

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**Avaliação do arraste superficial de duas formas de fósforo reativo  
sob diferentes tipos de cobertura vegetal e manejo em dois solos  
agrícolas.**

LUCIANO GEBLER

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 obtenção do título de Doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

**Orientador:** José Antônio Saldanha Louzada

**Banca examinadora**

Prof. Dr. Antônio Domingos Benetti IPH/UFRGS

Prof. Dr. Ildegardis Bertol CAV/UEDESC

Dra. Maria Dolores Schuler Piñeda FEPAM/RS

**Porto Alegre, Março 2011**

## APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof. Dr. José Antônio Saldanha Louzada.

### **Meu especial agradecimento:**

Ao Programa de Pós Graduação da Embrapa, pela oportunidade de evolução profissional apresentada.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela contribuição acadêmica neste processo evolutivo.

Ao Prof. Louzada, que topou o desafio de última hora.

Ao Prof. De Luca, pelo acolhimento.

Ao Prof. Bertol, pelo suporte essencial na hora certa e pelo apoio de longo prazo.

Ao Prof. David Miquelluti, pela paciente ajuda com a estatística.

A todos os professores do IPH, pelos ensinamentos, palavras de apoio na hora certa e pelo constante despertar da curiosidade durante o curso.

Aos colegas Roger, Gobbi e Fabrício, pelo suporte direto a campo e nos dados.

A todos os colegas do CAV/UDESC, pelo apoio nos trabalhos de campo.

Aos colegas embrapianos da EEFT, pelas quebradas de galho durante a execução desta tese.

À UCS/CAMVA, pelo suporte laboratorial prestado.

Às colegas Diorvânia e Silvia, pelo apoio na fase de análises

Aos meus alunos Jonatam e Luis pelo grande suporte dado nos trabalhos de campo.

À minha aluna Bruna, por ser meu outro par de braços no laboratório.

Ao pessoal da secretaria da Pós do IPH, pelo auxílio em me manter organizado.

Ao Sergio do SRH do CNPUV, sempre solícito.

Aos meus colegas de curso e disciplinas Eri, Roberlaine, Saulo, Júlio e todos os demais com que passamos juntos por esta fase da vida no IPH, pelo grande auxílio e coleguismo nas horas apertadas do estudo.

A todos que contribuíram direta e indiretamente para a conclusão deste trabalho, meu muito obrigado.

**Dedico este trabalho a minha família,  
Renilde e Helena.**

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais reservatórios de fósforo no planeta terra .....	23
Tabela 2: Comportamento do fósforo no solo segundo pH e composição química mineral .....	24
Tabela 3: Formas ionizáveis de fósforo em água .....	32
Tabela 4: Nomenclatura das formas de fósforo presentes em água .....	34
Tabela 5: Condições para execução do teste de arraste de fósforo em diferentes manejos no pomar e campo nativo .....	57
Tabela 6: Teor médio de fósforo reativo total (FRT) em $\text{mg L}^{-1}$ para diferentes sistemas de manejo de cobertura de solo em Latossolo Bruno distrófico típico na região de Vacaria – RS .....	68
Tabela 7: Teor médio de fósforo reativo total (FRT) em $\text{mg L}^{-1}$ para duas diferentes épocas de chuva simulada na melhor e na pior situação ambiental .....	74
Tabela 8: Média de fósforo reativo total (FRT) em $\text{g ha}^{-1}$ para uma chuva de 1 hora de duração .....	76
Tabela 9: Dados de fósforo reativo em suas formas analisadas em $\text{g hectare}^{-1} \text{ hora}^{-1}$ .....	83
Tabela 10: Curvas dos modelos de concentração de FRD na enxurrada sob interferência da cobertura vegetal .....	90
Tabela 11: Curvas dos modelos de concentração de FRT na enxurrada sob interferência da cobertura vegetal .....	91
Tabela 12: Resultados de análise de solo do experimento de arraste de fertilizante em situação de risco ambiental .....	92
Tabela 13: Valores orientativos de FRT para aplicação no cálculo de cargas máximas contaminantes de fósforo em bacias hidrográficas .....	96
Tabela 14: Resultados obtidos de simulação para comparação entre os valores propostos e os valores aceitos pela FEPAM .....	97

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema de ciclagem do fósforo no solo adaptado de Pavan & Miyazawa (1996) .....	22
Figura 2: Nomenclatura das formas de fósforo segundo a metodologia de obtenção adaptado de Phosphorous (1998) .....	34
Figura 3: Simulador de chuvas de braços rotativos modelo Swanson. (Gobbi, 2010) .....	52
Figura 4 : Conformação das parcelas experimentais.(Gebler, 2010) .....	53
Figura 5: Vista da parte inferior das parcelas com a posição do simulador de chuvas (Gebler, 2010) .....	54
Figura 6: Coleta da enxurrada e tomada de tempo (Gebler, 2010). .....	55
Figura 7: Medição do volume coletado no tempo para o cálculo da vazão (Gebler, 2010) .....	55
Figura 8: Material prestes a ser coletado e enviado para laboratório (Gebler, 2010) .....	56
Figura 9: Exemplo de disposição do simulador entre as parcelas na etapa I (Bertol, 2008) .....	58
Figura 10: Exemplo da diferença de portes de plantas e cobertura de solo entre dois cultivos (Foto Gebler, 2010) .....	60
Figura 11: Arranjo espacial do simulador e das coletas de solo a água. ....	62
Figura 12: Estágio da aveia de cobertura em comparação com a aveia dessecada durante a primeira chuva simulada (Bertol, 2010) .....	69
Figura 13: Arraste de solo na parcela D1 durante a simulação de uma chuva (Bertol, 2010) .....	71
Figura 14: Comportamento das médias máximas de fósforo reativo total dos tratamentos de cobertura e arraste superficial de fósforo em $\text{mg L}^{-1} \text{min}^{-1}$ .....	73
Figura 15: Gráfico do comportamento do fósforo reativo total ( $\text{g ha}^{-1} \text{hora}^{-1}$ ) .....	77
Figura 16: Estado das plantas de cobertura de solo durante a primeira coleta .....	78
Figura 17: Estado das plantas de cobertura de solo durante a segunda coleta .....	79
Figura 18: Estado das plantas de cobertura de solo durante a terceira coleta .....	80

Figura 19: Evolução do FRT nas áreas com cobertura vegetal durante as quatro coletas do experimento .....	81
Figura 20: Comportamento das formas de fósforo reativo observadas ao longo da etapa II incluindo solo descoberto (F - 1 e 2; G-3 e 4; H - 5 e 6; I - 7 e 8; J - 9 e 10) .....	84
Figura 21: Comportamento das formas de fósforo reativo observadas ao longo da etapa II sem parcelas de solo descoberto (F - 1 e 2; G-3 e 4; H - 5 e 6; I - 7 e 8) .....	87
Figura 22: Curvas de arraste de P de fertilizante solúvel sobre o solo das parcelas ....	93
Figura 23: Comportamento do P suspenso no sedimento de solo na enxurrada .....	93

## SUMÁRIO

RESUMO .....	11
ABSTRACT .....	12
INTRODUÇÃO .....	13
HIPÓTESES .....	15
OBJETIVOS .....	15
RELEVÂNCIA E JUSTIFICATIVA .....	16
ESTRUTURA DO TRABALHO .....	19
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	20
<b>CAPÍTULO 1 –O FÓSFORO NO AMBIENTE E SEUS POSSÍVEIS IMPACTOS</b> .....	<b>20</b>
1.1. INTRODUÇÃO .....	20
1.2. FOSFORO NOS DEPÓSITOS BIOGEOQUÍMICOS .....	21
1.3. TRANSFERÊNCIA DO FÓSFORO ENTRE OS COMPARTIMENTOS DO SOLO .....	25
1.4. IMPACTOS AMBIENTAIS ESPERADOS PELO EXCESSO DE FÓSFORO .....	28
<b>CAPÍTULO 2 – FORMAS QUÍMICAS DE FÓSFORO E PROCESSOS ENVOLVENDO SEU ARRASTE .....</b>	<b>32</b>
2.1. IONIZAÇÃO DO FÓSFORO NO FLUXO D'ÁGUA .....	32
2.2. FORMAS IONIZADAS DE FÓSFORO DE INTERESSE AMBIENTAL .....	32
2.3. FONTES ANTRÓPICAS DE FÓSFORO EM ÁREAS AGRÍCOLAS NO BRASIL .....	35
2.4. MANEJO DE SOLO AGRÍCOLA NA BACIA E O POTENCIAL DE EMISSÃO DE FÓSFORO .....	36
2.5. EROÇÃO E ARRASTE SUPERFICIAL DE FÓSFORO REATIVO .....	38
<b>CAPÍTULO 3 – CARACTERIZAÇÃO DE DEMANDAS DE ATIVIDADES COM POTENCIAL POLUIDOR EM PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS RURAIS EM RELAÇÃO AO ARRASTE DE FÓSFORO .....</b>	<b>41</b>

3.1. A IMPORTÂNCIA DO USO DE FERRAMENTAS DE SIMULAÇÃO PARA OS ESTUDOS AMBIENTAIS DE BACIAS .....	41
<b>3.1.1. A simulação de chuvas intensas e o arraste de fósforo reativo.....</b>	<b>41</b>
<b>3.1.2 Movimentação do fósforo do solo para a água .....</b>	<b>43</b>
<b>3.1.3 O uso das ferramentas matemáticas para o cálculo do arraste de fósforo em bacias .....</b>	<b>45</b>
3.2. PLANEJAMENTO DA INSTALAÇÃO DE ATIVIDADES COM POTENCIAL POLUIDOR EM PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS RURAIS NO BRASIL .....	46
3.3. O CONCEITO DO CÁLCULO DE CARGAS CONTAMINANTES POTENCIAIS E REAIS NA BACIA .....	48
<b>CAPÍTULO 4 – MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>51</b>
4.1. ETAPAS DE CAMPO: CONFIGURAÇÃO DOS TESTES .....	51
4.2. ETAPA I: FRT EM CULTURA ARBÓREA SOB DIFERENTES MANEJOS E CAMPO NATIVO .....	56
4.3. ETAPA IIA: FRT E FRD PARA ÁGUA EM DIFERENTES MANEJOS DE CULTURAS HERBÁCEAS .....	59
4.4. ETAPA IIB: FRT E FRD PROVENIENTE DE SOLO SATURADO DE ÁGUA INTENSAMENTE ADUBADO E SEM COBERTURA .....	61
4.5. PROCEDIMENTOS DE LABORATÓRIO .....	63
<b>4.5.1. Fósforo reativo em água .....</b>	<b>63</b>
<b>4.5.2. Fósforo em sedimento e solo .....</b>	<b>65</b>
<b>4.5.3. Procedimentos e cálculos de escritório .....</b>	<b>66</b>
<b>CAPÍTULO 5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>67</b>
5.1. ETAPA I - FRT EM FRUTICULTURA .....	67
<b>5.1.1. Parcelas com adubação .....</b>	<b>67</b>
<b>5.1.2. Parcelas sem adubação .....</b>	<b>71</b>
<b>5.1.3. Comparação entre as parcelas com e sem adubação .....</b>	<b>72</b>
5.2. ETAPA IIA - FRT E FRD EM CULTURAS ANUAIS .....	75
<b>5.2.1. FRT em culturas anuais .....</b>	<b>75</b>

<b>5.2.2. FRD em culturas anuais .....</b>	<b>83</b>
<b>5.2.3. Modelos descritivos de comportamento de FRD e FRT para culturas anuais .....</b>	<b>90</b>
5.3. ETAPA IIB - DINÂMICA ÁGUA-SOLO-SEDIMENTO EM EVENTOS DE ALTO RISCO AMBIENTAL .....	91
5.4. VALORES ORIENTADORES DE FÓSFORO PARA RIO GRANDE DO SUL E EM SANTA CATARINA .....	94
<b>CAPÍTULO 4 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>99</b>
6.1. CONCLUSÕES .....	99
6.2. RECOMENDAÇÕES .....	102
<b>BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>105</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>114</b>
Anexo 1. Passos necessários para a montagem de parcelas experimentais para simulação de chuvas.....	114
Anexo 2a. Exemplo da curva de calibração para o fósforo reativo em água .....	126
Anexo 2b. Exemplo de curva de calibração para o fósforo reativo em água, solo e sedimento .....	126
Anexo 3. Declividades das parcelas da etapa I do experimento .....	127
Anexo 4. Declividades das parcelas da etapa II do experimento .....	128
Anexo 5. Tabela representativa da coleta de solo do experimento IIc.....	129
Anexo 6. Simulação de cálculo de carga de FRT pelo método proposto nesta tese.....	130

## **Avaliação do arraste superficial de duas formas de fósforo reativo sob diferentes tipos de cobertura vegetal e manejo em dois solos agrícolas<sup>1</sup>.**

**Autor:** Luciano Gebler

**Orientador:** Jose Antônio Saldanha Louzada

### **Resumo:**

O fósforo é um elemento químico naturalmente presente nos solos das bacias, porém pela atividade agrícola, sua concentração é incrementada diversas vezes o equivalente ao seu teor natural. Da mesma forma que é elemento imprescindível às plantas, ele é necessário às algas presentes nos corpos d'água, ajudando a controlar sua população através da sua concentração em água. Normalmente, o fósforo apresenta teores de concentração relativamente baixos, os quais, em determinados eventos de chuva, podem chegar a serem superados, possibilitando a ocorrência de florações algais em corpos d'água. À medida que se torna necessário o uso de recursos hídricos em áreas consideradas rurais para a implantação de atividades econômicas não agrícolas como, por exemplo, pequenas centrais hidrelétricas, a preocupação de determinar quais os possíveis impactos que poderão resultar desta junção de atividades é materializado pela legislação brasileira. As duas principais questões dizem respeito à espécie química de fósforo que causaria maior dano e o comportamento de arraste deste elemento pelas águas de enxurrada sob diferentes coberturas agrícolas. Dentro deste enfoque, foram testados os comportamento de duas formas de fósforo reativo, total e dissolvido, sob as principais formas de cobertura proporcionada pelas espécies agrícolas do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, sob regime de chuvas simuladas. Os resultados destes estudos foram comparados ainda à atual metodologia de controle ambiental do fósforo em água, utilizada no Rio Grande do Sul para liberação de licenças ambientais para instalação de novos empreendimentos em bacias. Os resultados demonstram que o tipo de cobertura vegetal só é importante para manejo e controle do arraste de fósforo reativo total e dissolvido se considerado como três grupos: a) culturas anuais; b) culturas arbóreas; c) campo nativo. Além disso, ficou claro que o fósforo reativo dissolvido é a forma de fósforo que apresenta maiores riscos ambientais, uma vez que mesmo em baixas concentrações, o fósforo ali presente tem capacidade de provocar florações algais. Dentro deste escopo e comparando a atual metodologia de análise ambiental adotada no Rio Grande do Sul, os valores de fósforo reativo total obtidos para cada um dos grupos de plantas, considerando a área das culturas e o tempo de chuva em horas, ao substituir o atual valor tabelado, fixo somente para a área de agricultura na bacia, tem possibilidade de expressar melhor o que pode acontecer nestas situações sítio específicas.

---

<sup>1</sup> Tese de doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, do Instituto de Pesquisas Hidráulicas, da Universidade Federal de do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (RS). - Janeiro de 2011.

## **Evaluation of the surface drag of two reactive forms of phosphorus in different types of vegetation management in two agricultural soils<sup>2</sup>.**

**Author:** Luciano Gebler

**Advisor:** Jose Antonio Saldanha Louzada

### **Abstract:**

Phosphorus is a chemical element naturally present in river basin soils, but due to agricultural activity, its concentration is enhanced several times the equivalent to its natural content. Being an indispensable element for plants, phosphorus is also necessary to algae present in water bodies, helping to control algal population through its concentration in water. Typically, phosphorus is found at relatively low concentration levels, which in some rain events may come to be overcome, allowing the occurrence of algal blooms in water bodies. As it becomes necessary to use water resources in rural areas for installing non-agricultural economic activities such as, for example, small hydroelectric plants, the concern to determine the possible impacts that may result from this joint activity is materialized by Brazilian legislation. The two main questions are concerning the chemical species of phosphorus that would cause greater damage and the dragging effect on this element by runoff water from different agricultural covers. Within this approach, the behavior of two forms of reactive phosphorus were tested (total and dissolved) under the main forms of vegetation covers provided by agricultural species of Rio Grande do Sul and Santa Catarina, under simulated rainfall. The results of these studies were also compared to the current methodology for environmental control of phosphorus in water, applied in Rio Grande do Sul, for the release of environmental permits for the installation of new business enterprises in river basins. The results show that the type of vegetation cover is only important for managing and controlling the dragging of total and dissolved reactive phosphorus if considered as three groups: a) annual crops; b) tree crops; c) pasture. Moreover, it became clear that the dissolved reactive phosphorus is the form of phosphorus which has higher environmental risk since, even at low concentrations, phosphorus is capable of causing algal blooms. Within this scope, and comparing the current methodology for environmental assessment adopted in Rio Grande do Sul, the total reactive phosphorus values obtained for each group of plants, considering the crop area and rainfall duration in hours, when replacing the current tabulated value, fixed only for the agricultural area in the basin, have a chance to express better what may happen on these site specific situations.

---

<sup>2</sup> Doctoral thesis in Water Resources and Environmental Sanitation, Graduate Program in Water Resources and Environmental Sanitation Engineering, Institute of Hydraulic Research, Federal University of Rio Grande do Sul, Porto Alegre (RS). - January 2011.

## INTRODUÇÃO

A produção de alimentos no mundo vem crescendo ano após ano a fim de atender a demanda de crescimento da população mundial (FAO, 2010). Esta expansão é feita através de duas formas: a) expansão da área plantada ou, b) aumento da produtividade. Em ambos os casos, vêm acompanhadas do incremento de impactos ambientais sobre o ecossistema, a maioria deles negativos, e principalmente aqueles de origem não pontual ou difusa, conferindo característica de difícil controle do problema pela amplitude das fontes emissoras (FAO, 2008; Sharpley et al., 1986; Alberts & Spomer, 1985).

Na agricultura, os impactos negativos difusos tendem a ser desconsiderados pela dificuldade de sua delimitação e mensuração direta. Em muitos casos, são relegados ao segundo plano, considerando-se primariamente somente os indicadores de fácil identificação, tais como os impactos visuais nos corpos d'água, agressão ou recuperação da área de vegetação nativa, dentre outros. (Bundy et al., 2001; Souza et al., 2007; Sharpley et al., 2001).

O impacto ambiental negativo, relacionado ao aumento da disponibilidade de nutrientes agrícolas, pode ser incluído junto àqueles de difícil identificação ou mensuração (Sharpley, 1995; Correll, 1998). Entretanto, tem atingido indiscriminadamente as bacias hidrográficas onde predominam atividades agrícolas, independente da forma escolhida na condução do processo de produção de alimentos.

Um destes impactos, induzidos pelos chamados “nutrientes agrícolas” é aquele disparado pelo elemento químico fósforo, que apesar de sua pouca disponibilidade no ambiente natural brasileiro, é considerado um elemento chave para ocorrência de hipertrofização das águas de superfície. Entretanto, para que isto ocorra, é necessário que o fósforo seja deslocado de seu ambiente natural, o solo, e chegue a um corpo d'água. Isto geralmente se dá através dos mecanismos de transporte de contaminantes, sendo o principal deles, através do arraste superficial (Sharpley, 1995; Shigaki et al., 2007).

Este trabalho, portanto, buscou elucidar qual a contribuição do fósforo na forma reativa e transportado pela superfície, para a ocorrência de impactos ambientais e se é

possível contribuir para o aperfeiçoamento do uso de dados na forma atual do cálculo de carga máxima de contaminantes, exigidos pelo órgão ambiental do Rio Grande do Sul para o planejamento ambiental das bacias.

## HIPÓTESES:

O arraste superficial de fósforo reativo dissolvido e total na água de escoamento superficial como contaminante originado do solo agrícola e o risco de contaminação dos recursos hídricos pode ser influenciado pelo tipo e manejo da cultura agrícola do local.

É possível estabelecer valores ou modelos que descrevem satisfatoriamente estes processos de arraste de fósforo reativo dissolvido para condições brasileiras, principalmente para o Rio Grande do Sul.

Estas questões nortearão este trabalho, sintetizadas nos objetivos a seguir:

## OBJETIVOS:

- a) Quantificar o arraste de **fósforo reativo total** na água de escoamento superficial, na cultura de maçã (fruticultura), sob diferentes manejos, e campo nativo em Latossolo e sob regime de chuvas intensas simuladas.
- b) Quantificar o arraste de **fósforo reativo total e dissolvido** na água de escoamento superficial, sob diferentes manejos de culturas herbáceas anuais em Cambissolo e sob regime de chuvas intensas simuladas.
- c) Propor uma nova metodologia para quantificar o arraste **de fósforo reativo dissolvido e total** para áreas agrícolas presentes na bacia, baseado na influência de culturas arbóreas, de porte herbáceo e de campo nativo e seu manejo;

## RELEVÂNCIA E JUSTIFICATIVA:

A legislação brasileira é clara quanto aos limites de presença de contaminantes em suas águas, mas não relaciona os mesmos elementos como contaminantes de solo, sugerindo que o relevo compreendido entre o talvegue e os divisores de água de uma bacia pouco se relaciona com seu recurso hídrico.

Um dos indicadores recorrentes nos trabalhos de avaliação de impactos em corpos hídricos, cuja fonte principal está diretamente relacionada com o solo da bacia é o fósforo. No meio rural, observa-se principalmente aquele originado de fontes difusas, e cuja escala de aceitação ou risco em relação a solo e a água se situa em escalas de avaliação com magnitude muito diferente.

Por exemplo, nos Estados Unidos e em alguns países da Europa, numa tentativa de prevenção do impacto ao recurso hídrico, o fósforo reativo passível de arraste no solo também é considerado como uma peça no planejamento ambiental de bacias com risco de danos originados por poluição de origem difusa. Por ser um indicador de fácil compreensão ele vem sendo utilizado principalmente para aferir qualidade do ambiente em situações que envolvam a junção de recursos hídricos, atividades agrícolas e criação de cenários ambientais.

Entretanto, no Brasil, quando analisado o fósforo sob critérios agronômicos de arraste por ocorrência de chuvas intensas, ele apresenta limites mínimos no solo, na ordem de poucos quilogramas por hectare ano<sup>-1</sup> ou, gramas por litro de enxurrada, enquanto que para corpos d'água, os limites legais se situam na ordem  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

Sob a visão agronômica, ambas as escalas para quantidades perdidas de fósforo são irrelevantes, reforçando a idéia de falsa segurança. Já que o agente ambiental somente age após a superação do limite legal, havendo, portanto, um hiato de risco ambiental que necessita ser preenchido.

Uma vez que ambos, solo e água, formam o conjunto da bacia, o que estiver no solo (superfície), pode ser arrastado diretamente para o corpo d'água.

O evento de uma única chuva intensa pode ser suficiente para produzir uma concentração de fósforo contaminante capaz de ultrapassar o limite legal estabelecido para um corpo hídrico. Medidas destinadas a evitar este possível dano podem ser

tomadas, pois a realidade demonstra ser, muitas vezes, mais fácil gerenciar o solo preventivamente do que a água poluída posteriormente.

Uma das razões pode ser a certa dubiedade encontrada na legislação no que diz respeito à forma química do fósforo contaminante, uma vez que fósforo total apresenta uma grande parcela do elemento na forma fixada, dependendo, na verdade, de se conhecer a parcela que venha a causar dano efetivo. Ainda, relativo à legislação, a metodologia de análise do fósforo também não fica clara, proporcionando grandes chances de erros de interpretação.

Uma das formas que os planejadores ambientais brasileiros encontraram para superar este tipo de desafio foi a adoção de metodologias e indicadores internacionais para o trabalho com o fósforo contaminante. Ainda assim, tais procedimentos e valores carregam certa carga de desconfiança sobre as referências obtidas da literatura internacional, principalmente devido às grandes diferenças entre os países que desenvolveram os processos e o Brasil, mas continuam sendo utilizados por falta de metodologias ou valores de indicadores melhores.

Exemplo desta idéia vem sendo aplicada no Estado do Rio Grande do Sul, quando da necessidade da avaliação do risco da introdução de novas atividades potencialmente poluidoras em determinada bacia, através do cálculo de cargas contaminantes para as bacias hidrográficas. É uma metodologia calcada no conceito americano de Total Maximum Daily Load (TMDL) - Carga máxima total diária, que um corpo d'água já contaminado pode receber, mas com capacidade de gradualmente retornar aos valores ambientais legais.

Entretanto, algumas diferenças são encontradas em relação ao processo original, como a fixação anual de valores de fósforo total por unidade de área da bacia, onde é avaliada a visão segmentada da área, segundo presença de diferentes tipos de culturas em diferentes épocas do ano.

Além disso, há diferenças de consideração em relação à espécie química de fósforo que apresenta os principais efeitos negativos nesta metodologia. Os maiores riscos ambientais tem sido vinculados à parcela reativa de fósforo presente tanto na superfície como na água de enxurrada, ou seja, o fósforo reativo total ou sua parcela

dissolvida deveriam ser as formas consideradas para a análise do processo impactante.

Portanto, para o uso desta técnica nas condições de Brasil seria necessária uma adaptação no processo metodológico de avaliação, passando a considerar as condições variáveis de arraste de fósforo reativo na superfície do solo ao longo do ano e a forma de sua aplicação na metodologia, caso contrário, corre-se o risco de subestimar os valores atualmente calculados em relação aos atuais limites legais.

## **ESTRUTURA DO TRABALHO**

A estrutura do trabalho foi conduzida em seis capítulos. Nos capítulos 1, 2 e 3 foram descritas as bases teóricas das relações do fósforo com o ambiente agrícola e também os impactos esperados destes com as bacias onde estão inseridos. Nos capítulos 4 e 5, são descritos os ambientes de análise e a metodologia de estudo aplicada, bem como os desdobramentos obtidos e sua análise. Por fim, no capítulo 6 são apresentadas as conclusões do trabalho e as recomendações para a execução de trabalhos futuros.

## REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### Capítulo 1 – O fósforo no ambiente e seus possíveis impactos

#### 1.1 - Introdução

A produção de alimentos no mundo vem crescendo ano após ano a fim de atender a demanda da população mundial (FAO, 2010). Esta expansão é feita através de duas formas: a) expansão da área plantada ou, b) expansão da produtividade. Em ambos os casos estas expansões são acompanhadas do incremento de impactos ambientais sobre o ecossistema, a maioria deles negativos, principalmente os de origem não pontual ou difusa, conferindo característica de difícil controle do problema pela amplitude das fontes emissoras (FAO, 2008; Sharpley et al., 1986; Alberts & Spomer, 1985).

Na agricultura, os impactos negativos difusos tendem a ser desconsiderados pela dificuldade de sua obtenção e mensuração direta. Em muitos casos, são relegados ao segundo plano, considerando-se primariamente somente os indicadores de fácil identificação, tais como os impactos visuais nos corpos d'água, agressão ou recuperação da área de vegetação nativa, dentre outros (Bundy et al., 2001; Souza et al., 2007; Sharpley et al., 2001).

O impacto negativo relacionado ao aumento da disponibilidade de nutrientes agrícolas ao ambiente pode ser incluído junto àqueles de difícil identificação ou mensuração (Sharpley, 1995; Correll, 1998). Entretanto, tem atingido indiscriminadamente as bacias hidrográficas onde predominam atividades agrícolas, independente da forma escolhida na condução do processo de produção de alimentos.

Um destes impactos, induzidos pelos chamados “nutrientes agrícolas” é aquele disparado pelo elemento químico fósforo, que apesar de sua pouca disponibilidade no ambiente natural brasileiro, é considerado um elemento chave para ocorrência de hipertrofização das águas de superfície. Para que isto ocorra, é necessário que o fósforo seja deslocado de seu ambiente natural, o solo, e chegue a um corpo d'água. Isto geralmente se dá através dos mecanismos de transporte de contaminantes.

Das formas de transporte, o escoamento superficial é aquela que tem a maior capacidade de influir negativamente para a qualidade do recurso hídrico. Uma vez que a intensidade das chuvas (quantidade x tempo), interfere diretamente na capacidade de arraste, chuvas intensas (maior volume no menor tempo), são objetos de estudos envolvendo a questão ambiental em bacias hidrográficas (Cardoso et al., 1998; Mazurana et al., 2009; Santos et al., 2010), pois Sharpley (1995) cita que, em alguns casos, até 90% das perdas de água, solo e fósforo em enxurradas no ano pode ocorrer em um ou dois desses eventos somente.

## **1.2 – Fósforo nos depósitos biogeoquímicos**

O fósforo é um elemento considerado raro no solo, cuja concentração média se situa na faixa de 430 mg kg<sup>-1</sup>, abaixo da concentração média dos 10 principais elementos químicos componentes do solo. Entretanto, em uma análise similar para as rochas cristalinas da crosta do planeta que compõe a matriz dos solos, ele aumenta sua participação para a faixa de 1000 mg kg<sup>-1</sup> (0,1%), passando a ser um dos 10 elementos mais importantes (Sposito, 1989). Outra forma de fósforo, que em boa parte dos casos chega a ser mais representativo do que o fósforo inorgânico, é aquele que já foi utilizado em algum momento pela biota e voltou ser disponibilizado ao ambiente no final do ciclo de vida destes organismos, passado a ser classificado como fósforo orgânico (Pavan & Miyazawa, 1996). Independente da origem do fósforo no solo, o comportamento esperado pelo elemento é o mesmo, obedecendo ao sistema de ciclagem conforme figura 1 (Pavan & Miyazawa, 1996).

Portanto, em termos geológicos, devido a sua concentração no ambiente do solo ele é considerado um micro-elemento, mas pela sua importância para as formas de vida, onde passa a fazer parte dos compostos orgânicos mais simples, como os ácidos nucléicos até processos essenciais à vida, como a respiração celular, ele assume a característica de macro-nutriente (Pavan & Miyazawa, 1996; Tibau, 1983). No caso específico de plantas, ele faz parte do grupo de 17 elementos essenciais para a sobrevivência das espécies (Stevenson, 1986; Odun, 2004).

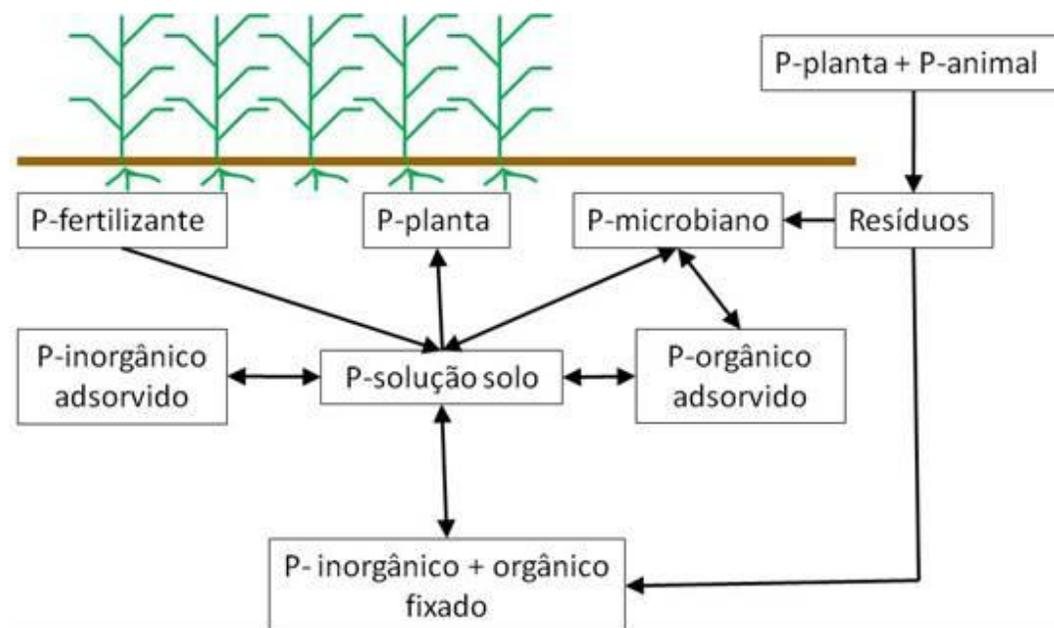


Figura 1: Esquema de ciclagem do fósforo no solo adaptado de Pavan & Miyazawa (1996).

Outro fator a ser considerado é que a distribuição do fósforo sobre a superfície do planeta não obedece a um padrão regular, havendo regiões onde há maiores concentrações do que outras (Novais, 1999; Correll, 1998). Esta distribuição desuniforme é devida a fatores geológicos, aos processos de transporte através da ciclagem biogeoquímica e, cada vez mais importantes, às fontes antropogênicas (Daniel et al., 1998; Chaves & Oba, 2004). Na tabela 1 é demonstrada a distribuição do elemento fósforo pelos diversos compartimentos ambientais do planeta.

Esta distribuição desigual é acentuada também por processos geológicos em maior escala, como os processos advindos da deriva continental, onde antigos leitos de oceano ricos em fósforo passam a ser continentes, e os derrames magmáticos advindos de vulcões ou fissuras na crosta terrestre. Isto é observado em grandes áreas nos Estados Unidos e em parte da Europa, cujos solos são naturalmente ricos em fósforo, que aliado ao clima classificado como temperado, restringe o processo de intemperização do elemento em relação a ambientes mais úmidos e quentes. Este último é o caso do Brasil, cujo território é composto em sua maioria, por solos tropicais

resultantes de intensa intemperização, ou ainda naturalmente pobres em fósforo, devido à natureza das rochas matrizes (Stevenson, 1986).

Tabela 1: Principais reservatórios de fósforo no planeta terra.

Reservatório	Fósforo total ( $\times 10^{12}$ kg)
<b>Terra</b>	
Solo	96 – 160
Rochas mineráveis	19
Biota	2,6
Dissolvido em águas continentais	0,090
<b>Oceanos</b>	
Sedimentos	840.000
Dissolvido em água (forma inorgânica)	80
Forma particulada	0,65
Biota	0,050 – 0,12

Fonte: Stevenson (1986).

Em ambos os casos, o fósforo é considerado escasso em termos de disponibilidade para as demandas agrícolas, que continuam superiores mesmo comparadas às áreas naturalmente ricas no elemento (Chaves & Oba, 2004)

Um dos fatores que afetam esta disponibilidade é o comportamento químico que o fósforo assume segundo a composição e as condições químicas do solo, desde que haja presença de água para prover estas trocas. Além da geologia, que fornece os demais minerais componentes do solo junto com o fósforo, a matéria orgânica e o potencial hidrogeniônico (pH) controlam a forma com que este elemento irá ser disponibilizado: livre na solução do solo, parcialmente solúvel estando adsorvido aos colóides ou novamente cristalizado na forma insolúvel (Gatiboni, 2003; Pavan & Miyazawa, 1996; Raij, 1981).

Aliado a estes elementos que controlam o destino do fósforo, a própria natureza do elemento auxilia na tendência de imobilização comum a este ânion. Neste caso, a troca iônica deixa de ser o mecanismo químico que controla sua fixação às partículas e

colóides do solo, cedendo lugar aos mecanismos baseados na ligação covalente de alta energia entre as partículas de fósforo e de elementos como o ferro, alumínio e cálcio (Raij, 1981; Novais, 1999).

Raij (1981) cita ainda que ligações deste nível, uma vez estabelecidas, produzem compostos fosfatados de solubilidade muito baixa, praticamente eliminando o fósforo da solução do solo, principalmente quando atendidas a junção de fatores que favorecem esta fixação às partículas do solo: solos com maior teor de argila, forte presença de óxidos de ferro e alumínio nas argilas e menores valores de pH. Estas condições são bastante comuns em Latossolos, que representam o principal grupo de solos brasileiros (Embrapa, 2002; Kämpf, 2003; Gebler et al., 2005). Os compostos mais comuns são a strengita, as apatitas e a variscita, cujas fórmulas químicas e condições de formação são apresentadas na tabela 2 junto de suas variações.

Tabela 2: Comportamento do fósforo no solo segundo pH e composição química mineral.

Compostos	Formas químicas	Condições de existência
Strengita	$\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Solos ácidos ricos em ferro
Variscita	$\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Solos ácidos ricos em alumínio
Fluoroapatita	$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$	Solos pH alto ricos em cálcio e flúor
Hidroxiapatita	$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$	Solos pH alto ricos em cálcio
Fosfato dicálcico dihidratado	$\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Solos pH alto ricos em cálcio
Fosfato octocálcico	$\text{Ca}_8\text{H}_2(\text{PO}_4)_6 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	Solos pH alto ricos em cálcio
Fosfato na solução solo e adsorvido na superfície das partículas	$\text{H}_2\text{PO}_4^-$ $\text{HPO}_4^{2-}$	Mantidos em equilíbrio em pH entre 5,0 e 7,0.

Fonte: Adaptado de Gatiboni (2003); Pavan & Miyazawa (1996); Tibau (1983); Raij (1981), Novais (1999).

Como observado na tabela 2, em solos com pH próximo da neutralidade ou pouco ácidos, esta reação de fixação não é imediata, permitindo a disponibilização de fósforo aos demais compartimentos ambientais durante um período relativamente longo (O fósforo adsorvido nos sítios de troca externa das partículas do solo troca de lugar com aqueles íons livre na solução do solo). Isto resulta numa situação de equilíbrio onde, à medida que se retira ou se aporta fósforo no solo, ele se redistribui conforme a quantidade de íons em relação aos sítios de ligação iônica nas partículas e sua concentração na solução do solo (Stevenson, 1986; Hansen et al., 2002).

Entretanto, em situações onde há a saturação natural ou induzida das partículas do solo e havendo diluente suficiente, este elemento pode ser deslocado pelos processos de transporte de superfície ou de subsuperfície (Escoamento superficial, lixiviação, dentre outros), atingindo áreas onde sua presença pode resultar em danos (Pote et al., 1996; Khaleel et al., 1980; McDowell et al. 2002; Gonçalves, 2007).

Exemplo dessa situação, Sharpley (1985a), cita a variação dos teores de fósforo encontrados em solos com e sem fertilizante ao longo de dois anos, creditando a baixa disponibilidade de P durante o inverno a baixa atividade microbiana do local.

### **1.3 – Transferência do fósforo entre os compartimentos do solo**

Para a compreensão dos fatores envolvidos no processo de transferência do fósforo da solução do solo para o fluxo do escoamento superficial, é importante compreender a condição que o fósforo se encontra nesta solução, e como o fluxo de água superficial pode acessá-lo.

Zhang et al. (1997) discutem as alternativas sugeridas ao longo do tempo, por duas hipóteses principais que tentam explicar este processo, como a teoria da “zona de mistura”, discutida por vários autores, que sugeria a existência de uma zona de mistura completa e uniforme abaixo da superfície do solo, que se comportaria como um reator de mistura completa, onde a água da chuva, a solução do solo e a água infiltrada se misturariam imediatamente mas não haveria trocas com as zonas abaixo desta.

Outra proposta foi denominada como “teoria do filme” defendida por Wallach e Van Genuchten (Zhang et al., 1997), que sugeria a existência de um filme estagnado ao

redor das partículas do solo, onde eram permitidas as transferências químicas mediante processo de difusão molecular. Este filme ou área de água estagnada também foi citado no trabalho de Sharpley & Ahuja (1983).

Por fim, Zhang et al. (1997), analisando o resultado do estudo em elementos químicos como agrotóxicos, concluem que a teoria da zona de mistura é mais apropriada para tais moléculas do que outros elementos químicos.

Stevenson (1989), discutindo a química do fósforo no solo, reafirma a dificuldade de liberação do P e a formação do equilíbrio químico entre a fase sólida e a líquida do solo. Desta forma, ao sugerir a existência de “reservatórios<sup>3</sup>” de fósforo que permitiriam este balanço com a solução do solo, concorda com a teoria da zona de mistura, pois infere que à medida que as plantas extraem o fósforo da solução, ele é imediatamente desorvido das partículas em direção à solução do solo, visando à manutenção do equilíbrio.

Já Sposito (1989), observando o comportamento da água adsorvida às partículas do solo e sua relação com o fósforo, indica que a teoria do filme é mais assertiva quando envolve diretamente a troca entre colóides e a solução do solo.

Logan (1981), estudando as trocas isotópicas com sedimentos em corpos d'água, determina que haja dois tipos de reação de adsorção: um rápido que atinge o equilíbrio em questão de poucos minutos até poucas horas e um modelo lento, que somente se aproxima do equilíbrio em questão de semanas ou meses. Entretanto esta troca rápida pode ocorrer nos fluxos erosivos, principalmente quando o terreno já está saturado de água de uma chuva mais prolongada.

Além disso há sinais que a energia envolvida na reação também é um fator a ser considerado, uma vez que inicialmente há predominância de trocas envolvendo baixa energia (2 a 3 kcal mol<sup>-1</sup>), enquanto que as trocas de longo prazo envolvem processos altamente energéticos (20 kcal mol<sup>-1</sup>), sempre controlados pelos processos de difusão (Sharpley & Ahuja, 1983) .

Baker (1981) também aponta a importante correlação que a camada superficial do solo tem com o fluxo da enxurrada, afirmando que os principais processos de troca

---

<sup>3</sup> Pools, no original em inglês.

química ocorrem dentro de uma faixa de um centímetro de solo e meio centímetro de fluxos de água em média.

Diante destas hipóteses e pelos resultados obtidos em diversos trabalhos, quando há necessidade de modelagem do arraste de fósforo através de fluxos no solo, a teoria da zona de mistura parece se adequar melhor a estudos de lixiviação, enquanto que a teoria do filme oferece a melhor aproximação para estudos envolvendo arraste superficial pela enxurrada (Khaleel et al., 1980; Ige et al., 2005).

Assim, mesmo que a mobilidade do fósforo seja considerada muito baixa nos solos do Brasil, deve-se observar que aquilo que ocorre no perfil do solo nem sempre é reproduzido em sua superfície. Exemplo disso é que na camada superficial do solo (de 0 a 20 cm de profundidade), é utilizada normalmente a fonte fosfatada destinada à agricultura, e apresenta teores de fósforo muito acima das camadas inferiores. Nesta condição, principalmente em solos com altos teores de argila ou óxidos de Fe e Al, espera-se que ocorra a saturação dos sítios de troca em um raio de poucos milímetros de onde ocorreu a deposição dos grânulos de fosfato no solo. (Holford, 1989; Lopes et al., 2010; Zhang et al., 1997).

Pote et al. (1999) e Sharpley et al. (1994), baseados em dados obtidos de trabalho de campo, determinaram que as trocas de fósforo com fluxos superficiais ocorrem envolvendo uma camada de até 2,5 centímetros de solo, independentemente da concentração de fósforo no restante do perfil. Já Hansen (2002), sugere que esta profundidade pode variar de um a cinco centímetros de profundidade.

Também, a baixa mobilidade do P da maior parte dos solos brasileiros, justifica a diminuição da importância dada aos problemas gerados pelo fósforo quando lixiviado, a não ser em casos específicos, como por exemplo: intenso uso de dejetos animais como fertilizantes na forma líquida em solos de perfil raso, solos arenosos (ou em casos mais raros, argilosos) que sofreram excesso de aplicação de fósforo, ou ainda fatores hidrológicos, como lençol freático muito alto, regiões de intenso regime pluviométrico e alta drenagem, dentre outras (Havlin, 2004; Gebler et al., 2007; Kunz et al., 2007). Ainda assim, no caso de fertilização por dejetos de origem animal no Brasil, a maior preocupação com transporte de fósforo tem sido o escoamento superficial, por fatores

como selamento dos poros da superfície, formação de um filme de repelência entre a água e o dejetos, a qualidade deste, dentre outros (Mori et al., 2009).

Estando o fósforo sob diversas formas no solo, deve-se observar sua origem, os mecanismos necessários envolvidos para promover seu deslocamento até algum ponto que possa causar problema e quais formas de danos resultariam disso (Haygarth & Sharpley, 2000; McDowell et al. 2002). Dentre as formas de transporte, o escoamento superficial vem sendo estudado como o meio de transporte massivo e de velocidade, que muitas vezes, com um simples evento de precipitação pluviométrica intensa, é suficiente para atingir o nível de dano estabelecido para os recursos hídricos de uma região pelo arraste de fósforo (Wischmeier & Smith, 1978; Sharpley, 1995; Shigaki et al., 2007).

Lombardi neto & Moldenhauer (1992) citam experiências na África do Sul onde  $25,4 \text{ mm h}^{-1}$  seriam chuvas consideradas com energia erosiva suficiente para provocar transporte de solo, e, por extensão, o fósforo reativo contido nele.

Portanto, o transporte horizontal de superfície (escoamento superficial), é considerado responsável pela maioria dos problemas ambientais envolvendo fósforo e recursos hídricos, uma vez que, ocorrendo fluxos de água (solvente) de uma região onde o elemento está prontamente disponível e em alta concentração na solução do solo, ele será carregado em direção ao talvegue da bacia, onde se encontra o corpo d'água (Bundy et al., 2001; Amaral et al., 2008) Por conta desta facilidade de causar possíveis danos, este trabalho dará prioridade a este mecanismo de transporte

#### **1.4 – Impactos ambientais esperados pelo excesso de fósforo**

Em países como o Brasil, com solos naturalmente pobres em fósforo, a atividade agrícola necessita da disponibilidade do elemento para seu sucesso, pela sua presença na forma solúvel e em níveis que permitam uma agricultura produtiva (Tibau, 1983; Raij, 1981; Novais, 1999; Gonçalves, 2007). Isto se dá através do aporte externo de insumos, cuja tendência é reconhecida como crescente devido à atual e futura necessidade de produção de alimentos (FAO, 2010). Entretanto, podem ocorrer

grandes danos ambientais resultantes da disponibilidade do elemento nestas áreas (FAO, 2010).

Ainda no âmbito dos processos biogeoquímicos envolvendo o fósforo, recomenda-se observar este fenômeno no âmbito de bacias, ou de microbacias, pois a tendência será que o produto do arraste seja acumulado em seu talvegue, onde se concentram os recursos hídricos.

Uma vez que o fósforo atinja estes mananciais, as algas presentes nestes corpos d'água, que o utilizam para a fotossíntese da mesma forma que as plantas superiores, além de algumas espécies de bactérias, podem acabar provocando um evento conhecido como "floração algal" ou hipertrofização (Daniel et al., 1998; Grobler & Silberbauer, 1985; Mori et al., 2009).

Deve-se ressaltar que o fósforo não atua sozinho na geração dos impactos advindo de explosões de algas no ambiente aquático, pois nitrogênio (N) e fósforo (P), reconhecidamente as principais fontes não pontuais de contaminação de recursos hídricos (Pote et al., 1996; Hart & Quin, 2003; Bertol et al., 2004a), devem apresentar uma relação de equilíbrio na água, dependendo das formas de fósforo associadas (Lewis & Wurtsbaugh, 2008).

Uma vez que as cianobactérias<sup>4</sup> (algas azuis do gênero *Anabaena* e *Nostoc*), e alguns outros microorganismos permitem a disponibilização do N na água ao retirá-lo diretamente da atmosfera, o fósforo na forma inorgânica passou a ser denominado elemento "gatilho" das ocorrências de hipertrofização nos corpos d'água (Correll, 1998; Sharpley et al. 1986; Rast & Lee, 1983; Sharpley et al. 1994)

Para que estes processos sejam desencadeados, a literatura indica que bastam teores de P dissolvido em água na ordem entre 0,001 a 0,3 mg L<sup>-1</sup>, considerados limites de baixa concentração para os padrões do elemento existentes no solo e ainda mais baixos comparado com as concentrações necessárias para a agricultura (Daniel et al., 1994; Mclsaac et al., 1995; Odun, 2004; Barbosa et al., 2009).

Em outro estudo, Sharpley et al. (1994), apontam que lagos seriam bastante sensíveis ao fósforo reativo da enxurrada, principalmente aqueles: a) com mais de 10

---

<sup>4</sup> cianobactérias: microorganismos procarióticos autotróficos, também denominados como cianofíceas (algas azuis) capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir toxinas com efeitos adversos à saúde (Conama, 2005).

hectares; b) que estratificam durante o verão em condições normais; c) apresentam baixas taxas de fluxo ao ano. Isto pode vir a ser um problema devido à proliferação das Pequenas Centrais Hidroelétricas (PCHs), ou de açudes para irrigação, que vem sendo incentivadas nos últimos anos pelos governos, também como forma de redução de grandes impactos ambientais a uma região.

Portanto, além da eutrofização de corpos d'água e diminuição da qualidade da água da bacia, os principais riscos envolvem danos econômicos diretos e indiretos (Colacicco et al., 1989; Sharpley et al., 1994), ou à saúde humana (Hansen et al., 2002; Avalos et al., 2009).

A legislação brasileira, através das resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), não reconhece o elemento fósforo como um possível contaminante de solo e de águas subterrâneas nem em sua resolução mais recente sobre o assunto, de número 420/2009 (Conama, 2009). Isto reforça a percepção do produtor rural brasileiro de que a adubação aplicada ao solo, quando orientada a este elemento, só deve obedecer a critérios produtivos e econômicos, desconsiderando as questões ambientais.

O mesmo conselho, apresentando uma visão relativamente descasada da inter-relação entre solo e água que compõe o conjunto da bacia hidrográfica, através da resolução 357/05 (Conama, 2005), estabelece padrões de contaminantes máximos para enquadramento de corpos hídricos e de lançamento de efluentes em águas de superfície, e determina que os corpos d'água classificados de I a III podem ser utilizados pela atividade agrícola, e destes, o limite máximo de fósforo (representado por P-total), varie entre 0,05 mg L<sup>-1</sup> nos ambientes lênticos até 0,15 mg L<sup>-1</sup> para ambientes lóticos e seus tributários.

Ainda, na mesma resolução 357/05 (Conama, 2005), a referência a forma de fósforo a ser utilizada como padrão de comparação não está suficientemente clara, uma vez que cita somente "fósforo total". A declaração mais próxima quanto à forma química diz respeito ao segundo parágrafo do artigo 10º, que comenta quanto aos valores limites, sem, contudo, referir-se novamente à espécie química em questão. Somente no artigo 41º há referência ao processo de análise: "Os métodos de coleta e de análises de águas são os especificados em normas técnicas cientificamente

reconhecidas", sem determinar tanto metodologia como forma química a ser analisada (Conama, 2005).

Novamente, diante das diversas espécies químicas e metodologias disponíveis para determinação do fósforo, pode-se incorrer no risco de se estar utilizando como padrão uma forma química que apresente riscos menores que outras, para o âmbito do recursos hídrico. Esta análise será vista no capítulo a seguir.

Uma vez que estes cursos d'água abastecem atividades agrícolas, é correto pressupor que os mesmos se situam em um ambiente rural, cujas culturas agrícolas necessitam e são supridas por quantidades de fósforo muito além da concentração necessária para causar a eutrofização. Esta é uma das principais formas de impacto ambiental resultante da contaminação de recursos hídricos por formas de fósforo em pequenas bacias hidrográficas rurais - PBHR (Sharpley et al., 1994; Santos et al., 2010).

Portanto, a presença de fosfato em áreas agrícolas no Brasil é inevitável, e seu excesso será, em algum momento, refletido diretamente nas bacias hidrográficas através de danos ambientais, uma vez que estão situadas primariamente nas áreas rurais, com predomínio de áreas agrícolas. Mas para que isto aconteça é necessário uma etapa de transporte, que é onde as ações corretivas podem ser executadas, desde que indicadas para a forma química e o tipo de arraste que resultará em dano.

## Capítulo 2 – Formas químicas de fósforo e processos envolvendo seu arraste

### 2.1 – Ionização do fósforo no fluxo d'água

Quando na solução do solo ou em corpos d'água, os elementos fosfatados de interesse ambiental se apresentam ionizados segundo as condições ambientais apresentadas na tabela 3.

Tabela 3: Formas ionizáveis de fósforo em água

Produto/Reação de ionização em água	Nome da molécula de interesse ambiental
$P_2O_5 + 3H_2O = 2H_3PO_4$	Fosfato ionizado em condições muito ácidas (Ácido ortofosfórico)
$H_3PO_4 + H_2O = H_2PO_4^{-1}$	Fosfato ionizado em condições ácidas próximas a neutralidade
$H_2PO_4 + H_2O = HPO_4^{-2}$	Fosfato ionizado em soluções de caráter neutro
$HPO_4 + H_2O = PO_4^{-3}$	Fosfato ionizado em soluções de caráter básico (Ortofosfato)

Fonte: Logan (1981); Haygarth & Sharpley (2000); Eghball & Gilley (1999).

Em águas naturais, cujo pH varia entre 5 e 8, as formas mais comuns são  $H_2PO_4^{-1}$  e  $HPO_4^{-2}$ . Em corpos hídricos, o P não apresenta teores muito elevados, pois é intensamente aproveitado pelas algas, só aparecendo em altas concentrações em casos de eutrofização. Assim, das várias formas de fósforo existente a que representa maior interesse de monitoramento junto ao ambiente é a forma iônica de ortofosfato ( $PO_4^{-3}$ ), também conhecida como biodisponível ou reativo filtrado (Logan, 1981; Haygarth & Sharpley, 2000; Eghball & Gilley, 1999).

### 2.2 - Formas ionizadas de fósforo de interesse ambiental

A partir do momento que as formas de fósforo são ionizadas em água, com a quebra de ligação das superfícies coloidais e minerais, elas assumem uma nomenclatura baseada na dinâmica das relações que irão adotar no fluxo de transporte e segundo o interesse ambiental na ocasião.

Esta nomenclatura tem variado em diversos trabalhos e publicações (Eghball & Gilley, 1999; Ige et al., 2005; Sharpley et al., 1992), tendo sido, inclusive, objeto de análise em publicação direcionada sobre o assunto. Na tabela 4 procurou-se reunir os diversos nomes encontrados durante a execução da tese e relacioná-los com sua significância, conforme estruturado por Haygarth & Sharpley (2000), baseado na reatividade do fósforo e no tamanho das partículas da amostra final.

Tabela 4: Nomenclatura das formas de fósforo presentes em água.

Forma de fósforo	Termos equivalentes estabelecidos <sup>5</sup>
Fósforo Reativo – Filtrado ( $\emptyset < 0,45 \mu\text{m}$ )	P reativo em molibdato (MRP), P reativo dissolvido (DRP), P solúvel reativo (SRP), P dissolvido reativo em molibdato, Ortofosfato, P inorgânico, Fosfato, P biodisponível (BAP).
Fósforo Reativo – Não filtrado	P reativo total (TRP), Amostra bruta não filtrada.
Fósforo Reativo – Filtrado ( $\emptyset > 0,45 \mu\text{m}$ )	P particulado reativo em molibdato (MRPP), P particulado reativo.
Fósforo Total – Filtrado ( $\emptyset < 0,45 \mu\text{m}$ )	Fósforo dissolvido total (TDP).
Fósforo Total – Não filtrado	Fósforo total em amostra bruta não filtrada (TP).
Fósforo Total – Filtrado ( $\emptyset > 0,45 \mu\text{m}$ )	P particulado (PP)
Fósforo Não Reativo – Filtrado ( $\emptyset < 0,45 \mu\text{m}$ )	P orgânico dissolvido (DOP), P orgânico solúvel (SOP), P dissolvido não reativo (DNRP).

Fonte: Adaptado de Haygarth & Sharpley (2000); Eghball & Gilley (1999)

Devido à falta de consenso quanto à adoção dos termos vinculados ao fósforo, neste trabalho será utilizada a nomenclatura apresentada em Phosphorous (1998) (figura 2), baseado na metodologia de análise para duas das formas nas quais o

<sup>5</sup> Abreviado entre parênteses conforme a língua de origem.

fósforo poderá ser encontrado no fluxo de transporte e nos ambientes onde poderá causar dano, o fósforo reativo total e o fósforo reativo dissolvido.

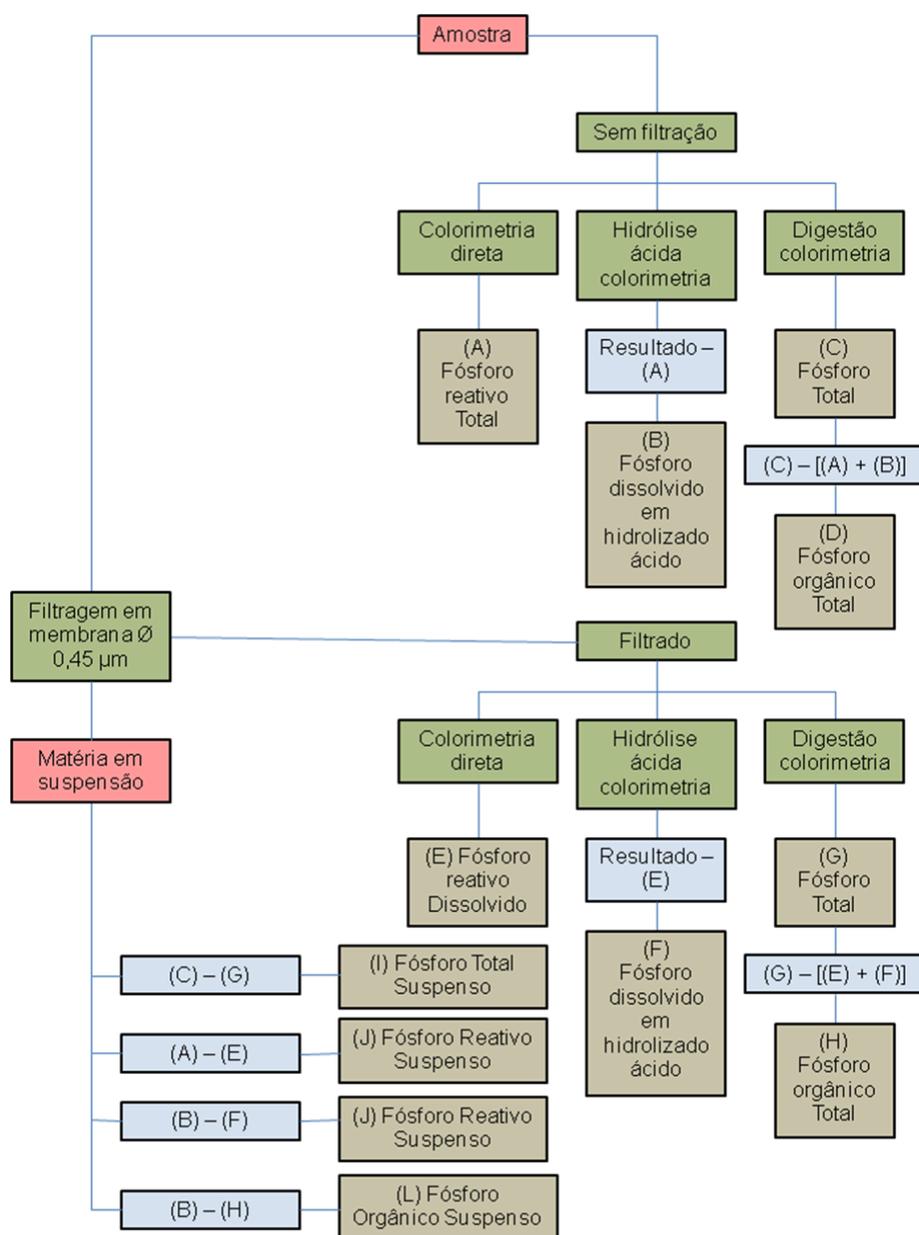


Figura 2: Nomenclatura das formas de fósforo segundo a metodologia de obtenção adaptado de Phosphorous (1998).

Na figura 2, as caixas vermelhas significam o tipo de amostra a ser usada, as caixas em verde indicam qual metodologia está sendo aplicada, as marrons o produto do teste e as azuis quando o resultado é obtido por diferença entre métodos.

A escolha do fósforo reativo total e o fósforo reativo dissolvido para análise nesta tese é baseado nos diversos trabalhos envolvendo o estudo do arraste do P segundo o risco ambiental, onde o fósforo na forma dissolvida aparenta estar ligado aos eventos de explosão algal a partir de eventos isolados, enquanto que o fósforo reativo total, devido a sua parcela de fósforo reativo suspenso (FRS), estaria ligado a eventos de danos ambientais de médio e longo prazo (Logan, 1981; Langdale et al., 1985). As características destes eventos serão discutidas nos capítulos subseqüentes desta tese.

### **2.3 – Fontes antrópicas de fósforo em áreas agrícolas no Brasil**

Apesar do fósforo natural presente no solo no Brasil ser considerado de baixa ou muito baixa concentração, em condições de pequenas bacias situadas em regiões rurais, ele ainda pode ser encontrado em concentrações elevadas como produto de ações humanas, seja depositado na forma de descarte em solo, determinada segundo a norma ABNT NBR 13.894 - "Tratamento no solo (landfarming)" (ABNT, 1997; Paula et al., 2006), ou proveniente de fertilizantes agrícolas orgânicos e minerais, consideradas fontes mais importantes do que o fósforo da matriz natural do solo pela sua alta concentração e solubilidade (Pote et al., 1996; Whitters et al., 2001).

Em trabalho recente promovido pela indústria de fertilizantes brasileira, chegou-se a conclusão que, na média nacional, somente 54% do fosfato aplicado como fertilizante químico era aproveitado pelas plantas, enquanto que os 46% restantes era perdido para o ambiente (Cunha et al., 2010).

Deste montante não foi levado em conta todo o restante de fontes fosfatadas, como os adubos orgânicos ou ainda o manejo de solo através da adubação verde, que permite a biodisponibilização na superfície do fósforo que se encontra em profundidade no perfil do solo.

Isto é importante uma vez que, para culturas anuais como milho ou soja, a exigência de nutriente agrícola pode variar entre 25 a 45 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de P, enquanto

que para haver a eutrofização acelerada de rios e lagos, basta volumes disponíveis variando entre 1 a 2 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de P (Hansen et al., 2002).

Nos trabalhos de Leite et al. (2004) e de Gobbi (2009), trabalhando-se com parcelas adubadas e não adubadas, após a implantação da cultura e da disposição inicial do adubo, a concentração de fósforo na água somente decresce ao longo de uma série de chuvas simuladas, sendo que a principal fonte de fósforo é proveniente da adubação das culturas (Barbosa et al., 2009).

Apesar de haver sido aplicado o princípio da desconcentração ambiental do elemento, espalhado pela área da bacia, há o aspecto negativo do descontrole de sua emissão, que o caracteriza como fonte de contaminação não pontual. Entretanto, o escoamento superficial em pequenas bacias rurais, se apresenta de maneira complexa, dificultando seu controle de forma extensiva (Pruski et al., 2004). Em alguns casos, a única solução possível é a análise sítio-específica do processo de arraste (Davis et al., 2005).

Assim, a descarga do elemento contaminante no corpo d'água de uma bacia não acontece de forma regular, e sim em pontos pré determinados onde houve o acúmulo destes canais pela rede secundária de drenagem.

Portanto, com a crescente antropização das bacias e o aumento da fertilização agrícola e descarte de resíduos no solo, a análise e a antecipação de como ocorre arraste do fósforo, principalmente das formas reativas dissolvida e total, é uma tentativa de reduzir um eventual impacto ambiental negativo futuro (Chaves & Oba, 2004; Cunha et al, 2010).

#### **2.4 - Manejo de solo agrícola na bacia e o potencial de emissão de fósforo**

A perda de nutrientes do solo é esperada por parte dos produtores, que promovem sua reposição em níveis mais do que suficientes para satisfazer a produção agrícola (Chaves & Oba, 2004; Cunha et al., 2010).

Estes níveis são baseados em pesquisas envolvendo a fertilidade do solo e, para cada parte do Brasil e do mundo, há metodologias de avaliação e recomendações de reposição que mais se adaptam ao local. Sendo assim, para os estados de Santa

Catarina e Rio Grande do Sul, esta reposição é baseada no manual da Rede Oficial de Laboratórios de Solos (ROLAS, 2004). Apesar disso, a metodologia de recomendação pode apresentar lapsos ainda não resolvidos.

Uma das questões diz respeito à camada de solo que deve ser coletada para análise. A recomendação oficial é de uma coleta de solo em uma área uniforme composta de uma série de sub-amostras de uma coluna de solo retirada de zero a 20 cm de profundidade, que se espera representar o todo (ROLAS, 2004). A recomendação de adubação homogênea é feita com base nestas amostras, para uma quantidade de solo equivalente a 2.000 m<sup>3</sup> por hectare de solo, que deverá ser revolvido para a mistura completa do adubo com o solo (Raij, 2004; Rolas, 2004).

Entretanto, baseado no trabalho de Cunha et al. (2010), em relação ao aproveitamento do fósforo adquirido como fertilizante, sem levar em conta as demais fontes naturais e antropogênicas, restam, portanto, as questões: está havendo um excesso de fertilização nos solos brasileiros? para onde está indo esta sobra da fertilização fosfatada?

Aliem-se a estes problemas as diferentes formas de manejo adotado e as recentes alterações de manejo, procedidas por conta deste tipo de manejo, como o cultivo mínimo e a semeadura direta (anteriormente denominada plantio direto ou na palha), que por princípio impede o revolvimento do solo, restando aos agricultores aplicar o fertilizante a lanço (tentando-se espalhar uniformemente sobre a área), ou em linhas de cultivo, junto à semente.

Em ambos os casos, o fertilizante deixa de estar totalmente misturado na camada de solo de zero a 20 cm, e sim em situações de pronta disponibilidade na superfície ou em linhas concentradas logo abaixo dela (Lopes et al., 2010). Levando-se em conta que o fósforo espalhado na superfície irá sofrer as ações descritas na teoria do filme perante a existência de água suficiente, a mistura se dará em uma camada de poucos centímetros, conforme sugerido por Pote et al. (1999) e Sharpley et al. (1994). Isto resulta em uma recomendação de adubação para uma camada de 2.000 m<sup>3</sup>/ha de solo aplicada efetivamente em uma camada de apenas 250 m<sup>3</sup> de solo por hectare.

Ao descrever o sistema de plantio direto, Lopes et al. (2010) recomendam cuidado quanto ao prazo, pois indica que nos primeiros cinco anos de conversão de

uma área de cultivo tradicional para a semeadura direta há uma demanda maior por fósforo, com praticamente nenhuma sobra. Mas, à medida que as plantas formam uma camada de "palhada" orgânica sobre a superfície, resultado da ciclagem orgânica do fósforo do perfil do solo e da deposição continuada do adubo fosfatado aplicado na superfície, passa a ocorrer o contrário, excesso de disponibilização do P.

Bertol et al. (2010), aponta que devido a fatores como estes há um grande potencial para haver dano a recursos hídricos proveniente de formas de fósforo originadas em áreas de semeadura direta, mesmo que sejam em áreas sem adição prévia de adubação.

Além do caso do semeadura direta, outras situações também são questionadas quanto à forma de disponibilização do fósforo para as plantas e seus impactos no ambiente. O caso da fruticultura segue a problemática similar da semeadura direta quanto ao não revolvimento de solo em longo prazo, variando somente a forma de manejo de cobertura e alguns poucos tratamentos culturais (Epagri, 2002)

Por isso, o tipo de fonte de fósforo presente, o manejo de solo, o sistema de cultivo e a forma de cobertura vegetal, são os pontos principais que podem influenciar a disponibilização das formas reativas de fósforo aos corpos d'água de uma bacia, resultando em diferentes aportes de fósforo e respectivas velocidades de impacto segundo estas variações. Entretanto, para haver o impacto é necessário haver transporte superficial, sem o qual não há a junção do agente causal e o ponto de risco.

## **2.5 – Erosão e arraste superficial de fósforo reativo**

Os processos erosivos em solos agrícolas são bastante conhecidos (Andrade et al., 1999; Bertol et al., 2007; Luciano et al., 2009). A fase erosiva é importante para o arraste do fosfato por que ela permite a desagregação inicial das partículas do solo, expondo os pontos de ligação a um fluxo subsequente de água relativamente livre de fósforo. Neste caso, ocorre a formação do filme, com a consequente diluição inicial do fosfato livre na solução do solo e, após a saturação dos pontos de ligação que estavam ainda livres, o íon fósforo restante fica livre para seguir o fluxo do escoamento superficial (Sharpley et al., 1981)

No Brasil, principalmente na região sul, a erosão hídrica, representada pelo escoamento superficial, é muito importante, devido ao regime regular de chuvas que, muitas vezes, apresentam intensidades elevadas e tempos de retorno relativamente curtos (Cardoso et al., 1998).

Deve-se compreender escoamento superficial como parte do ciclo hidrológico relacionado ao deslocamento das águas sobre a superfície do solo (Pruski et al., 2004). Através deste escoamento, os elementos que podem se tornar poluentes são carregados de lugar para lugar, chegando a locais indesejáveis, causando a poluição.

Além disso, atualmente, este transporte é fortemente afetado por alterações antrópicas, devido à necessidade da ocupação de espaços e exploração do meio para a produção dos diversos bens de consumo (Sharpley, 1985b).

Durante o estudo do efeito do fósforo de origem não pontual no ambiente, diversos autores pontuaram que a concentração do elemento no ambiente e sua relação com possíveis impactos era bastante variável (Correll, 1998; Daniel et al., 1998; Novais, 1999; Chaves & Oba, 2004).

Por isto, se recomenda que a mensuração das concentrações e quantificação do fósforo deve ser a mais pontual possível. (Rast & Lee, 1983).

Apesar da maior quantidade de P carregado pela erosão hídrica estar como fósforo reativo total (FRT), onde o expressivo volume de sedimento arrastado ou em suspensão que acompanha a água é responsável pela parcela de fósforo reativo suspenso (FRS) (Bertol et al., 2004b; Gérard-Marchant et al., 2005; Barbosa et al., 2009), dependendo de fatores como intensidade da chuva, declividade e rugosidade do terreno, dentre outros, ele pode se depositar rapidamente no solo (Mclsaac et al., 1995).

Com a deposição do sedimento não mais presente no fluxo d'água, passa a haver a predominância do fósforo reativo dissolvido (FRD) no fluxo de água, que pode carregar esta forma de fósforo por distâncias maiores e, na maioria dos casos, mesmo apresentando concentração inferior ao FRT, e dependendo das características intrínsecas do local em análise, pode ser suficiente para disparar processos degradativos massivos no recurso hídrico (Daniel et al., 1994; Mclsaac et al., 1995; Hart et al., 2004; Gérard-Marchant et al., 2005; Barbosa et al., 2009).

Isto é corroborado por Shigaki et al. (2007), ao apontar o fósforo reativo solúvel como imediatamente disponível para uso das algas, enquanto que o fósforo reativo total, principalmente aquele retido no particulado presente na enxurrada, pode se tornar uma fonte de longo prazo para uso das algas.

Pote et al. (1999) reforçam ainda que a quantidade de fósforo disponível e a capacidade de saturação da superfície do solo influenciam a concentração de fósforo reativo presente na água de escoamento superficial daquele solo.

Coletti et al. (2010), analisando oito variáveis físico químicas presentes na água de uma bacia para formação de um índice de qualidade de água, através da análise multifatorial, apontam que há uma correlação clara entre fósforo reativo total, condutividade elétrica e sólidos suspensos, entretanto a correlação entre o fósforo reativo e a condutividade elétrica é proporcionalmente maior, sugerindo a participação da parcela dissolvida (FRD) em detrimento dos sólidos em suspensão (FRS).

O fósforo reativo dissolvido vem se tornando um fator de risco cada vez maior pela expansão de métodos extensivos de conservação do solo, como por exemplo, a semeadura direta, onde o fósforo vinculado ao sedimento (FRS) deixa de ser a fonte mais importante de fósforo, sendo substituído gradualmente em importância pelo FRD na água da enxurrada, resultado da maior disponibilização do P na forma de ortofosfato de origem química ou, pela degradação da matéria orgânica morta da palhada de cobertura, o ortofosfato de origem orgânica (Logan, 1981; Langdale et al., 1985; Sá, 1999; Bertol et al., 2010).

Sá (1993) sugere que principalmente a semeadura direta causa intensa concentração de formas livres (Formas reativas), de fósforo na camada superficial do solo, principalmente entre zero e 2,5 cm de profundidade, o que facilita a posterior dissolução e arraste do fósforo reativo.

Pela dificuldade da retenção ou retirada deste fósforo dissolvido na água, diversos autores concordam que a ação preventiva, seja agindo na redução das fontes em áreas sensíveis, seja através do manejo integrado das áreas agrícolas e dos recursos hídricos, tem sido apresentada como a forma mais eficaz de reduzir o risco de um possível dano ambiental (Whiters et al., 2001; Havlin, 2004).

## **Capítulo 3 – Caracterização de demandas de atividades com potencial poluidor em pequenas bacias hidrográficas rurais em relação ao arraste de fósforo**

### **3.1 - A importância do uso de ferramentas de simulação para os estudos ambientais de bacias**

A variabilidade do ambiente, principalmente no caso de bacias hidrográficas, pode gerar dúvidas sobre a efetividade dos resultados obtidos em regime de simulação (Sharpley, 1995). Por outro lado, esta mesma variabilidade exigiria que, para se fazer a previsão correta dos eventos baseados em condições reais, todas as bacias devem passar por estudos prévios, sendo que as respostas só poderiam ser aplicadas localmente (Mclsaac et al., 1995; Hart et al., 2004).

Devido à impossibilidade atual de se trabalhar individualmente o problema do FRT e FRD para cada bacia hidrográfica, uma das principais formas de apoio à metodologia do cálculo de cargas pode ser a aplicação de planejamento antecipado, através de simulações de cenários com razoável grau de correlação entre diversos casos, reduzindo a incerteza gerada pela aleatoriedade de variáveis envolvendo a tomada de decisão por parte do produtor quanto ao uso do P, como, por exemplo, as questões econômicas regionais ou mesmo globais (Sharpley et al., 2001).

Inicialmente é necessário averiguar até que ponto é possível reproduzir as condições reais em uma situação simulada e quais os indicadores devem merecer a atenção para maximizar a reprodução desta realidade. Uma vez que esta tese está focada no estudo de duas formas de fósforo reativo e seu principal meio de transporte, estes devem ser os indicadores avaliados.

#### **3.1.1 - A simulação de chuvas intensas e o arraste de fósforo reativo**

Dentre os indicadores de maior peso, o estudo de chuvas intensas sobre a área da microbacia apresenta grande importância ambiental (Wischmeier & Smith, 1978; Cardoso et al., 1998; Mazurana et al., 2009; Santos et al., 2010), pois Sharpley (1995)

cita que, em alguns casos, até 90% das perdas de água, solo e fósforo em enxurradas no ano pode ocorrer em um ou dois eventos extremos somente.

Logo, o uso de chuvas simuladas em parcelas para o estudo ambiental do fósforo e suas formas ionizadas, é uma das maneiras válidas para se obter a compreensão necessária sobre o que ocorre com o P durante uma chuva (Sharpley et al., 1992; Sharpley & Kleiman, 2003; Avalos et al., 2009), uma vez que há o controle dos fluxos de escoamento e da coleta, reduzindo o risco de incidentes que possam inviabilizar o trabalho (Laflen & Tabatabai, 1984; Pote et al., 1999; Bundy et al., 2001). Entretanto, é necessário se considerar a questão da escala do experimento, uma vez que, em relação à da bacia, a escala do experimento é muito grande, devendo-se cuidar com as extrapolações dos resultados. Ainda assim apresenta validade, pois a pequena área da parcela experimental garante o controle de variáveis que não seria obtido na grande área necessária para o trabalho com bacias.

A opção pela aplicação de chuvas simuladas neste trabalho foi baseada nos trabalhos de (Laflen & Tabatabai, 1984; Pote et al., 1999; Bundy et al., 2001; Engel et al., 2009; Luciano et al., 2009), dentre outros, permitindo maior controle sobre a repetibilidade da precipitação e relativo controle de variáveis aleatórias, como estrutura do solo, inclinação do terreno, exposição solar, dentre outras, que acabam por individualizar os dados referentes a uma determinada bacia hidrográfica em comparação com outra.

O uso de chuvas simuladas é uma opção viável, enquanto não existir uma base de estudos ampla da rede de bacias hidrográficas brasileiras e um banco de informações que disponibilize estes dados ao planejador, desde que haja cuidado durante a extrapolação dos resultados (Sharpley, 1995).

Da mesma forma, analisando o tipo de informação disponível para os trabalhos ambientais com fósforo em recursos hídricos, ao faltar dados para uma bacia específica, a prioridade deve ser pela utilização de valores obtidos em situações brasileiras, mesmo que não sejam de determinada bacia (Rast & Lee, 1983). Isto deveria ser aplicado levando em conta questões envolvendo o solo e regime pluviométrico, que diferem muito daqueles encontrados nos países de clima temperado (McDowell et al. 2002).

Assim, deve-se questionar o motivo da continuada utilização de dados referentes àquelas condições, na medida em que dados nacionais mais próximos da situação brasileira estão sendo produzidos, conforme necessidade expressa em Daniel et al.:

**Um maior entendimento é necessário de qual sistema de gerenciamento de solo é responsável pelas fontes primárias de P, quanto P no solo e na água é excesso, como e onde podemos reduzir as entradas e perdas de P e qual será a eficiência da remediação necessária para desenvolver sistemas agrícolas que sustentem tanto a produção quanto a qualidade ambiental (1998, p.256).**

Além da simulação de chuvas, outro fator discutido regularmente é a dimensão das parcelas a serem utilizadas durante as simulações. Hart et al. (2004), baseado em extensa revisão bibliográfica, aponta que diversos autores não lograram consenso sobre a representatividade de testes em pequenas parcelas controladas ser melhor, pior ou similar àqueles testes executados em áreas maiores, como bacias. Entretanto, afirmam que há concordância dos autores avaliados em sua pesquisa, de que os efeitos aleatórios do ambiente em macro-áreas tornam os resultados altamente individualizados.

Por outro lado, Sharpley & Kleiman (2003), avaliando a eficiência de diferentes áreas de captação em regime de simulação de chuva, concluiu que, apesar do volume de FRT proveniente de simuladores de pequenas áreas (2,0 m X 1,0 metros), ser maior que aqueles provenientes de simuladores de área maior (10,7 x 3,5 metros), e que estes simuladores em áreas maiores reproduziam satisfatoriamente o que acontece em microbacias com área entre dois a seis hectares, os processos erosivos e de transporte de FRT em regime de simulação de chuva e de chuva natural são similares, podendo ser utilizados para trabalhos envolvendo o arraste de fósforo em escala representativa.

Portanto, conforme Avalos et al. (2009), apesar das críticas, o uso de parcelas experimentais é um meio válido para o estudo dos efeitos do manejo de um determinado solo relacionado com os transportes de nutrientes originados de sua superfície, no caso desta tese, o fósforo reativo total e o fósforo reativo dissolvido.

### **3.1.2 - Movimentação do fósforo do solo para a água**

Apesar do estudo da dinâmica do fósforo do solo para a água ainda apresentar uma série de lacunas ou influências ainda não inteiramente compreendidas (Sharpley & Ahuja, 1983), é possível se obter a tendência a ser esperada pelos diversos tipos de solo.

Além disso, o estudo de eventos de alto risco ambiental é importante para entender o que acontece em situações limítrofes, uma vez que as relações de arraste de P derivado de uma enxurrada segue modelo diferente do linear. Shigaki et al. (2007), citam estudos que apontam que a variação da intensidade da chuva de 1 para 10 mm h<sup>-1</sup> sobre uma superfície de solo lavrado, apresentaram um incremento no FRD de 15 para 218 g ha<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>, demonstrando que quanto maior a intensidade da chuva, maior o risco.

Além disso, ao estudarem diferentes fontes de P agrícola em situações críticas, Shigaki et al. (2006 e 2007) confirma que as fontes de adubação mais solúveis em água, como superfosfato-triplo, são as principais e imediatas fontes de FRD na enxurrada mesmo em chuvas fracas, mas que mesmo fontes pouco solúveis como os fosfatos naturais (e o solo), passam a serem fontes de risco em chuvas mais intensas.

A partir do momento que a água transporta o fósforo presente na camada de contato (superficial) do solo, há uma tendência que, para chuvas seguintes, com as mesmas características, haverá redução dos teores disponíveis de FRS, conforme observado em trabalhos de Shigaki et al. (2006), porém isto somente acontece sem a influência antrópica.

Já Indiati et al. (1995), haviam assinalado que a sorção e a disponibilização do fósforo sob regimes de adubação intensa tem sua resposta de acordo com características físico químicas de cada solo específico. Isto foi confirmado por Davis et al. (2005), ao avaliar as características de solo e os diferentes níveis de fósforo perdidos em enxurrada, registrando um tipo de comportamento pontual, também denominado sítio-específico.

Davis et al. (2005) constataram que houve o arraste do fósforo reativo solúvel através de transferência para a água e para o sedimento das amostras, sendo que as formas solúveis eram arrastadas de imediato, enquanto que as formas em equilíbrio com o solo continuaram a ser extraídas mesmo após 210 dias de experimento.

### **3.1.3 - O uso das ferramentas matemáticas para o cálculo do arraste de fósforo em bacias**

Em uma etapa inicial, o conhecimento da bacia através de ferramentas de apoio matemático permite que se confie em indicadores mais próximos da realidade e, à medida que a área de estudo se torne cada vez mais conhecida, o uso da modelagem passa a ser ampliado. Internacionalmente há algumas iniciativas para o trabalho neste sentido, visando o gerenciamento de risco em áreas que podem sofrer com o aporte de fósforo reativo (Addiscott & Mirza, 1998; Rast et al., 1983; Rast & Lee, 1983; Gérard-Marchant, 2005; Hart & Quin, 2003; Ige et al., 2005).

Alguns exemplos do uso de simuladores mais evoluídos podem ser citados, como no caso de Veith et al. (2008), ao aplicar o modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT), em uma pequena bacia do nordeste dos Estados Unidos da América sob dois diferentes níveis de precisão dos dados. Eles chegaram à conclusão que, naquele momento o modelo ainda descrevia melhor os processos de fluxo hídrico do que os de arraste de P reativo, mas à medida que novas informações fossem enriquecendo a entrada de dados, seria possível sua utilização também em questões ambientais envolvendo o aporte, manejo e destino do P agrícola perdido em enxurradas.

Da mesma forma, Nars Bruen (2006), testando os modelos Hidrological Simulation Program - Fortran (HSPF), o SWAT e um modelo europeu, o Système Hydrologique Européen TRANsport - SHETRAN, adaptado pelos autores para análise do fósforo, para condições de três pequenas bacias na Irlanda. Eles concluíram que ainda há grande variação de comportamento de modelos, razoável resposta ao arraste de fósforo total, porém baixa resposta em relação ao fósforo reativo. Além disso, ficou claro que todas as respostas subseqüentes somente podem ser aplicadas àquelas bacias testadas, uma vez que os dados são de difícil extrapolação.

Ao mesmo tempo, com a constante evolução das ferramentas de geoprocessamento para uso nas áreas ambientais Sommer & Megier (1998), sugerem passar para o passo seguinte, o gerenciamento completo dos projetos através do

gerenciamento de riscos da bacia, podendo-se considerar o fósforo reativo como agente causal.

Ao existir o suporte de informações básicas, a metodologia da aplicação do modelo pode ser expandida para as demais bacias do País, sendo que os dados de entrada é que devem ser localizados pelas suas características sítio-específicas (Davis et al.; 2005). Logo, o apoio à análise ambiental pode utilizar ferramental matemático, desde que haja o máximo de dados e descritores locais disponíveis.

No Brasil não há a mesma intensidade observada internacionalmente na busca pela criação de modelos como nos Estados Unidos ou Europa. Geralmente, a pesquisa é feita através da aplicação ou tentativa de adaptação de sistemas de análises ou indicadores importados.

No Rio Grande do sul, pelo menos um sistema baseado em indicador de risco baseado no fósforo já foi utilizado, o P-Index, nos trabalhos de Oliveira et al. (2010), que trabalharam com dados experimentais da região sul do Brasil coletados de diversos autores, onde foram conduzidas simulações com quatro diferentes versões do P-Index, utilizando-se a versão original de Lemunyon & Gilbert (1993), uma vez que os resultados obtidos apontaram como mais adequada a esta região. Além disso, Lopes et al. (2007) também aplicaram o P-index, em uma análise ambiental em uma pequena bacia no município de São Francisco de Paula.

Ainda para o Estado do Rio Grande do Sul, é importante lembrar que já vem sendo usada oficialmente uma ferramenta matemática de suporte a tomada de decisão, o método de cálculo de cargas contaminantes, apesar de alguns aspectos discutíveis quanto a seu uso.

Portanto, a realidade brasileira demonstra que a criação de ferramentas de apoio matemático de origem local e que auxiliem a descrição baseada em processos difusivos de transporte, principalmente focando o fósforo reativo total ou dissolvido e seus processos de transporte também tem deixado a desejar, havendo um hiato a ser preenchido nesta área de pesquisa.

### **3.2. Planejamento da instalação de atividades com potencial poluidor em pequenas bacias hidrográficas rurais no Brasil**

Uma das principais demandas de avaliação ambiental para as bacias hidrográficas tem sua origem nos órgãos ambientais responsáveis, e na sua atribuição legal em emitir a permissão de instalação de atividades em determinadas áreas. Na maioria dos casos, quando envolve pequenas bacias rurais, estes órgãos responsáveis têm caráter estadual, conforme determinação da Lei 6938/81, que implanta a Política Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 1981), e as resoluções do Conama número 001/86, que dispõe dos critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implantação da Avaliação de Impacto Ambiental (Conama, 1986), e número 237/97, que trata especificamente do sistema brasileiro de licenciamento ambiental (Conama, 1997).

Uma vez que os experimentos foram conduzidos no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, buscou-se verificar as exigências de cada estado (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – FEPAM/RS e Fundação do Meio Ambiente – FATMA/SC), quanto à congruência dos procedimentos de análise e exigências de licenciamento ambiental, para a instalação de novos empreendimentos em uma bacia hidrográfica (Bittencourt, 2010).

Esta busca por estado é necessária, uma vez que questões referentes a licenciamento ambiental e introdução de empreendimentos em bacias hidrográficas, o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA), repassa a decisão de permitir ou não a criação de procedimentos a cada estado da federação, desde que mantidos os limites impostos pela legislação federal (Conama, 1997).

Para ambos os estados, nesse caso, é requerido um rol de exigências segundo a atividade a ser licenciada, seguindo um modelo de formulário próprio, onde estão expressos os pontos a serem cumpridos desde que os limites de contaminantes respeitem a resolução 357/05 (Conama, 2005).

Entretanto, ao contrário de Santa Catarina, onde ainda é feita a análise qualitativa do processo, no Rio Grande do Sul houve um avanço pela introdução do conceito do cálculo de cargas contaminantes na bacia, como uma forma de prever a capacidade da mesma em receber novos empreendimentos, ou não.

Uma vez que a resolução 357/05 (Conama, 2005) apresenta problemas quanto à determinação da espécie química de fósforo e sua metodologia de análise, isto

permite ainda que haja inadequação do processo, pois as diferentes formas de fósforo (reativos ou não) e as diferentes metodologias de análise podem produzir resultados razoavelmente diferenciados (Pote et al., 1996).

### **3.3. O conceito do cálculo de cargas contaminantes potenciais e reais na bacia**

O conceito do cálculo de cargas contaminantes em uma bacia hidrográfica usado no Rio Grande do Sul tem estreita ligação com o conceito do cálculo da carga máxima diária total - TMDL (Total Maximum Daily Load) (United States Environmental Protection Agency, 2008), utilizado nos Estados Unidos da América, com objetivo de reduzir a poluição já existente nos corpos hídricos daquele país até que ela retorne aos níveis aceitáveis pela legislação americana.

Esta metodologia se caracteriza pelo cálculo entre a relação da capacidade que um corpo d'água tem de lidar com um contaminante ou poluente (resiliência), e a quantidade efetivamente aplicada sobre este recursos hídrico, dentro da área da bacia.

Ao contrário do RS, onde este cálculo tem sido utilizado para licenciamento de novas atividades da bacia, nos Estados Unidos da América, ele faz parte de um sistema de planejamento aplicado à limpeza de recursos hídricos poluídos, ou seja, é uma metodologia direcionada para reabilitação de áreas ambientalmente comprometidas.

No caso do Brasil, a diferença se dá na impossibilidade legal de aceitar a poluição em um corpo hídrico sem a culpabilidade de alguma parte. Por conta disso não está previsto um mecanismo de recuperação de corpos hídricos nestas condições.

Portanto, o cálculo de cargas contaminantes em uma bacia hidrográfica usado no Rio Grande do Sul tem uma limitação imposta pela legislação de recursos hídricos (Conama, 2005), sendo que os nutrientes, o fósforo, objeto desta tese, deve obedecer àquele limite. Este processo pode apresentar problemas futuros, principalmente no caso das fontes poluidoras difusas com espécies químicas de alto potencial de risco, como o FRT e do FRD.

Isto já aconteceu nos Estados Unidos (Sharpley et al., 1986; Sharpley, 1995; Mclsaac et al, 1995; Pote et al, 1996; Hart & Quin, 2003), e poderá acontecer no Brasil,

à medida que a agricultura se torna mais intensiva (Bertol et al., 2004a; Barbosa et al., 2009), se a metodologia de cálculo de carga não observar a contribuição a ser dada por indicadores de carga baseados em valores obtidos no Brasil, e pelo diferencial necessário a representar as condições locais, como forma de incremento metodológico.

Atualmente, no cálculo de cargas contaminantes, a contribuição de fósforo proveniente de fontes difusas, como a agrícola, é determinado através de um valor anual tabelado por área (Rast & Lee, 1983; Deus et al., 1997). Isto é contrário àquilo que ocorre na realidade, pois ao longo do ano, mesmo em uma bacia rural no sul do Brasil, há variação de sistemas de cultivo, cobertura de solo precipitação ou de contenção de erosão. Some-se a isto, a possibilidade de uso contínuo da terra durante o ano, diferente das condições norte-americanas, pois o clima predominante nesta região brasileira é o subtropical (Peel et al., 2007)

Além disso, a metodologia do sistema prevê que a análise da bacia seja feita somente para o momento da instalação de novos empreendimentos, e não de forma contínua. Uma vez que o potencial poluidor representado pela dinâmica das fontes difusas é eventualmente controlado, corre-se o risco de que diversas bacias ultrapassem silenciosamente os níveis de fósforo em água legalmente permitidos, a exemplo do que ocorreu nos Estados Unidos.

Alternativas ao modelo direto do cálculo de cargas já em uso nos Estados Unidos e Europa vem sendo pensadas, como a solução sugerida por Sharpley et al. (1994), recomendando que o foco passe a ser o planejamento da bacia baseado em seus riscos. Isto é reforçado por Hansen et al. (2002), inserindo ainda a preocupação de se promover um gerenciamento preventivo, baseado em programas de boas práticas de manejo. Isto já é visto nos manuais de recomendação da aplicação do TMDL por parte da Environmental Protection Agency (EPA, 2010).

Já Hart et al. (2004), sugerem que a análise de risco ambiental de uma bacia possa ser vinculada a ocorrência de eventos específicos, em lugares onde estes eventos representem a maior parte do arraste de P na bacia. Daniel et al. (1998) suportam esta idéia, sem descartar o uso do cálculo de cargas na bacia. Eles sugerem que a metodologia poderia ser aplicada de forma mista, calculando-se as cargas dentro de um processo de gerenciamento de zonas e épocas de risco.

A assertiva de Daniel et al. (1998) vem ao encontro da proposta desta tese, de produzir dados referentes ao arraste superficial de fósforo reativo total e dissolvido para as condições locais, a fim de proporcionar melhor suporte àqueles que utilizam o cálculo de cargas de contaminantes em bacias.

## Capítulo 4 – Material e Métodos

### 4.1 - Etapas de campo: Configuração dos testes

A primeira etapa aconteceu na safra de 2007/2008, idealizada para atingir o proposto no objetivo A, quando foi quantificado o arraste de fósforo reativo total em pomar de maçã sob diferentes manejos, junto ao experimento conduzido por Gobbi (2009), buscando representar a agricultura de porte arbóreo. Esta área estava localizada no município de Vacaria, RS, numa condição considerada mediana para os padrões da cultura.

A etapa IIa foi idealizada para atingir o proposto no objetivo B, e diz respeito à safra de 2009/2010 e às culturas anuais (herbáceas). Utilizou-se as culturas de soja (porte baixo, ereto), milho (porte mediano, ereto) e feijão (porte baixo, prostrado), além de uma mescla destes modelos com um consórcio de milho-feijão. Este experimento foi realizado no município de Lages - SC, em um solo diferente da etapa 1, mas com condições climáticas similares.

A etapa IIb foi idealizada para verificar a participação de cada uma das frações reativas de fósforo envolvidas na enxurrada e, conjuntamente com os resultados das etapas I e IIa, auxiliar a resolução do proposto no objetivo C. Este experimento foi realizado no município de Lages - SC, subsequentemente à última coleta de amostras realizada na etapa IIa, somente para as parcelas de solo descoberto.

Em todas as etapas, utilizou-se um equipamento simulador de chuva modelo Swanson (Swanson, 1965), que apresenta 10 braços rotatórios com aspersores de chuva VEEJET 80100 (15 para os experimentos em questão), e distribuição helicoidal numa espiral concêntrica com diâmetro de 15 metros, cobrindo uma área de 176,71 m<sup>2</sup> por chuva simulada (figura 3).

Para ambos os locais, em cada simulação, o aparelho foi ajustado para liberar em torno de 64 mm h<sup>-1</sup> de precipitação de água (Wischmeier & Smith, 1978), proveniente de açude, a qual foi testada quimicamente para determinar a contribuição de fósforo da fonte. Esta precipitação é condizente com a intensidade máxima de chuvas de uma hora para um período de retorno de 15 anos nas regiões de Lages e

Campos Novos (SC), e com grande semelhança para a região de Vacaria (RS) (Cardoso et al., 1998).



Figura 3: Simulador de chuvas de braços rotativos modelo Swanson (Gobbi, 2010).

Cada parcela amostral apresentava uma área de  $38,50 \text{ m}^2$ , delimitadas por placas galvanizadas com as dimensões de 30 cm de altura (cravadas em torno de 10 cm no solo), 11,00 m lineares no comprimento do declive e 3,50 m lineares na largura da parcela. Na parte inferior foi instalada uma estrutura coletora na forma de funil, que reunia toda a água de escoamento superficial em um único ponto, sendo conduzido por um cano de 75 mm de diâmetro e 6,00 m de comprimento até o ponto de coleta (Bertol et al., 2004b; Amaral et al., 2008; Engel et al., 2009). O detalhamento da construção das parcelas pode ser visto no anexo 1.

Entre as parcelas foi mantido um espaçamento de 3,5 metros para posicionamento do simulador de chuvas. O modelo das parcelas pode ser visto nas figuras 4 e 5.



Figura 4 : Conformação das parcelas experimentais (Gebler, 2010).

Em ambas as etapas, foi conduzida uma parcela numa situação ambientalmente crítica, conforme a literatura (Khaleel et al., 1980; Soileau et al., 1994; Hart et al., 2004), onde o terreno permanecia totalmente descoberto, para fins de comparação do arraste de fósforo reativo do sistema cultural ou de manejo das demais parcelas em relação ao arraste em solo desnudo. Em todas as parcelas de ambos os experimentos, preliminarmente foram retiradas amostras de solo para determinação da umidade inicial do terreno.



Figura 5: Vista da parte inferior das parcelas com a posição do simulador de chuvas (Gebler, 2010)

Aliado à retirada de amostras de solo, foi verificada a vazão da enxurrada em cada parcela para cada simulação, tomada a cada 5 minutos para se obter o volume de água da enxurrada (figuras 6 e 7). Posteriormente, em escritório, calculou-se a vazão de cada evento pela equação 1:

Equação 1: Cálculo da vazão da enxurrada de chuva simulada nas parcelas.

$$Q_e \text{ (L/min)} = VP \text{ (mL)} \div tC \text{ (s)}$$

Onde  $Q_e$  - Vazão da enxurrada;  $VP$  - Volume da proveta;  $tC$  - Tempo de coleta.



Figura 6: Coleta da enxurrada e tomada de tempo (Gebler, 2010).



Figura 7: Medição do volume coletado no tempo para o cálculo da vazão (Gebler, 2010).

Após isto, as amostras de água e os sedimentos arrastados pela enxurrada foram coletados em frascos plásticos de boca larga, com volume de 700 mL, e armazenados sob refrigeração a 4,0° Celsius até a execução das análises químicas para o fósforo reativo total (FRT), utilizando-se o método do ácido ascórbico, conforme Phosphorous (1998) (Figura 8).



Figura 8: Material prestes a ser coletado e enviado para laboratório (Gebler, 2010).

Durante os testes, observou-se as condições de arraste de fosfato reativo em cada condição de ambiente.

#### **4.2 - Etapa I: FRT em cultura arbórea sob diferentes manejos e campo nativo**

Os testes de campo com simulador de chuva ocorreram durante o período de dezembro de 2007 a fevereiro de 2008, em um total de três chuvas simuladas, executadas na Estação Experimental de Fruticultura Temperada da Embrapa Uva e

Vinho (EEFT/CNPUV), latitude 28°30'49" Sul e longitude 50°52'58" Oeste, numa altitude de 986 m, num clima considerado como Subtropical Úmido e de altitude, classificado por Köeppen como Cfb (Peel et al., 2007) e chuvas acumuladas na faixa de 1400 mm ano<sup>-1</sup> (Instituto de Pesquisas Agronômicas, 1989).

Os trabalhos foram executados sobre uma área de Latossolo Bruno distrófico típico, comum na região de Vacaria-RS (Embrapa, 2002), que foi subdividida em 10 parcelas amostrais, com cinco diferentes formas de manejo de cobertura de solo distribuídas ao acaso: cobertura de árvores e solo capinado na entrelinha (A); cobertura de árvores e solo coberto com cultivo de gramíneas - aveia (B); cobertura de árvores e solo coberto com palha de aveia dessecada (C); cobertura de árvores e solo descoberto (D); sem cobertura de árvores e campo nativo (E) (Gobbi, 2009). A inclusão do campo nativo serviu como teste representativo de uma condição natural vinculada a um agroecossistema.

Em cada um dos cinco sistemas de cobertura foram aplicados a lanço e sem incorporação, 168 kg ha<sup>-1</sup> de fosfato comercial contendo 46% de fósforo nas parcelas identificadas com o número 1 após a letra representativa do tratamento, conforme preconizado para a cultura da macieira (ROLAS, 2004). Nas parcelas identificadas com o número 2 após a letra representativa do tratamento, o trabalho foi conduzido sem o aporte de fertilizante fosfatado, a fim de estabelecer as diferenças entre a presença de adubação ou não ao longo do tempo. Na tabela 5 estão reunidas as condições de execução do teste.

Tabela 5: Condições para execução do teste de arraste de fósforo em diferentes manejos no pomar e campo nativo.

Formas de manejo do solo	Fertilizante	
	1 - Sim	2 - Não
A - Árvores + Capina	A1	A2
B - Árvores + Aveia	B1	B2
C - Árvores + Palha	C1	C2
D - Árvores + Solo	D1	D2
E - Campo Nativo	E1	E2

Tendo em vista a variação da declividade natural do terreno quando da implantação das parcelas, buscou-se a área mais homogênea possível. As declividades referentes às amostras da etapa I, conforme obtido por Gobbi (2009), estão reunidas no anexo 3, sendo que a declividade média do terreno ficou em  $0,09048 \text{ m m}^{-1}$  e o desvio padrão (amostral) ficou em  $0,01173 \text{ m m}^{-1}$ .

Assim, a formatação final do experimento resultou em 10 tratamentos individualizados, com coletas de água distribuídas ao longo de cada chuva em três épocas distribuídas ao longo do tempo, uma para cada evento de simulação de chuva, durante o período vegetativo da cultura (Figura 9).



Figura 9: Exemplo de disposição do simulador entre as parcelas na etapa I (Bertol, 2008)

Simulou-se o evento ambientalmente crítico na parcela D1, com a ocorrência de uma chuva de alta intensidade logo após a aplicação do fertilizante mineral solúvel em

um solo sem cobertura. Na condição oposta, foi considerada a parcela E2, com plena cobertura natural e sem adição de fósforo.

### **4.3 - Etapa IIa: FRT e FRD para água em diferentes manejos de culturas herbáceas**

O experimento foi conduzido durante os meses de dezembro de 2009 e maio de 2010 em uma área experimental do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina (CAV-UDESC), na região de Lages-SC, situada a latitude 27°49' Sul e longitude 50°20' Oeste, numa altitude de 937 metros, sobre Cambissolo Húmico alumínico léptico argiloso (Embrapa, 2002). O clima também foi caracterizado segundo Köeppen como Cfb (Peel et al., 2007) e chuvas acumuladas se situam na faixa de 1600 mm ano<sup>-1</sup> (Bertol et al., 2004b)

Seguindo a metodologia aplicada por Gobbi (2009), foram estabelecidas 10 parcelas experimentais, distribuídas ao acaso, porém ordenadas na forma de cinco tratamentos com uma repetição espacial cada. Em quatro dos tratamentos utilizou-se a semeadura direta sob os cultivos de: soja solteira em cultivo convencional (F), consórcio de milho e feijão plantado na entrelinha em sistema tradicional (G), feijão solteiro em cultivo convencional (H), milho solteiro em cultivo convencional (I); e, adicionalmente, um tratamento em solo sem cultivo com a superfície totalmente descoberta (J), simulando a situação ambientalmente crítica.

Com base na diferença obtida pelos resultados anteriores, na etapa II só foram avaliadas as contribuições de fósforo reativo segundo a estrutura das plantas cultivadas, utilizando-se fertilizantes agrícolas segundo recomendação de semeadura para cada cultura (ROLAS, 2004).

Na figura 10 pode-se verificar as diferenças existentes entre dois tipos de cultivo, soja (porte baixo e ereto) e consórcio (milho e feijão).

Para esta etapa foi escolhida a área mais homogênea possível para a implantação das parcelas, entretanto este local apresentava uma declividade média superior à etapa anterior.



Figura 10: Exemplo da diferença de cortes de plantas e cobertura de solo entre dois cultivos (Gebler, 2010).

As declividades referentes às amostras da etapa II, medidas a campo, estão reunidas no anexo 4 e a declividade média do terreno ficou em  $0,1342 \text{ m m}^{-1}$  e o desvio padrão amostral em  $0,0060 \text{ m m}^{-1}$ , demonstrando que, apesar de mais acidentado do que o ambiente utilizado na etapa I, o da etapa II é ainda mais homogênea.

Diferente da primeira etapa, onde se procurou averiguar os efeitos diretos da adubação de cobertura em situação prévia de uma chuva em relação às parcelas sem adubação, os testes de campo da etapa II procuraram averiguar somente a condição de cobertura como efeito diferencial no arraste de fósforo reativo. Neste caso foram avaliados em laboratório tanto o fósforo reativo total como o fósforo reativo dissolvido (ou solúvel). Para tanto, foi aplicada a metodologia descrita em Phosphorous (1998),

utilizando-se a medição colorimétrica da reação química pelo método do ácido ascórbico em amostras com e sem filtração ( $\emptyset < 0,45 \mu\text{m}$ ).

#### **4.4. Etapa IIb: FRT e FRD proveniente de solo saturado de água intensamente adubado e sem cobertura**

O experimento simulando uma condição extrema foi conduzido durante os meses de dezembro de 2009 e maio de 2010 em uma área experimental do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina (CAV- UDESC), na região de Lages-SC, situada a latitude  $27^{\circ}49'$  Sul e longitude  $50^{\circ}20'$  Oeste, numa altitude de 937 metros, sobre Cambissolo Húmico alumínico léptico argiloso (Embrapa, 2002). O clima também foi caracterizado segundo Köppen como Cfb (Peel et al., 2007) e chuvas acumuladas se situam na faixa de  $1600 \text{ mm ano}^{-1}$  (Bertol et al., 2004b).

As parcelas sem cobertura utilizadas neste teste eram as mesmas que foram rotuladas como grupo J na etapa anterior, ou seja, um tratamento em solo sem cultivo com a superfície totalmente descoberta.

O experimento foi iniciado menos de 30 minutos após o término da última coleta descrita na etapa IIa, e a área foi mantida em regime de saturação, a fim de maximizar o efeito da enxurrada no arraste do P. Antes da chuva (T0), foram coletadas amostras simples de solo de cada parcela subdivididas em 3 partes: terço superior (1 metro abaixo da borda), terço médio (centro) e terço inferior (1 metro acima da borda). Após esta coleta, foi espalhada a lanço, sem incorporação, uma dosagem de  $1,75 \text{ kg}$  de superfosfato triplo ( $42\% \text{ P}_2\text{O}_5$ ), equivalente a  $210 \text{ kg ha}^{-1}$  de P, segundo a recomendação recorrente em áreas de fruticultura, de  $500 \text{ kg ha}^{-1}$  de superfosfato triplo para cobertura (ROLAS, 2004). A partir daí, iniciou-se a chuva simulada, efetuando-se novas coleta de solo com a presença do fertilizante a cada 10 minutos, considerando a primeira como amostra T1, no minuto zero, e a última, como T6, aos 50 minutos.

A seguir, utilizando-se os mesmos equipamentos e intensidade de chuva descritos na etapa IIa para simulação de chuva e coleta de amostras, iniciou-se uma chuva de 50 minutos, havendo sido estabelecido previamente que a partir do início da

chuva haveria coletas de água de enxurrada a cada 5 minutos e amostras de solo a cada 10 minutos nas mesmas regiões coletadas das amostras T0 e T1 (Anexo 5).

A configuração do arranjo das coletas de solo (representadas por pontos vermelhos, o posicionamento de pluviômetros para conferência do volume de precipitação (pontos verdes) e o posicionamento do simulador (quadrado azul), são apresentados na figura 11.

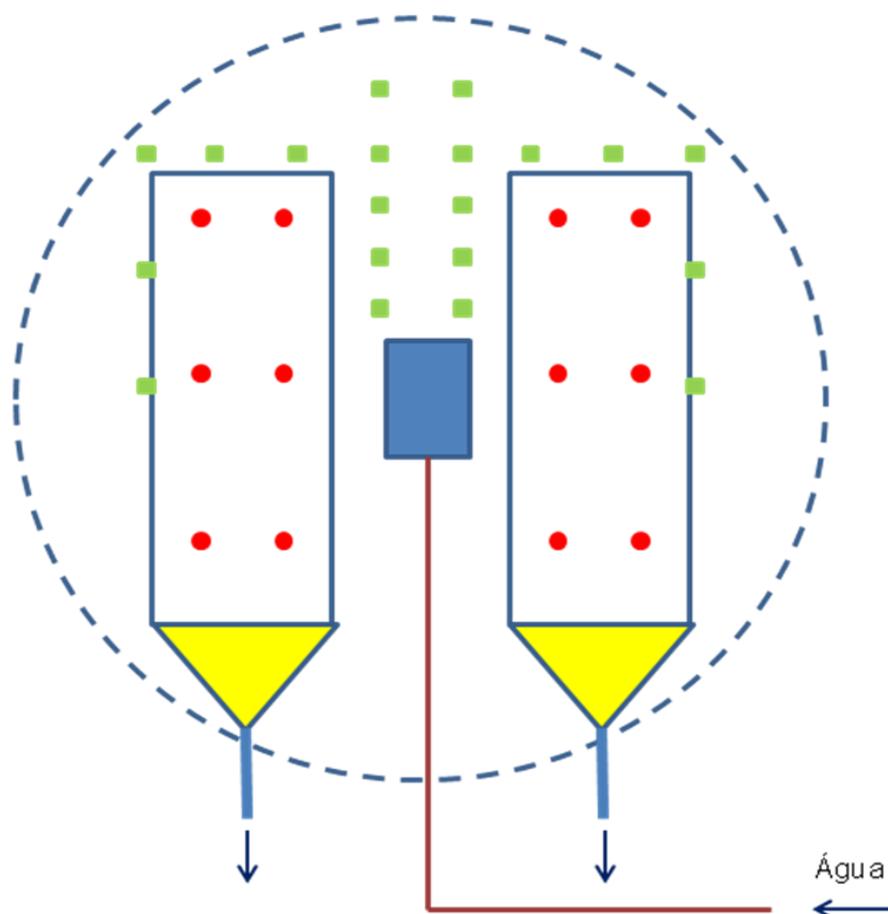


Figura 11: Arranjo espacial do simulador e das coletas de solo e água.

A água da enxurrada, com o sedimento arrastado, foi coletada em frascos plásticos de boca larga, com volume de 700 mL, e armazenados sob refrigeração a 4,0° Celsius até a execução das análises químicas para o fósforo reativo total (FRT), utilizando-se o método do ácido ascórbico, conforme Phosphorous (1998).

O solo foi coletado em sacos plásticos de polipropileno, obtidos junto ao laboratório de solos da Universidade de Caxias do Sul, para acondicionar até um quilo de solo, segundo as recomendações da ROLAS (2004). Considerou-se cada uma das duas parcelas que compunham o grupo J como uma repetição.

## **4.5. Procedimentos de laboratório**

### **4.5.1. Fósforo reativo em água**

No laboratório a metodologia para análise de fósforo reativo (dissolvido, total e em suspensão), seguiu a metodologia do ácido ascórbico descrito no Standard Methods for the examination of water and wastewater (Phosphorous, 1998).

Para fósforo reativo total (FRT), cada amostra foi preparada através da retirada direta de uma alíquota de 50 mL do frasco de coleta de campo, após uma agitação manual de 10 segundos, e depositada em um frasco erlenmeyer de 125 mL previamente lavado com uma solução de HCl 50% a quente (aproximadamente entre 40 a 50 °Celsius) e água deionizada.

Após a secagem do frasco, foram adicionados 0,05 mL de indicador fenolftaleína mas em nenhuma das amostras demonstrou ser necessário a acidificação com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Isto indica que o ambiente de campo era naturalmente ácido.

Em seguida foram adicionados 8,0 mL de um reagente combinado preparado segundo a especificação das soluções preparadas previamente e deixado reagir por no mínimo 10 minutos, efetuando-se a leitura antes do tempo de reação atingir 30 minutos. As leituras foram executadas utilizando um espectrofotômetro colorimétrico de marca Thermo Scientific, modelo Genesys 10S, com faixa de onda de 880 nanômetros para absorbância.

A leitura foi comparada com o resultado obtido de uma curva de calibração interna do parêntese, com base em concentrações conhecidas previamente preparada, obtendo-se o resultado em mg P L<sup>-1</sup>. (Anexo 2a)

O reagente combinado foi composto seguindo a composição e procedimento:

- a) Preparar uma solução de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) de concentração 5N, diluindo 70 mL do ácido em 400 mL de água destilada, depois diluindo novamente para o volume de 500 mL com água destilada;
- b) Preparar uma solução de antimoniato de potássio ( $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$ ), dissolvendo 1,3715 g do sal em 500 mL de água destilada;
- c) Preparar uma solução de molibdato de amônio ( $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ), dissolvendo 20 g do sal em 500 mL de água destilada;
- d) Preparar uma solução de ácido ascórbico 0,1 Molar, dissolvendo 1,76 g de ácido ascórbico em 100 mL de água destilada;
- e) Preparar o reagente combinado para um volume de 100 mL com as soluções acima e as seguintes proporções, agitando após a inclusão de cada alíquota:
  - a. 50 mL da solução de ácido sulfúrico;
  - b. 5 mL da solução de antimoniato de potássio;
  - c. 15 mL da solução de molibdato de amônio;
  - d. 30 mL da solução de ácido ascórbico.

Para a análise de fósforo reativo dissolvido (FRD), filtrou-se previamente uma alíquota de 100 mL, proveniente das amostras brutas, em filtros de 0,45  $\mu\text{m}$  de diâmetro, e do filtrado foi retirada uma alíquota de 50 mL, que seguiu os demais passos exigidos para a análise de fósforo reativo total (FRT).

A diferença matemática resultante entre as quantidades determinadas pelos dois processos resultará na quantificação do fósforo reativo suspenso (FRS), conforme a equação 2:

Equação 2: quantificação do fósforo por diferença de concentrações:

$$\text{FRS} = \text{FRT} - \text{FRD}$$

Onde: FRS – Fósforo reativo suspenso; FRT – Fósforo reativo total; FRD – Fósforo reativo dissolvido.

#### 4.5.2. Fósforo em sedimento e solo

Após a retirada da alíquota para a análise da água para análise do FRT e FRD, o excedente da amostra de campo era filtrada em papel filtro com diâmetro  $>0,45 \mu\text{m}$ , de onde foi analisado o sedimento arrastado na enxurrada. O solo era proveniente das coletas executadas nas parcelas 9 e 10 (grupo J), à campo.

O procedimento da análise do sedimento e do solo foi feito através do método do extrator duplo-acido (Mehlich-1), muitas vezes conhecido como método do sódio trocável, descrito em Tedesco et al. (1995). Este método é indicado para solos ácidos ou de caráter álico, similares aqueles predominantes no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, principalmente solos não adubados ou adubados com adubos fosfatados solúveis, caso deste experimento (Corrêa, 1993).

Este método apresenta a vantagem de fornecer extratos límpidos por sedimentação, principalmente para solos de caráter ácido, dispensando a filtração antes da leitura direta em espectrofotômetro colorimétrico (Tedesco et al., 1995).

Foi separada uma alíquota de solo ou sedimento de três mL (gramas) de solo, onde era adicionada 30 mL de uma solução chamada de P-A, preparada antecipadamente. Após foi agitado em agitador mecânico por 5 minutos e deixado em repouso até o dia seguinte. Do sobrenadante foi pipetada uma alíquota de três mL em um recipiente de mistura.

Neste recipiente foram adicionados três mL de uma solução denominada P-B, e três gotas de uma solução P-C, ambas preparada, antecipadamente. Após um descanso de 15 minutos a leitura foi feita em um espectrofotômetro colorimétrico na faixa de absorbância de 660 nanômetros.

A leitura da quantidade de P foi feita por comparação e interpolação com uma curva padrão com pontos de concentração conhecidos, preparada anteriormente (Anexo 2b). O cálculo da concentração de P era feito automaticamente pelo equipamento.

#### 4.6. Cálculos de escritório e estatísticos

Em escritório, os dados foram organizados de forma a permitir comparação com referências bibliográficas. Portanto os resultados observados foram mantidos em concentração ( $\text{mg L}^{-1}$ ), ou totalizados em termos de quantificação por unidade de tempo e de área ( $\text{g h}^{-1} \text{ha}^{-1}$ ). Sobre os valores obtidos foi aplicada a análise estatística através do software Assistat<sup>®</sup> (Assistat, 2010) para a etapa 1 e através dos softwares Statistical Analysis System - SAS<sup>®</sup> (SAS, 2001) para a água e do Assistat<sup>®</sup> (Assistat, 2010) para o solo e sedimentos na etapa II, além da construção de gráficos com os softwares Microsoft Office Excel 2007<sup>®</sup> e Sigmaplot<sup>®</sup>.

O delineamento experimental escolhido para o trabalho com as amostras de água foi em blocos com repetição, enquanto que o delineamento utilizado para as análises de sedimentos e solo foi inteiramente casualizado.

As análises estatísticas baseadas no SAS<sup>®</sup> foram conduzidas a partir dos dados de todas as unidades experimentais incluídas nos tratamentos estudados da etapa II, de acordo com o delineamento experimental utilizado, implantadas com um modelo linear de análise de variância com medidas repetidas no tempo (Littel et al., 2006).

As comparações entre os valores médios nos diferentes tratamentos em cada tempo de leitura foram testadas através do teste DMS de Fisher (Steel; Torrie; Dickey, 1997). Também foram obtidas equações de regressão para os tempos de leitura em cada tratamento.

Para atenderem-se as pressuposições teóricas implícitas dos testes, houve necessidade de se transformar a variável analisada somando-se uma unidade aos seus valores originais e obtendo-se a seguir a função logaritmo natural (transformação logarítmica), conforme sugerido pela análise descritiva dos dados. Todas as análises foram procedidas usando-se o procedimento MIXED (Littel et al., 2006) do software computacional estatístico SAS<sup>®</sup>. Para todos os testes efetuados foi considerado o nível mínimo de significância de 5% .

## Capítulo 5 – Resultados e discussão

### 5.1. Etapa I - FRT em fruticultura

#### 5.1.1 - Parcelas com adubação

O fósforo reativo de origem natural, avaliado pelas parcelas sem a aplicação do adubo fosfatado, inclui o produto da degradação das rochas matrizes, e aquele resultante da degradação da matéria orgânica. Já nas parcelas com aporte de fertilizante, os resultados permitiram determinar que a principal fração de fósforo reativo presente na enxurrada produzida pela chuva simulada foi representada pela contribuição da adubação, sendo que, a maior parte estava na forma ionizada, dissolvida em água. Esta diferença de aporte pode ser acompanhada na tabela 6, onde as colunas que apresentam o número 1 são as áreas experimentais com presença do fertilizante, enquanto que aquelas apresentando número 2 não foram fertilizadas.

Os testes estatísticos foram estruturados para que os dados fossem divididos em duas épocas temporais (chuvas 1 e 3), representadas pelos blocos, e 10 tratamentos, representando as parcelas com e sem adubação e cinco repetições representadas pelas coletas ao longo de cada chuva. Isto se deve aos dados da chuva intermediária (chuva 2), terem sido perdidos por problemas técnicos no equipamento de análise, tornando inviável sua utilização.

Em relação ao comportamento das coberturas de solo, o tratamento que apresentou o maior arraste médio de fósforo reativo total durante o experimento foi o E1 (Solo sem cobertura de árvores e campo nativo com aporte de fertilizante). Os teores médios no terço inicial da chuva chegaram a atingir valores 50% maiores que os valores apresentados pelo segundo e terceiro tratamento de maior arraste.

A análise estatística da etapa I foi feita com o software assistat<sup>®</sup>, e apesar de apresentar um coeficiente de variação bastante expressivo ( $CV\%=150,07175$ ), demonstrou que há diferença significativa entre os tratamentos em bloco, com e sem adubação, pelo teste t, ao nível de significância de 5%. As parcelas A1, D1 e E1, que formam um grupo considerado de cultivo tradicional, não apresentaram diferenças

entre si, mas o fez em relação a todos os tratamentos em que não houve adubação. Já os tratamentos B1 e C1, que representavam dois tipos de manejo conservacionista, apresentaram valores intermediários entre ambos os grupos, não diferindo de nenhum deles.

Posicionando os tratamentos em ordem decrescente com base no teor médio máximo de arraste superficial de FRT, fica expressa a seguinte ordem de resposta: E1>D1>A1>C1>B1>B2>C2>A2>E2>D2. Isto pode ser visto na tabela 6.

Tabela 6: Teor médio de fósforo reativo total (FRT) em  $\text{mg L}^{-1}$  para diferentes sistemas de manejo de cobertura de solo em Latossolo Bruno distrófico típico na região de Vacaria – RS

<b>Teor médio nos tratamentos <math>\text{mg L}^{-1}</math></b>										
<b>Tempo (min)</b>	A1 <sup>6</sup>	A2 <sup>6</sup>	B1 <sup>6</sup>	B2 <sup>6</sup>	C1 <sup>6</sup>	C2 <sup>6</sup>	D1 <sup>6</sup>	D2 <sup>6</sup>	E1 <sup>6</sup>	E2 <sup>6</sup>
0	10,768	0,072	2,166	0,178	8,88	0,08	10,978	0,051	15,64	0,059
10	4,77	0,062	2,09	0,175	3,706	0,071	4,76	0,044	1,388	0,051
20	2,899	0,057	1,589	0,166	1,164	0,061	1,606	0,034	0,454	0,043
30	2,291	0,047	1,259	0,156	1,025	0,048	0,588	0,031	0,07	0,032
40	1,904	0,039	1,032	0,132	0,654	0,036	0,244	0,021	0,045	0,019

O comportamento do fósforo reativo foi constante ao longo do tempo, tanto nas parcelas com aplicação do adubo fosfatado solúvel, como naquelas sem o aporte de fertilizante, sempre apresentando concentrações decrescentes.

Os resultados estatísticos comprovam esta afirmação, pois apresentaram diferença significativa entre a primeira e a terceira chuva pelo teste de Tukey, ao nível de significância de 5%. Este comportamento era esperado, tendo sido relatado anteriormente por Withers et al. (2001) e Barbosa et al. (2009) em eventos similares.

No caso das parcelas com adubo solúvel, o terço inicial de cada chuva era responsável pela diluição e lavagem da maior parte do fósforo disponível, produzindo

<sup>6</sup> A1 – Árvores+capina com fertilizante, A2 – Árvore+capina sem fertilizante; B1 – Árvore+aveia com fert.; B2 – Árvore+aveia sem fert.; C1 – Árvore+palha com fert.; C2 – Árvore+palha sem fert.; D1 – Árvore+solo com fert.; D2 – Árvore+solo sem fert.; E1 – Campo nativo com fert.; E2 – Campo nativo sem fert.

curvas potenciais ou exponenciais decrescentes, reproduzindo o que foi observado em Sharpley et al. (1981). Apesar disso, no tratamento B1, o arraste inicial de FRT foi menos intenso que os demais, apresentando comportamento linear.

Paralelo a este trabalho, Gobbi (2009) determinou que para esta condição, também houve baixo arraste inicial de sedimentos na parcela, creditando ao sistema de semeadura das gramíneas (aveia), a responsabilidade pela retenção do solo e a dissipação da energia de impacto direto da gota da chuva sobre o solo, que destruiria os agregados do solo, e a maior infiltração da água na parcela, devido ao revolvimento e manejo do solo para a semeadura da aveia, conforme também sugerido por Leite et al. (2004).

Outro fator que influenciou durante o experimento, diz respeito ao estágio de crescimento da cultura na parcela, pois a aveia ainda estava em estado vegetativo mediano (figura 12), o que não permitia mineralização da matéria orgânica, que seria liberada na superfície como a parcela de fósforo reativo de origem orgânica (Raij, 1981; Pavan & Miyazawa, 1996).



Figura 12: Estágio da aveia de cobertura em comparação com a aveia dessecada durante a primeira chuva simulada (Bertol 2010).

Além disso, o atraso do arraste das partículas permitiu que o fósforo reativo apresentasse maior contato com novas frações de solo não saturado, ligando-se aos sítios de troca dos agregados e da matéria orgânica. Por outro lado, o fósforo ligado que foi arrastado como sedimento, apesar de em maior quantidade, apresenta risco menor de desencadear uma súbita explosão algal em um corpo hídrico, pela lenta liberação do elemento dos sedimentos de fundo ao longo do tempo (Silva & Toledo, 1997).

O mesmo não ocorreu na parcela de aveia dessecada (C1), onde, apesar de ter havido o mesmo manejo de solo, houve problemas com a germinação e implantação do stand de plantas, deixando a palhada com muitas falhas, permitindo a ação desagregadora das gotas de água da chuva e a mineralização e disposição de fósforo reativo de origem orgânica na superfície, aumentando o volume de sedimentos e a concentração final do elemento na enxurrada (Gobbi, 2009).

Outro fato importante aconteceu na parcela de solo coberto com campo nativo (E1), onde praticamente todo o fosfato solúvel originado do fertilizante foi arrastado nos primeiros 10 minutos de enxurrada. Neste caso, considerou-se que houve arraste desprezível de sedimento, sendo que praticamente todo o fósforo aplicado foi solubilizado e convertido em fósforo reativo.

Isto é corroborado pelo trabalho de Havlin (2004), que avaliou o transporte de fósforo em situações de pastagens, concluindo que, nestes casos, há a redução do contato da água enxurrada com a superfície do solo. Portanto, apesar da provável saturação inicial dos sítios de troca ser alta, não houve desagregação e exposição de novos sítios, com a proteção proporcionada pela densa cobertura verde do campo nativo.

Logo, para todas as parcelas que receberam fertilização, o comportamento foi similar entre si, alta concentração de FRT no terço inicial da enxurrada, estabilizando perto do final da chuva, conforme citado em Sharpley et al. (1981). Nestes casos, os teores finais variaram numa escala de grandeza entre 10 e 100 vezes maior em relação aos teores apresentados pelas parcelas com mesmo tratamento de cobertura, mas sem adição de fertilizante, conforme também verificado por Withers et al. (2001).

Em termos de valores absolutos sob cobertura de árvores, avaliando-se o manejo dado às entrelinhas do pomar, os resultados dos tratamentos A1 e D1, onde houve intensa movimentação de solo, deixando-o descoberto, foi a condição que apresentou os maiores arrastes de fósforo ao longo do experimento (Figura 13).



Figura 13: Arraste de solo na parcela D1 durante a simulação de uma chuva (Bertol, 2010).

### 5.1.2 - Parcelas sem adubação

Nas áreas sem aporte de fósforo o arraste ocorreu de maneira constante e o decréscimo do FRT apresentou comportamento linear decrescente ao longo do tempo. Isto indica que o arraste do P continua sendo altamente dependente dos teores iniciais de fósforo, que neste caso, para este tipo de solo, eram considerados baixos (Embrapa 2002).

Mesmo nos tratamentos com intensa movimentação de solo (A2 e D2), não houve diferença em valores absolutos daqueles de cunho conservacionista (B2 e C2).

Isto adere àquilo observado por Langdale et al. (1985) e por Barbosa et al. (2009), que sugerem que algumas práticas conservacionistas proveriam maior fluxo de determinadas espécies químicas de fósforo, vinculado a variação da presença de sedimentos na enxurrada.

No caso da parcela E2, os teores iniciais não diferiram dos demais, apesar da esperada mineralização do P orgânico. Isso pode ser explicado pelo balanceamento entre a disponibilidade e a presença de sítios de troca e, uma vez que o clima da região é naturalmente chuvoso, pela lavagem periódica do fósforo reativo não ligado às partículas do local (Sharpley et al., 1981; Pote et al., 1999)

### **5.1.3 - Comparação entre as parcelas com e sem adubação**

Apesar de ter havido o maior carreamento superficial de fósforo reativo após a aplicação da adubação fosfatada nas culturas, o comportamento do FRT nas parcelas sem fertilizantes demonstra que o risco aos recursos hídricos existe, pois mesmo presente no solo em teores considerados baixos, suas concentrações na água de enxurrada atingiram valores médios na faixa considerada suficiente para desencadear o desenvolvimento de algas em corpos d'água (entre 0,001 e 0,3 mg L<sup>-1</sup>).

Além disso, nesta forma, o P pode ser transportado por distâncias muito maiores do que o fósforo agregado aos sedimentos (Daniel et al., 1994).

Isto pôde ser visualmente comprovado, pois nas parcelas E1 e E2 a água era sempre mais clara, com a menor presença de sedimento em suspensão visível, apesar da concentração de FRT não diferir significativamente dos demais tratamentos, mesmo nos instantes iniciais da enxurrada, onde estavam concentrados os maiores teores.

O comportamento do fósforo reativo total corrobora o que foi afirmado por Mclsaac et al. (1995) e Bertol et al. (2007), que somente as práticas de manejo vegetativo podem ser insuficientes para evitar a floração algal em pequenas bacias predominantemente rurais. Este resultado deve ser avaliado também pelo intenso crescimento das áreas que utilizam técnicas de manejo agrícola que, embora erroneamente, dispensam as barreiras físicas como forma de contenção da erosão, como por exemplo, a semeadura direta.

A comparação do comportamento do FRT em todos os tratamentos pode ser analisado na figura 14.

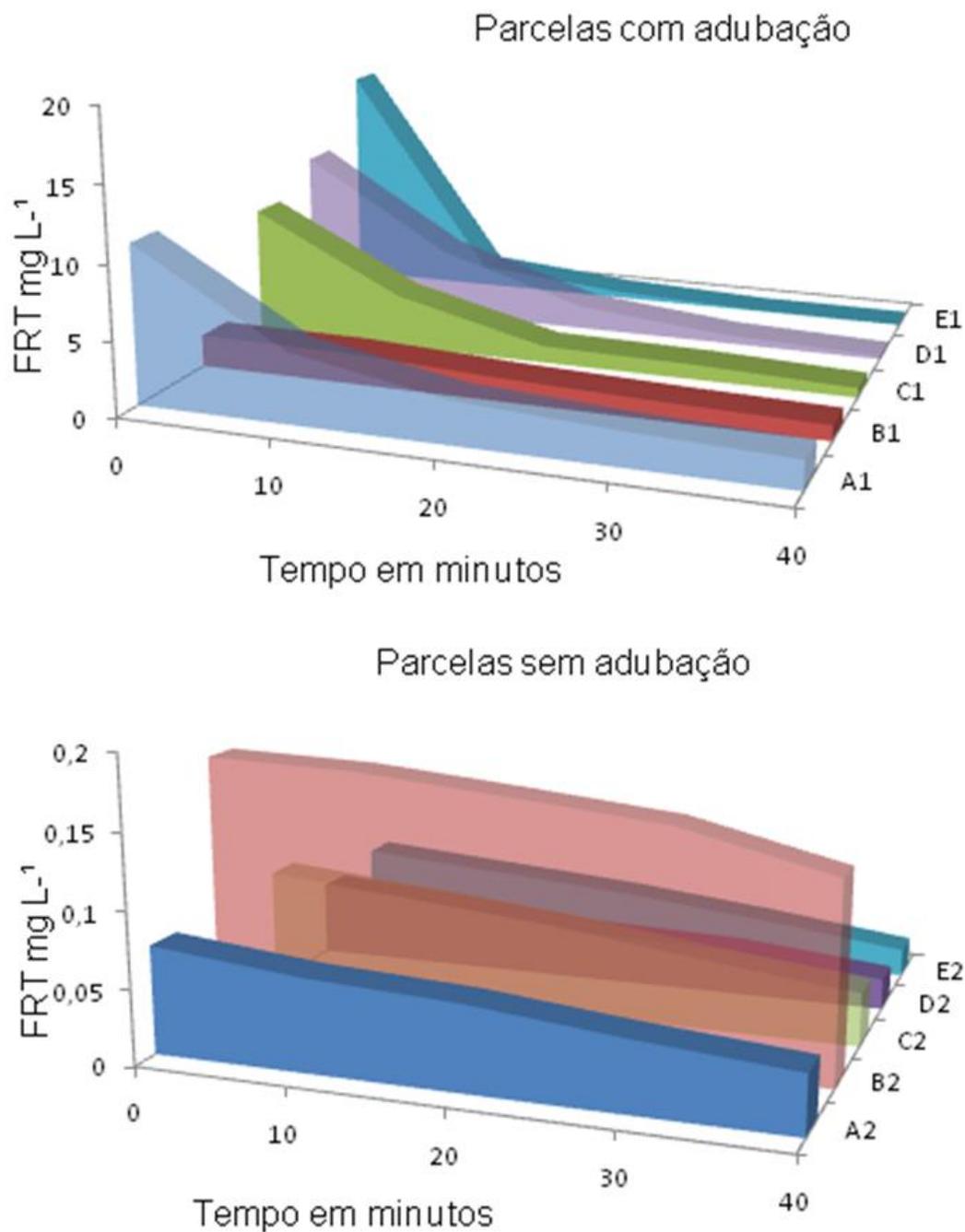


Figura 14: Comportamento das médias máximas de fósforo reativo total dos tratamentos de cobertura e arraste superficial de fósforo.

Além da distribuição temporal durante cada chuva, a redução da concentração também ocorreu de uma chuva para a seguinte, quando houve um intervalo de 3 meses. Neste caso, os valores máximos de fósforo ocorreram na primeira coleta, decrescendo uma ordem de 10 vezes na seguinte.

Como exemplo, os dados de concentração representando a melhor (E1 e E2) e a pior situação ambiental (D1 e D2), são apresentados na tabela 7.

Tabela 7: Teor médio de fósforo reativo total (FRT) em  $\text{mg L}^{-1}$  para duas diferentes épocas de chuva simulada na melhor e na pior situação ambiental

Tempo (min)	FRT ( $\text{mgL}^{-1}$ ) em dois tratamentos em duas diferentes épocas vegetativas no pomar			
	Pior situação		Melhor situação	
Coleta 1	D1	D2	E1	E2
0	10,978	0,051	15,64	0,059
10	4,76	0,044	1,388	0,051
20	1,606	0,034	0,454	0,043
30	0,588	0,031	0,07	0,032
40	0,244	0,021	0,045	0,019
Coleta 3	D1	D2	E1	E2
0	0,1857	0,0197	0,056	0,1011
10	0,1162	0,0417	0,0477	0,0916
20	0,1316	0,0603	0,0649	0,1091
30	0,1418	0,0562	0,0354	0,1229

Os resultados apontam ainda que existem momentos ao longo do ano onde o risco é maior, sempre vinculado às épocas de adubação do pomar, conforme já havia sido indicado por Bertol et al. (2004b) para outras culturas.

Isto indica que, dependendo do tipo da bacia, regime pluviométrico do local, volume e tipo do corpo d'água existente, as fontes antropogênicas de fósforo oriundas de áreas agrícolas podem representar uma grande fonte de risco, e que devem ser

melhor avaliadas, principalmente no caso das pequenas bacias rurais (Sharpley et al., 1994; Mori et al., 2009).

A sazonalidade dos riscos de extrapolação dos limites de contaminantes permitidos nos recursos hídricos deve ser vista como um fato novo para se basear a avaliação do risco ambiental na bacia, ao contrário da metodologia atual, que considera as cargas anualmente.

Por outro lado, soluções de manejo que envolvam barreiras físicas, como o enterrio do fertilizante no momento da semeadura ou o planejamento de curvas de nível nas encostas da bacia, aumentam a segurança do recurso hídrico, servindo como ações de mitigação em regiões onde há maior probabilidade de risco. Algumas destas soluções já foram apontadas por McIsaac et al. (1995) e Bundy et al. (2001).

Neste caso, a fruticultura já incorpora este tipo de solução, pois as plantas, ao serem conduzidas de forma alinhada, acabam por formar pequenos camalhões no pomar, essencialmente barreiras físicas, que atendem a necessidade de redução de velocidade do fluxo da enxurrada, e, ao mesmo tempo, proporciona chances maiores de infiltração da água no solo, com conseqüente redução do risco advindo do arraste de P pela água de chuva.

Uma vez que este experimento foi executado anteriormente à proposta apresentada na qualificação, não foi possível repetir os mesmos procedimentos para o fósforo reativo dissolvido (FRD), mantendo-se os resultados somente como fósforo total. Assim, o fósforo reativo dissolvido somente foi trabalhado nas etapas envolvendo culturas herbáceas anuais.

## **5.2. Etapa IIa - FRT e FRD em culturas anuais**

### **5.2.1 - FRT em culturas anuais**

Os resultados preliminares obtidos na etapa I indicaram que o fósforo reativo depende do que é aplicado na forma de fertilizante, uma vez que o fósforo natural na região apresenta teores bastante baixos, segundo tipo de solo do local (Embrapa, 2002), reduzindo ou eliminando sua influência, conforme Pote et al. (1999).

Reproduzindo o comportamento observado na etapa I (Fruticultura), os principais carregamentos de fósforo reativo total aconteceram durante as primeiras chuvas, com concentrações médias de FRT na água da enxurrada entre 0,001 a 0,006 mg L<sup>-1</sup>, faixa considerada como suficiente para desencadear o desenvolvimento de algas em corpos d'água (Daniel et al., 1994; McIsaac et al., 1995, Correll, 1998).

Entretanto, a concentração e o tipo de P na enxurrada é um fator que depende fortemente do ambiente e do manejo (Hart et al., 2004; Bundy et al., 2001), afetando também o risco ambiental, pois somente após o contaminante se misturar com o corpo hídrico da bacia, seria possível determinar se a diluição é suficiente para haver o dano ou não.

Desta forma, pequenas bacias com grande área utilizada para agricultura e com corpos d'água de pequeno volume podem ser impactadas mais facilmente do que bacias com rios maiores ou menor área agrícola proporcional, concordando com Sharpley (1995).

Na tabela 8 são apresentadas as médias totalizadas de FRT por chuva simulada coletada e para cada tratamento, onde é possível avaliar a evolução do experimento.

Tabela 8: Média de fósforo reativo total (FRT) em g ha<sup>-1</sup> para uma chuva de 1 hora de duração

Tratamento	Etapa de coleta			
	chuva 1	chuva 2	chuva 3	chuva 4
Soja (F)	24,76293	15,57561	6,161374	20,39161
Consórcio (G)	25,51077	13,73096	17,67713	21,45154
Feijão (H)	22,00516	10,52073	28,10583	26,13979
Milho (I)	17,76222	14,33563	6,305262	23,63465
Solo descoberto (J)	11,95946	18,57384	43,31714	164,8449

Observa-se que nas parcelas que apresentavam solo descoberto (tratamento J), as perdas de FRT disponibilizados aumentaram constantemente (figura 15).

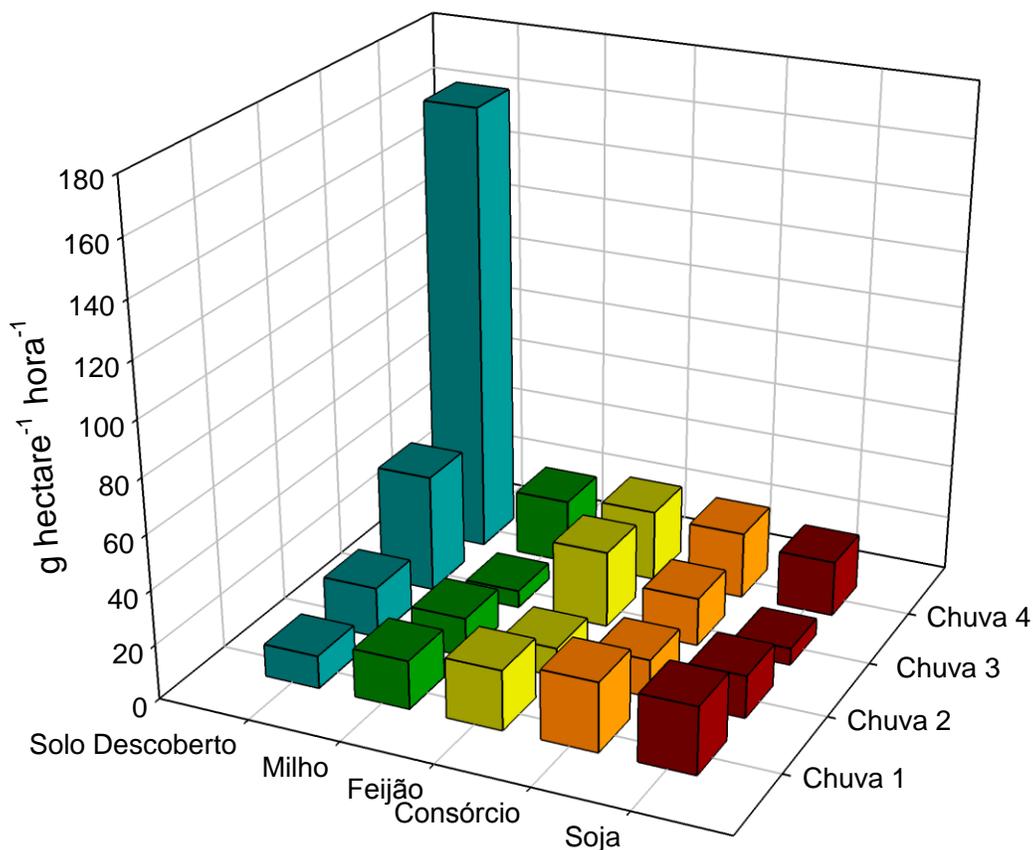


Figura 15: Gráfico do comportamento do fósforo reativo total ( $\text{g ha}^{-1} \text{ hora}^{-1}$ )

O observado nas parcelas de solo descoberto foi oposto ao descrito na bibliografia, e não pôde ser explicado com base nos dados obtidos nesse trabalho. Assim, ele foi desconsiderado na sequência e seus resultados não fizeram parte do trabalho para o desenvolvimento da metodologia para cálculo da carga contaminante de P.

Para os demais, houve o decaimento do FRT em todos os tratamentos que contaram com cobertura vegetal da primeira para a segunda chuva, e após isto houve variação de comportamento. Isto é explicado pela evolução vegetativa das culturas do primeiro para o segundo teste, pois durante a primeira coleta as culturas estavam ainda em estágio inicial, com grandes áreas de solo descoberto (Figura 16).



Soja (F)



Consórcio (G)



Feijão (H)



Milho (I)

Figura 16: Estado das plantas de cobertura de solo durante a primeira coleta

Já na segunda coleta, aproximadamente 30 dias após a primeira, as parcelas de F a I, encontravam-se completamente cobertas (Figura 17), reduzindo o impacto direto da gota da chuva com o solo e a movimentação do solo na superfície do terreno, oferecendo maior resistência ao fluxo da enxurrada.



Soja (F)



Consórcio (G)



Feijão (H)



Milho (I)

Figura 17: Estado das plantas de cobertura de solo durante a segunda coleta

A partir da terceira coleta, verificou-se variação de valores de FRT coletados nas parcelas G e H, pois foram colhidas com conseqüente arranquio das plantas inteiras, revolvendo parcialmente a superfície do solo e ainda deixando-o exposto à erosão pela chuva simulada (figura 18).



Soja e consórcio (sem feijão)



Área de feijão colhido e milho

Figura 18: Estado das plantas de cobertura de solo durante a terceira coleta

Por fim, no momento da quarta chuva, todas as culturas já haviam sido colhidas através de arranquio, o que provocou um aumento acentuado nos teores de fósforo disponível sobre o solo. Entretanto nas parcelas de feijão, como não houve movimentação nesta etapa, e a chuva anterior já ter retirado o fósforo reativo da área, os teores de FRT chegaram a apresentar pequena redução nas amostras coletadas.

Analisando o gráfico da figura 19, onde foram desconsiderado os valores de FRT das parcelas de solo descoberto, foi possível rerepresentar a evolução do fósforo nas parcelas com cobertura, a fim de analisar melhor se houve influência do tipo de cobertura no arraste do FRT.

Assim foi possível verificar a importância da cobertura do solo agrícola de maneira geral para a redução do risco de contaminação de mananciais por fósforo, comportamento coerente com a existência de faixa muito estreita de solo em regime de mistura completa (teoria do filme) (Zhang et al., 1997).

Portanto, a elevação das quantidades de P provavelmente se devem ao revolvimento do solo, potencializando a perturbação do equilíbrio químico na solução do solo perto da superfície.

A partir desse momento, houve a exposição das superfícies das argilas ou de outras partículas, cujos sítios de troca estavam saturados de P não-ligado que, obedecendo ao princípio da difusão, passou a liberar fósforo para a solução do solo a fim de alcançar um novo equilíbrio químico. Este comportamento também foi descrito por

Barbosa (2009), em uma série de cinco chuvas simuladas, onde o teor de P na enxurrada decaiu ao longo das quatro primeiras chuvas, enquanto ainda havia cobertura vegetal, entretanto, durante a ocorrência da quinta, após a colheita, mesmo com o solo coberto com resíduos, os teores de P aumentaram.

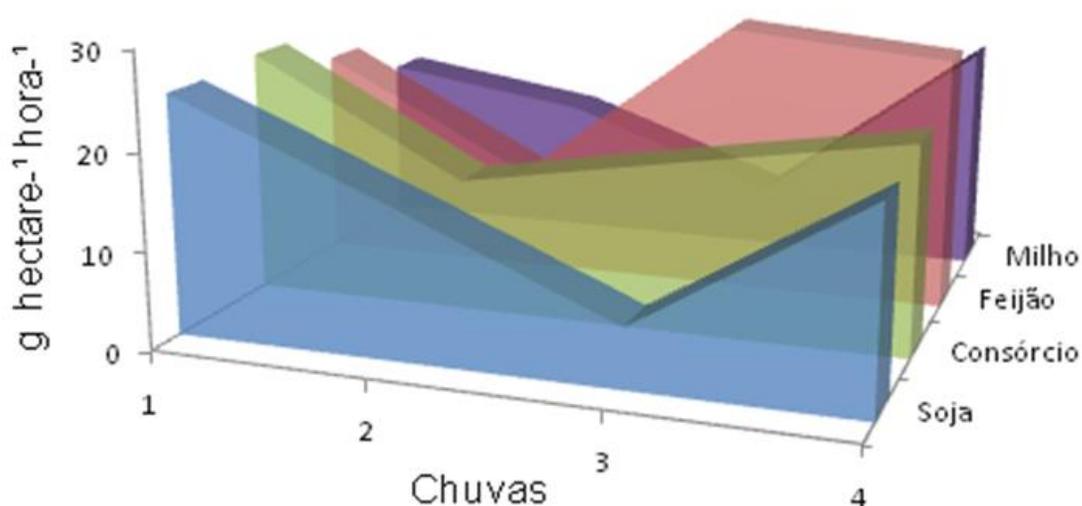


Figura 19: Evolução do FRT nas áreas com cobertura vegetal durante as quatro coletas do experimento

Aplicando a análise estatística nas médias do FRT, utilizando-se a configuração de blocos casualizados com repetição, observou-se que o nível de significância para todas as análises foi positivo para 5% de probabilidade, no teste de Tukey.

Para fósforo reativo total, somente o tratamento J (solo descoberto), apresentou diferença significativa dos demais tratamentos, que também não diferiram entre si para este nível de significância.

Quando analisado o impacto que as diferentes chuvas causaram ao experimento na forma dos blocos do experimento, verificou-se que somente a última

chuva apresentou diferença significativa. Isto indica a importância do uso de cobertura de solo agrícola de maneira geral sob regime de chuvas intensas.

Da mesma forma, eliminando-se a influência do tratamento J, verificou-se que não houve diferença significativa nas médias dos tratamentos F, G, H e I, ao nível de significância de 5% para Tukey, reforçando a proposição anterior.

Já na análise de blocos, houve diferença significativa entre os diferentes tempo de coleta, quando as coletas 1 e 4 diferiram das coletas 2 e 3, aspecto justificado pela presença de vegetação massiva neste período, mesmo com o revés da área de feijão já colhida, contra as médias das áreas descobertas nos períodos 1 e 4. Isto sedimenta o conceito de variabilidade temporal em relação ao risco de contaminação por FRT ao longo do ano na bacia.

Além disso foi detectada interação entre as médias de tratamento *versus* blocos, para o período da coleta 3, quando as parcelas de feijão diferiram das de soja e milho. Porém as parcelas de consórcio não diferiram das demais parcelas. Isto por que, nesta coleta, o feijão já havia sido colhido.

Estes resultados são corroborados pelo proposto em Bertol et al. (2010), onde a cobertura vegetal é citada como uma das formas de se impedir o arraste de fósforo, desde que acompanhadas por outras práticas de contenção física e por manejo do solo, principalmente em áreas manejadas sob semeadura direta.

Portanto, uma vez que a teoria do filme apresentada em Zhang et al. (1997) parece atender as questões envolvidas no arraste de fósforo reativo total em solos do sul do Brasil, o processo erosivo inicial resultante da chuva, a desagregação, seria restrito pela cobertura vegetal (Bertol et al., 2010), porém teria menor importância do que práticas de contenção mecânica, como curvas de nível ou camalhões, similares aos encontrados nas áreas de fruticultura, para a contenção do FRT com baixa presença de FRS.

Estas conclusões podem afetar principalmente bacias de locais de clima tropical e subtropical, que permitam mais de um cultivo por estação, onde o risco de chuvas intensas atingirem o solo descoberto recém adubado aumenta de forma significativa (Hart et al., 2004). Algumas regiões no sul do Brasil que encaixam nesta

condição seriam as regiões litorâneas de SC e RS, além da região oeste destes dois estados.

Este tipo de fator não acontece em situações propostas nas zonas de clima temperado da América do Norte ou da Europa, apesar de existirem outras condições que contribuam para o aumento do risco, como a ocorrência de neve e seu derretimento anualmente (Hansen et al., 2002). Portanto, a prática de análise ambiental baseada em zonas de manejo ou de risco significa um avanço para o controle de eutrofizações de corpos d'água no Brasil.

### 5.2.2 - FRD em culturas anuais

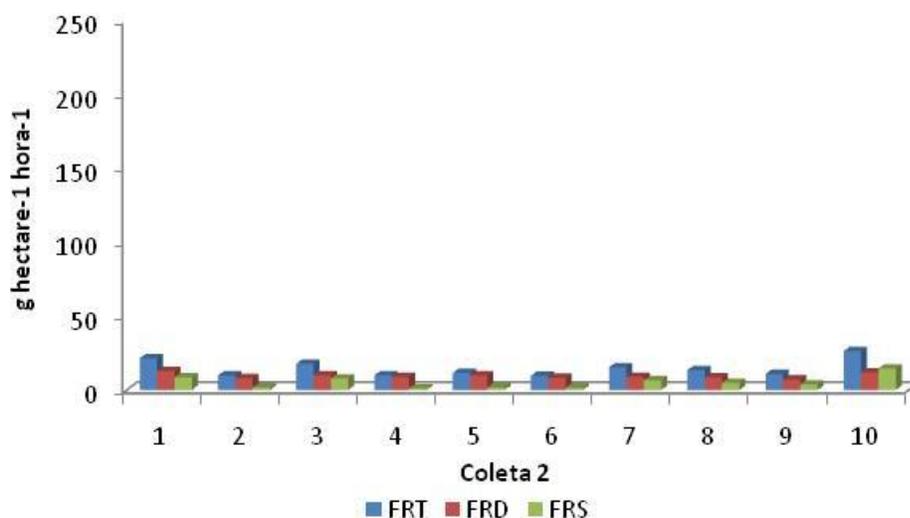
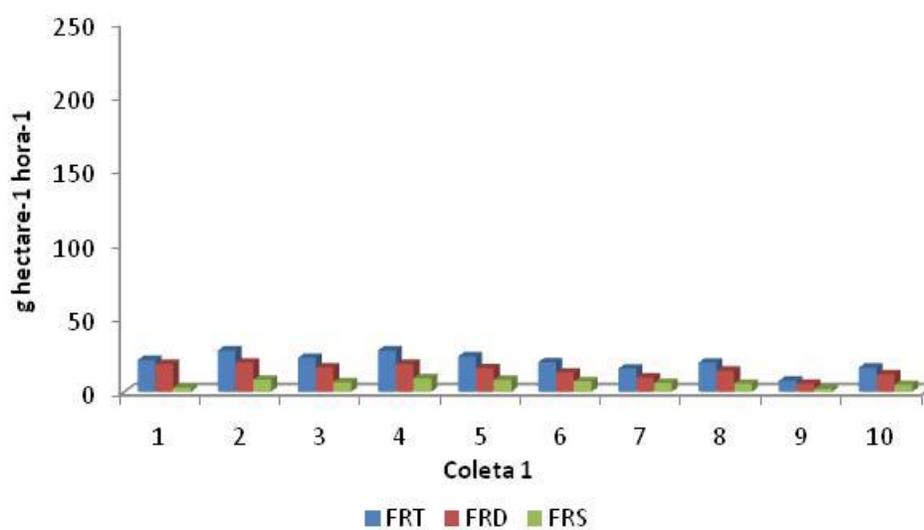
Além do FRT, foi analisado a disponibilidade do fósforo reativo dissolvido (FRD), e por diferenciação o fósforo reativo suspenso (FRS), conforme a tabela 9.

Tabela 9: Resultado das análises das formas de fósforo reativo em g hectare<sup>-1</sup> hora<sup>-1</sup>

Tratamento	Soja (F)		Consórcio (G)		Feijão (H)		Milho (I)		Solo Descoberto (J)	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Repetição	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Forma de P	Coleta 1									
FRT	21,537	27,989	22,977	28,045	23,958	20,052	15,764	19,76	7,4845	16,434
FRD	18,816	19,79	16,519	18,871	15,931	12,981	9,7185	14,227	5,5336	11,786
FRS	2,7208	8,199	6,4583	9,1733	8,0272	7,0708	6,0459	5,533	1,9509	4,647
	Coleta 2									
FRT	21,419	9,7318	17,6	9,8616	11,424	9,6172	15,349	13,322	10,815	26,332
FRD	12,897	8,0774	9,8638	8,8823	9,7868	8,241	8,8174	8,511	7,0567	11,794
FRS	8,5224	1,6544	7,7365	0,9793	1,6375	1,3762	6,5315	4,8113	3,7584	14,538
	Coleta 3									
FRT	8,9611	3,3617	16,958	18,396	30,905	25,307	8,2537	4,3569	29,879	56,755
FRD	7,6669	2,7008	10,266	11,722	14,812	11,563	6,6121	3,6848	7,5106	7,972
FRS	1,2942	0,6609	6,6925	6,6745	16,093	13,744	1,6416	0,6721	22,368	48,782
	Coleta 4									
FRT	23,201	17,582	22,034	20,87	27,909	24,37	35,381	11,888	224,18	105,51
FRD	15,49	13,803	16,908	13,77	19,252	16,414	13,316	11,546	14,014	12,462
FRS	7,7115	3,7787	5,1254	7,0924	8,6569	7,9567	22,065	0,3425	210,17	93,047

Com o agrupamento dos dados, nota-se que o tratamento J, apesar de apresentar valores acima dos demais para o FRT, não mantém os mesmos patamares em relação ao FRD. Isto pode ser creditado ao maior volume de particulados de solo na enxurrada, e conseqüentemente, maior volume de FRS.

Este comportamento condiz com aquele descrito por Whitters et al. (2001), e assim, os valores de equilíbrio na solução da água da enxurrada permanecem similares aos demais tratamentos. As comparações entre os três tipos de fósforo podem ser vistos na figura 20.



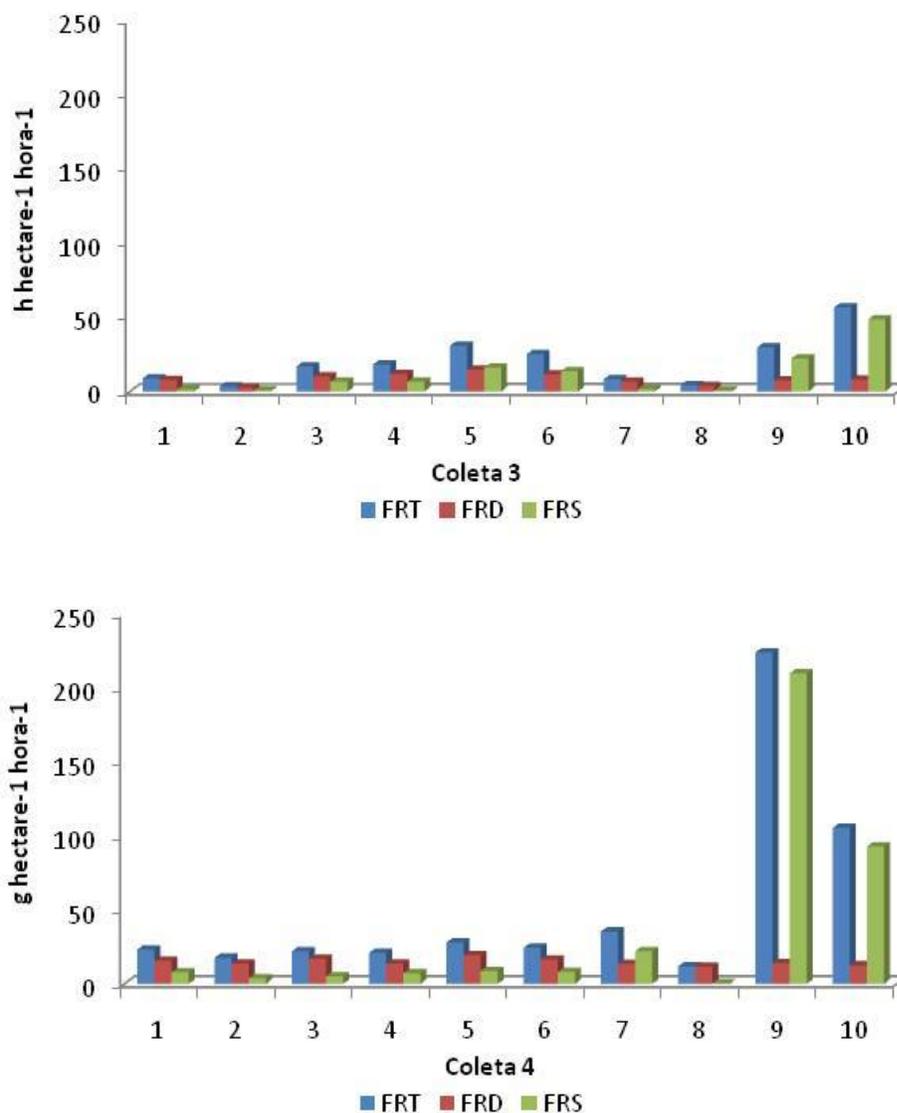


Figura 20: Comportamento das formas de fósforo reativo observadas ao longo da etapa II incluindo solo descoberto (F - 1 e 2; G-3 e 4; H - 5 e 6; I - 7 e 8; J - 9 e 10).

Foi possível verificar que, com exceção nas parcelas de solo descoberto, que representam somente uma pequena parte do ano nas bacias rurais, o FRD representa uma grande parte do FRT, demonstrando que, mesmo em condições de solo com cobertura, a enxurrada proveniente destas áreas pode provocar prejuízos aos corpos

d'água a grandes distâncias, uma vez que esta parcela do fósforo permanece dissolvido na água da enxurrada por longo tempo, concordando com Pote et al. (1999).

A análise estatística das médias do FRD, estruturada como delineamento em blocos casualizados com repetições, apresentou significância ao nível de 5% (Tukey) para as médias dos tratamentos, para as médias dos blocos e a interação tratamento X blocos (anexo1).

Em relação aos tratamentos, as parcelas G e H não apresentaram diferença significativa entre si, da mesma forma que as parcelas I e J. Entretanto cada uma dessas duplas apresentaram diferença significativa entre si, demonstrando que o tipo de manejo influenciou a presença de FRD na enxurrada. Já o tratamento F não apresentou diferença significativa para nenhum dos demais tratamentos.

Analisando as médias dos blocos, referentes à distribuição das chuvas ao longo do experimento, houve repetição do ocorrido com o FRT, onde as chuvas 3 e 4 apresentaram diferença significativa das chuvas 1 e 4. A explicação se dá da mesma forma.

A análise de maior interesse é a interação entre blocos e tratamentos, demonstrando que a evolução do dossel das plantas apresenta grande diferença em relação ao tempo de desenvolvimento das culturas. Para tanto, o tratamento F (Soja), foi o pior tratamento durante a execução da primeira coleta, enquanto que os tratamentos I (milho) e J (solo descoberto) foram os melhores.

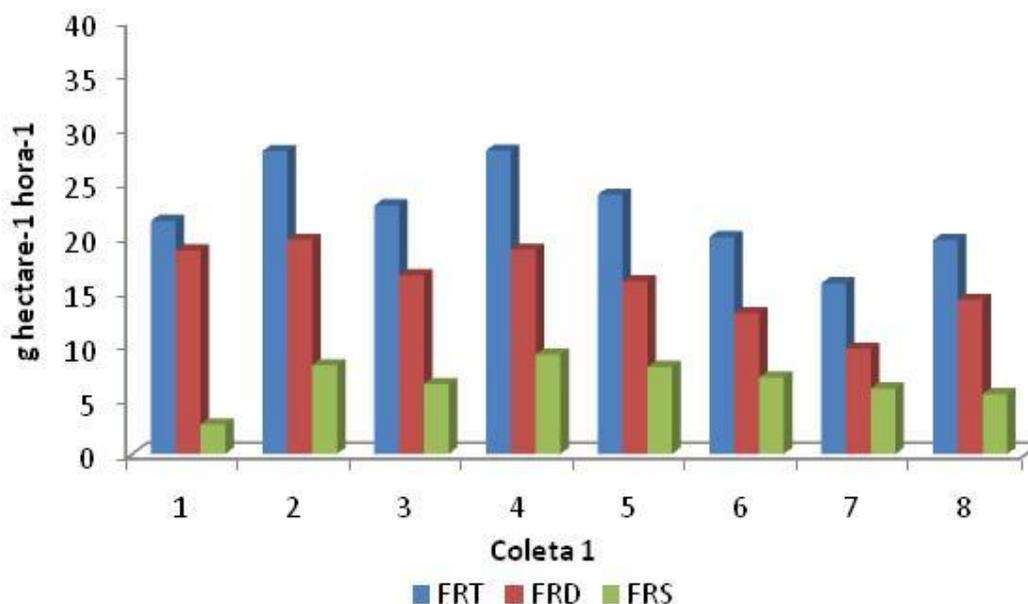
Uma das causas foi a parcela com soja ter apresentado problemas de germinação e baixo crescimento inicial, quando parte do adubo aplicado pode ter ficado exposto. Entretanto, as interações seguintes demonstraram que a soja não só se recuperou, em relação aos demais tratamentos, como na coleta 3 passou a ser o tratamento com menor liberação de fósforo reativo solúvel, enquanto que a parcela de feijão, recém colhido, passou a ser o pior resultado, comprovando a influência do dossel no equilíbrio das formas de fósforo reativo.

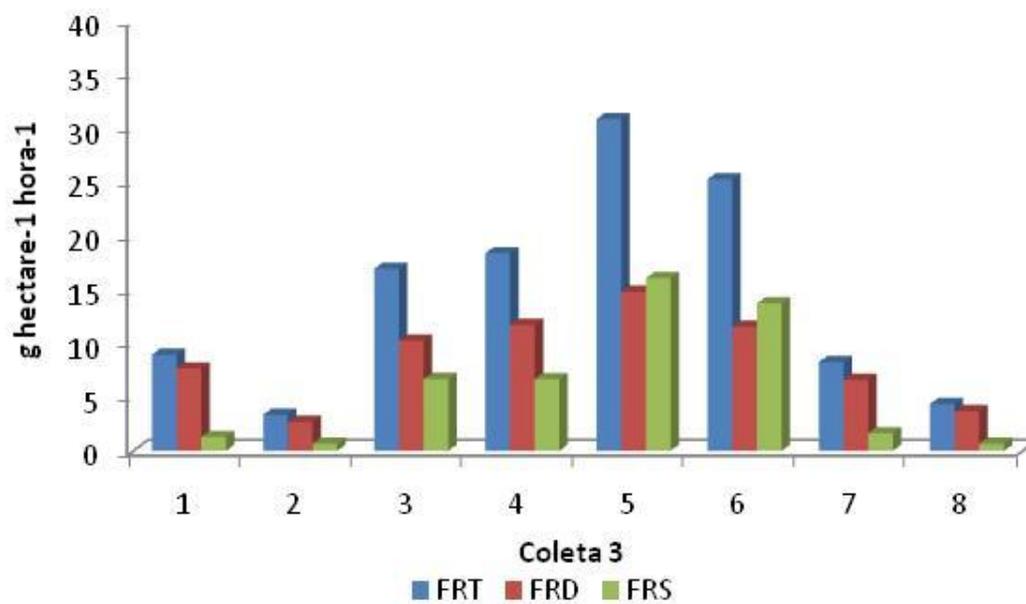
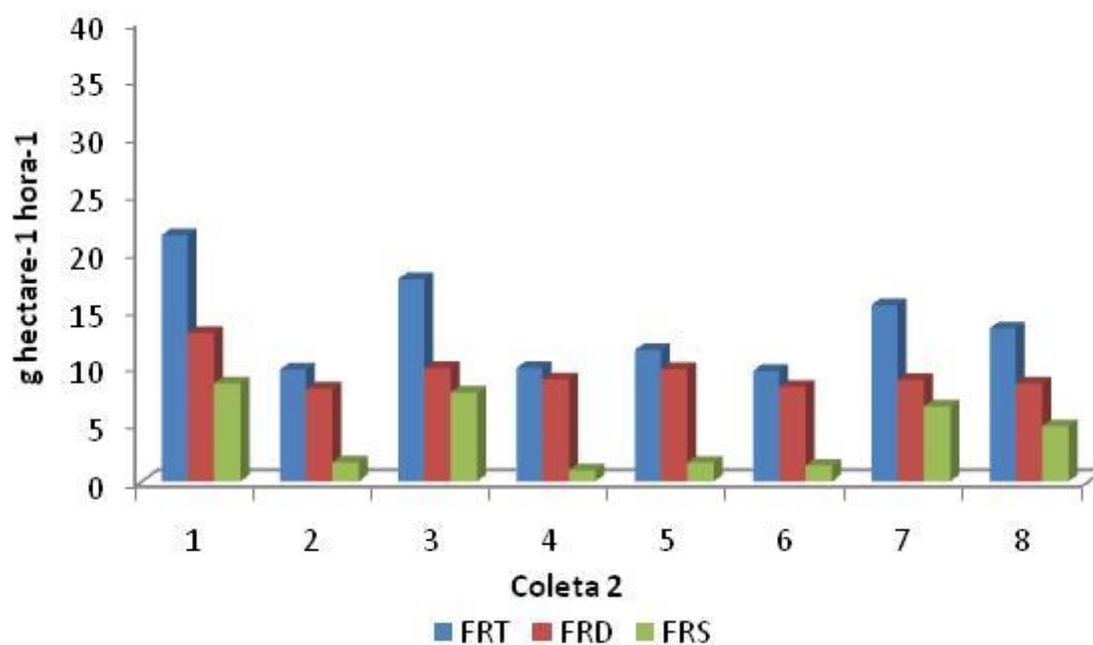
Neste caso, Bundy et al. (2001) já alertavam que as práticas de controle de FRT e FRD podem ser diferenciadas, entretanto dever-se-ia observar o FRD, por apresentar maior risco direto aos corpos hídricos.

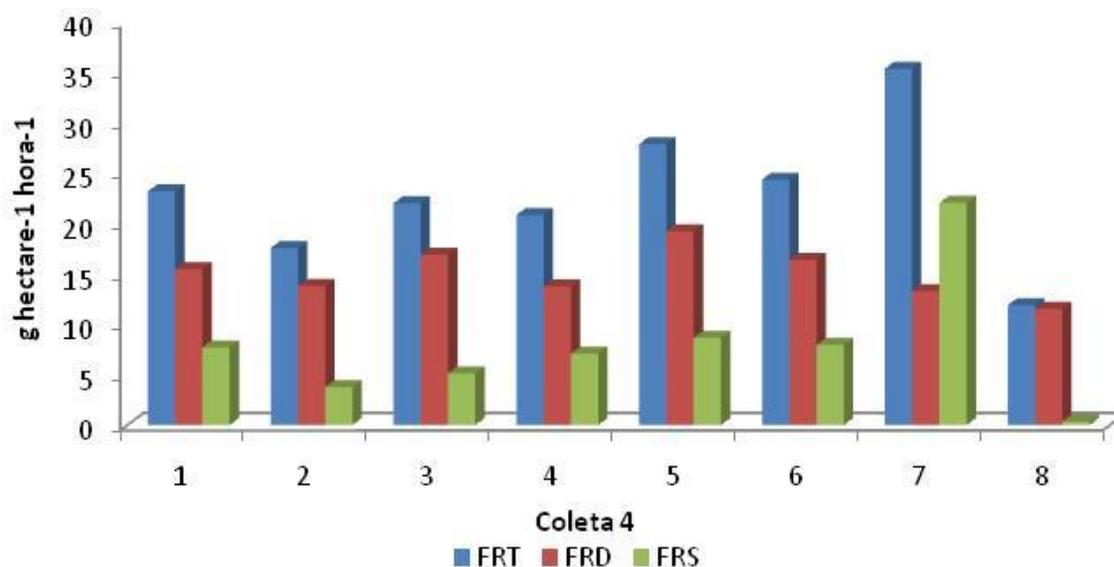
Bundy et al. (2001), ainda sugerem que algumas práticas de manejo podem inclusive promover antagonismos nas concentrações de FRD em relação ao FRT na enxurrada, porém, ainda assim, o potencial poluidor do P para os recursos hídricos se mantém, contrariando muitas vezes o proposto por Barbosa et al. (2009) e Langdale et al. (1985), que afirmam que o manejo pode ser suficiente como uma das formas de reduzir o risco de contaminação das recursos hídricos por fósforo.

Por fim, na quarta coleta, não houve diferença significativa entre nenhum dos tratamentos, quando era esperada maior diferença nas parcelas recém colhidas. Este resultado, porém, está em consonância com o observado por Barbosa et al. (2009), tendo como explicação a "lavagem" do pouco fósforo ainda reativo, pela sequência de chuvas (Sharpley et al., 1981; Pote et al., 1999) e a fixação do fósforo ao solo.

Retirando-se o efeito das parcelas de solo descoberto a fim de avaliar mais profundamente as diferenças entre os tratamentos vegetativos, pode-se observar melhor o comportamento em cada coleta na figura 21.







Coleta 4

Figura 21: Comportamento das formas de fósforo reativo observadas ao longo da etapa II sem parcelas de solo descoberto (F - 1 e 2; G-3 e 4; H - 5 e 6; I - 7 e 8).

Neste caso, a análise estatística do FRD para as médias dos tratamentos, ainda usando o teste de Tukey a 5% de probabilidade, demonstra que é mantida a relação anterior, quando o tratamento I (milho), resultou como o de menor fluxo de saída de FRD da parcela, enquanto que tanto o G (feijão) quanto o H (consórcio), foram considerados os piores tratamentos. Novamente o tratamento F não apresentou diferença significativa com ambos os grupos.

Esta diferença pode ser vista como o efeito do menor período vegetativo do feijão, que foi colhido mais cedo, permitindo maior arraste de fósforo reativo ao longo das quatro coletas, enquanto que as demais parcelas ainda estavam vegetadas e não manuseadas. Isto se torna mais claro na coleta 3, quando tanto a soja quanto o milho foram os melhores tratamentos, porém o consórcio, mesmo sobrando a cobertura aérea de milho, seguiu a mesma tendência do tratamento de feijão, apresentando os piores resultados.

Novamente a variável temporal teve sua importância demonstrada, principalmente para fins de planejamento de bacias agrícolas com cultivos heterogêneos.

### 5.2.3 - Modelos descritivos de comportamento de FRD e FRT para culturas anuais

Uma vez que a coleta 2 foi o momento onde havia a maior possibilidade de interferência da ação da vegetação sobre o transporte do fósforo reativo dissolvido, utilizou-se estes dados para a construção de modelos descritivos para cada cobertura e sua respectiva análise de regressão. Nestas equações a variável que afeta a concentração de fósforo na enxurrada para uma chuva de tempo de retorno de 15 anos (Y) é o tempo de duração da chuva (T), conforme apresentado na tabela 10.

Tabela 10: Curvas dos modelos de concentração de FRD na enxurrada sob interferência da cobertura vegetal

Cobertura	Modelo	Regressão (R <sup>2</sup> )
F - Soja	$Y = 0,0827 + 0,01696* T - 0,00030* T^2$	0,84
G - Consórcio	$Y = 0,02851 + 0,01838* T - 0,00030* T^2$	0,95
H - Feijão	$Y = 0,0491 + 0,0175* T - 0,00030* T^2$	0,95
I - Milho	$Y = 0,0838 + 0,01812* T - 0,00030* T^2$	0,95
J - Solo	$Y = 0,04641 + 0,01903* T - 0,00030* T^2$	0,95

A aplicação do mesmo cálculo e a tentativa de geração de modelos para o fósforo reativo total não logrou o mesmo êxito, demonstrado pelos valores de R<sup>2</sup> inferiores ao FRD, conforme observado na tabela 11.

Isto se deveu à intensa presença de particulados na enxurrada (FRS), dificultando que o fósforo atingisse o mesmo equilíbrio apresentado para o fósforo reativo dissolvido, onde havia somente a presença da forma ionizada do elemento, condizendo com o afirmado por Whitters et al. (2001). De todos os valores, o feijão e o milho apresentaram um R<sup>2</sup> possível de ser considerado (> 85%).

Tabela 11: Curvas dos modelos de concentração de FRT na enxurrada sob interferência da cobertura vegetal

Cobertura	Modelo	Regressão (R <sup>2</sup> )
F - Soja	$Y = 0,1405 + 0,01794 * T - 0,00033 * T^2$	0,74
G - Consórcio	$Y = 0,06582 + 0,01960 * T - 0,00033 * T^2$	0,75
H - Feijão	$Y = 0,04722 + 0,01894 * T - 0,00033 * T^2$	0,88
I - Milho	$Y = 0,1615 + 0,0166 * T - 0,00033 * T^2$	0,91
J - Solo	$Y = 0,1777 + 0,01899 * T - 0,00033 * T^2$	0,51

Apesar desta diferença detectada pela curva de regressão para a coleta 2, na média dos resultados de todas as coletas do experimento, foi possível notar que o hábito de crescimento (rasteiro, ereto ou arbustivo), não apresentou diferenças significativas no período total estudado, entretanto houve diferenças de pico de crescimento e cobertura de solo ao longo dos meses, como visto no caso do feijão e sua expressão máxima na coleta 2 para o FRT.

Não houve diferença significativa para o FRD em nenhum momento entre os tipos de cobertura, sendo que esta expressão diferenciada entre as duas formas de fósforo concorda com Bundy et al. (2001).

### 5.3. Etapa IIb - Dinâmica água-solo-sedimento em eventos de alto risco ambiental

Este experimento foi necessário para esclarecer a importância da influência antrópica, resultado dos processos de fertilização, sobre as áreas não cobertas na bacia. Além disso, foi possível observar uma situação de risco ambiental grave, subsidiando futuros experimentos, uma vez que o fósforo reativo destas áreas havia sido extraído momentos antes.

Na tabela 12 são apresentados os resultados obtidos das coletas de solo tanto no momento anterior à chuva e sem adubo (T0), como depois da adubação e durante a ocorrência da chuva simulada (T1 a T6).

Tabela 12: Resultados de análise de solo do experimento de arraste de fertilizante em situação de risco ambiental.

Posição	Parcela 9			Parcela 10		
	1	2	3	1	2	3
T0	2,026	0,441	2,993	1,737	3,137	1,47
T1	32,92	42,3	39,38	40,92	41,83	34,48
T2	39,4	36,79	41,5	17,89	36,42	16,39
T3	16,62	12,5	32,34	10,38	5,669	14,52
T4	24,89	14,75	26,79	7,54	11,68	10,79
T5	12,23	7,439	13,65	8,776	12,09	7,665
T6	14,52	13,53	27,86	9,373	6,43	12,65

Os resultados acima são condizentes com trabalhos anteriores de Shigake et al. (2006 e 2007), em relação ao comportamento temporal do deslocamento do P sobre o solo. Observando o comportamento do P do solo na forma de gráficos para cada parcela, é possível notar o deslocamento do fósforo do fertilizante no solo (figura 22).

O arraste das formas solúveis de P para a água e sedimentos ocorreu durante esta etapa do experimento de campo, mesmo sendo num período muito curto de simulação, porém emulando o sugerido por Davis et al. (2005).

O teste dos sedimentos arrastados foi necessário para esclarecer quanto fósforo reativo havia na amostra coletada, uma vez que a maior concentração de formas de fósforo ocorreu na forma de fósforo reativo suspenso (FRS), que uma vez no corpo d'água, será disponibilizado lentamente, vinculando-o a danos ambientais a médio e longo prazo (Shigake et al., 2006).

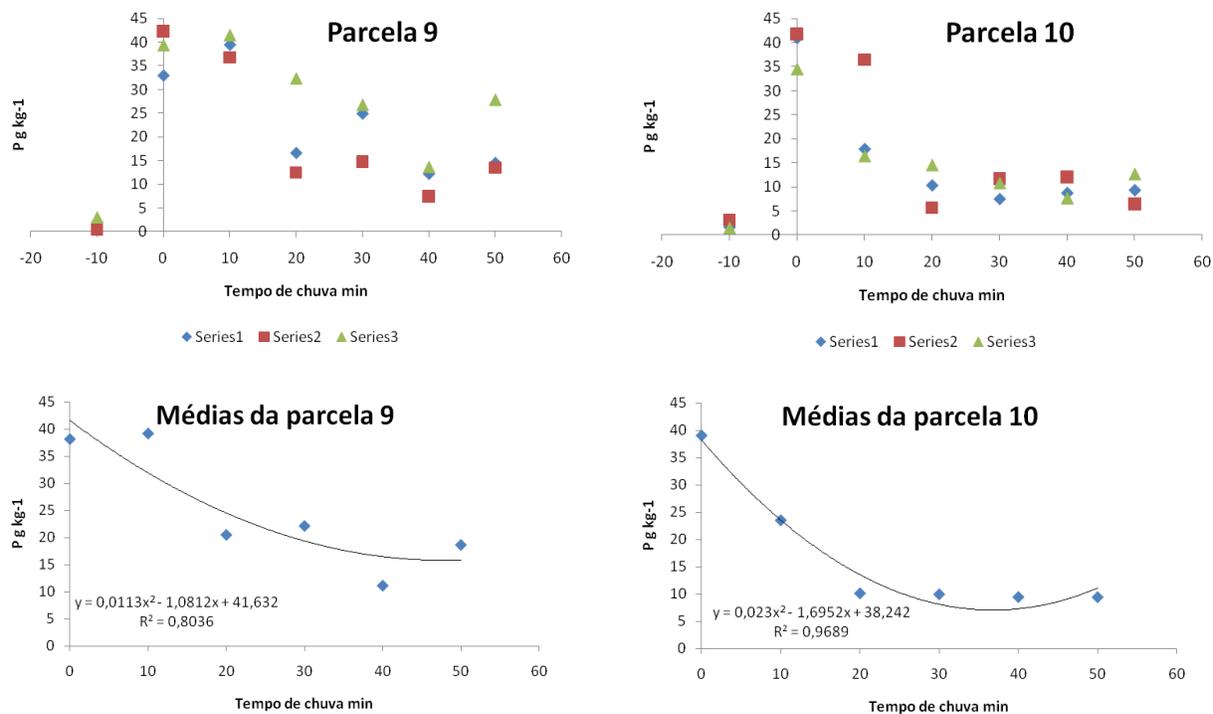


Figura 22: Curvas de arraste de P de fertilizante solúvel sobre o solo das parcelas.

Em relação à dinâmica do transporte, a curva das médias das amostras reproduz o comportamento ocorrido no solo das parcelas, porém expressando a concentração de forma invertida, conforme demonstrado na figura 23.

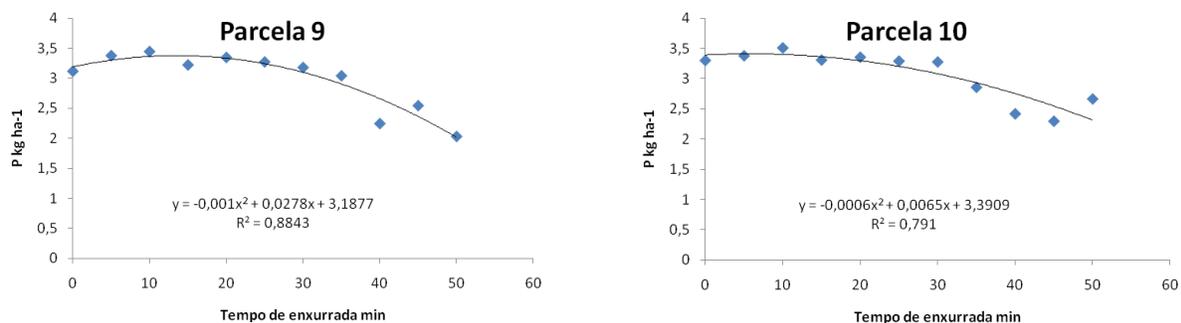


Figura 23: Comportamento do P suspenso no sedimento de solo na enxurrada.

Uma vez que o fósforo agrícola é adicionado ao solo por motivos econômicos, sem a preocupação de uma avaliação ambiental prévia, é correto afirmar que havendo uma chuva logo após a aplicação de fertilizante ao solo, há a possibilidade do produtor

rural ter de repetir a adubação tão logo seja possível, principalmente se a área ainda não houver sido semeada, quando da aplicação do fertilizante.

Assim, passa a existir o risco da ocorrência de ondas massivas e subsequentes de aporte de fósforo em bacias rurais em determinadas épocas do ano na bacia, dependendo do momento da cultura (manejo) e da incidência de chuvas (periodicidade e intensidade).

Desta forma, no arraste de FRT proveniente destas áreas, a chance de que haja o predomínio de FRS é bastante alta, principalmente em distâncias curtas, levando riscos ambientais de médio e longo prazo à bacia. No caso de distâncias maiores, ainda haverá suficiente FRD para chegar a causar dano.

#### **5.4. Valores orientadores de fósforo para o Rio Grande do Sul e Santa Catarina**

Atualmente, a análise ambiental no Rio Grande do Sul é baseada no estudo das cargas máximas contaminantes para cursos d'água. As informações obtidas para fontes difusas rurais nas análises ambientais neste estado, englobando todas as atividades agrícolas extensivas, com exceção da cultura do arroz irrigado, resultaram no aporte de um valor de fósforo total de **0,000836 toneladas de P hectare<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>** (Rast & Lee, 1983; Deus et al., 1997).

Uma vez que não houve diferença estatística significativa entre as parcelas representando as culturas herbáceas anuais e seus manejos tradicionais no RS e em SC, fica viabilizada a proposição de Rast & Lee (1983) e Deus et al. (1997), de aplicar um valor único para o cálculo da carga máxima diária total - TMDL (Total Maximum Daily Load) (United States Environmental Protection Agency, 2008) de fósforo em recursos hídricos para culturas agrícolas herbáceas, desde que os valores tabelados para estas áreas sejam substituídos pelos valores obtidos neste trabalho, mais próximos da realidade local.

Levando-se em conta somente os valores de fósforo reativo total obtidos neste trabalho, e desconsiderando o fósforo total obtido da análise de sedimentos, os resultados apontam que a estimativa tabelada em uso atual fica muito aquém do potencial de risco. Calculando a carga de FRT média dos tratamentos com cobertura

vegetal de F a I, para toneladas de P hectare<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, obtêm-se ao valor médio de **0,191268 ton ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>**.

Mesmo sendo seguidos todos os princípios de precaução em relação ao experimento de chuvas simuladas em parcelas amostrais, o valor para as culturas anuais gera uma diferença 229 vezes maior do que o valor tabelado para as condições internacionais que vem sendo usado pelos órgãos ambientais estaduais.

Calculando-se os mesmos valores para áreas de campo nativo, sem aporte de adubação (parcela E2), representativo da realidade de manejo destas áreas na região sul do Brasil, os resultados apontam ainda maior diferença entre o obtido e o tabelado, **1,84034 ton ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>** de FRT, boa parte podendo ser considerado fósforo orgânico mineralizado, representando uma diferença 2200 vezes maior que o valor tabelado. Entretanto, em áreas de pomar de manejo tradicional (cobertura de entrelinhas permanente com capina na linha do pomar, parcela A1), e que necessitam de intensa adubação (210 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> em média, segundo ROLAS, (2004), também escolhida por ser representativa dos métodos atualmente empregados para manejo de fósforo e cobertura de solo para esta cultura, os valores são ainda maiores, chegando a patamares de **3,8794 ton ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>**, representando uma diferença 4640 vezes maior que o valor tabelado.

Não se espera que haja este fluxo de chuva sobre a bacia durante todas as horas, todos os dias, ao longo de um ano. Logo, estes valores devem ser vistos como orientativos e dependentes do regime pluviométrico de cada local.

O cálculo deve considerar a quantidade real de horas de chuvas intensas sobre a bacia, sendo que estes valores devem ser adequados considerando esta situação. Portanto, os valores anuais obtidos acima devem ser divididos por **8760 horas**, resultando em valores de fósforo arrastado na ordem de toneladas por hectare por hora, sendo daí multiplicado pelo total de horas de chuvas intensas ocorridas no espaço de tempo em análise.

Ainda, considerando que chuvas de intensidade mais baixa que 64 mm h<sup>-1</sup> também apresentam capacidade erosiva e podem efetuar o transporte do FRT (Wischmeier & Smith, 1978; Sharpley, 1995; Shigaki et al., 2007), é possível executar uma simulação como exemplo, utilizando-se o novo índice de arraste de FRT e FRD

vinculado às horas de chuva erosiva que cada bacia recebe anualmente, como forma de atender os requisitos da individualização ambiental.

Logo, chuvas de  $20 \text{ mm h}^{-1}$  passaram a ser consideradas como pontos de corte na escolha dos dados a serem utilizados, pois já apresentam força erosiva suficiente para serem consideradas de alta intensidade (Wischmeier & Smith, 1978; Lombardi neto & Moldenhauer, 1992).

Assim, as unidades dos valores aceitos pela tabela da FEPAM passariam a ser considerados como  $\text{ton ha}^{-1} \text{ hora de chuva}^{-1}$ , o que permitiria que o cálculo também atendesse o requisito da variabilidade da área e do tempo de chuva em tempo real.

Além disso, culturas de porte arbóreo, campo nativo da região serrana do RS e culturas de porte herbáceo apresentaram valores diferenciados (pelo menos uma ordem de grandeza), o que permitiu, ao menos, três subdivisões dentro da categoria de fontes difusas de origem agrícola na tabela de aporte de cargas atualmente aceita pela FEPAM. Assim, foram estabelecidos valores orientativos de fósforo total segundo a prática agrícola real da região sul do Brasil, respeitando as características locais (tabela 13).

Tabela 13: Valores orientativos de FRT para aplicação no cálculo de cargas máximas contaminantes de fósforo em bacias hidrográficas

Tipo de cobertura	Valores orientativos $\text{ton ha}^{-1} \text{ hora de chuva}^{-1}$
Culturas herbáceas (baseado na média de F a I)	0,00002183
Culturas arbóreas (baseado em A1)	0,00044285
Campo nativo (baseado em E2)	0,00021008

Um exemplo da simulação aplicada, baseado nos valores de arraste de FRT apresentados na tabela 13, foi aplicado sobre dados de precipitação obtidos junto ao INMET (INMET, 2011), para os anos de 2008, 2009, 2010 e 2011<sup>7</sup> em uma bacia hipotética, comparando com os valores tabelados atualmente aceitos pela FEPAM. Os

<sup>7</sup> 2008 a partir de abril e 2011 somente janeiro.

resultados obtidos podem ser vistos na tabela 14 e um exemplo dessa simulação pode ser visto no anexo 6.

Na tabela, os valores em azul de diferença anual e anualizada significam que houve mais arraste de fósforo que o previsto pelo método em uso pela FEPAM, significando anos com mais chuvas erosivas. Já os valores em vermelho, demonstram anos em que houve menos arraste, significando menos chuvas erosivas no ano.

Tabela 14: Resultados obtidos de simulação para comparação entre os valores propostos e os valores aceitos pela FEPAM.

Tipo de cobertura	Área (ha)	P (ton ha <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	2008	2009	2010	2011
			Sub-total <sup>8</sup>	Sub-total	Sub-total	Sub-total
Lavoura	2500	0,00002183	0,2183	0,109	0,273	0,163
Fruticultura	1000	0,00044285	1,774	0,886	2,214	1,328
Campo	4000	0,00021008	3,361	1,680	4,201	2,521
Total proposto pelo método			5,35	2,68	6,69	4,01
FEPAM	7500	0.000836	6,27	6,27	6,27	6,27
Ton ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>						
Diferença anual (Ton ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )			-0,92	-3,59	+0,41	-2,26
Diferença anualizada* (Ton ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )			+0,64	-3,59	+0,41	+3,49

\* Dado mensal aceito pela FEPAM multiplicado pelo número de meses da amostra

O resultado deste exercício comprova que há dois tipos de diferenças: aquelas relativas aos anos chuvosos (mais chuvas erosivas) versus anos secos (menos chuvas erosivas); e diferenças entre o valor tabelado aceito pela FEPAM e os valores calculados pela metodologia proposta. Isto significa que não basta observar apenas a área da bacia coberta com atividades agrícolas e sim individualizá-las.

<sup>8</sup> Valor da coluna P (ton ha<sup>-1</sup> hora de chuva<sup>-1</sup>) multiplicado pelo número de horas de chuva >20 mm hora<sup>-1</sup> de cada ano.

Além da variação das chuvas anuais, é comum a alteração temporal de áreas agrícolas derivada das variações de mercado. Dessa forma, utilizando a nova metodologia, é possível acompanhar ano a ano, ou mesmo em diferentes épocas dentro do mesmo ano, caso da alternância de culturas de inverno e verão, a variação espacial da contribuição de fósforo aos recursos hídricos em conjunto com a variação da precipitação e da área plantada ou não.

Portanto, para se gerar um índice confiável para a proposição de valores orientativos para as bacias do Rio Grande do Sul, além de usar um valor de carga de FRT para uma determinada unidade de superfície (hectare), como os desenvolvidos neste trabalho, obrigatoriamente se deve observar o pluviograma da bacia a fim de estabelecer uma relação da quantidade de fósforo arrastado para uma chuva intensa com o arraste potencial do fósforo, diferenciando cada lugar.

Com o uso de pluviogramas, é possível a FEPAM estabelecer a exigência de uso de médias históricas de chuvas nas bacias em análise, ficando sob sua responsabilidade estabelecer o período de tempo mínimo para análise do comportamento de chuvas, como foi feito, por exemplo, para o cálculo das vazões mínimas de 7 dias para período de retorno de 10 anos (índice  $Q_7^{10}$ ) dos cursos d'água. O uso de média móvel, nestes casos, serve também para considerar os ciclos de variação natural ou provocada, como o atual ciclo de mudanças climáticas.

## Capítulo 6 – Conclusões e recomendações

### 6.1. Conclusões

Com base nos resultados obtidos nas etapas I e II deste experimento, concebido para quantificar o arraste de fósforo reativo total, sob diferentes condições ambientais, em situações de contaminação não pontual de origem agrícola, foi possível concluir que:

A) Em relação ao primeiro objetivo proposto: Quantificar o arraste de **fósforo reativo total** na água de escoamento superficial, sob diferentes manejos na cultura de maçã (fruticultura) e campo nativo em Latossolo e sob regime de chuvas intensas simuladas. Concluiu-se:

Os tipos de manejo em fruticultura e campo nativo apresentaram a seguinte ordem de resposta em termos de quantidade de fósforo reativo total arrastado: Campo nativo com fertilizante > Árvore+solo descoberto com fertilizante > Árvore+capina com fertilizante > Árvore+palha com fertilizante > Árvore+aveia com fertilizante > Árvore+aveia sem fertilizante > Árvore+palha sem fertilizante > Árvore+capina sem fertilizante > Campo nativo sem fertilizante > Árvore+solo descoberto sem fertilizante (E1>D1>A1>C1>B1>B2>C2>A2>E2>D2);

Nas parcelas com adubo solúvel, o terço inicial de cada chuva provocou a diluição e o arraste da maior parte do fósforo disponível, produzindo curvas potenciais ou exponenciais decrescentes;

Além da distribuição temporal durante cada chuva, houve a redução da concentração de uma chuva para a seguinte, podendo haver decréscimo de concentração na enxurrada na ordem de 100 vezes entre as diferentes épocas de chuva;

As épocas de adubação do pomar potencializam o risco de dano aos recursos hídricos da bacia.

B) Em relação ao segundo objetivo proposto: Quantificar o arraste de **fósforo reativo total e dissolvido** na água de escoamento superficial, sob diferentes manejos de culturas herbáceas anuais em Cambissolo e sob regime de chuvas intensas simuladas. Conclui-se:

A cobertura vegetal do solo agrícola é importante fator para redução do risco de contaminação de mananciais por arraste do fósforo reativo total, mas tem relativamente pouco efeito na contenção do fósforo reativo dissolvido, devido a sua eficiência em reter partículas em suspensão, mas não o fósforo ionizado na água da enxurrada;

Não houve diferença significativa entre os tipos de cultura de verão utilizados atualmente para nenhuma das duas formas de fósforo reativo testado, considerando somente o tipo de cobertura como fator de controle;

As parcelas com culturas anuais de verão, apesar de apresentar baixa correlação com a estrutura da planta, podem apresentar diferenças temporais segundo o manejo e o ciclo vegetativo, o que influenciou na disponibilidade de Fósforo Reativo Total em águas de enxurrada, variando o risco nas bacias;

O Fósforo Reativo Dissolvido variou na composição do Fósforo Reativo Total, segundo o volume de sedimentos em suspensão que interage com o fósforo reativo, mas pode ser a parte mais representativa do fósforo no fluxo da enxurrada em situações de solo com intensa cobertura vegetal;

Tanto para o Fósforo Reativo Total como para o Fósforo Reativo Dissolvido em culturas anuais, houve a redução da concentração de uma chuva para a seguinte, sendo que as primeiras chuvas após a adubação foram as

responsáveis pela maior parte do arraste de fósforo reativo, decrescendo exponencialmente nas chuvas seguintes.

C) Em relação ao terceiro objetivo: Propor uma nova metodologia para quantificar o arraste **de fósforo reativo dissolvido e total** para áreas agrícolas presentes na bacia, baseado na influência de culturas arbóreas, de porte herbáceo e de campo nativo e seu manejo; conclui-se:

Apesar de ter sido possível a obtenção das curvas de Fósforo Reativo Dissolvido para culturas anuais, não foi possível sua obtenção para as culturas arbóreas e para o campo nativo. Além disso, faltam valores comparativos específicos para Fósforo Reativo Dissolvido no Brasil. Entretanto o uso dos valores obtidos neste trabalho para Fósforo Reativo Total permitiu responder questões relativas a este objetivo;

Os valores apresentados na tabela de cargas em uso deveriam ser subdivididos em subcategorias, com valores obedecendo, pelo menos, três tipos específicos de porte de cultura: Arbóreas, herbáceas e campo nativo;

Deve-se relacionar o novo índice de arraste de Fósforo Reativo Total e Fósforo Reativo Dissolvido às horas de chuva erosiva que cada bacia recebe anualmente, como forma de atender os requisitos da individualização ambiental. As unidades dos valores aceitos na tabela da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler passariam a ser considerados como  $\text{ton ha}^{-1} \text{ hora de chuva}^{-1}$ ;

Os valores atualmente aceitos pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler para o cálculo de cargas contaminantes de fósforo em áreas de bacia podem estar subestimando as condições brasileiras, principalmente para o Rio Grande do Sul e Santa Catarina, pela grande

diferença entre as condições de solo e precipitação pluvial do Brasil para aquelas onde foram obtidos os atuais valores;

A metodologia proposta representa um avanço na atual condição de avaliação ambiental, uma vez que permite avaliar a variação das condições no tempo/espaço referente a precipitação ou à variação da semeadura dentro da mesma área da bacia, diferente da condição estática da metodologia atual;

O risco de contaminação de recursos hídricos em bacias rurais pode estar sendo subestimado em algumas áreas, segundo a metodologia atual. É necessário aplicação de regras diferenciadas em relação ao tipo de ocupação humana nas bacias, quando houver a necessidade de estudos de impacto ambiental para introdução de novos empreendimentos.

A introdução dos princípios de análise ambiental local proposto por esta metodologia indica já ser possível a mudança dos paradigmas de análise e licenciamento ambiental atuais da forma generalística e anualizada, para modelos dinâmicos e pontuais, baseado no zoneamento do risco, com vistas à redução dos riscos de eutrofização e perda de qualidade dos recursos hídricos no estado do Rio Grande do Sul.

## **6.2. Recomendações**

Uma vez que este trabalho não esgotou todas as questões relativas ao foco do estudo, recomenda-se que seja dada continuidade a esta linha de pesquisa, a fim de complementar a tabela de cargas contaminantes aqui apresentada, oferecendo mais opções de cobertura e manejo, e com informações referentes a diferentes regiões do RS, e mesmo do Brasil, permitindo maior exatidão nas previsões de projetos ambientais.

A aplicação da metodologia proposta é uma oportunidade de aproximar a idéia da variação real das condições da bacia no tempo (precipitação) e no espaço (tipo de cultura sendo explorada). Recomenda-se que sejam tomadas providências para avaliação de sua implantação como forma de cálculo para o fornecimento de fósforo aos recursos hídricos da bacia considerando as áreas rurais dentro de um contexto espacializado.

Bacias rurais devem ser as áreas foco para início da implantação da metodologia, agregando novos dados e robustecendo o cálculo e produzindo valores de arraste de fósforo mais exatos, incluindo a avaliação de diferentes pesos para diferentes locais distribuídos na bacia na forma de mapas ou matrizes de espacialização do risco.

Um dos pontos específicos a serem estudados são os diferentes sistemas de cultivo, conservacionistas e não conservacionistas, que ainda estão em evolução, e com pouca base de dados específicos voltados a resolver os problemas envolvendo as principais formas de fósforo reativo arrastado em enxurradas.

A revisão dos dados utilizados atualmente deve considerar o comportamento sítio específico do fósforo de origem agrícola também, uma vez que a maioria das informações diz respeito às condições do hemisfério norte, com solos, clima, pH e outras características altamente diferenciadas do sul do Brasil.

A análise da precipitação versus o tipo de solo, agregados ao conhecimento do manejo do solo na bacia, pode servir para a criação de mapas de risco que facilitem o manejo agrícola ambiental da bacia e, por isto, abre-se uma nova área de pesquisa sítio-específica de aplicação prática direta, seja para fins de fiscalização ambiental, seja para fins de organização da produção agropecuária.

Avaliar se há necessidade em ser aplicado índices de correção sobre os valores calculados pela nova metodologia, como forma de representar, por exemplo, o

impacto do tipo de arraste esperado, ação de chuvas de menor intensidade mas ocorridas em solos previamente saturados por chuvas menores ocorridas anteriormente, diferentes inclinações do terreno, tipos de solo, dentre outros.

Criação de banco de dados centralizados sobre o tema, a exemplo do que acontece com os dados climáticos do Instituto Nacional de Meteorologia, como forma de agregar conhecimento e permitir acesso aos interessados no controle destes eventos.

Propor pesquisas que determinem os limites ambientais para o fósforo reativo solúvel em bacias hidrográficas, e avaliar a alteração na legislação para o uso deste indicador.

Por fim, concomitante ao refinamento dos dados de cálculo de cargas contaminantes, o estudo do gerenciamento das bacias através de suas zonas ou pontos de risco permitiria ao planejador expandir suas opções de planejamento e controle, através da redução dos custos e aumento na eficácia de manejo para o usuário comum, e aos órgãos ambientais, o aumento da efetividade no controle de possíveis danos ao ambiente. Desta forma, haveria uma complementação nas ações de prevenção e controle da contaminação de bacias.

## BIBLIOGRAFIA

ADDISCOTT, T. M.; MIRZA, N. A. Modelling contaminant transport at catchment of regional scale. Agriculture, Ecosystems and Environment, n. 67, p. 211-21, 1998.

ALBERTS, E. E.; SPOMER, R. G. Dissolved nitrogen and phosphorus in runoff from watersheds in conservation and conventional tillage. Journal of Soil and Water Conservation, p. 153-07, jan./fev., 1985.

AMARAL, A. J. et al. Redução da erosão hídrica em três sistemas de manejo do solo em um cambissolo húmico da região do planalto sul-catarinense. Revista Bras. Ciên. Solo, n. 32, p. 2145-55, 2008.

ANDRADE, A. P. et al. Perdas de solo e água por erosão num latossolo vermelho amarelo, submetido a diferentes práticas agrícolas. Agropecuária Técnica, Areia, v. 20, p. 14-19, 1999.

ASSISTAT. Disponível em: <http://www.assistat.com> Acesso em : out. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Tratamento do solo: landfarming (NBR 13894): Rio de Janeiro, 1997.

AVALOS, J. M. M.; FOUZ, P. S.; VÁZQUEZ, E. V.; GONZÁLEZ, A. P.; BERTOL, I. Crop residue effects on organic carbon, nitrogen and phosphorous concentrations and loads in runoff water. Communications in Soil Science and Plant Analysis, n. 40, v. 1, p. 200–13, 2009.

BAKER, J. L. Agricultural areas as nonpoint sources of pollution. In: OVERCASH, M. R.; DAVISON, J. M. Environmental impact of nonpoint source pollution. Michigan: Ann Arbor Science Publishers INC, 1981.

BARBOSA, F. T.; BERTOL, I.; LUCIANO, R. V.; GONZALES, A. P. Phosphorous losses in water and sediments in runoff of the water erosion in oat and vetch crops seed in contour and downhill. Soil and Tillage Research, n. 106, p. 22–8, 2009.

BERTOL, I. et al. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptissol sob chuva natural. Revista Brasileira de Ciên. do Solo, n. 28, p. 485-94, 2004a.

BERTOL, I. et al. Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada: perdas de nutrientes e carbono orgânico. Revista Bras. Ciên. Solo, n. 28, p. 1045-54, 2004b.

BERTOL, O. J. et al. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. Revista Bras. Ciên. Solo, n. 31, p. 781-92, 2007.

BERTOL, J. O. et al. Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. Sci Agric. vol. 67, n. 1, p. 71 - 77, 2010.

BITTENCOURT, R. B. Estado da arte para análise de licenciamentos ambientais na FATMA (SC). Florianópolis, 22 mar. 2010. Comunicação pessoal.

BRASIL. Lei Nº 6938/1981 - "Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências" - Data da legislação: 31/08/1981 -. Diário Oficial da União, Brasília, 02 de set. 1981, Seção 1.

BUNDY, L. G.; ANDRASKI, T. W.; POWELL, J. M. Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production Systems. Journal of Environ. Qual., n. 30, p. 1822-28, 2001.

CARDOSO, C. O.; ULMANN, M. N.; BERTOL, I. Análise de chuvas intensas a partir da desagregação das chuvas diárias de Lages e Campos Novos (SC). Revista Brasileira de Ciência do Solo, n. 22, p. 131-40, 1998.

CHAVES, A. P.; OBA, C. A. I. críticas ao modelo brasileiro de fertilizantes fosfatados de alta solubilidade. CETEM, P.6 - 24, 2004.

COLACICCO, D.; OSBORN, T.; ALT, K. Economic damages from soil erosion. Journal of Soil and Water Conservation, n. 44, v. 1, p. 35-9, 1989.

COLETTI, C. et al. Water quality index using multivariate factorial analysis. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 5, p. 517-22, 2010.

CONAMA. Resolução n. 001 de 23 de janeiro de 1986. Estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, Brasília, p. 2548-49, 17 de fev. 1986, Seção 1.

CONAMA. Resolução n. 237 de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre os procedimentos e critérios utilizados no licenciamento ambiental e no exercício da competência, bem como as atividades e empreendimentos sujeitos ao licenciamento ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, Brasília, p. 3841, 22 de dez. 1997, Seção 1.

CONAMA. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, Brasília, p. 58-63, 18 de mar. 2005, Seção 1.

CONAMA. Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União, Brasília, p. 81-4, 30 dez. 2009, Seção 2.

CORRÊA, L. de A. Disponibilidade de fósforo pelos extratores de melich 1 e resina de latossolo vermelho amarelo, álico cultivado com três gramíneas forrageiras. Revista Sci. Agric. Piracicaba, v. 50, n. 2, p.287-294. 1993.

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. Journal of Environ. Qual., n. 27, p. 261-66, 1998.

CUNHA, J. F.; CASARIN, V.; PROCHNOW, L. I. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira. Informações Agronômicas, Piracicaba, n. 130, p. 1-11, 2010.

DANIEL, T. C. et al. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorous management. Journal of Soil and Water Conservation, n. 40, v. 1, p. 30-8, 1994.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. Journal of Environ. Qual., n. 27, p. 251-57, 1998.

DAVIS, R. L. et al. Soil characteristics and phosphorus level effect on phosphorus loss in runoff. . Journal of Environ. Qual., v. 34, p. 1640-50, 2005.

DEUS, A. B. S. de; LUCA, S. J. de; PRATES, S. H. Estudo Comparativo de cargas poluidoras na Bacia do Rio Caí/RS. In: Simpósio Internacional Brasil/Alemanha de Gerenciamento Ambiental, Tecnologias Compatíveis e Biodiversidade, 1997, Caxias do Sul.

EGHBALL, B., GILLEY, J. E. Phosphorus and nitrogen in runoff following beef cattle manure or compost application. Journal of Environ. Qual., n. 28, p. 1201-10, 1999.

EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação dos solos. Brasília: Embrapa Produção da Informação, p. 150, 2002.

ENGEL, F. L. et al. Soil erosion under simulated rainfall in relation to phenological stages of soybeans and tillage methods in Lages-SC-Brasil. Soil e Tillage Research, n. 103, p. 216-21, 2009.

Environmental Protection Agency - EPA. Total maximum daily loads (303d). Disponível em: < <http://water.epa.gov/lawsregs/lawsguidance/cwa/tmdl/dec1c.cfm>> Acesso em dezembro de 2010.

EPAGRI. Manual da cultura da macieira. Florianópolis: Epagri, 2002.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. Feeding the world: sustainable management of natural resources: Roma, 2010.

GATIBONI, L. C.. Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas. 2003. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GEBLER, L.; GOMES, M. A. F.; SPADOTO, C. A. Banco de Dados com algumas propriedades de solos do Brasil para aplicação em modelagem matemática de agroquímicos e seus resíduos junto à fruticultura temperada. Comunicado Técnico. Embrapa Uva e Vinho, 2005.

GEBLER, L. et al. Dispersão de Poluentes e seu Monitoramento na Agropecuária. In: GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P. (Ed.). Gestão Ambiental na Agropecuária. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 105–66.

GÉRARD-MARCHANT, P.; WALTER, M. T.; STEENHUIS, T. S. Simple models for phosphorous loss from manure during rainfall. Journal of Environ. Qual., n. 34, p. 872-6, 2005.

GOBBI, E. Erosão hídrica em pomar de maçã sob diversas formas de manejo do solo comparadas ao campo natural. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2009.

GONÇALVES, C. S. Caracterização de sedimentos e de contaminantes numa microbacia hidrográfica antiopizada. 2007. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

GROBLER, D. C.; SILBERBAUER, M. J. Eutrophication control: a look into the future. Water SA, V. 11, n. 2, p. 69-78, 1985.

HANSEN, N. C. et al. The fate of phosphorus in agricultural systems. Journal of Soil and Water Conservation.v. 57, n. 6, p. 408 - 17, 2002.

HART, M. R.; QUIN, B. F. Sustanza<sup>TM</sup> farm environment maps: a practical tool to assess and manage risk of nutrient losses from agriculture to surface and groundwater. Dublin, 2003. Difuse Polution Conference. Poster Papers.

HART, M. R.; QUIN, B. F.; NGUYEN, M, L. Phosphorous runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. Journal of Environmental Quality, n. 33, p. 1954-72, 2004.

HAVLIN, J. L. Technical basis for quantifying phosphorous transport to surface and groundwater. Journal of Animal Sciences, n. 82, p. E277 - E291, 2004.

HAYGARTH, P. M.; SHARPLEY, A. N. Terminology for phosphorus transfer. J. Environ. Qual., n. 29, p. 10-5, 2000.

HOLFORD, I. C. R. Efficacy of different Phosphate application methods in relation to Phosphate sorptivity of soils. Soil Fertility and Plant Nutrition, Austrália, v. 27, p. 123-33, 1989.

IGE, D. V.; AKINREMI, O. O.; FLATEN, D. N. Environmental index for estimating the risk of phosphorus loss in calcareous soils of manitoba. Journal of Environ. Qual., n. 34, p. 1944-51, 2005.

INDIATI, R. et al. Soil phosphorus sorption and availability as a function of high phosphorus fertilizer additions. Commun. Soil Sci. Plant Anal. Vol. 26, n. 11 % 12, p. 1863 - 72, 1995.

INSTITUTO DE PESQUISAS AGRONÔMICAS Seção de Ecologia Agrícola. Atlas Agroclimático do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1989, v. 3, 296 mapas, 28 tab.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/> Acesso em : jan. 2011.

KÄMPF, N; CURTI, N. Argilominerais em Solos Brasileiros. In: Tópicos em Ciência do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p. 02-54. v.3.

KHALEEL, R.; REDDY, K. R.; OVERCASH, M. R. Transport of potencial pollutants in runoff water from land areas receiving animal wastes: a review. Water Research, v. 14, p.421-36, 1980.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Redução da carga poluente: a questão dos nutrientes. In: SEGANFREDO, M. A. (Ed). Gestão Ambiental na Suinocultura. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 104–48.

LAFLEN, J. M.; TABATABAI, J. M. Nitrogen and phosphorous losses from corn - soybean rotations as affected by tillage practices. Soil and Water, p.58-63, 1984.

LANGDALE, G. W.; LEONARD, R. A.; THOMAS, A. W. Conservation practice effects on phosphorous losses from southern piedmont watersheds. Journal of Soil and Water Conservation, n. 40, p. 157-61, 1985.

LEITE, D. et al. Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada: perdas de solo e água. Revista Bras. Ciên. Solo, n. 28, p. 1033-44, 2004.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The concept and need for a phosphorous assessment tool. Journal of production agriculture, v. 6, p. 483-6, 1993.

LEWIS, W. M.; WURTSBAUGH, W. A. Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: Erosion of the phosphorous paradigm. Internat. Rev. Hydrobiol, n. 93, p. 446-65, 2008.

LITTEL, R.C.; MILLIKEN, G.A.; STROUP, W.W.; WOLFINGER, R.D.; SCHABENBERGER, O. SAS<sup>®</sup> for Mixed Models 2. ed. SAS Institute Inc.: Cary, NC, USA. 2006.

LOGAN, T. J. The role of soil and sediment chemistry in modeling nonpoint source of phosphorous. In: OVERCASH, M. R.; DAVISON, J. M. Environmental impact of nonpoint source pollution. Michigan: Ann Arbor Science Publishers INC, 1981.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUSER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). Bragantia.v. 51, n. 2, p189-96, 1992.

LOPES, F. et al. Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 11, n. 33, p. 312-7, 2007.

LOPES, A. S. et al. Sistema plantio direto: bases para o manejo da fertilidade do solo. Associação Nacional para Difusão de Adubos, São Paulo, p. 3-37, [2010?].

LUCIANO, R. V. Et al. Perdas de água e solo por erosão hídrica em duas direções de semeadura de aveia e ervilhaca. Revista Bras. Ciên. Solo, n. 33, p. 669-76, 2009.

McDOWELL, R. W. et al. The effect of soil acidity on potentially mobile phosphorus in a grassland soil. Journal of Agricultural Science.vol. 139, p. 27 - 36, 2002.

McISAAC, G. F.; MITCHEL, J. K.; HIRSCHI, M. C. Dissolved phosphorous concentrations in runoff from simulated rainfall on corn and soybean tillage systems. Journal of Soil and Water Conservation, n. 50, v. 4, p. 383-7, 1995.

MAZURANA, J. et al. Erosividade, padrões hidrológicos e período de retorno das chuvas erosivas de Santa Rosa (RS). Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 13, p. 975-83, 2009.

MORI, H. F. Et al. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquido bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. Revista Bras. Ciên. Solo, n. 33, p. 189-98, 2009.

NASR, A. E.; BRUEN, M. Eutrophication from agricultural sources: a comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC phosphorus models for three Irish catchments. Environmental Protection Agency, Ireland. 2006.

NOVAIS, R. F. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa: UFV, 1999.

ODUM, E. P. Princípios e Conceitos Relativos aos Ciclos Biogeoquímicos. In: \_\_\_\_\_. Fundamentos de Ecologia. 7. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004. p. 133-66.

OLIVEIRA, M. F. M.; FAVARETTO, N.; ROLOFF, G.; FERNANDES, V. S. F. Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia do P-Index. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 3, p. 267-73, 2010.

PAULA, A. M. de; SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O. Biomassa, atividade microbiana e fungos micorrízico sem solo de "landfarming" de resíduos petroquímicos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 10, n.2, p. 448-55, 2006.

PAVAN, M. A.; MIYAZAWA, M. Análises Químicas de Solo: Parâmetros Para Interpretação. Londrina: IAPAR, 1996. p. 5-45.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; McMAHON, T. A. Update world map of the Köppen-Geiger climate classification. Hidrology and Earth System Sciences, n. 11, p. 1633-44, 2007.

PHOSPHOROUS. In: CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. EATON, A. D. Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater. 20. ed. Washington: American Public Health Association, 1998. p. 123–48.

POTE, D. H. et al. Relating extractable soil phosphorous to phosphorous losses in runoff. Soil Science Society American Journal, v. 60, p. 855-59, 1996.

POTE, D. H. et al. Relationship between phosphorus levels in three ultisols and phosphorous concentrations in runoff. J. Environ. Qual., n. 28, p. 170-5, 1999.

PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D. Escoamento superficial. Viçosa UFV, 2004.

RAIJ, B. V. Avaliação da fertilidade do solo. Piracicaba: LAFRAME, 1981. p. 17-108.

RAIJ, B. V. Fósforo no solo e interação com outros elementos. In: YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. A. Simpósio sobre Fósforo na Agricultura Brasileira, Piracicaba: POTAFÓS, 2004.

RAST, W.; LEE, G. F. Nutrient loading estimates for lakes. Journal of Environmental Engineering, v. 109, n. 2, p. 502-78, 1983.

RAST, W.; JONES, R. A.; LEE, G. F. Predictive capability of U.S. OECD phosphorous loading – Eutrophication response models. Journal WPCF, v. 55, n. 7, p. 990-1003, 1983.

REDE OFICIAL DE ANÁLISE DE SOLO E DE TECIDO VEGETAL - ROLAS. Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10 ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004.

SÁ, J.C. de M. Manejo da fertilidade do solo no plantio direto. Castro: Fundação ABC, 1993.

SÁ, J.C. de M. Manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: SIQUEIRA, J. O. (ed). et al. Interrelação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas. Lavras: SBCS, 1999.

SANTOS G. G.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Chuvas intensas relacionadas com a erosão hídrica. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 2, p. 115 – 23, 2010.

SAS Institute Inc<sup>®</sup> SAS Ver. 9.1 . 3 SAS Institute Inc. Cary, NC, USA. 2003. 1 CD-ROM.

SHARPLEY, A. Identifying sites vulnerable to phosphorous loss in agricultural runoff. . Journal of Environ. Qual., n.24, p.947-51, 1995.

SHARPLEY, A. N. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils. . Soil Sci. Soc. Am. Journal., v.49, p.905-11, 1985a.

SHARPLEY, A. N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope and management . Soil Sci. Soc. Am. Journal., v.49, p.1010-15, 1985b.

SHARPLEY, A. N.; AHUJA, L.R. A diffuse interpretation of soil phosphorus desorption. Soil Science., v. 135, n. 5, p. 322-26, 1983.

SHARPLEY, A.; KLEINMAN, P. Effect of rainfall simulator and plot scale on overland flow and phosphorous transport. . Journal of Environ. Qual., v. 32, p. 2172-79, 2003.

SHARPLEY, A. N. et al. The sorption of soluble phosphorus by soil material during transport in runoff from cropped and grassed watersheds. Journal of Environ. Qual., v. 10, n. 2, p. 211-15, 1981.

SHARPLEY, A.; SMITH, S. J.; NANEY, J. W. Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. American Chemical Society, n. 20, p. 173-9, 1986.

SHARPLEY, A. N. et al. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. Journal of Environ. Qual., n. 21, p. 30-5, 1992.

SHARPLEY, A. N. et al. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. Journal of Environ. Qual., n. 23, p. 437-51, 1994.

SHARPLEY, A. N.; McDOWELL, R. W.; KLEINMAN, P. J. A. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural. Plant and Soil, n. 237, p. 287-307, 2001.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Source-related transport of phosphorus in surface runoff from soil trays Journal of Environ. Qual., vol. 35, p.2229-35, 2006.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. Science of Total Environment. vol. 373, p. 334 - 43, 2007.

SILVA, I. S.; TOLEDO, M. C. M. Distribuição e fracionamento químico de fósforo em sedimentos do rio Tietê-região de Pirapora do Bom Jesus. Geochimica Brasiliensis. v. 11, n.3. 1997. p. 243-259.

SOILEAU, J. M.; TOUCHTON, J. T.; YOO, K. H. Sediment, nitrogen, and phosphorus runoff whith conventional – and conservation – tillage cotton in a small watershed. Journal of soil and water conservation, n. 49, p. 82-9, 1994.

SOMMER, S.; HILL, J.; MEGIER, J. The potential of remote sensing for monitoring rural land use changes and their effects on soil conditions. Agriculture, ecosystems and environment, n. 67, p. 197-209, 1998.

SOUZA, R. A. S. et al. Frações de fosfato em reservatórios de água em lavras. Ciências Agrotec., Lavras, v. 31, n. 2, p. 357-65, març./abr., 2007.

SPOSITO, G. The Chemistry of Soils. New York: Oxford University Press, 1989. p. 03–21.

STEEL, R.G.D.; TORRIE, J.H.; DICKEY, D.A.. Principles and procedures of statistics – a biometrical approach. 3. Ed. McGraw-Hill : New York, USA. 1997.

STEVENSON, F. J. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York: John Wiley & Sons, 1986.

SWANSON, N. P. A rotating-boom rainfall simulator. Trans. Am. Soc. Agric. Eng. n. 8, p. 71-72. 1965.

TEDESCO, M. J.; GIONELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLWESS, S. J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos Ufrgs, 1995, p. 20-24.

TIBAU, A. O. Matéria Orgânica e Fertilidade do Solo. 2. ed. São Paulo: Nobel, 1983. p. 40-41.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Handbook for developing watershed TMDLs. Washington, DC. 2008. 168 p.

VEITH, T. L.; SHARPLEY, A. N.; ARNOLD, J. G. Modelling a small, northeastern watershed with detailed, field-level data. Transactions of the ASABE. vol. 51, n. 2, p. 471 - 83. 2008.

WHITERS, P. J. A.; CLAY, S. D.; BREEZE, V. G. Phosphorous transfer in runoff following application of fertilizer, manure and sewage sludge. Journal of Environ. Qual., v. 30, p.180-8, 2001.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington, United States Department of Agriculture, 1978. 58p.

ZHANG, X. C.; NORTON, D.; NEARING, M. A. Chemical transfer from soil solution to surface runoff. Water Resources Research, v. 33, n. 4, p. 809-815, abr. 1997.

## ANEXOS

Anexo 1: Passos necessários para a montagem de parcelas experimentais para simulação de chuvas.

Os passos para a construção de parcelas de teste seguem a mesma rotina, independente da área superficial.

Os passos são os descritos na seqüência das figuras a seguir:



Figura 1: Escolha de um local com uma rampa ou declive suave, entre 8 e 15%, para formação de fluxos erosivos e de arraste.



Figura 2: Delimitar o local das paredes da parcela com estacas.



Figura 3: eliminar o mato e limpar o local das paredes da parcela.



Figura 4: Posicionar o coletor na parte inferior da parcela.

Esta é uma etapa delicada, pois se o coletor não estiver devidamente posicionado ou estiver fora de nível, resultará em erros que poderão comprometer o trabalho de coleta.



Figura 5: acertar o coletor quanto aos desvios mais grosseiros de solo. Utiliza-se solo que deve ser compactado, nunca pedras ou materiais orgânicos perecíveis, principalmente em trabalhos de longo prazo.



Figura 6: Ajuste fino no sentido lateral.



Figura 6: Utilizar o nível de pedreiro para nivelar e centralizar o coletor.

Uma vez que o coletor está devidamente ajustado, parte-se para a instalação das paredes da parcela, utilizando-se uma marreta e um protetor de madeira (nunca martelar diretamente na chapa).



Figura 7: Instalação das paredes da parcela.



Figura 8: Cuidar para manter o alinhamento entre as estacas e a sobreposição com a chapa anterior.



Figura 9: Detalhe do alinhamento entre as estacas e a sobreposição com a chapa anterior.



Figura 10: Parede do sentido longitudinal pronta.

Após as três paredes estarem devidamente cravadas é feita a instalação dos cantos das parcelas. Estes são chapas previamente preparadas com um ângulo de  $90^\circ$ , que são colocadas somente na parte superior. Deve-se observar a superposição com as chapas das paredes já fixadas.



Figura 11: Posicionamento da chapa de canto superior.



Figura 12: Cravamento da chapa de canto superior.



Figura 13: Visão da parcela experimental de 38,5 m<sup>2</sup> pronta.

Após o trabalho com o coletor e as chapas, algumas ações são necessárias para garantir que influências externas não atrapalhem a formação dos fluxos erosivos e o arraste dos contaminantes na parcela experimental.

Uma delas diz respeito à limpeza junto às paredes e o achego de terra externamente, a fim de garantir que a água interna não fuja por nenhum ponto ao longo das paredes da parcela.

Além disso, é importante a construção de um canal na parte superior da parcela, e, se for o caso, nas laterais, que impedirá o excesso de água externa, produzido pelo simulador de forçar as paredes.



Figura 14: Valetamento, limpeza e achego de terra junto às paredes.



Figura 15: Vista inferior da parcela pronta.

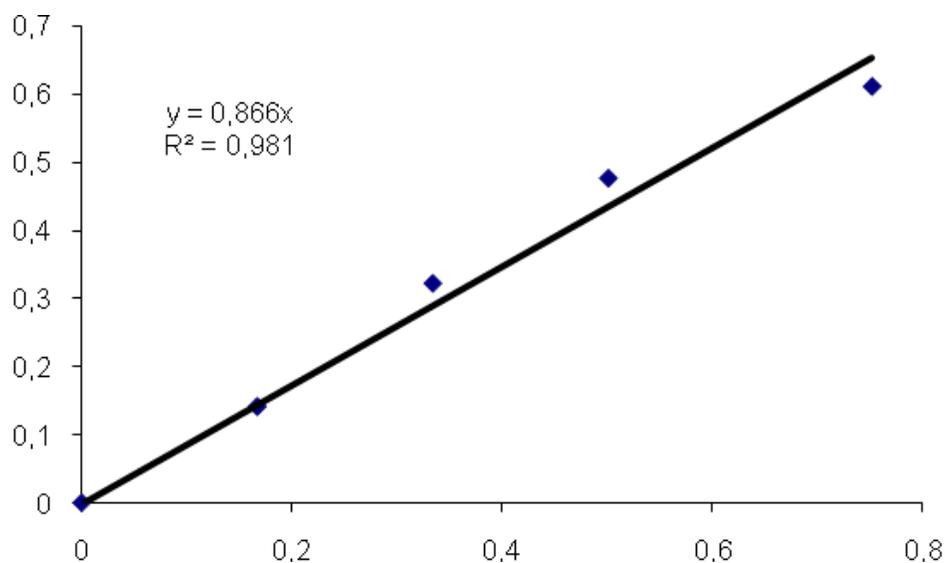


Figura 16: Vista superior da parcela pronta.

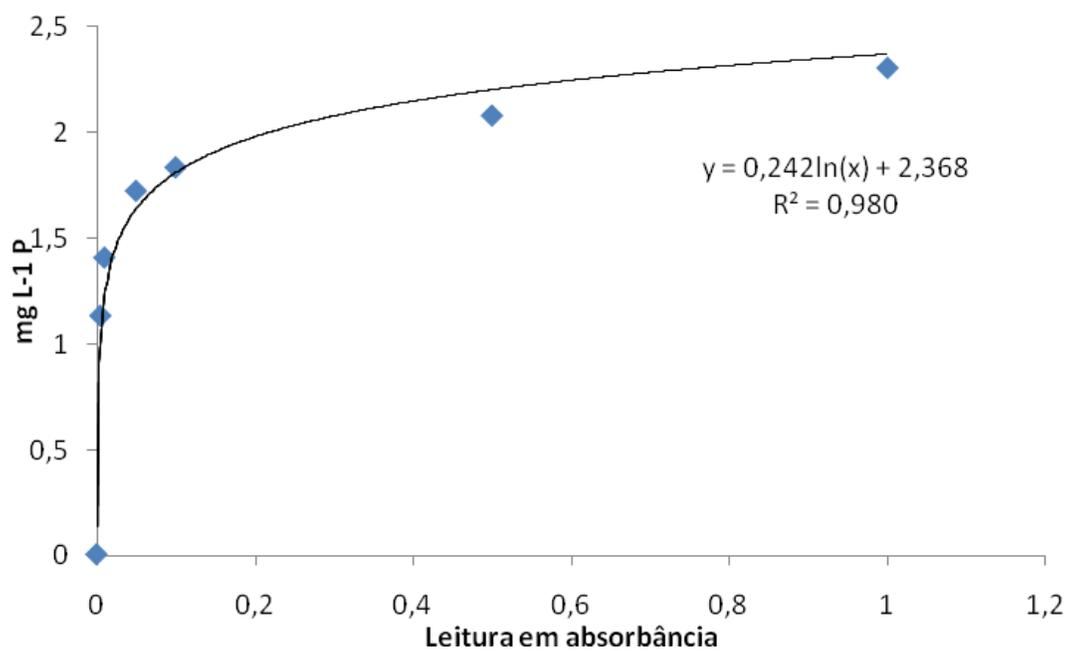


Figura 17: Detalhe do coletor de água da parcela, lembrando que antes da chuva simulada deve ser feita a limpeza do solo ali presente.

Anexo 2a: Exemplo da curva de calibração para o fósforo reativo em água



Anexo 2b: Exemplo de curva de calibração para o fósforo reativo em água, solo e sedimento



## Anexo 3: Declividades das parcelas da etapa I do experimento

Parcelas	Declividade
	m m <sup>-1</sup>
A1	0,0837
A2	0,0817
B1	0,0833
B2	0,1050
C1	0,0867
C2	0,1100
D1	0,0983
D2	0,0950
E1	0,0711
E2	0,0900

Fonte: Gobbi (2009).

## Anexo 4: Declividades das parcelas da etapa II do experimento

Parcelas	Declividade
	m m <sup>-1</sup>
F1	0,1386
F2	0,1368
G1	0,1452
G2	0,1283
H1	0,1368
H2	0,1293
I1	0,1339
I2	0,1237
J1	0,1339
J2	0,1357

Anexo 5: Tabela representativa da coleta de solo do experimento IIb

Tempo	Condição
T0	Coleta antes da chuva e da fertilização
T1	Coleta antes da chuva após a fertilização
T2	10 minutos de chuva
T3	20 minutos de chuva
T4	30 minutos de chuva
T5	40 minutos de chuva
T6	50 minutos de chuva

Anexo 6: Simulação de cálculo de carga de FRT pelo método proposto nesta tese.

a) Início do ano (2009) e detalhe do discretizador binário (0 e 1) para separar anos com chuvas de 20 mm h<sup>-1</sup> ou mais.

Data	Hora UTC	Chuva (mm)	Área (ha):				Culturas	média	Tabela
			Disc. binária	Lavoura	Frut.	Campo			
01/01/2009	0	0	0	0	0	0	0	0,000836	
01/01/2009	1	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	2	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	3	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	4	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	5	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	6	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	7	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	8	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	9	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	10	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	11	0	0	0	0	0	0		
01/01/2009	12	0	0	0	0	0	0		
							A = Novo método (toneladas de P/ano)		
							B = Método em uso FEPAM (toneladas de P/ano)		
							A	B	
							lavoura	0,10915	2,09
							fruta	0,8857	0,836
							campo	1,68064	3,344
							total	2,67549	6,27
							média	5,0607	

b) detalhe de uma hora com chuva de 20 mm ou mais durante o ano, e ação do discretizador binário com o algoritmo Dbase para excel: [=IF(C33>19,99;1;0)]<sup>9</sup>.

20/02/2009	6	0	0	0	0	0	0
20/02/2009	7	0	0	0	0	0	0
20/02/2009	8	0	0	0	0	0	0
20/02/2009	9	0	0	0	0	0	0
20/02/2009	10	0	0	0	0	0	0
20/02/2009	11	27,4	1	0,054575	0,44285	0,84032	1,6869
20/02/2009	12	4,6	0	0	0	0	0
20/02/2009	13	1,2	0	0	0	0	0
20/02/2009	14	4	0	0	0	0	0

<sup>9</sup> C33 corresponde a coluna da chuva em mm