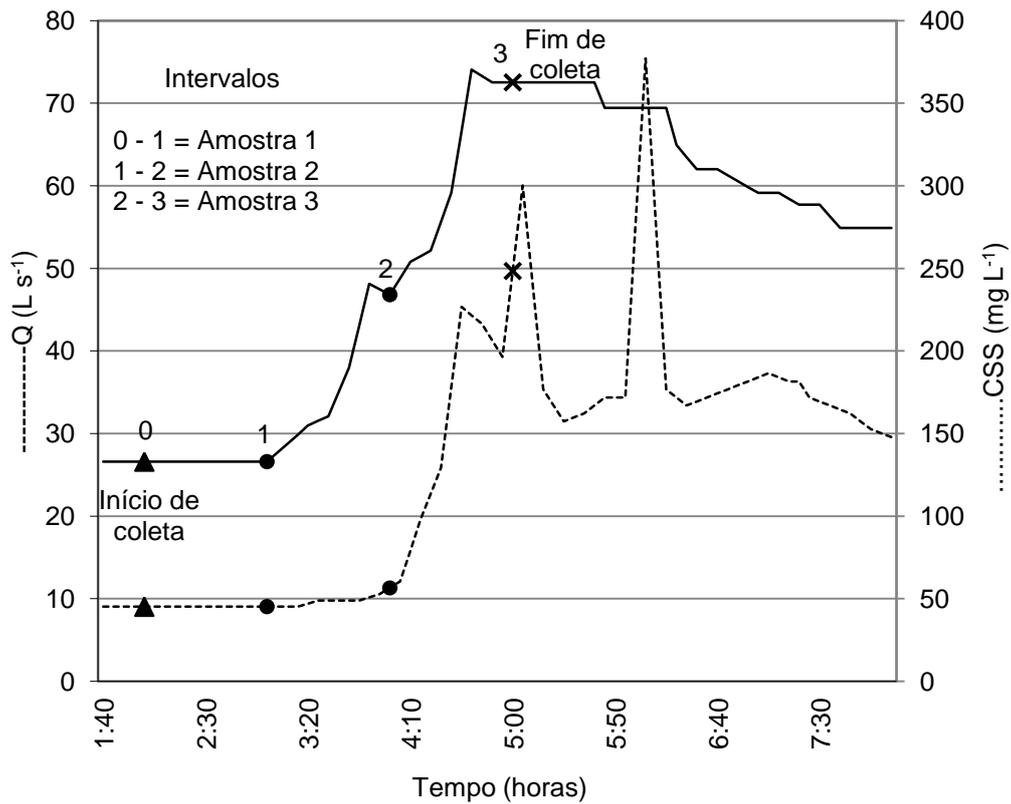
**Figura 12.** Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 02/12/2010.



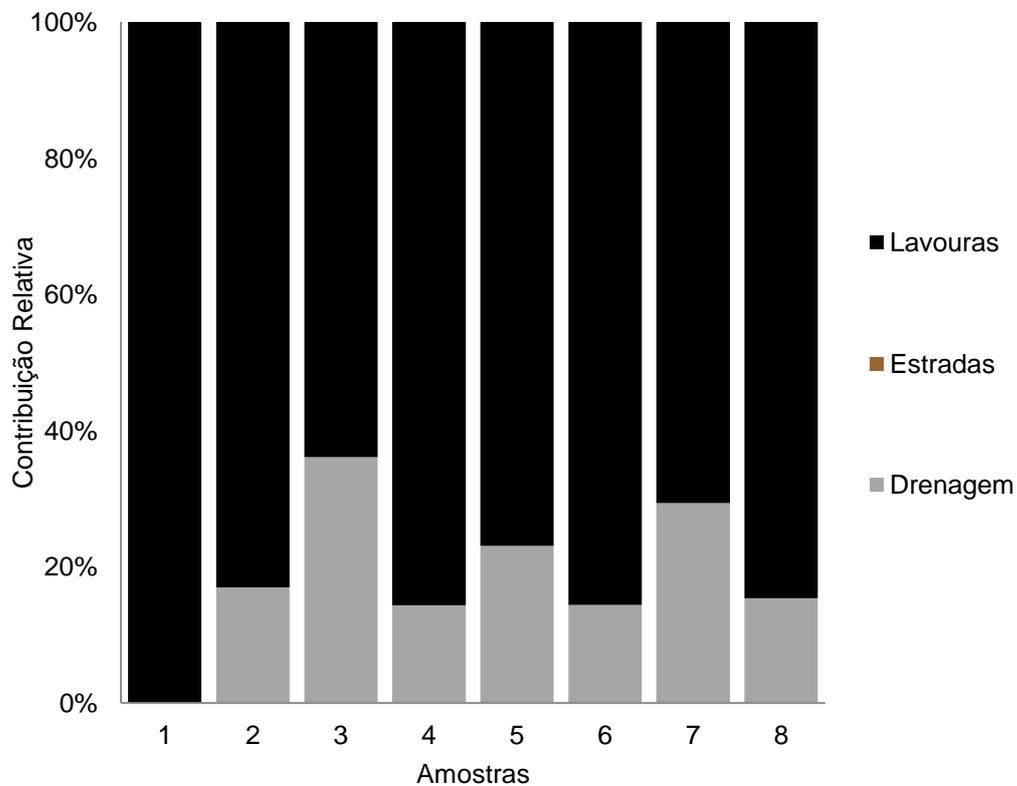
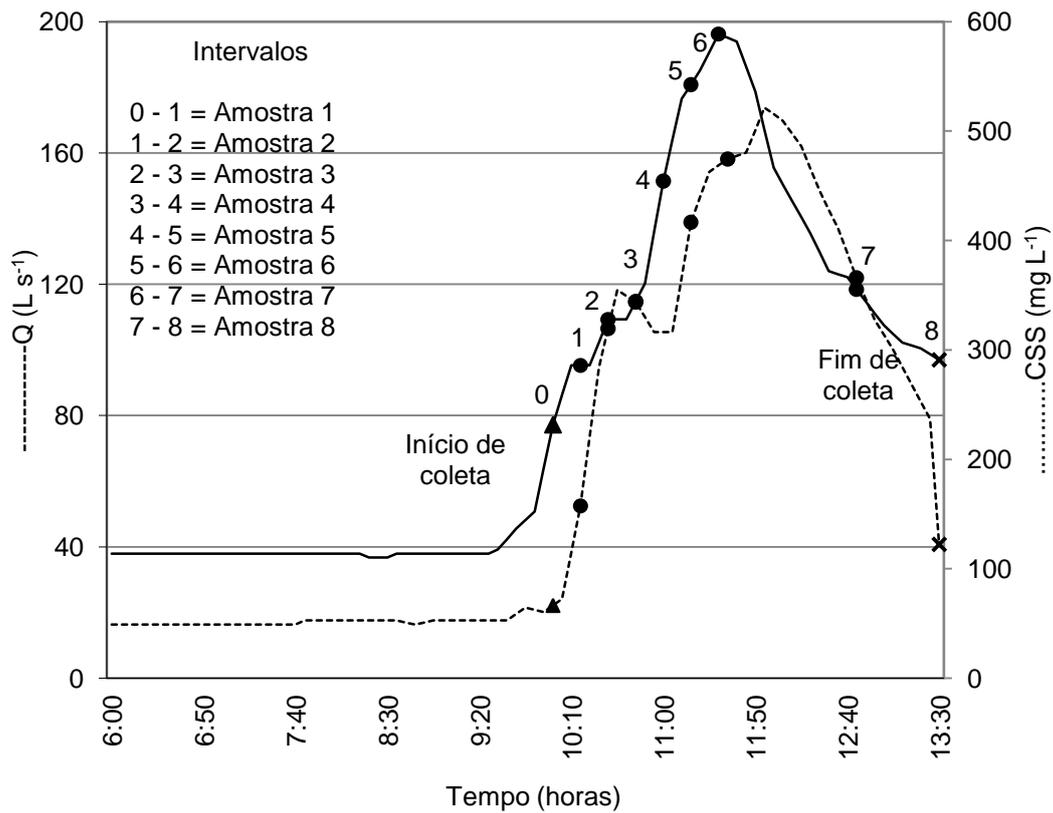
**Figura 13.** Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 26/03/2011.



**Figura 14** Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 14/04/2011.



**Figura 15.** Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 28/07/2011.



**Figura 16.** Hidrograma e sedimentograma com os intervalos de coleta e contribuição relativa das fontes de sedimentos do evento do dia 29/07/2011.

O modelo utilizado na identificação da origem dos sedimentos proporciona resposta confiável ressaltada pelas baixas estimativas do ERM, que em nenhum momento ultrapassaram o limite crítico de 15%. O ERM máximo encontrado na simulação com três fontes foi de 10,98% na amostra 2 do último evento monitorado.

Dos sete eventos monitorados, em seis deles a fonte lavouras aumenta sua participação de sedimentos transportados em suspensão com o passar do tempo, variando de 28 a 100%. Apenas no evento do dia 29/07/2011 ocorreu uma oscilação nos valores distribuídos entre as lavouras e a drenagem. Esta constatação ocorre independente da variação natural da vazão de pico, ou seja, com uma maior ou menor energia de transporte de sedimentos o comportamento é o mesmo. A fonte lavoura teve em geral maior contribuição que as demais fontes, conforme pode ser observado nos gráficos expostos acima. Walling e Woodward (1995) determinaram a importância de todas as fontes de sedimentos durante o evento no Rio Culm, em Devon no Reino Unido, sendo que as áreas cultivadas sempre foram as fontes mais significativas. Além disso, a fonte lavoura está fisicamente localizada a maior distância, o que proporciona atraso na chegada de sua contribuição, com tendência a aumentar a contribuição ao longo do evento.

Por outro lado, os sedimentos do canal de drenagem são mobilizados principalmente no início do evento de chuva-vazão, pois o escoamento possui menor concentração de sedimentos e o fluxo tem energia para erodir o leito e as margens. Com o passar do tempo, a concentração de sedimentos aumenta e o fluxo perde esta energia e não erode mais tanto as margens e o leito. Isso pôde ser constatado nos eventos 02/12/2010 e 28/07/2011.

De maneira geral, a contribuição do canal variou desde zero até 72,08%, sendo maior no início do evento e diminuindo com o passar do tempo. Este valor elevado é maior do que aqueles encontrados em estudos no Reino Unido (Collins et al., 1998; Walling et al., 1999; Owens et al., 2000) onde as estimativas variaram entre 10 e 40%. Carter et al., (2003) também encontraram alta contribuição do canal de drenagem na parte superior do Rio Aire, mas isso pode ser parcialmente explicado pela ausência de áreas cultivadas próximas. No caso, na bacia monitorada, há uma mata ciliar importante e que possui

potencial de retenção dos sedimentos vindos de outras áreas da bacia. Com essa situação, as margens do arroio fornecem grande proporção de sedimentos no princípio da onda de cheia por causa da maior capacidade de transporte, da água que percorre o canal devido a ter pouca concentração nesse momento. Além disso, percorrendo toda a extensão da rede de drenagem dentro da bacia há evidências de erosão grave das margens em várias regiões, principalmente próximo de locais de moradia dos agricultores. A retirada da mata ciliar nestes pontos apresenta queda das margens, entregando alta carga de sedimentos prontamente erodidos e transportados.

Russel et al. (2000, 2001) descrevem que os canais de drenagem podem contribuir com mais de 80% da carga de sedimentos suspensos no início da precipitação, porque estes representam um rápido caminho de transferência de sedimentos. A proporção derivada desta fonte tende a diminuir com o aumento da descarga líquida, e isto é balanceado pelo aumento de contribuição de outras fontes, como as do escoamento superficial da bacia para o arroio depois que o solo foi saturado. Os autores afirmam que a contribuição relativa dos canais de drenagem de uma bacia hidrográfica tende a aumentar após o pico de descarga, quando o escoamento superficial decresce nas pendentes devido ao fim da precipitação, e pode contribuir com 75% da carga durante os últimos estágios do evento. A variabilidade intra-evento da contribuição do canal parece ser mais complexa e há pouca evidência de um simples relacionamento com a vazão. Russel et al. (2000, 2001) apresentam o caso da bacia Rosemaund (Reino Unido), onde a contribuição do canal é maior durante a subida da onda de cheia, sugerindo que o transporte de sedimentos é da lavagem do canal no estágio de ascensão. Esta afirmação descrita pelos autores enquadra-se nos resultados obtidos neste trabalho na bacia do arroio Lajeado Ferreira em Arvorezinha/RS.

Os mesmos autores sustentam que, na bacia Smisby (Reino Unido), a maior contribuição do canal é no pico de descarga e durante a recessão da onda de cheia na parte baixa da bacia quando pode ocorrer o colapso das paredes do canal. Os resultados obtidos para a bacia de Rosemaund sugerem que a contribuição do canal é maior quando ocorre a máxima descarga/vazão e velocidade de fluxo.

O trabalho realizado na bacia de Arvorezinha demonstrou que a contribuição das estradas foi praticamente nula nas amostragens realizadas. Uma possível explicação para esta diminuição da contribuição das Estradas durante o monitoramento entre 2009 e 2011 é que, nos últimos anos a qualidade da manutenção das estradas na bacia melhorou muito. É importante salientar que a conectividade entre as estradas e o arroio é limitada. Os locais para entrada dos sedimentos provenientes das Estradas para o canal, na bacia do arroio Lajeado Ferreira, são apenas três pontos (Figura 17), conforme apresentado em Minella (2007). Na determinação das fontes de sedimentos para esta bacia, Minella (2007) encontrou que 29,0% dos sedimentos produzidos na bacia são provenientes das estradas. Isto é contrário ao encontrado por Carter et al. (2003), que explica o aumento da contribuição relativa dos sedimentos da estrada como reflexo no aumento da conectividade da rede de estradas para o canal com o progresso do evento. Porém, não foi observada esta situação na maioria das amostras, e apenas duas possuíam sedimentos oriundos da fonte Estradas.

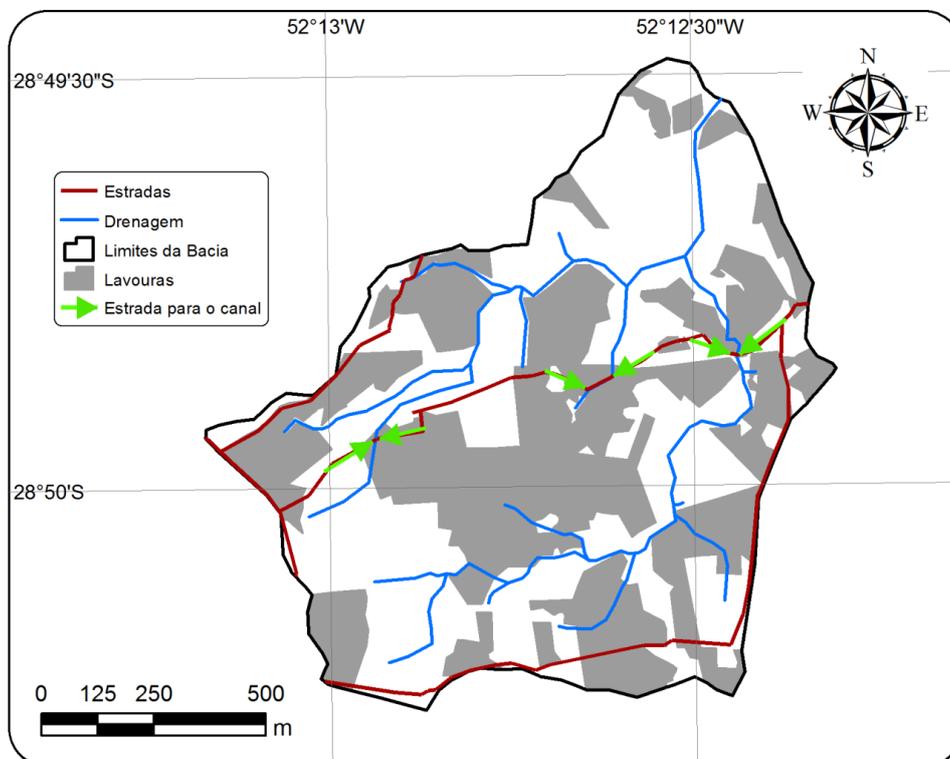


Figura 17. Conexões das estradas com o canal de drenagem e os locais de entradas de sedimentos.

## 6. CONCLUSÕES

A hipótese formulada para este trabalho, de que é possível estabelecer a origem dos sedimentos mobilizados intra-evento de chuva-vazão utilizando métodos de amostragem, analíticos e estatísticos adequados, foi confirmada na aplicação para a bacia de Arvorezinha, onde se deu durante os anos de 2009, 2010 e 2011 ao longo de sete eventos.

Neste estudo, que teve como objetivos identificar as fontes de sedimentos em suspensão coletados ao longo de eventos de chuva-vazão utilizando técnicas de amostragem, análises físicas, químicas e estatísticas, foi constatado que:

1) As concentrações dos elementos químicos presentes no solo das três fontes amostradas (Canal de Drenagem, Estradas e Lavouras) foram diferentes estatisticamente, pelo teste de Kruskal-Wallis ou teste H, para os seguintes elementos: P, K, Mg, Fe, Mn, Na e Cr.

2) O melhor conjunto de traçadores utilizando o teste de Wilks' Lambda foi o que utilizou os seguintes elementos químicos: P, Fe, Mn, Mg, Na, Cr e K que atingiram 87,5% das amostras classificadas corretamente. Entretanto como o Na e o Cr foram descartados nas etapas subsequentes, 85% das amostras foram classificadas corretamente. Finalmente, o melhor conjunto foi o formado por P, Fe, Mn, Mg e K.

3) A Distância de Mahalanobis que serve para determinar o número de amostras coletadas nas fontes corretamente classificadas dentro do seu próprio grupo revelou que das 40 amostras apenas cinco foram classificadas incorretamente foram duas amostras do canal de drenagem e três porções coletadas nas lavouras.

4) Existe variabilidade das fontes de sedimentos, não só entre os diferentes eventos, mas também durante os eventos de chuva-vazão. O modelo utilizado na identificação da origem dos sedimentos proporciona

resposta confiável, conforme ressaltado pelas baixas estimativas do ERM. Além disso, a análise gráfica é conclusiva, confirmando a variabilidade. Especificamente:

- Dos sete eventos monitorados, em seis deles a fonte Lavouras é a mais importante sendo que sua participação aumenta com o passar do tempo ao longo do evento (27,92 a 100%);
- A fonte Drenagem tem maior importância no início do evento (0 a 59,21%) e perde sua importância ao longo do evento. Possivelmente, isto ocorre devido ao efeito da subida da onda de cheia, no início do evento, ainda com pouca concentração de sedimentos, portanto com maior potencial erosivo, causando erosão nas margens (Canal de Drenagem), antes da chegada do solo vindo das Lavouras;
- A fonte Estrada tem pouquíssima importância (0 a 22,70%) caracterizando uma contribuição esporádica, sem efeito sistemático, no aporte dos sedimentos em suspensão coletados no exutório da bacia.

## 7. RECOMENDAÇÕES

Por fim, torna-se necessário elencar alguns aspectos relacionados aos estudos de identificação da origem dos sedimentos que ainda podem ser mais explorados.

- a) Carbono: este elemento, de acelerada transformação no ambiente, deve ser mais explorado em relação ao tipo de coleta e subsequente análise química nos laboratórios. Isto é pertinente quando se avaliar diferentes bacias hidrográficas e com diferentes sistemas de manejo e preparo do solo. Solos com preparos conservacionistas, teoricamente devem possuir maior teor de C e, portanto proporcionam contraste significativo entre as diferentes fontes de sedimentos.
- b) Fracionamento químico: o avanço no campo das análises químicas permite-nos propor a utilização desta técnica para a obtenção de diferentes parâmetros, importantes na diferenciação das fontes de sedimentos e na determinação da origem dos sedimentos transportados.
- c) Análises estatísticas: além da sequencia estatística utilizada neste trabalho deve-se buscar modelos robustos para que se obtenham respostas confiáveis e com mínimo erro. Por exemplo, o Método de Monte Carlo e o uso de Redes Neurais já foram relatados por Davis e Fox (2009) para determinar a origem de sedimentos.
- d) Utilização de novos equipamentos: durante a realização deste trabalho em Arvorezinha foi utilizado uma centrífuga para separar o sedimento da água com êxito. Tal equipamento mostrou-se muito adequado para a atividade visto que, principalmente, reduz o tempo entre a coleta e análise das amostras de sedimentos em suspensão.
- e) Trabalho de campo: o sucesso dos estudos dos sedimentos está intimamente ligado ao trabalho de campo. O conhecimento detalhado da hidrologia, da morfologia e gênese do solo da bacia, a

elaboração de mapas de identificação, coletas de solos (fontes), coleta de sedimentos em suspensão durante eventos de chuva-vazão formam um emaranhado de informações que auxiliam na elucidação das dúvidas inerentes aos estudos.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHAMSON, A. D.; LUK, S.-H.; PARSONS, A. J. Threshold relations for the transport of sediment by overland flow on desert hillslopes. **Earth Surface Processes and Landforms**. 13(5): 407-420. 1988.

ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um latossolo vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, n. 4, p. 617-625, 2007.

ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. **Chemical Principles of Environmental Pollution**, 2ª Ed., Editor Chapman & Hall, New York. 1997.

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

AZEVEDO NETTO, J. M. **Manual de saneamento de cidades e edificações**. PINI Editora, São Paulo, SP, 1991.

BARROS, C. A. P. **Comportamento hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica rural utilizando técnicas de monitoramento e modelagem**. 2011. 180f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

BIGARELLA, J. J. **Estruturas e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Florianópolis: EdUFSC, 2003.

BOGEN, J. The hysteresis effect of sediment transport systems. **Norsk Geografisk Tidsskrift**. v.34, p.45–54, 1980.

BORDAS, M. P.; SEMMELMANN, F. R. Elementos de engenharia de sedimentos. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2ª Ed. Porto Alegre. Editora UFRGS, ABRH, 2007. 943 p.

BRIGHAM, M. E., McCULLOUGH, C. J.; WILKINSON, P. Analysis of suspended-sediment concentrations and radioisotope levels in the Wild Rice River Basin, Northwestern Minnesota, 1973–1998. **Water Resources Investigations** Rep. 01-4192, U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. 2001.

BROWN, A. G. The potential use of pollen in the identification of suspended sediment sources. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.10, p.27–32, 1985.

BROWN, L. R. **Who will feed China? Wake up call for a small plant**. The Worldwatch Institute, Norton, New York, 166p., 1995.

CANADIAN ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AGENCY (CEAA). **Addressing cumulative environmental effects under the Canadian Environmental Assessment Act**. Operational Policy Statement. November, 2007.

CARLING, P. A. Particulate dynamics, dissolved and total load, in two small basins northern Pennines, UK. **Hydrological Science Bulletin**. 28 (3), 355-375, 1983.

CARTER, J., OWENS, P. N., WALLING, D. E.; GRAHAM, J. L. L. Fingerprinting suspended sediment sources in a large urban river system. **Science Total Environment**. v.314–316, p.513–534, 2003.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JÚNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL. 154p. 2000.

CASTRO, A. L. C. (Ed) **Glossário de defesa civil**: estudos de riscos e medicina de desastres. 2ª ed. Revista e ampliada, 173p. Brasília, 1998.

CASTRO, L. G.; COGO, N. P.; VOLK, L. B. S. Alterações na rugosidade superficial do solo pelo preparo e pela chuva e sua relação com a erosão hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 2, p. 339-352, 2006.

CASSETI, V. **Geomorfologia**. 2005. <http://www.funape.org.br/geomorfologia/>. (Acesso em 11/11/2012)

CASSOL, E. A.; REICHERT, J. M. Pesquisa em erosão do solo no Brasil. p.399-420. In: ARAÚJO, Q. R. (org.). **500 anos de uso do solo no Brasil**. Ilhéus (BA): Editora UESC, 605p. 2002.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 4, p. 743-753, 2003.

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E.; LEEKS, G. J. L. Composite fingerprinting of the special source of fluvial suspended sediment: a case study of the Exe and Severn River basins, United Kingdom. **Geomorphologie: Relief, Processus, Environment**, v.2, p.41-54, 1996.

COLLINS, A. L.; WALLING D. E.; LEEKS, G. J. L. Sources of fine sediment recovered from the channel bed of lowland groundwater-fed catchments in the UK. **Geomorphology**, v.88, p.120-138, 1997a.

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

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E.; SICHINGABULA, H. M.; LEEKS, G. J. L. Suspended sediment source fingerprinting in a small tropical catchment and some management implications. **Applied Geography**. v.21, p.387–412, 2001.

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E.; WEBB, L.; KING, P. Apportioning catchment scale sediment sources using a modified composite fingerprinting technique incorporating property weightings and prior information. **Geoderma**. v.155, p.249–261, 2010.

CROSSON, P. Soil erosion estimates and costs. **Science**. 269: 461–4, 1995.

\_\_\_\_\_ The on-farm economic costs of soil erosion. In: LAL, R.; BLUM, W.; VALENTINE, C.; STEWART, B. A. (eds): **Methods of assessment of soil degradation**. CRC Press, Boca Raton, Florida. 1998.

DAVIS, C. M.; FOX, J. F. Sediment Fingerprinting: review of the method and future improvements for allocating nonpoint source pollution. **Journal of Environmental Engineering**, v.135, n° 7, p.490-504, 2009.

DISSMEYER, G. E. (ed). **Drinking water from forests and grasslands: A synthesis of the scientific literature**. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station, Asheville, N.C. General Technical Report SRS-39, 2000.

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

DUNCAN, S. H.; BILBY, R. E.; WARD, J. W.; HEFFNER, J. T. Transport of road-surface sediment through ephemeral stream channels. **Water Resources Bulletin**. 23(1): 113-119. 1987a.

DUNCAN, S. H.; WARD, J. W.; ANDERSON, R. J. A method for assessing landslide potential as an aid in forest road placement. **Northwest Science**. 61(3): 152-159. 1987b.

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

EMATER. **Levantamento de Solos da MBH Lajeado Ferreira, Município de Arvorezinha**. 39p. Porto Alegre, 2002.

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

ENVIRONMENT AGENCY. **Agriculture and natural resources: benefits, costs and potential solutions**. Environment Agency, Bristol. 2002.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª. Ed, Rio de Janeiro: Interciência. 1998.

FENN, C. R.; GOMEZ, B. Particle size analysis of the sediment suspended in a proglacial stream: Glacier De Tsidjiore Nouve, Switzerland. **Hydrological Processes**, v.3, p.123-135, 1989.

FOREST AND RANGE PRACTICES ACT. **Forest planning and practices regulation**.[http://www.bclaws.ca/EPLibraries/bclaws\\_new/document/ID/freeside/12\\_14\\_2004](http://www.bclaws.ca/EPLibraries/bclaws_new/document/ID/freeside/12_14_2004). 2004. (Acesso em 12/11/2012).

FOX, J. F.; PAPANICOLAOU, A. N. The use of carbon and nitrogen isotopes to study watershed erosion processes. **Journal American Water Resource Association**. v.43, nº4, p.1047–1064, 2007.

\_\_\_\_\_ An un-mixing model to study watershed erosion processes. **Advances Water Resources**. v.31, nº1, p96–108, 2008a.

\_\_\_\_\_. Application of the spatial distribution of nitrogen stable isotopes for sediment tracing at the watershed scale. **Journal of Hydrology**, v.358, p.46–55, 2008b.

GALEMBECK, F.; SANTOS, A. C. M.; SCHUMACHER, H. C. RIPPEL, M. M.; ROSSETO, R. Indústria Química: Evolução Recente, Problemas e Oportunidades. **Química Nova**, v.30, nº.6, p.1413-1419, 2007.

GARLIPP, A. B. **Variação especial e sazonal de elementos maiores e traço no estuário do rio Curimataú (RN), através de dados geoquímicos e de sensoriamento remoto**. 2006. 110f. Tese (Doutorado em Geodinâmica e Geofísica) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2006.

GOVERS, G. Initiation of motion in overland flow. **Sedimentology**. 34(6): 1157-1164. 1987.

GRANT, G. E.; LEWIS, S. L.; SWANSON, F. J.; CISSEL, J. H.; MCDONNELL, J. J. **Effects of forest practices on peak flows and consequent channel response**: A state-of-science report for western Oregon and Washington. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. General Technical Report PNW-GTR-760. 2008.

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

HE, Q; OWENS, P. N. Determination of suspended sediment provenance using caesium-137, unsupported lead-210 and radium-226: a numerical mixing model approach. In: Foster IDL, Gurnell AM, Webb BW, editors. **Sediment and water quality in river catchments**. Chichester: John Wiley and Sons Ltd, p. 207 – 227, 1995.

HEGMANN, G.; COCKLIN, C.; CREASEY, R.; DUPUIS, S.; KENNEDY, A.; KINGSLEY, L.; ROSS, W.; SPALING, H.; STALKER, D. **Cumulative effects assessment practitioners guide**. Canadian Environmental Assessment Agency, Quebec, 1999.

HOGAN, D.; LUZI, D. Channel geomorphology: Fluvial forms, processes, and forest management effects. In: **Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia**. PIKE, R. G.; REDDING, T. E.; MOORE, R. D.; WINKLER, R. D.; BLADON, K. D. (eds). B.C. Ministry of Forests and Range, Forest Science Program, Victoria, and FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, Land Management Handbook Nº.66, pp.331–371. <http://www.forrex.org/program/water/compendium.asp> 2010. Acessado em outubro 2012.

HONDA, E. A.; OCHIAI, H.; ABE, K.; BERTO, E. A.; FRANCISCO, A. Transporte de sedimentos, escoamentos superficial e variação da tensão matricial do solo em parcelas com diferentes usos do solo no município de Assis, SP. In: VILLAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista**: resultados da cooperação Brasil-Japão. São Paulo: Páginas e Letras, p.133-154, 2004.

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

INBAR, M.; TAMIR, M.; WITTENBERG, L. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. **Geomorphology**, v.24 (1), 1998.

JANSSON, M. B. Determining sediment sources areas in a tropical river basin, Costa Rica. **Catena**, v.47, p.63-84, 2002.

JENKINS, P. A.; DUCK, R. W.; ROWAM, J. S.; WALDEN, J. Fingerprinting of bed sediment in the Tay Estuary, Scotland: an environmental magnetism approach. **Hydrology & Earth System Science**. v.6(6), p.1007-1016; 2002.

KLAGES, M. G.; HSIEH, Y. P. Suspended solids carried by the Gallatin River of Southwestern Montana II: using mineralogy for inferring sources. **Journal of Environmental Quality**, v.4, p.68-73, 1975.

KLEIN, H. M. Anti clockwise hysteresis in suspended sediment concentration during individual storms: Holbeck catchment; Yorkshire, England. **Catena**. v. 11, p. 51-257, 1984.

KREIN, A., PETTICREW, E.; UDELHOVEN, T. The use of fine sediment fractal dimensions and colour to determine sediment sources in a small watershed. **Catena**, v.53, p.165–179, 2003.

KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. **Journal of the American Statistical Association**, Vol. 47, No. 260. (Dec., 1952), pp. 583-621, 1952.

KRZYZANOWSKI, J.; ALMUEDO, P. L. **Cumulative impacts of natural resource development on ecosystems and wildlife**: An annotated bibliography for British Columbia. FORREX - Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. FORREX Series Nº 26. 2010. <http://www.forrex.org/publications/forrexseries/fs26.pdf> (Acesso em: 10/11 2012).

KURASHIGE, Y.; FUSEJIMA, Y. Source identification of suspended sediment from grain-size distributions: I application of nonparametric statistical tests. **Catena**, v.31, p.39-52, 1997.

LAL, R. Soil Erosion Impact on Agronomic Productivity and Environment Quality. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v.17, 4, 1998.

\_\_\_\_\_. Soil management in the developing countries. **Soil Science**, v.165, n.1, p.57-72; 2000.

LANE, L. J.; SCHERTZ, D. L.; ALBERTS, E. E.; LAFLEN, J. M.; LOPES, V. L. The U.S. national project to develop improved erosion prediction technology to replace the USLE. In: **Sediment budgets**. Publ. nº. 174. IAHS; 473-482. 1988.

LANGLOIS, J. L.; MEHUYS, G. R. Intra-Storm study of solute chemical composition of overland flow water in two agricultural fields. **Journal Environmental Quality**. v.32, p.2301–2310, 2003.

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

LEFRANCOIS, J.; GRIMALDI, C.; GASCUEL-ODOUX, C.; GILLIET, N. Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source on small agricultural catchments. **Hydrological Processes**, v.21, p.2923-2933, 2007.

LEMES, M. J. L. **Avaliação de metais e elementos-traço em águas e sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo**. 2001, 248f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

LIM, C. H.; JACKSON, M. L.; KOONS, R. D.; HEIMKE, P. A. Kaolins: sources of different cation exchange capacities and cesium retention. **Clays Clay Mineralogy**. 28:223-229, 1980.

LOPES, V. L. **Um estudo da erosão e produção de sedimentos pelas chuvas**. Universidade Federal da Paraíba, 1980.

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

MAGRATH, W. B.; ARENS, P. **The cost of soil erosion on Java: a natural resource accounting approach**. Environment Department Working Paper 18. World Bank Policy Planning and Research Staff, World Bank Washington, DC. 1989.

MARTÍNEZ-CARRERAS, N.; KREIN A.; UDELHOVEN, T.; GALLART, F., IFFLY, J. F.; HOFFMANN, L.; PFISTER, L.; WALLING, D. E. A rapid spectral-reflectance-based fingerprinting approach for documenting suspended sediment sources during storm runoff events. **Journal of Soils Sediments**. 10:400–413, 2010a.

MARTÍNEZ-CARRERAS, N.; UDELHOVEN, T.; KREIN A.; GALLART, F.; IFFLY, J. F.; ZIEBEL, J.; HOFFMANN, L.; PFISTER, L.; WALLING, D. E. The use of sediment colour measured by diffuse reflectance spectrometry to determine sediment sources: Application to the Attert River catchment (Luxembourg). **Journal of Hydrology**. 382, 49–63, 2010b.

MacDONALD, L. H. Evaluating and managing watershed cumulative effects: process and constraints. **Environmental Management**. 26(3):299–315, 2000.

MacDONALD, L. H. STEDNICK, J. D. **Forests and water: A state-of-the-art review for Colorado**. Colorado State University, Colorado Water Resources Research Institute, Fort Collins, Colorado. 2003.

McDOUGALL, P. The global agrochemical and seed markets: Industry prospects. In: **CPDA Annual Meeting. 2008**. São Francisco. Disponível em: <http://cpda.kma.net/index.asp?bid=151>. (Acesso em: 10/11/2012).

McINTYRE, D. S. Soil splash and the formation of surface crusts by raindrop impact. **Soil Science**, v. 85, n. 1, p. 261-266, 1958.

MELLO, N. A. Relação entre a fração mineral do solo e qualidade de sedimentos – O solo como fonte de sedimentos. In: **Qualidade dos Sedimentos**. POLETO e MERTEN (org.), Porto Alegre: ABRH, 397p. 2006.

\_\_\_\_\_. **Efeito do sistema de manejo nos atributos do solo, movimentação de sedimentos e exportação de carbono orgânico numa bacia rural sob cultura do fumo**. 2007, 273f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

MERMUT, A. R.; LUK, S. H.; RÖMKENS, M. J. M.; POESEN, J. W. A. Soil loss by splash and wash during rainfall from two loess soils. **Geoderma**, v. 75, n. 3, p. 203-214, 1997.

MERTEN, G. H., MINELLA, J. P. G. Impact on sediment yield caused by intensification of tobacco production in a catchment in southern Brazil. In: **Sediment Budgets**. 2ª ed. Wallingford: IAHS Press, v. 291, p. 239-244, 2005.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G.; MORO, M.; ROCHA, B. S.; GIONGO, A.; ROLLOFF, O. Monitoramento Hidrossedimentométrico e da Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica do Arroio Lajeado Ferreira em Arvorezinha - RS. **Relatório Anual (2009)**. UFRGS, IPH, FAURGS e SINDITABACO. Porto Alegre, 2009.

MINELLA, J. P. G. **Identificação de fontes de produção de sedimentos de uma pequena bacia rural**. 2003. 80f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

\_\_\_\_\_. **Utilização de técnicas hidrossedimentométricas combinadas com a identificação de fontes de sedimentos para avaliar o efeito do uso e manejo do solo nos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica rural no Rio Grande do Sul**. 2007. 172f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e

Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; CLARKE, R. T. Método "fingerprinting" para identificação de fontes de sedimentos em bacia hidrográfica rural. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.13, n.5, p.633-638, 2009.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN G. H.; P. F. MAGNAGO. Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.15, n.12, p.1306–1313, 2011.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; CLARKE, R. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. **Hydrological Processes**. v. 22, pp. 1819–1830. 2008a.

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

MONTGOMERY, D. R. Soil erosion and agricultural sustainability. **PNAS**. v. 104, nº 33, p.13268-13272, 2007.

MORGAN, R. P. C. **Soil Erosion and Conservation**. Blackwell, Oxford, 304 p., 2005.

MORO, M. **Avaliação do modelo LISEM na simulação dos processos hirossedimentológicos de uma pequena bacia rural localizada nas encostas basálticas do Rio Grande do Sul**. 2011. 133f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

MOTHA, J. A.; WALLBRINKA, P. J.; HAIRSINEA, P. B.; GRAYSON, R. B. Unsealed roads as suspended sediment sources in an agricultural catchment in south-eastern Australia. **Journal of Hydrology**. v.286, 1–18, 2004.

NATIONAL COUNCIL OF THE PAPER INDUSTRY AND AIR AND STREAM IMPROVMENT, INC (NCASI). **Scale considerations and detectability of sedimentary cumulative watershed effects**. Technical Bulletin, N° 776, Research Triangle Park, NC. 327p. 1999.

NEARING, M. A.; FOSTER, G. R.; LANE, L. J.; FINKNER, S. C. A process-based soil erosion model for U.S.D.A. - Water erosion prediction project technology. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**. 32(5): 1587-1593. 1989.

ONGLEY, E. D. Influence of season, source and distance on physical and chemical properties of suspended sediment. Recent Developments in the Explanation and Prediction of Erosion and Sediment Yield, **Proceedings of the Exeter Symposium**, IAHS Publ., n°. 137, 1982.

OWENS, P. N., WALLING, D. E., LEEKS, G. J. L. Tracing fluvial suspended sediment sources in the catchment of the River Tweed, Scotland, using composite fingerprints and a numerical mixing model. In: **Tracers in Geomorphology**, Foster I. D. L. (ed.). Wiley: Chichester; 291–308, 2000.

PEART, M. R. Using sediment properties as natural tracers for sediment source: Two case studies from Hong Kong. **Tracers in Hydrology**, IAHS Publication, Wallingford, U.K., n°. 215, p.313–317, 1993.

PEART, M. R.; WALLING, D. E. Fingerprinting sediment sources: the example of a small drainage basin in Devon, UK. **Drainage basin sediment delivery**. Proceedings Albuquerque Symposium. IAHS Publication n°.159, p.42-55, 1986.

\_\_\_\_\_ Techniques for establishing suspended sediment sources in two drainage basins in Devon, UK: a comparative assessment. In: BORDAS, M. P. & WALLING, D. E. (Ed.). **Sediment budgets**. IAHS. Publication Wallingford UK. n.º.174, p.269-279, 1988.

PERAZZOLO, L. **Estudo geotécnico de dois taludes da formação Serra Geral, RS**. 2003, 170f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

PIKE, R. G.; REDDING, T. E.; WILFORD, D. J.; MOORE, R. D.; ICE, G.; REITER, M. L.; TOEWS, D. A. A. Detecting and predicting changes in watersheds. In: **Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia**. PIKE, R. G.; REDDING, T. E.; MOORE, R. D.; WINKLER, R. D.; BLADON, K. D. (eds). B.C. Ministry of Forests and Range, Forest Science Program, Victoria, B.C., and FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. Land Management Handbook N.º. 66, pp. 527–551. 2010. <http://www.forrex.org/program/water/compendium.asp> (Acesso em: 10/11/2012).

PIMENTAL, D.; ALLEN, J.; BEERS, A.; GUINAND, L.; HAWKINS, A., LINDER, R., MCLAUGHLIN, P.; MEER, B.; MUSONDA, D.; PERDUE, D.; POISSON, S.; SALAZAR, R.; SIEBERT, S.; STONER, K. Soil erosion and agricultural productivity. In: PIMENTAL, D. (ed.): **World soil erosion and conservation**. Cambridge University Press, Cambridge. 277–92, 1993.

PIMENTAL, D.; HARVEY, C.; RESODUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURTZ, D.; MCNAIR, M.; CRIST, S.; SPRITZ, L.; FITTON, L.; SAF FOURI, R.; BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**. 267: 117–23, 1995.

PHILLIPS, J. M.; WALLING, D. E. Assessment of the effects of sample collection, storage and re-suspension on the representativeness of

measurements of the effective particle size distribution of fluvial sediment. **Water Research**. v.29, nº.11, p.2498-2508, 1995.

PHILLIPS, J. M., RUSSEL, M. A.; WALLING, D. E. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. **Hydrological Processes**. v.14, p.2589-2602, 2000.

QUADRO, M. F. L.; MACHADO, L. H. R.; CALBETE, S.; BATISTA, N. N. M.; OLIVEIRA, G. S. 1996. Climatologia de precipitações e temperatura. In: NOBRE, C. A.(Ed). **Climanálise especial**: edição comemorativa de 10 anos. Cachoeira Paulista: Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/products/climanalise>. (Acesso em: 14/07/2010).

RAMOS, F. T.; RAMOS, D. T., CREMON, C.; ROQUE, M. W. Erosão por salpicamento sob diferentes sistemas de manejo em um neossolo quartzarênico em Cáceres (MT). **Global Science and Technology**, v. 04, n. 01, p.38-50, jan/abr. 2011.

REID, L. M. **Research and cumulative watershed effects**. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Berkeley, California. General Technical Report PSW-GTR-141. 1993.

\_\_\_\_\_. Cumulative watershed effects and watershed analysis. In: **River ecology and management**: Lessons from the Pacific coastal ecoregion. NAIMAN, R. J.; BILBY, R. E. (eds). Springer-Verlag, New York, N.Y. pp. 476–501, 1998.

\_\_\_\_\_ Understanding and evaluating cumulative watershed impacts. In: **Cumulative watershed effects of fuel management in the western United States**. ELLIOT, W. J.; MILLER, I. S.; AUDIN, L. (eds). U.S. Department of Agriculture Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colo. General Technical Report RMRS-GTR-231, pp. 277–298, 2010.

REITER, L. M.; BESCHTA, R. L. **Effects of forest practices on water**. In: Cumulative effects of forest practices in Oregon: Literature and synthesis. BESCHTA, R. L.; BOYLE, J. R.; CHAMBERS, C. C.; GIBSON, W. P.; GREGORY, S. V.; GRIZZEL, J.; HAGAR, J. C.; LI, J. L.; PARZYBOK, W. C.; T. W., REITER, M. L., TAYLOR, G. H.; WARILA, J. E. (compilers). Oregon Department of Forestry, Salem, Oregon, 1995.

REICHERT, J. M. (Ed.) **Fundamentos da ciência do solo**. Apostila da disciplina de Fundamentos da ciência do solo, 169p, 2007.

REICHERT, J. M.; NORTON, L. D. Surface seal micromorphology as affected by fluidized bed combustion bottom-ash. **Soil Technology**. 7:303-317, 1995.

RIBEIRO, G. S.; MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Calibração de um sensor de turbidez para estimar a concentração de sedimentos em suspensão em uma bacia hidrográfica. In: Salão de Iniciação Científica, 19, Porto Alegre, RS. **Livro de resumos**. Porto Alegre: UFRGS, 2007.

ROBINSON, D. A.; BLACKMAN, J. D. Some costs and consequences of soil erosion and flooding around Brighton and Hove, autumn 1987. In: Boardman, J.; Foster, I. D. L.; Dearing, J. A. (eds): **Soil erosion on agricultural land**. Wiley, Chichester, 369–82; 1990.

ROLLOFF, O. A.; MINELLA, J. P. G.; ABREU, A. S.; MERTEN, G. H. Aspectos da calibração de turbidímetro para a estimativa da concentração de sedimentos em suspensão. In: Salão de Iniciação Científica, 20, Porto Alegre, RS. **Livro de resumos**. Porto Alegre: UFRGS, p.37, 2008.

RUSSEL, M. A., WALLING, D. E.; HODGKINSON, R. A. Appraisal of simple device for collecting time-integrated fluvial suspended sediment samples. In: STONE, M. (ed.). **The Role of Erosion and Sediment Transport in Nutrient and Contaminant Transfer**. IAHS Publ. Nº 263, p.119-127, 2000.

\_\_\_\_\_ Suspended sediment sources in two small lowland agricultural catchments in the UK. **Journal of Hydrology**. 252:1-24, 2001.

SANTIAGO, S.; THOMAS, R. L.; LOIZEAU, J. L.; FAVARGAR, P. Y.; VEMET, J. P. Further discussion on the intercomparison of the trace metal concentrations and particle size of fluvial sediment recovered from two centrifuge systems. **Hydrological Processes**. v.4, p.283-287, 1992.

SALOMANS, W.; EYSINK, W. D. Pathways of mud and particulate trace metals from rivers to the southern North Sea. **Special Publication International Association Sedimentology**, v.5, p.429-450, 1981.

SALOMANS, W. Chemical and isotopic composition of carbonates in recent sediments and soils from Western Europe. **Journal of Sedimentary Petrology**, v.45, p.440-449, 1975.

SEEGER, M.; ERREA, M. P.; BEGUERÍA, S.; RNÁEZ, J.; MARTÍ, C; GARCÍA-RUIZ, J. M. Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in the Spanish pyrenees. **Journal of Hydrology**, v. 288, p.299-311, 2004.

SIDLE, R.; HORNBECK, J. W. Cumulative effects: Broadening the approach to water quality research. **Journal of Soil and Water Research**. 46:268–271, 1991.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E. Redução do desprendimento das partículas do solo mediante uso de resíduos vegetais de origem urbana. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, n. 3, p. 531-534, 2002.

SLATTERY, M. C.; BURT, T. P.; WALDEN, J. The application of mineral magnetic measurements to quantify within-storm variations in suspended

sediment sources. **Tracer Technologies for Hydrological Systems** (Proceedings of a Boulder Symposium July 1995). IAHS Publ.nº. 229, 1995.

SOARES, R.; ESCALEIRA, V.; MONTEIRO, M. I. C.; PONTES, F. V. M.; SANTELLI, R. E.; BERNARDI, A. C. C. Uso de ICP OES e titrimetria para a determinação de cálcio, magnésio e alumínio em amostras de solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 34:1553-1559, 2010.

SOARES, R.; ESCALEIRA, V.; CAMPOS, D. V. B.; MONTEIRO, M. I. C.; CARNEIRO, M. C.; SANTELLI, R. E.; BERNARDI, A. C. DE C. Comparação de métodos convencional e alternativo para determinação de sódio, potássio e fósforo em extratos de solos obtidos com solução de mehlich-1. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 36(1), 105-112, 2012.

STONE, M.; SAUNDERSON, H. Particle size characteristics of suspended sediment in southern Ontario rivers tributary to the Great Lakes. **Hydrological Processes**. v.6, p.189-198, 1992.

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

STROOSNIJDER, L. Measurement of erosion: is it possible? **Catena**, v.64, nº 2-3, p.162-173, 2005.

SYVITSKY, J. P. M.; VÖRÖSMARTY, C. J.; KETTNER, A. J.; GREEN, P. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. **Science**. v.308, p.376-380, 2005.

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

THORNE, C. R. Effects of vegetation cover on riverbank erosion and stability. In: J. B. THORNES. **Vegetation and erosion** (pp. 125–144). Chichester: Wiley. 1990.

URI, N. D.; LEWIS, J. A. The dynamics of soil erosion in US agriculture. **Science of the Total Environment**. 218: 45–58, 1998.

USEPA. Method 3050, 1998a. Disponível em: <http://www.epa.gov/sw-846/pdfs/3050.pdf> (Acesso em: 14/07/2010).

\_\_\_\_\_. Method 7471, 1998b. Disponível em: <http://www.epa.gov/sw-846/pdfs/7471.pdf> (Acesso em: 14/07/2010).

VANDENBYGAART, A. J.; PROTZ, R. Bomb-fallout  $^{137}\text{Cs}$  as a marker of geomorphic stability in dune sands and soils, Pinery Provincial Park, Ontario, Canada. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.26, p.689–700. 2001.

VERSTRAETEN, G.; POESEN, J. The nature of small-scale flooding, muddy floods and retention pond sedimentation in central Belgium. **Geomorphology** 29:275–92. 1999.

WALL, G. J.; WILDING, L. P. Mineralogy and related parameters of fluvial suspended sediments in Northwestern Ohio. **Journal of Environmental Quality**. v.5, p.168-173. 1976.

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

\_\_\_\_\_. Human impact on land–ocean sediment transfer by the world's rivers. **Geomorphology**. v.79, p.192–216, 2006.

WALLING, D. E.; AMOS, C. M. Source. Storage and mobilization of fine sediment in chalk stream system. **Hydrological Processes**. v.7, p323-340, 1999.

WALLING, D. E.; GREGORY, K. J. The measurement of the effects of building construction on drainage basin dynamics. **Journal of Hydrology**. v. 11, 129-144. 1970.

WALLING, D. E.; COLLINS A. L. **Integrated assessment of catchment sediment:** a technical manual. University of Exeter/UK, Department for International Development, 167p. 2000.

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

WALLING, D. E.; WOODWARD, J. C.; NICHOLAS, A. P. A multi-parameter approach to fingerprinting suspended-sediment sources. **Tracers in Hydrology**. Proceedings of the Yokohama Symposium, July 1993. IAHS Publication, n<sup>o</sup> 215, p329-338; 1993.

WALLING, D. E.; WOODWARD, J. C. Tracing sources of suspended sediment in river basins: a case study of the River Culm, Devon, UK. **Marine and Freshwater Research**, East Melbourne, v.46, p327-336, 1995.

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

WILLIAMS, P. G. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. **Journal of Hydrology**, v.111:89-106, 1989.

WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Sediment yield computed with universal equation. **Journal of Hydrology**. ASCE. v.98, p.2987-2999, 1972.

WILKINSON, B. H. Humans as geologic agents: a deep-time perspective. **Geological Society of America**. v. 33, n° 3, p.161-164, 2005.

WINKLER, R. D.; MOORE, R. D.; REDDING, T. E.; SPITTLEHOUSE, D.; SMERDON, B. D.; CARLYLE-MOSES, L. The effects of disturbance on hydrologic processes and watershed response. In: **Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia**. PIKE, R. G.; REDDING, T. E.; MOORE, R. D.; WINKLER, R. D.; BLADON, K. D. (eds). Ministry of Forests and Range, Forest Science Program, Victoria, and FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, Land Management Handbook n° 66, pp.179–212, 2010. <http://www.forrex.org/program/water/compendium.asp> (Acesso em: 10/11/2012).

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Supersedes Agriculture Handbook n°. 282. Science and Education Administration United States Department of Agriculture, 1978.

WOODWARD, J. C.; LEWIN, J.; MACKLIN, M. G. Alluvial sediment sources in a glaciated catchment: the Voidomatis Basin, northwestern Greece. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.17, p.205-216. 1992.

ZIEMER, R. R. **Evaluating long-term cumulative hydrological effects of forest management: A conceptual approach**. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Berkeley, California. General Technical Report PSW-129, 1992.

YU, L.; OLDFIELD, F. A multivariate mixing model for identifying sediment source from magnetic measurements. **Quaternary Research**, v.32, p.168–181, 1989.

YU, L.; OLDFIELD, F., Quantitative sediment source ascription using magnetic measurements in a reservoir system near Nijar, S.E. Spain. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.18, p.441-454, 1993.