

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**ALTERAÇÕES E TRANSFERÊNCIAS DE FÓSFORO
DO SOLO PARA O MEIO AQUÁTICO COM O USO DE
DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Alexandre Léo Berwanger

Santa Maria, RS, Brasil

2006

**ALTERAÇÕES E TRANSFERÊNCIAS DE FÓSFORO
DO SOLO PARA O MEIO AQUÁTICO COM O USO DE
DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS**

por

Alexandre Léo Berwanger

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Processos Químicos e Ciclagem de Elementos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

Orientador: Prof. Dr. Carlos Alberto Ceretta

Santa Maria, RS, Brasil.

2006

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a dissertação de Mestrado

**ALTERAÇÕES E TRANSFERÊNCIAS DE FÓSFORO
DO SOLO PARA O MEIO AQUÁTICO COM O USO DE
DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS**

elaborada por

Alexandre Léo Berwanger

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. Dr. Carlos Alberto Ceretta
(Presidente/Orientador) - CCR - UFSM

Prof. Dr. Danilo Rheinheimer dos Santos
CCR - UFSM

Prof. Dr. Luciano Colpo Gatiboni
CEO - UDESC

Santa Maria, 22 de fevereiro de 2006

Á meu irmão Marciel

Aos meus pais Gunder e Afonsina

Dedico este trabalho

AGRADECIMENTOS

À minha família pelo incentivo e ajuda em todos os momentos;

A Vanessa pela compreensão e confiança nos momentos de ausência;

Aos professores da Universidade Comunitária de Chapecó, Jorge L. Mattias e Rosiane B. N. Denardin pelo incentivo em realizar mais um passo em meus estudos;

Ao pesquisador da Epagri – Chapecó, Leandro P. Wildner pela orientação e incentivo durante a fase de graduação;

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela oportunidade de realização do curso;

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudo;

Ao professor Carlos A. Ceretta pela orientação neste trabalho e também pela confiança e convivência;

Ao professor Danilo pelo apoio e orientação na realização deste e outros trabalhos e também pelos mates logo de manhã;

Ao professor Leandro Souza da Silva e Luciano Gatiboni pela ajuda na realização deste trabalho;

Aos colegas de pós-graduação Rosane, Benjamin, Francisco, André, Jackson, Celso, Frederico, Gustavo, João e Mattias pela amizade, colaboração e convívio;

Aos colegas de iniciação científica Isabel, Elizandra, Jaqueline, Eduardo, Éder, Cledimar e Renan pela ajuda nas análises laboratoriais e a campo;

Aos amigos que conquistei durante essa jornada, pelos momentos de descontração e convívio;

Aos professores, funcionários e colegas do Departamento de Solo pela amizade, apoio e aprendizagem;

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

ALTERAÇÕES E TRANSFERÊNCIAS DE FÓSFORO DO SOLO PARA O MEIO AQUÁTICO COM O USO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS

Autor: Alexandre Léo Berwanger

Orientador: Carlos Alberto Ceretta

Local e data da defesa: Santa Maria, 22 de fevereiro de 2006.

Os dejetos líquidos de suínos servem como fonte de nutrientes, porém quando o seu uso é inadequado pode causar o acúmulo de fósforo no solo e aumentar a transferência para o meio aquático. O trabalho teve por objetivo avaliar as alterações ocorridas no conteúdo de fósforo no solo, saturação dos sítios de adsorção e a sua transferência para o meio aquático via escoamento superficial e percolação com o uso contínuo de dejetos líquidos de suíno. O trabalho foi desenvolvido na Universidade Federal de Santa Maria-RS, em área de lavoura sob plantio direto com aplicação superficial de 0, 40 e 80m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suíno por um período de cinco anos, em um Argissolo Vermelho Arênico distrófico. As alterações no conteúdo de fósforo foram estudadas em todo o perfil do solo e as isotermas de sorção nas camadas de 0-2,5cm e 30-60cm. Determinou-se o volume de água transferida e as formas de fósforo solúvel, particulado, particulado biodisponível, particulado potencialmente biodisponível e total em amostras de água coletadas do escoamento superficial e percolação. O aumento na dose de dejetos líquidos de suíno incrementou os teores de fósforo extraído por Mehlich-1 em todo o perfil do solo, conseqüentemente diminuiu a capacidade máxima de adsorção e a constante de energia relacionada à ligação do fósforo, aumentando assim a concentração de equilíbrio de fósforo no solo. A aplicação de dejetos líquidos potencializou as transferências de fósforo via escoamento superficial e percolação atingindo concentrações superiores às estabelecidas pela legislação representando um potencial de contaminação ambiental por eutroficação.

Palavras-chaves: Água, Contaminação ambiental, Fósforo, Esterco

ABSTRACT

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

ALTERAÇÕES E TRANSFERÊNCIAS DE FÓSFORO DO SOLO PARA O MEIO AQUÁTICO COM O USO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS

Author: Alexandre Léo Berwanger

Adviser: Carlos Alberto Ceretta

Place and date of the defense: Santa Maria, February 22, 2006.

The pig slurry may work as nutrients source, however when is used is an improper way can cause accumulation of phosphorus in the soil, that later can be transferred to the aquatic environment causing eutrophication. Objective of this study was to evaluate alterations in soil phosphorus content and in sorption isotherms and his transfer for the aquatic environment by runoff and percolation flow with continue use of pig slurry. The experimental work was developed in the Federal University of Santa Maria, in a Typic Hapludalf under not tillage with superficial application of 0, 40 and 80m³ ha⁻¹ of pig slurry for a period of five years. The phosphorus content was measured in the whole soil profile and the sorption isotherms in the 0-2,5cm and 30-60cm layers. In the runoff water and percolated water, it was determined the volume of transferred water and the forms of soluble, particulate, particulate bioavailable, particulate potentially bioavailable and total phosphorus. The increase in applied rate of pig slurry increased the content of extracted phosphorus by Mehlich-1 in the whole profile, consequently it reduced the maximum capacity of sorption and the constant of related energy to bound phosphorus, increasing the equilibrium phosphorus concentration in the soil. The applied of pig slurry potentially increased the phosphorus transfers by runoff and percolation flow reaching concentrations higher than the legislation established representing a potential of environmental contamination for eutrophication.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Rebanho brasileiro por região em milhões de cabeças.	14
Tabela 2- Estimativa da distribuição dos sistemas de produção de suínos no Brasil.	16
Tabela 3- Produção média diária de dejetos líquidos nas diferentes fases produtivas dos suínos.	17
Tabela 4- Características químicas do solo na profundidade de 0 - 10cm antes da instalação do experimento.....	39
Tabela 5- Análise textural do solo nos diferentes horizontes na área experimental.	39
Tabela 6- Teor de Matéria seca, nitrogênio e fósforo dos dejetos líquidos de suínos e quantidade de fósforo aplicada em cada tratamento.	41
Tabela 7- Produção de matéria seca da parte aérea das culturas.....	42
Tabela 8- Parâmetros relacionados à isoterma de Langmuir na camada de 0-2,5cm e 30-60cm com quantidades acumuladas de dejetos líquido de suíno, durante 4 anos e meio.....	59
Tabela 9- Concentração de fósforo na água de escoamento superficial e porcentagem em relação ao total. Média dos três eventos monitorados (9; 83 e 160 dias após aplicação do dejetos).....	69
Tabela 10- Concentração de fósforo na água escoada nos três eventos monitorados durante o crescimento das plantas de milho em 2004/2005, com aplicação de dejetos líquido de suíno.	73
Tabela 11- Concentração de fósforo na água de percolação e porcentagem em relação ao total. Média dos três eventos monitorados (9; 79 e 160 dias após aplicação do dejetos).	76
Tabela 12 Concentração de fósforo na água percolada nos três eventos monitorados durante o crescimento do milho 2004/2005, com o uso de dejetos líquidos de suínos.	80

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Precipitações ocorridas e irrigações realizadas durante o período de outubro de 2004 a abril de 2005. Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.	46
Figura 2- Desenho do lisímetro (a) e esquema da instalação dos lisímetros (b) para coleta da solução percolada no solo.	47
Figura 3- Esquema demonstrando os procedimentos do fracionamento físico-químico de fósforo nas amostras de solução escoada e percolada adaptado (Pellegrini, 2004).	49
Figura 4- Fósforo extraído por Mehlich-1 em profundidades de solo com e sem aplicação de dejetos líquidos de suíno, durante 4 anos e meio.	53
Figura 5- Relação entre o fósforo sorvido e o fósforo na solução do solo na camada 0-2,5cm com aplicação de dejetos líquidos de suíno, durante de 4 anos e meio. Em detalhe mostrando concentração de equilíbrio de fósforo (CEP) e quantidade de fósforo desorvido com água (Q_0).	56
Figura 6- Relação entre o fósforo sorvido e o fósforo na solução do solo na camada 30-60cm com aplicação de dejetos líquidos de suíno, durante 4 anos e meio. Em detalhe mostrando concentração de equilíbrio de fósforo (CEP) e quantidade de fósforo desorvido com água (Q_0).	57
Figura 7- Quantidade de água transferida por escoamento superficial em três coletas realizadas durante a fase de crescimento do milho (2004/2005) com aplicação de dejetos líquidos de suíno.	63
Figura 8- Concentração de sedimento transferido por escoamento superficial em três coletas realizadas durante a fase de crescimento do milho (2004/2005) com aplicação de doses de dejetos líquidos de suíno.	65
Figura 9- Quantidade de sedimento transferido por escoamento superficial em três coletas realizadas durante a fase de crescimento do milho (2004/2005) com aplicação de doses de dejetos líquidos de suíno.	66
Figura 10- Quantidade de água transferida por percolação em três coletas realizadas durante a fase de crescimento do milho (2004/2005) com aplicação de dejetos líquidos de suíno.	67

LISTA DE ANEXOS

Anexo A- Relação entre o teor médio de fósforo solúvel no escoamento com o teor de fósforo no solo extraído com água destilada em área submetida a aplicação de dejetos líquidos de suínos.	94
Anexo B- Concentração das formas de fósforo na solução escoada em relação ao volume acumulado de dejetos aplicado aos 9 dias na cultura do milho 2004/1005.	95
Anexo C- Concentração das formas de fósforo na solução escoada em relação ao volume acumulado de dejetos aplicado aos 83 dias na cultura do milho 2004/2005.	95
Anexo D- Concentração das formas de fósforo na solução escoada em relação ao volume acumulado de dejetos aplicado aos 160 na cultura do milho 2004/2005	96
Anexo E- Concentração das formas de fósforo na solução percolada em relação ao volume acumulado de dejetos aos 9 dias após a aplicação do dejetos na cultura do milho 2004/2005.	97
Anexo F- Concentração das formas de fósforo na solução percolada em relação ao volume acumulado de dejetos aos 9 dias após a aplicação do dejetos na cultura do milho 2004/2005.	97
Anexo G- Concentração das formas de fósforo na solução percolada em relação as doses de dejetos aos 9 dias após a aplicação do dejetos na cultura do milho 2004/2005.	98

SUMÁRIO

SUMÁRIO	10
1 INTRODUÇÃO	12
2 REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1 Produção e características dos dejetos suínos	16
2.2 Uso de dejetos e alterações nas características do solo	22
2.3 Fósforo no solo	25
2.4 Fósforo como poluente no ambiente	28
2.5 Transferência de fósforo para o meio aquático	31
2.5.1 Transferência de fósforo por escoamento superficial	33
2.5.2 Transferência de fósforo por percolação	35
3 OBJETIVOS	38
3.1 Objetivos específicos	38
4 MATERIAL E MÉTODOS	39
4.1 Coleta de solo e análise	42
4.1.1 Curva de sorção de fósforo	43
4.2 Análise da solução escoada e percolada	44
4.3 Análises da solução escoada e percolada	47
4.3.1 Transferência de sedimento e água	47
4.3.2 Fracionamento físico e químico do fósforo inorgânico nas amostras de escoado e percolado.	47
4.4 Análise estatística	50
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
5.1 Fósforo no solo	51
5.2 Transferência de água e sedimentos via escoamento superficial e percolação	61
5.2.1 Transferência de água e sedimento via escoamento superficial após cinco anos de aplicação de dejetos líquidos de suíno.....	61
5.2.2 Transferência de água via percolação	67
5.3 Transferência de fósforo por escoamento superficial e percolação após cinco anos de aplicação de dejetos líquidos de suíno	68
5.3.1 Transferência de fósforo via escoamento superficial	68
5.3.2 Transferência de fósforo por percolação.....	75

6 CONCLUSÕES	81
7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82
ANEXOS	93
CONSIDERAÇÕES FINAIS	99

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura brasileira exhibe indicadores de produtividade de primeiro mundo, sendo considerado o país mais promissor no crescimento da produção devido a sua grande extensão de terra, a disponibilidade de grandes recursos hídricos, capacidade de produção de grãos e a alta qualidade genética dos animais. Neste sentido, a suinocultura é uma atividade agropecuária de grande importância para o Brasil e principalmente para o sul do país, onde se concentra a maior parte dos animais.

Nas últimas décadas, devido às crises sofridas pela atividade, foi passado à idéia ao suinocultor de que quanto mais dejetos fossem produzidos mais lucro teria no aproveitamento agrícola destes materiais, fazendo com que a suinocultura mergulhasse em uma cultura de desperdícios.

A utilização dos dejetos em lavouras como fertilizantes ou como forma de descarte é uma prática rotineira e, às vezes, a única fonte de nutrientes as culturas comerciais, sendo uma forma de amenizar os custos de produção, com isso aumentando o lucro das pequenas propriedades rurais.

A atividade suinícola é predominantemente desenvolvida em pequenas propriedades rurais, principalmente no sul do país, onde a limitação de área e a topografia acidentada, muitas vezes inviabilizam a aplicação de dejetos de suínos. Isso, associado a práticas de agricultura intensiva com dois cultivos anuais na mesma área, torna a aplicação desse dejetos restrita a pequenos períodos do ano, o que muitas vezes leva os produtores a utilizarem altas doses em pequenas áreas, o que também é motivada pela dificuldade de viabilizar economicamente sua distribuição distante do local onde é gerado. Por isso, atualmente discutir suinocultura implica em considerar seu impacto no ambiente.

Essas situações são preocupantes devido à utilização da mesma área para altas doses, podendo no futuro próximo haver um acúmulo no solo de elementos, principalmente os metais pesados e o fósforo, saturando os sítios de adsorção, o que favoreceria a sua transferência por escoamento superficial ou por percolação, causando eutroficação de águas superficiais e sub superficiais.

Em países desenvolvidos, a valorização dos recursos naturais levou ao desenvolvimento de pesquisas referentes a eutroficação causadas pelo excesso

de nitrogênio e fósforo, estabelecendo assim níveis críticos na água e no solo, número de animais por área e outras restrições estabelecidas pelos governos para que a situação não se agrave ainda mais. No entanto, no Brasil poucas pesquisas são realizadas para avaliar a dinâmica de fósforo no solo relacionada com seu potencial contaminante no ambiente e sobre a transferência de fósforo do sistema solo para o meio aquático em condições onde dejetos líquidos de suínos são aplicados sistematicamente e há longo prazo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A carne suína é a mais produzida no mundo e o Brasil foi responsável em 2003, por 2,8% da produção mundial, representando 2,7 milhões de toneladas. Com isso, o Brasil se tornou o quarto maior produtor mundial, logo abaixo da China, União Européia e Estados Unidos. A exportação de carne suína pelo Brasil atingiu 491 mil toneladas em 2003, representando U\$ 546,5 milhões e tendo um crescimento de 13,5% sobre as exportações de 2002. Um dos motivos para tal é que a suinocultura Brasileira é uma das mais desenvolvidas do mundo apresentando alto potencial genético. No Brasil são em média 24 suínos terminados por matriz anualmente, que alcançam média de 100kg no período de 160 dias (Abipecs, 2003).

É importante observar que o Brasil tem enorme potencial para aumentar sua participação na produção mundial de carne suína porque apenas 18% da produção brasileira é exportada. A contribuição da suinocultura à economia brasileira pode ter reflexo em todo o país porque é praticada com maior ou menor intensidade em todos os estados, embora 40% esteja concentrada na região Sul (Tabela 1). Nesta região existem cerca de 13 milhões de cabeças, sendo 31,19% no Paraná, 29,75% no Rio Grande do Sul e 39,22% em Santa Catarina (Abipecs, 2003).

Tabela 1- Rebanho brasileiro por região em milhões de cabeças.

Região/ Ano	1970	1980	1990	2000	2002	2003
Norte	0,913	0,910	3,813	1,802	2,188	0,720
Nordeste	7,068	7,994	9,691	5,269	7,096	2,900
Sudeste	5,821	6,141	6,085	5,662	5,766	6,131
Centro-Oeste	2,522	2,874	3,459	2,933	3,315	5,080
Sul	15,176	15,264	10,636	15,642	13,649	19,504
Brasil	31,500	34,183	33,684	31,310	32,013	34,500

Fonte IBGE 2003 (ABIPECS, 2003).ICEPA/ABCS, Anuário PorkWorld, 2004.

Os dados realmente confirmam que há uma concentração da atividade nos estados do sul, sendo mais agravante no estado de Santa Catarina, que contém apenas 1,6% do território nacional e aloja 16,72% das cabeças de suínos do Brasil.

A suinocultura no Rio Grande do Sul, tradicionalmente é desenvolvida em pequenas áreas, principalmente em sistema de produção intensivo, juntamente com a bovinocultura de leite e uma pequena produção de grãos. No período de 1995/96 cerca de 50% do rebanho suíno gaúcho estava distribuído em propriedades com até 20ha e o restante 80% em propriedades com até 50ha (ACSURS, 2005).

O marco inicial na produção de suínos foi entre a década de 70 e 80, quando iniciou o processo de integração e aumento do plantel no sul do país. Contudo, a integração com a agroindústria e outros avanços como melhoramento genético, foram responsáveis por um aumento de 135% na produção de carne de 1970 a 2002, enquanto que o plantel cresceu apenas 1,6% (Abipecs, 2003).

No Oeste de Santa Catarina, em 1980 existiam cerca de 67.000 suinocultores, sendo 3.860 integrados, tendo aumentado para 26.176 integrados em 1986. Em 2002 a quantidade de suinocultores diminuiu para 10 a 20 mil, sendo que 11.100 são produtores integrados. A quantidade de produtores integrados foi dividida pela metade e o número total de produtores foi diminuída em 340%, o que resultou na saída de 52.000 produtores do setor (Testa et al., 1996). O mesmo fato ocorreu na suinocultura gaúcha, onde a Associação de Criadores de Suínos (ACSRS) prospecta um aumento no rebanho suínos, porém uma diminuição no número de suinocultores de 68.020 em 2004 para 62.570 em 2005, revelando uma maior concentração da produção por unidade de área (Castamann, 2005).

Na década de 90 houve um fortalecimento no processo de integração, (Tabela 2) e um aumento cada vez maior nos volumes produzidos em parcerias. Junto com isso grandes indústrias surgiram no mercado, detendo 90% da carne de suínos produzida em seu domínio. Neste período as propriedades rurais detinham todo o ciclo de produção (sistema de criação, recria e engorda), sendo que era mantido um processo de integração com as empresas de abate.

Tabela 2- Estimativa da distribuição dos sistemas de produção de suínos no Brasil.

Sistema/ano	1990	1995	2000
%.....		
Confinado	40,0	48,0	61,0
Semi Confinado	27,0	26,0	21,0
Extensivo	32,8	25,5	17,0
Ar livre	0,2	0,5	1,0

Fonte: Gomes et al., (1992); Perdomo et al., (2001).

A suinocultura nesta década passou por crises bastante severas, onde grande parte das pequenas propriedades rurais tiveram que optar por gerenciar parte do sistema de produção, surgindo assim as parcerias de criação e parcerias de terminação de suínos. A verticalização do processo de produção de suínos, está muito semelhante ao de produção de aves, onde o produtor rural recebe os animais, ração e medicamentos para fazer a engorda ou a produção dos leitões.

2.1 Produção e características dos dejetos suínos

O esterco líquido de suínos, também chamado de dejetos líquido, liquame ou chorume, oriundo dos sistemas de confinamento é composto por fezes, urina, resíduos de ração, do excesso da água dos bebedouros e higienização, dentre outros componentes decorrentes do processo criatório (Konzen et al., 1997). O termo mais adequado para designar as dejeções dos animais seria o termo estrume, que compreende dejeções misturadas a restos de alimentos e palhas (Cassol, 1999). Entretanto, sem entrar no mérito da literatura brasileira o termo “dejetos” tem sido mais utilizado perante os pesquisadores.

O sistema de produção utilizado em cada granja é o que define o grau de diluição dos dejetos e suas características físico-químicas (Castamnn, 2005). Porém, para Cheverry et al. (1986), as diferenças encontradas na composição físico-química do esterco provêm das variações dos seguintes itens: idade dos animais, manejo, alimentação e tipo de estocagem (Sherer et al., 1995).

A quantidade total de esterco produzido por um suíno em determinada fase do seu desenvolvimento é fundamental no planejamento das instalações de

coleta e estocagem (Schimit, 1995). Para um suíno que consome em média 2,4kg de ração e 5 litros de água por dia, foi constatado que apenas 30% dos alimentos (ração e água) ingeridos são convertidos pelo organismo em forma de crescimento e ganho de peso, sendo os 70% restantes eliminados pelas fezes e urina (Konzen et al., 1997). No caso do fósforo, Barnett (1994) encontrou que 77% do fósforo ingerido foi excretado no dejetos.

Nesse sentido pode-se inferir que a quantidade total de dejetos produzida por um animal depende essencialmente da sua alimentação, da água desperdiçada nos bebedouros, volume de água utilizado na higienização das instalações e dos animais, desempenho dos animais, ganho de peso e da eficiência de transformação dos nutrientes (Latiminer 1993; Oliveira 1994; Penz, 2000). Em termos gerais, cada litro de água ingerida por suínos resulta em 0,6 litros de dejetos (Oliveira, 1995).

A quantidade de dejetos líquidos produzida por suíno variam de 7 a 9 litros dia⁻¹ para animais nas fases de crescimento e terminação. A produção de esterco em suínos na fase de crescimento/terminação (25 a 100kg) é de 2,3kg dia⁻¹ correspondendo a 7 litros dia⁻¹ de dejetos líquidos. O mais agravante ocorre em matrizes em lactação que produzem 6,4kg dia⁻¹ de esterco, mas o total de dejetos líquidos produzidos é de 27litros matriz⁻¹ dia⁻¹ segundo a Tabela 3 (Oliveira, 1994; Konzen et al., 1997).

Tabela 3- Produção média diária de dejetos líquidos nas diferentes fases produtivas dos suínos.

Categoria	Esterco kg dia⁻¹	Esterco + Urina kg dia⁻¹	Dejeto líquido litros dia⁻¹
Suínos 25 a 100 kg	2,30	4,90	7,00
Porcas em gestação	3,60	11,00	16,00
Porcas lactação + leitões	6,40	18,00	27,00
Cachaço	3,00	6,00	9,00
Leitões na cresce	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,8	8,60

Fonte: Oliveira, 1994.

Estudos realizados com 118 amostras de dejetos coletados em oito dos principais municípios produtores de suínos de Santa Catarina, Sherer et al. (1995), constataram que o maior problema foi o desperdício de água na criação e outros problemas de construção civil, onde a água do telhado entrava diretamente nas canaletas de coleta dos dejetos. Para diluir ainda mais os dejetos, 76% das esterqueiras amostradas não continham telhado, resultando que 50% das amostras analisadas continham menos de 2% de matéria seca, sendo que a média final de matéria seca foi de 3%. Em um estudo semelhante no estado da Pennsylvania - EUA, Kleinman et al. (2005), constataram em 140 amostras de dejetos animais que 85% das amostras de dejetos líquidos de suínos continham menos de 10% de matéria seca, sendo 8% a média de todas as categorias de animais.

No mesmo estudo, Sherer et al. (1995), constataram que os teores e formas de nutrientes variaram conforme a forma de estocagem e, no caso de esterqueiras, aproximadamente dois terços do fósforo estava em forma não solúveis em água, fazendo parte das estruturas orgânicas.

As formas de fósforo encontradas nas bioesterqueiras ou esterqueiras estão relacionadas com a dieta fornecida aos animais (Barnett, 1994; Sherer et al., 1995; Dourmad et al., 1999; Leytem et al., 2004; Kleinman et al., 2005). Devido a isso e outros fatores, existe uma grande variação nos teores de nutrientes encontrados nos dejetos e esta variação pode ser até mesmo dentro da própria granja (Perdomo et al., 2001). Portanto, é difícil a caracterização dos dejetos de suínos uma vez que as diferentes formas sólida, líquida ou pastosa, podem variar consideravelmente, conforme o grau de diluição.

O conteúdo de matéria seca das dietas tem influência direta na excreção de fósforo e, para demonstrar isso, Barnett (1994) observou que o aumento de 0,4 para 1% de matéria seca na dieta fez com que os suínos aumentassem de 0,8 para 2,1g de fósforo animal⁻¹ dia⁻¹ excretado. Para o autor, o maior problema na análise é a variação na concentração de nutrientes, sendo os mesmos problemas relatados já anteriormente. As frações de fósforo (orgânico e inorgânico) no dejetos segundo esse trabalho podem variar de 10 a 80% do total.

Em relação as formas de fósforo no dejetos, Barnett (1994), obteve um dejetos de reprodutor com 272g kg⁻¹ de matéria seca a quantidade total de fósforo

de aproximadamente $29,1\text{g kg}^{-1}$, sendo que destes 54,7% encontravam-se na forma inorgânica (Pi), 29,7% na forma de hexafosfato de inositol (Po), 15,2% na forma de ácidos nucleicos (Po) e 0,4% na forma de fosfolipídios (Po).

A quantidade de fósforo excretada pelos suínos é alta porque os cereais usados nas rações (milho e trigo), contém grandes quantidade de fósforo orgânico (80 a 90%) na forma de ácido fitico (hexafosfato de inositol) (Leytem et al., 2004; Minggang et al., 1997; Turner et al., 2002; Lei & Porres, 2003). Os suínos são ineficientes na utilização destes compostos porque são animais monogástricos e não contém no sistema gastrointestinal enzimas fitases para hidrolisar esses compostos. Por isso que apenas uma pequena parte do fósforo presente nos cereais é disponível para os animais, fazendo com que haja a necessidade de suplementos minerais contendo fósforo, o que favorece a ocorrência de altos teores de fósforo nos dejetos de suínos produzidos (Smith, et al., 2004a).

Os suínos não assimilam a totalidade dos nutrientes contidos nas rações. Em média são absorvidos de 30 a 55% do nitrogênio, 20 a 50 % do fósforo e 5 a 20% do potássio, sendo as taxas de excreção de 45 a 60% para o nitrogênio, 50 a 80% para o fósforo e 70 a 95% para o potássio (Kornegay & Harper, 1997). Para melhor avaliar estes indicadores, Lovatto et al. (2005) desenvolveram um trabalho com modelagem da ingestão, retenção e excreção de nitrogênio e fósforo na suinocultura gaúcha e constataram que o consumo total de nitrogênio pela suinocultura gaúcha é de aproximadamente 34 mil toneladas por ano, sendo que 24 mil toneladas são excretadas (70%). Os mesmos autores inferem que para o fósforo o consumo é de 8 mil toneladas por ano, sendo que 6 mil toneladas são excretadas (74%).

O conhecimento de alguns procedimentos em nutrição pode aumentar a absorção dos nutrientes, conseqüentemente reduzir as perdas. Entre eles está o entendimento da composição nutricional dos ingredientes; a digestibilidade dos nutrientes; os níveis de exigência de cada um deles nas diferentes fases de produção e em cada sexo e tipo de genótipo; o programa alimentar empregado; entre outros (Penz, 2000). Segundo vários relatos da literatura, conhecer estas variáveis permite uma redução de perda de nitrogênio e de fósforo na ordem de 30 a 40%, porém o desconhecimento de fatores como a composição nutricional

dos cereais usados nas rações faz com que sejam utilizadas quantidades muito acima do exigido pelos animais, como forma de manter uma margem de segurança na alimentação. A composição total dos nutrientes nos cereais também não é suficiente, devendo-se utilizar a quantidade disponível para os animais (Penz, 2000). Este autor cita que estudos mais apurados mostram que a formulação de rações à base de aminoácidos digestíveis é menos propensa às excreções de fósforo do que quando estas são baseadas apenas em proteína bruta.

A metodologia para a determinação da digestibilidade de fósforo nos ingredientes não é muito simples, pois vários são os fatores que podem interferir nos valores encontrados. Entre eles podem ser citados, o estágio de maturação dos grãos, a idade dos animais e a fonte de fósforo usada para a comparação da digestibilidade. Comumente, utiliza-se para fins de cálculo que 1/3 do fósforo contido nos vegetais seja digestível. As primeiras tabelas apresentadas na literatura sobre a disponibilidade de fósforo encontram-se em NRC (1988). Pode-se citar que grãos de milho, que compõe 70 a 80% da ração, contém uma disponibilidade do fósforo de 15%, mas quando os grãos de milho estão com alta umidade passa a ser 49%, enquanto que para o farelo de trigo é de 35%, para farelo de soja 38% e farelo de cevada 31% (Murphy & Lange, 2004). Essa é uma das justificativas para o crescente uso na suinocultura de rações com alta umidade (silagem de grãos de milho úmido), (Lima et al., 1999).

Por mais eficientes que os processos de redução de poluição possam ser considerados, é através da nutrição que grandes avanços podem ser obtidos (Penz, 2000; Murphy & Lange, 2004). A utilização de enzimas exógenas é um dos meios mais práticos para melhorar a digestibilidade dos nutrientes presentes nas rações, porém o custo destas enzimas pode inviabilizar o seu uso (Hauschild et al. 2004). Devido a isso, a utilização de plantas com baixa quantidade de ácidos fílicos (Leytem et al., 2004), tratamento dos dejetos com $AlCl_3$ (Moore & Miller, 1994; Moore et al., 1999; Moore et al., 2000; Smith et al., 2004a; Smith et al., 2004b; Smith & Moore, 2005) e até plantas mutantes estão sendo empregadas nos estudos mais recentes (Wienhold & Miller, 2004).

As principais enzimas usadas nas dietas suínas são fitases, lípases e enzimas que digerem os polissacarídeos não amídicos (Penz, 2000). Com a

utilização de enzimas fitases nas dietas suínas a quantidade de fósforo total na ração pode ser diminuída de 20 a 60% (Harper et al., 1997). A introdução de fitases na ração de aves no Mississippi resultou em uma diminuição de 50% do fósforo transferido por escoamento superficial, comparado com dietas normais (Smith et al., 2004b). O uso de enzimas exógenas e a substituição do milho por trigo foi estudado por Hauschild et al. (2004) e os autores constataram que houve uma redução significativa de 19% na excreção de fósforo e um aumento de 39% na absorção de fósforo pelos animais, porém não houve uma redução com o uso da enzima. Segundo os autores alguns cereais tais como o trigo e seus subprodutos apresentam intrinsecamente atividade fitática. Na regressão linear para cada grama de trigo adicionada na ração houve uma redução de 0,05g de fósforo nas fezes. Smith et al., (2004a) estudando o uso de dietas contendo fitases e $AlCl_3$, constataram uma redução de 17% na concentração total de fósforo no dejetos de suíno, comparados com dietas normais sem uso de enzimas.

Estudos com plantas mutantes com baixa quantidade de ácido fítico foram desenvolvidos por Leytem et al. 2004. Os grãos de cevada utilizados na dieta dos suínos apresentavam uma redução de 32, 59, 97% de ácido fítico, porém o fósforo total dos grãos utilizados na dieta foi semelhante. Conforme os autores o uso de plantas com baixo teor de ácido fítico reduziu a concentração de fósforo nos dejetos em 36%. Em estudos semelhantes, porém utilizando plantas de milho com baixa quantidade de ácido fítico, Wienhold e Miller (2004) constataram uma redução de 41% no fósforo dos dejetos comparados com o um híbrido de milho semelhante. A utilização de grãos de milho com baixo ácido fítico aumentou a relação de N/P de 3,3 para 4,5 no dejetos, o que significa tornar o dejetos mais balanceado para a utilização na agricultura.

Trabalhos recentes utilizando o tratamento dos dejetos com $AlCl_3$ e também com o uso de enzimas fitases, apresentaram bons resultados (Smith & Moore, 2005), tanto na redução do fósforo solúvel nos dejetos como na redução da emissão de gases produzidos pelos dejetos (Smith et al., 2004c). Moore et al., (1999) constataram uma redução de 99% do fósforo solúvel com o tratamento de $AlCl_3$ em esterco de aves, e também uma redução de 87% no fósforo transferido por escoamento superficial. Trabalhos semelhantes ao de Moore et al., (1999) porém utilizando dejetos líquidos de suínos foram desenvolvidos por Smith et al.

(2004a), os quais constataram uma redução de 73% no fósforo solúvel reativo com tratamento de AlCl_3 e, quando combinados os tratamentos com AlCl_3 e uso de fitases nas dietas a redução do fósforo solúvel reativo foi de 84%. No mesmo estudo os autores quantificaram as transferências de fósforo por escoamento superficial com chuva simulada e constataram uma redução de 53% no fósforo solúvel reativo no escoamento com o uso de AlCl_3 (5,66 para 2,65mg L^{-1}) e o uso conjunto de AlCl_3 mais enzimas a redução foi de 73%.

2.2 Uso de dejetos e alterações nas características do solo

A utilização de dejetos como fertilizantes orgânicos tem sido realizada porque este contém uma série de elementos químicos prontamente disponíveis, ou que após o processo de mineralização estarão disponíveis e poderão ser absorvidos pelas plantas. A substituição dos fertilizantes químicos por dejetos suínos pode ser parcial ou total, dependendo das condições existentes e dos propósitos do agricultor. Porém, devido a sua composição ser muito desbalanceada e variada conforme a alimentação, manejo da água, condições de armazenamento e idade dos animais (Konzen, 1983; Scherer et al., 1995; Schimit, 1995; Cheverry et al., 1986; Konzen et al., 1997) dificultando assim uma recomendação padronizada.

A produção de suínos no Brasil está associada a pequenas propriedades rurais e a utilização de dejetos, em muitos casos excede as doses utilizadas nos experimentos. Neste caso, Evans et al. (1977), trabalhando com a cultura do milho nos Estados Unidos durante dois anos consecutivos, aplicaram 636Mg ha^{-1} de esterco (base úmida) sobre um solo fraco siltoso, comparando com adubação química e testemunha e obtiveram um incremento de 2642kg ha^{-1} na produtividade de grãos de milho em relação a testemunha, não tendo havido diferença entre a utilização de esterco e adubação mineral.

A aplicação de dejetos normalmente é realizada em culturas anuais mas em determinadas épocas do ano essas áreas estão sendo ocupadas e muitos agricultores optam em aplicar os dejetos em pastagem natural. Isso foi realizado por Durigon et al., (2002) em um estudo com aplicação de dejetos de suínos em pastagem natural no Rio Grande do Sul. Estes autores constataram que houve

maior produção de matéria seca na pastagem em todas as estações do ano com a aplicação do dejetos líquido de suínos, mas os incrementos foram maiores no verão e na primavera, quando existe maior insolação e temperaturas mais altas que favorecem o crescimento vegetativo. Nesse trabalho a dose de $20\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ proporcionou aumentos de 109% na produção de matéria seca ao final de 48 meses, já com a dose de $40\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ houve acréscimos de 155%, porém os autores relatam a possível contaminação ambiental causada pela dose $40\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$.

O aumento de produtividade com o uso de adubos orgânicos está relacionado com uma melhoria nas condições químicas, físicas e biológicas do solo. A aplicação de dejetos no solo é justificável em virtude dos efeitos proporcionados na matéria orgânica (Kiehl, 1985). Para esse autor e outros esses efeitos podem ser divididos em efeitos físicos, químicos e biológicos. Os físicos são caracterizados pelas modificações na estrutura do solo, pelo aumento da capacidade de retenção de água e pela manutenção de temperaturas mais amenas. Os efeitos químicos são aumento da capacidade de troca catiônica, aumento do poder tampão, formação de compostos orgânicos como quelatos e, evidentemente, como fonte de nutrientes. Já os efeitos biológicos seriam através da intensificação da atividade microbiana e enzimática do solo.

A aplicação de dejetos líquidos de suínos aumenta a matéria orgânica do solo (Kiehl, 1985; Castro & Costa, 2002), porém em trabalhos desenvolvidos por Ceretta et al. (2003), com aplicação de dejetos líquido de suínos constataram que houve um aumento no teor de carbono apenas na camada de 0 a 2,5cm. Entretanto, esses autores consideraram a possibilidade de efeito da interferência da amostragem sobre esses resultados, já que os resíduos vegetais ou esterco misturam-se com o solo nesta camada. Para os autores o fato da aplicação de esterco não resultar em incrementos nos teores de carbono e nitrogênio total nas camadas mais profundas deve-se, provavelmente, ao aumento na atividade microbiana do solo. Outro fator importante é que os resíduos eram retirados do experimento, diminuindo assim o aporte de material orgânico.

Em relação às condições físicas do solo com aplicação de dejetos líquido de suíno existem contradições em relação ao assunto. A presença de compostos hidrofóbicos provocaria uma diminuição na taxa de infiltração e, conseqüentemente, aumento da perda de solo (Henklain et al., 1994). Campelo

(1999) estudou a influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físicas de um Podzólico Vermelho-amarelo em Viçosa - Mg, utilizando cinco concentrações de sólidos totais (0; 0,3; 4,9; 16,3 e 27,7g L⁻¹). O autor constatou que a aplicação de grandes lâminas de águas residuárias com concentrações de sólidos totais superior a 15mg L⁻¹ provocam forte selamento superficial. Em área de pastagem, Edwards & Daniel (1993) compararam a aplicação de esterco de aves e esterco suínos com chuva simulada de 50mm h⁻¹ e demonstraram que o escoamento superficial nas parcelas com aplicação de esterco líquido de suínos foi três vezes maior que a observada com aplicação de esterco de aves e na testemunha. Para os autores, isso pode ser atribuído à adição de água via dejetos e ao selamento da superfície do solo pelas finas partículas contidas no dejetos líquido de suíno.

Por outro lado, aspectos positivos da utilização de dejetos de suínos são relatados quanto à diminuição nas perdas de sedimento (Bundy et al., 2001; Andraski et al., 2003; Gessel et al., 2004). No experimento desenvolvido por Bundy et al. (2001), com uso de dejetos houve uma redução de 60% no volume escoado e uma diminuição de 76% nos sedimentos.

Em experimentos sob plantio direto utilizando cinco doses de dejetos de suíno aplicando chuva simulada de 70mm h⁻¹ no norte do Paraná, Castro & Costa (2002) constataram que as perdas de água diminuíram com o aumento da dose de dejetos. Conseqüentemente, as menores perdas de solo ocorreram nas maiores doses de dejetos (60, 90 e 120m³ ha⁻¹). Contudo, os autores relatam que no terceiro ano de avaliação, as maiores perdas de solo ocorreram com aplicação de 60m³ ha⁻¹. No mesmo sentido, Gessel et al. (2004) em três anos de estudos em Minnesota, em um solo com 12% de declividade e com a aplicação de três doses de dejetos líquido de suíno (18,5; 37 e 74m³ ha⁻¹ ano⁻¹) e mais testemunha (sem aplicação) constataram que houve uma redução significativa na perda de água durante o período de verão na maior dose de dejetos aplicada. Porém na dose de 37m³ ha⁻¹ ano⁻¹ não foi observado uma redução significativa nas perdas de solo.

Em relação às condições biológicas do solo com aplicação de compostos orgânicos a literatura traz uma vasta quantidade de trabalhos. Na maioria dos casos há um benefício na atividade microbiana do solo. Normalmente, as propriedades biológicas do solo são alteradas com a aplicação de compostos

orgânicos (Campelo, 1999). Os materiais orgânicos servem como fonte de alimento e energia para os organismos heterotróficos do solo. Esses microorganismos dependem do material orgânico para obtenção de energia necessária à sua sobrevivência (Aita, 1984).

2.3 Fósforo no solo

O fósforo é um dos elementos essenciais para as plantas e animais. Em solos altamente intemperizados a disponibilidade de fósforo pode ser muito baixa, assim necessitando aplicação de fertilizantes (Novais & Stmyth 1999). Entretanto, a crescente preocupação com a preservação ambiental e melhor entendimento dos fenômenos biológicos está fazendo com que a pesquisa em Ciência do solo tome novos rumos. Estudos relacionados com o ciclo de elementos e sua transferência para o meio aquático tem-se tornado promissores. (Rheinheimer et al., 1999).

O ciclo do fósforo no solo envolve as plantas, os animais e os microorganismos. Inclui-se nesse sistema processos de absorção pelas plantas, reciclagem pelos resíduos de plantas e animais, reciclagem biológica pelos processos de mineralização-imobilização, reações de sorção pelas argilas e óxidos e hidróxidos do solo e solubilização de fosfatos pela atividade de microorganismos e plantas. Quando os solos são cultivados o ciclo é alterado, pois há adição de elementos com as adubações, e remoção quando da colheita ou ocorrência de erosão ou percolação (Stevenson, 1994).

No solo o fósforo pode ser dividido em duas formas, orgânico e inorgânico, dependendo da natureza do composto a que está ligado. As proporções das duas formas podem variar com o grau de intemperismo do solo, dentre outros. O grupo do fósforo inorgânico pode ser separado em três partes, o fósforo dos minerais primários ou estruturais e o fósforo adsorvido, e também o fósforo da solução do solo que é encontrado em pequenas quantidades. O outro grupo é o fósforo orgânico, que pode representar 20 a 80% do fósforo total do solo (Dalal, 1977). O fósforo orgânico é originário dos resíduos vegetais e animais aplicados no solo, do tecido microbiano e dos seus resíduos de decomposição (Gatiboni, 2003). As principais formas de fósforo orgânico no solo são fosfato de

inositol, que compõem de 10 a 80% do fósforo orgânico total, os fosfolipídios (0,5 a 7%), ácidos nucleicos (3%) e outros ésteres fosfato (< 5%) (Dalal, 1977).

Em solos do Rio Grande do Sul, foi constatado que os grupos de fosfatos do tipo monoésteres são predominantes e possuem alta interação com os colóides do solo, uma vez que dois oxigênios do fosfato continuam com alta reatividade, sendo assim a principal forma de acumulação no solo (Rhenheimer, 2000; Gatiboni, 2003). Por outro lado, o grupo diésteres podem ser mais facilmente mineralizados pelos microorganismos. Entretanto, os dois grupos de fosfatos orgânicos podem ser mineralizados pelas enzimas fosfatases, aumentando assim o fósforo na solução do solo.

As formas de fósforo mencionadas acima interagem como a matriz do solo. Sendo assim, o solo pode ser considerado como fonte ou dreno de fósforo, dependendo das características relacionadas ao grau de intemperismo. O solo serve como fonte de fósforo às plantas quando ainda possui reservas naturais ou pela adição de fertilizantes, enquanto que quando apresenta um grau de intemperismo avançado ou baixas reservas naturais atua como dreno (Novais e Smith, 1999).

A dessilicção intensa provocada pelo intemperismo nos solos tropicais e subtropicais concentra, principalmente, óxidos de ferro e alumínio, os quais são responsáveis pela característica de alta capacidade de sorção de fósforo, tornando o solo um dreno de fósforo (Parfitt, 1978; Novais e Smith, 1999). O termo sorção refere-se a transferência de íons da solução para a fase sólida McBride, (1994) ou à retenção de íons em superfície sólida (Sparks, 1995). O termo sorção compreende processo de adsorção, precipitação e polimerização (Sparks, 1995). Normalmente, devido a alta afinidade do fósforo pelas superfícies minerais, formam-se complexos de esfera-interna, onde não há moléculas de água entre os grupos funcionais de superfície e o ânion (Sposito, 1989), devido a isso a reversibilidade é mais difícil (Parfitt, 1978).

Os estudos da relação de fósforo sorvido/solução (isotermas) são utilizados para avaliar a capacidade de sorção dos solos. A equação Langmuir é largamente utilizada em solo, isso porque permite estimar a Capacidade Máxima de Adsorção de Fósforo (CMAP) e a constante relacionada com a energia de ligação (k) (Novais & Smith, 1999). O processo de sorção inicial é rápido, há uma

atração eletrostática inicial, seguida por uma troca de ligantes (quimiossorção), sendo uma ligação predominantemente covalente (Parfitt, 1978; Sposito, 1989).

A capacidade de sorção de fósforo no solo depende da quantidade de sítios adsorptivos. Estes são dependentes da mineralogia, da área superficial específica e da cristalinidade dos constituintes minerais do solo. A capacidade de sorção de um solo é influenciada pelo pH, pela quantidade de fósforo previamente sorvida e pela presença de ânions orgânicos, entre outros (Sposito, 1989; Novais & Smith, 1999; Meurer et al., 2000; Rheinheimer, 2000). À medida que a quantidade de fósforo adsorvido aumenta, diminui a energia de ligação (Barow, 1978).

Em pH baixo a uma alteração no potencial elétrico dos grupos OH_2 e OH monocoordenados e, devido isso, aumenta a capacidade de sorção de fósforo. Rheinheimer (2000) constatou que a adição prévia de fósforo em plantio direto é o principal mecanismo de diminuição da sorção, em média o fósforo previamente sorvido representou 31% da capacidade máxima de sorção do solo. Os ácidos orgânicos podem ser adsorvidos às superfícies dos óxidos, assim, impedindo a sorção do fósforo (Agbenin & Tissen, 1994). A matéria orgânica do solo também pode ser retida nas arestas dos minerais, a qual se torna mais negativa, aumentando a repulsão dos grupos fosfatos Stevenson (1994) e também assumindo um papel de bloqueadora dos sítios de absorção, dificultando assim o acesso do fósforo aos minerais (Almeida et al., 2003).

A aplicação de fosfatos no solo cultivado sob plantio direto pode causar uma saturação dos sítios de sorção, aumentando assim o fósforo disponível ou lábil no solo (Rheinheimer, 2000), que por sua vez pode ser transferido para o meio aquático. A aplicação sistemática de dejetos suínos no solo também causa o acúmulo de fósforo no solo, isso devido a quantidade de dejetos aplicados estar normalmente relacionada com o teor de nitrogênio do dejetos (McDowell & McGregor 1984; Sharpley, 1985; Sharpley et al. 1992; Sharpley & Halvorson, 1994; Heathwaite et al., 2000; Houtin et al., 2000; Motavalli & Miles, 2002; Vietor et al., 2004).

Em experimento realizado em Missouri – EUA com aplicação de dejetos no solo há mais de 111 anos causou aumento em todas as formas de fósforo estudadas (Motavalli & Miles, 2002). A aplicação específica de dejetos líquido de

suíno há 14 anos também aumentou o *pool* de fósforo em todo o perfil e em todas as formas estudadas (Houtin et al., 2000). Os autores relatam que o total de fósforo orgânico lábil é 1,8 vez maior que o solo sem aplicação.

A movimentação de fósforo em profundidade foi observada em trabalho desenvolvido sobre pastagem natural num Alissolo Crômico Órtico típico, na região fisiográfica da Depressão Central do Rio Grande do Sul, sendo aplicado doses de 0, 20, 40m³ ha⁻¹, em um intervalo de tempo de 45 a 60 dias, correspondendo em um total de 28 aplicações durante os quatro anos do período experimental. Os autores notaram migração de fósforo em profundidade até 40cm de profundidade com as doses de dejetos (Ceretta et al., 2003). Os autores relatam que o teor de fósforo disponível (Mehlich-1) na camada de 0 a 10cm aumentou 45,4 e 69,8 vezes em um período de 48 meses, com aplicação de 20 e 40m³ ha⁻¹, respectivamente.

O acúmulo de fósforo na camada superficial do solo é um dos principais motivos de transferência via escoamento superficial. Isso é demonstrado em alguns estudos de Durigon et al. (2002); Ceretta et al. (2003); Ceretta et al. (2005a); Cerreta et al. (2005b), onde apenas 16,7; 13,7 e 10,2% do fósforo aplicado na forma de dejetos líquidos de suíno é recuperado pelas plantas nas doses de 20, 40 e 80m³ ha⁻¹ respectivamente, apresentando assim um acréscimo considerável de fósforo no solo. O acréscimo de fósforo disponível (Melhich-1) em solos dos EUA pela aplicação de dejetos líquidos foi de aproximadamente 27% (Sharpley & Halvorson, 1994).

2.4 Fósforo como poluente no ambiente

A preocupação com a qualidade do ambiente aumenta a cada ano e um dos principais motivos é que a água potável no mundo vem diminuindo drasticamente, sendo a agricultura apontada com uma importante fonte causadora desses problemas (Sharpley & Halvorson, 1994; Hartwing & Bøckman, 1994; Sharpley et al., 1996; Sims et al., 1998; Novais & Smyth, 1999).

A produção animal é considerada um dos principais fatores dessa contaminação, podendo contaminar a água de três maneiras: A primeira, pelo escoamento superficial após a aplicação do dejetos no campo, pela percolação de

nutrientes em função de excessivas aplicações, ou nos próprios tanques de armazenamento sem nenhum revestimento. A segunda, pela poluição do ar em função de gases e odores liberados na decomposição do dejetos. A terceira, pela poluição do solo causada pelas aplicações excessivas de certos nutrientes, tendo como consequência um desbalanço em determinados elementos e que podem refletir negativamente no crescimento das plantas (Sharpley et al., 1996).

A percolação de elementos através do perfil do solo e o transporte do via escoamento superficial são os principais caminhos de transferências de elementos para o meio aquático. Os elementos chave para o desenvolvimento dos organismos aquáticos é o nitrogênio e o fósforo. A percolação de nitrato é um dos principais caminhos de transferência para água subsuperficiais, e sendo o fósforo transferido por escoamento superficial.

Regiões dos Estados Unidos e da Europa, onde a criação de animais é demasiada e intensiva, os dejetos tornaram-se a maior fonte de eutroficação de águas superficiais (Novais & Smyth, 1999; Sharpley & Halvorson, 1994). Grande parte dos problemas com relação ao fósforo é devido as doses de dejetos serem baseadas no teor de nitrogênio. Entretanto, como a demanda de nitrogênio se repete após cada cultivo, ao contrário do fósforo, essa continua aplicação de dejetos na mesma área geralmente eleva os teores de fósforo no solo (King et al., 1990; Sharpley & Halvorson, 1994; Ceretta et al. 2003). Com isso é diminuída a capacidade de sorção do solo, agravando ainda mais as transferências de fósforo pelo fluxo lateral e vertical de água no solo.

O acúmulo ocorre devido ao desbalanço no teor de nitrogênio e fósforo dos dejetos que pode ser de 2:1 a 6:1, enquanto que o consumo das culturas é de 7:1 a 11:1, e esse desbalanço é mais afetado quando ocorrem perdas de nitrogênio por volatilização (Sharpley & Halvorson, 1994; Sharpley et al. 1996).

O excesso de fósforo em muitos solos de países do primeiro mundo tem proporcionado preocupação crescente quanto a problemas ambientais causados pela eutroficação de águas superficiais, pelo transporte de fósforo do sistema solo para os sistemas aquáticos. Com isso, poderá criar condições nutricionais favoráveis ao crescimento exagerado de algas (eutroficação), microrganismos e plantas aquáticas superiores (Novais & Smyth, 1999; Correll, 1998; Sharpley & Menzel, 1987). A consequência deste excesso de fósforo e o aumento das áreas

agrícolas e urbanas é a descarga de mais de 33×10^9 kg ano⁻¹ de fósforo nos oceanos (Howarth et al., 1995; Sharpley et al., 1995). O crescimento exagerado e morte das algas que se desenvolvem na superfície dos lagos, traz como consequência o desenvolvimento de organismos aeróbicos para a decomposição das algas, tornando assim o meio anaeróbico. Este tipo de população microbiana não degrada o material orgânico completamente, sendo acumulados produtos metabólicos intermediários como metano, etileno, ácido butírico e outras substâncias de baixo peso molecular, que são tóxicos para outros organismos.

Com a eutroficação ocorre a diminuição da claridade da água, produção de espumas, morte de peixes, aumento de pH, liberação de gás de amônia e metano, entre outros, que acarretam na diminuição ou fim da potabilidade da água e também comprometem sua qualidade para outros usos (Sharpley & Menzel, 1987; Daniel et al., 1998).

No Brasil pouca atenção se tem dado à eutroficação das águas superficiais (Pellegrini, 2005). Porém em países europeus, EUA e Canadá, desde a primeira metade do século XX trabalhos de monitoramento estão sendo desenvolvidos (Sim et al, 1998). Por esses e outros motivos, a maior parte dos trabalhos relacionados à eutroficação de águas superficiais são provenientes destes países.

No Brasil a legislação do CONAMA, 2005 estabelece que o nível crítico de fósforo total na água é de 0,020 – 0,025; 0,030 – 0,050 e 0,050 – 0,075mg L⁻¹ nas Classes 1, 2 e 3 respectivamente. Para (USEPA, 1971) o nível crítico de fósforo total não pode exceder 0,025mg L⁻¹.

Em outros países e na maioria do meio científico utiliza-se o valor crítico de 0,020mg L⁻¹ (Correll, 1998; Heckrath et al. 1995; Haygarth & Sharpley, 2000). Em lagos na Inglaterra, onde o homem não desenvolveu atividades, a concentração de fósforo é de 0,005 e 0,01mg L⁻¹ e em lagos na Itália de múltiplo uso a concentração é de 0,01 e 0,1mg L⁻¹. Assim, a concentração crítica estabelecida para efeitos de eutroficação foi de 0,02 – 0,035mg L⁻¹ (Heckrath et al., 1995).

2.5 Transferência de fósforo para o meio aquático

A transferência de fósforo do sistema terrestre para o ambiente aquático ocorre principalmente por dois caminhos, escoamento superficial e percolação no perfil. As formas de fósforo transferidas para o ambiente aquático podem ser: solúvel (PS) e particulado (PP) (Sharpley & Halvorson, 1994; Sharpley et al., 1995), porém o fósforo particulado encontra-se ligado aos colóides minerais e orgânicos, caracterizando o fósforo com inorgânico e orgânico.

A metodologia usada normalmente para a separação do fósforo solúvel e o particulado é a filtração das amostras em membranas com diâmetro de poros inferiores a $0,45\mu\text{m}$ (Sharpley & Halvorson, 1994; Haygarth & Jarvis, 1999).

O fósforo solúvel encontra-se na forma inorgânica de ortofosfato reativo e orgânico reativo, sendo que estas formas estão prontamente disponíveis para a absorção dos organismos biológicos (Sharpley et al., 1995). Alguns autores usam o termo molybdate-reactive phosphorus (MRP) ou fósforo dissolvido reativo (PDR) para referir-se ao ânion ortofosfato que reage com o molibdato de amônio e forma cor (Murphy & Riley, 1962; Haygarth & Jarvis, 1999). Porém Lean (1973), relata que matérias coloidais menores que $0,45\mu\text{m}$ podem superestimar o teor de fósforo solúvel, segundo o autor esse aumento é devido ao deslocamento dos íons de fosfato ligados aos colóides menores que $0,45\mu\text{m}$.

O fósforo particulado encontra-se ligado à fase sólida, incluído fósforo sorvido em partículas de solo e material orgânico erodido e esta forma representa 75 a 90% do fósforo transportado em solos cultivados (Sharpley & Halvorson, 1994; Sharpley et al., 1992). Esta forma de fósforo acumula-se nos leitos dos rios e serve como uma fonte ou dreno. Sua disponibilidade está associada aos processos físico-químicos de dessorção (Haygarth & Sharpley, 2000) e normalmente sua liberação é gradual (Correll, 1998).

A utilização de análises baseadas no teor fósforo total e fósforo solúvel reativo foram muito utilizadas (Sharpley & Halvorson, 1994), porém em muitos casos não representam o potencial poluente, porque não representa a quantidade de fósforo disponível. O avanço nos estudos com solo (extratores específicos para determinar a disponibilidade dos nutrientes às plantas) fez com que pesquisas com a disponibilidade e biodisponibilidade dos elementos na água

fossem iniciadas e, com isso, tornou-se possível estimar corretamente os impactos da agricultura sobre as águas (Haygarth & Sharpley, 2000).

A metodologia utilizada para determinar a biodisponibilidade do fósforo em água é complexa, mas muito semelhante a do solo, porém a terminologia utilizada é um pouco diferenciada, isso porque se refere a uma quantidade de fósforo disponível aos organismos aquáticos (biodisponível) (Haygarth & Sharpley, 2000). O fósforo biodisponível é composto por grande parte do fósforo solúvel e parte do fósforo particulado. A fração do fósforo particulado que faz parte do biodisponível é aquela que está fracamente ligada aos colóides. Normalmente sedimentos ricos em fósforo apresentam baixa energia de ligação, por consequência disto tamponam facilmente a solução, porém sedimentos pobres em fósforo apresentam alta energia de ligação e baixa capacidade de dessorção, consequentemente seu potencial poluidor é menor e atuam como dreno (Correll, 1998).

A estimativa do fósforo biodisponível por métodos utilizando algas envolve um longo tempo de incubação (Sharpley & Halvorson, 1994), por esse motivo métodos alternativos foram desenvolvidos para prever o desenvolvimento dos microorganismos. Os extratores usados para quantificar o fósforo biodisponível são NaOH, NH_4F , Resina de Troca Aniônica, Papel de Troca Aniônica (Sharpley & Halvorson, 1994; Sharpley, 1995) e o fósforo total particulado é estimado realizando a digestão da amostra com $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$.

A utilização da Resina de Troca Aniônica para estimar ou prever o desenvolvimento de algas foi estudado por (Uusitalo & Ekholm 2003). Neste trabalho foram analisados 14 eventos de escoamento superficial na Finlândia. Segundo os dados obtidos pelos autores, a relação entre o desenvolvimento de algas e extração de fósforo pela RTA foi de 92% e o método da resina mostrou-se eficiente para este uso. Porém, para Correll (1998), a determinação apenas do fósforo total e do fósforo particulado não demonstra a capacidade real de eutroficação das águas, isso porque a liberação do fósforo pode ser gradual. Segundo este autor, a cinética de liberação de fósforo dos sedimentos pode ser rápida (poucas horas) ou lenta (vários dias).

Neste sentido, para estimar a quantidade de fósforo que é potencialmente disponível McDowell et al. (2001) utilizou a técnica de extrações sucessivas de

RTA nos sedimentos. Porém, McKean & Warren (1996); Rheinheimer, (2000); Gatiboni (2003) adaptaram a metodologia de uso de extrações sucessivas de RTA do solo para a utilização nos sedimentos, sendo que uma nova terminologia foi utilizada para caracterizar esta forma de fósforo. A utilização da terminologia de Fósforo Particulado Potencialmente Biodisponível (Pppb), pretende estimar o potencial de dessorção de fósforo dos sedimentos durante o percurso da solução até o leito dos rios. A partir da obtenção de curvas de dessorção pode-se obter a quantidade máxima de fósforo dessorvido e a constante de dessorção, predizendo assim a capacidade potencial de eutroficação das águas.

2.5.1 Transferência de fósforo por escoamento superficial

As transferências de fósforo por escoamento superficial ocorrem por vários fatores e o principal é a água que pode transportar materiais orgânicos, inorgânicos e partículas em suspensão. A taxa de infiltração de água no solo juntamente com a intensidade e duração da chuva, rugosidade superficial e a topografia são quem irão determinar a magnitude do escoamento superficial. Para Sharpley et al. (1992), as quantidades e as formas de fósforo transferidas variam de evento para evento pluviométrico, por causa da variação da intensidade, duração, intervalo de tempo, estágio da cultura e grau de cobertura, entre outros.

O transporte de fósforo em superfície tem início com a degradação e dissolução das partículas do solo e dos resíduos vegetais pela ação da água da chuva, a qual interage com uma fina camada da superfície do solo, antes de iniciar o escoamento superficial (Sharpley, 1985). O transporte de fósforo por escoamento superficial pode ocorrer na forma solúvel ou ligada a fração sólida. Em sistemas de preparo convencional (lavração e gradagem) a forma partícula é a predominante (75-90%) e em floretas, pastagens naturais e áreas com proteção o fósforo solúvel é predominante (Sharpley & Halvorson, 1994; Sharpley et al., 1995).

Estudos mostram que a concentração de fósforo ligado aos colóides é maior no sistema convencional, sendo o plantio direto eficiente na redução dessas perdas (McDowell & McGregor 1984; Amado et al., 1989; Seta et al., 1993; Bertol et al., 2003; Leite et al., 2004; Bertol et al., 2004). Porém, para Seta et al., (1993);

Yli-Halla et al., (1995); Heathwaite et al., (2000), as medidas de conservação que reduzem a erosão do solo, não necessariamente reduzem a eutroficação, pois as transferências de fósforo solúvel continuam altas.

A proteção física da superfície tem um papel importante na redução das perdas de água e solo por escoamento superficial. Essa proteção da superfície do solo (viva ou morta) ameniza o impacto da gota da chuva, evitando a desagregação e o transporte de partículas, tendo uma maior influência sobre as perdas de solo do que água (Alves et al., 1995). As chuvas de baixa intensidade são tão ou mais importantes que as de alta intensidade para o transporte de fósforo, isso devido a que grande parte do fósforo transferido pode estar associado a colóides de pequeno tamanho (Quinton et al., 2001). Esse fato também foi observado por Smith et al. (1992) após estudarem áreas de pastagem onde frações mais leves, como argila e matéria orgânica coloidal, foram transportados.

O sistema de plantio tem grande efeito sobre as transferências de nutrientes e solo. Trabalho comparando sistemas de preparos (plantio direto, cultivo mínimo e convencional) em cultivo de milho com adubação de 170kg ha^{-1} de nitrogênio e 44kg ha^{-1} de fósforo, demonstrou que as concentrações de fósforo (PO_4^{-3}) foram em 225% e 222% aumentadas no sistema plantio direto, quando comparadas com cultivo mínimo e plantio convencional. Porém, as perdas totais de fósforo foram aumentadas em 172% e 248% no plantio convencional comparadas com o plantio direto e o cultivo mínimo (Seta et al., 1993). Andraski et al. (2003), em estudo semelhante, porém utilizando aplicação de dejetos de gado leiteiro (90 Mg ha^{-1} durante três anos), constaram que a concentração total de fósforo não foi aumentada significativamente, porém as concentrações de fósforo solúvel e fósforo biodisponível aumentaram significativamente. No mesmo sentido que Seta et al., (1993), Andraski, et al. (2003) demonstram que a concentração de fósforo é aumentada, mas a quantidade de fósforo transferida é menor no sistema de plantio direto e com o uso dos dejetos. O uso de práticas conservacionistas associadas com a aplicação de dejetos de suínos diminui a transferência de fósforo ligado às partículas de solo, porém aumenta o fósforo solúvel (McDowell & McGregor, 1984; Sharpley & Halvorson, 1994; Sharpley et al. 1995; Bundy et al. 2001; Andraski et al. 2003).

A transferência de fósforo para o meio aquático é predominantemente via escoamento superficial, isso está evidente em vários trabalhos na literatura (Edwards & Daniel, 1993; Sharpley et al., 1993; Pote et al., 1996; Sharpley et al., 1996; Ginting et al., 1998; Hodkinson et al., 2002; Andraski et al., 2003; Vietor et al., 2004; Loboski & Lamb, 2004; Gessel et al., 2004), porém na literatura nacional poucos são os trabalhos encontrados, podendo ser citados Basso (2003) e Ceretta et al., (2005a).

2.5.2 Transferência de fósforo por percolação

As transferências de fósforo por percolação têm recebido pouca atenção (Heathwaite et al., 2000; Toor et al. 2003). Comparativo ao nitrato, a mobilidade do fósforo no solo é muito pequena, e por isso, as perdas por percolação em solos agricultáveis são consideradas insignificantes.

O tipo de solo é um importante fator que controla a movimentação vertical do fósforo no perfil do solo, pois dependendo desse, pode haver maior interação entre o solo e solução que percola no perfil, aumentando assim a possibilidade de adsorção do fósforo. A percolação de fósforo em solos com textura argilosa e com altas concentrações de alumínio é reduzida (Sims et al., 1998). Segundo os autores, solos com altos teores de óxidos de ferro e alumínio também favorecem a adsorção de fósforo, com isso diminuem as transferências por percolação. Porém, trabalho desenvolvido por Eghball et al. (1996) mostrou não haver correlação entre o poder de adsorção de fósforo e mobilidade do fósforo no solo, essa constatação demonstra que a forma de fósforo transportada apresenta interação não-significativa como os sítios de adsorção de fósforo do solo, sendo assim, o deslocamento na vertical de fósforo no solo pode ser predominantemente por caminhos preferenciais (Beauchemin et al., 1996; Stamm et al., 1998; Basso et al., 2005).

A transferência de fósforo no perfil muitas vezes é pequena, segundo Sims et al. (1998); Eghball et al. (1990); Hooda et al. (1999); Basso et al. (2005), não chegando à média de 7% do fósforo aplicado. Porém, em alguns casos, a perda de fósforo em kg ha^{-1} é baixa, mas a concentração de fósforo encontrada em profundidade ultrapassa os limites estabelecidos na legislação. Nesse sentido,

Hooda et al. (1999) encontraram concentrações de 2,5 e 1,8mg L⁻¹ de fósforo (moliybdato reativo) em área de pastagem natural cultivada com trevo e com três aplicações de 50m³ ha⁻¹ de dejetos.

A transferência de fósforo pode ser maior quando associada a altas doses de fertilização mineral e com adição de resíduos orgânicos (Kao & Blanchar 1973; Sims et al., 1998; Hountin et al., 2000). A aplicação contínua de dejetos e fertilizantes por 82 anos fez com que houvesse uma migração significativa de fósforo disponível até as profundidades de 1,0 a 1,4m (Kao & Blanchar, 1973). No mesmo experimento foram feitas comparações de percolação entre a aplicação de resíduo orgânico e fertilizantes e os autores constataram que houve uma maior percolação de fósforo associado aos resíduos orgânicos. Segundo Novais & Smyth, (1999); Toor et al., (2003); Mozaffari & Sims, (1994) e Eghball et al., (1996), as formas orgânicas solúveis, como fosfato diéster, são responsáveis pela mobilidade do fósforo no perfil do solo. Devido a essa característica, existe a possibilidade de redistribuição do fósforo no perfil do solo e isso pode ter implicações desfavoráveis.

A transferência de fósforo orgânico por percolação, utilizando doses de superfosfato triplo (45kg ha⁻¹ de fósforo) e dejetos de bovinos leiteiros (200kg ha⁻¹ de N) foi estudado por Toor et al. (2003). Onde foi aplicado superfosfato, a transferência de fósforo total não reativo foi de 0,082mg L⁻¹ e nos lisímetros onde foram aplicados os dejetos bovinos a concentração de fósforo não reativo chegou a 0,221mg L⁻¹. No mesmo estudo Toor et al. (2003) analisaram quais as formas de fósforo que estavam sendo transferidas nos lisímetros onde tinham sido aplicado os dejetos e constataram que 88% do fósforo encontrava-se na forma orgânica e 12% na forma inorgânica (ortofosfato). Nas formas orgânicas houve predomínio dos monoésteres com 67,4% e diésteres com 20,2%.

No Brasil, estudos com percolação de fósforo com aplicação de dejetos de suínos são poucos e recentes, sendo que alguns trabalhos foram desenvolvidos por Basso (2003). Basso et al. (2005) aplicaram três doses de dejetos líquido de suíno (20, 40 e 80m³ ha⁻¹) em Argissolo e os resultados encontrados convergem com os dados da literatura, porém as concentrações de fósforo total encontradas no primeiro ano de cultivo foram baixas, mas apresentam uma tendência de aumento aos 12 e 21 dias após a aplicação do dejetos. Segundo os autores este

incremento pode estar relacionado ao fluxo preferencial, isto porque na dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ esse aumento não foi observado.

Nesse sentido, tem-se dúvidas sobre as formas de fósforo transferidas e também sobre o potencial contaminante do uso contínuo de dejetos líquidos de suíno.

3 OBJETIVOS

O trabalho se propõe a verificar a possível contaminação ambiental causada pela transferência de fósforo para o meio aquático com aplicação de dejetos líquidos de suíno no solo.

3.1 Objetivos específicos

Estudar as alterações causadas no fósforo do solo em diferentes profundidades pela aplicação de dejetos líquidos de suíno.

Avaliar as transferências de água e sedimentos via escoamento superficial e percolação durante o crescimento de plantas de milho.

Estudar as principais formas de fósforo transferidas para o meio aquático com aplicação de dejetos líquidos de suíno.

Verificar se há risco de eutroficação causada pela transferência de fósforo para as águas superficiais e subsuperficiais com a aplicação de dejetos líquidos de suíno.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Esse trabalho foi desenvolvido na área experimental do Departamento de Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Santa Maria, RS, na região fisiográfica da Depressão Central do Estado, em Argissolo Vermelho Distrófico arênico, (Hapludalf) (Embrapa, 1999) com declividade média de 4%.

O clima da região é subtropical úmido, tipo Cfa 2, conforme classificação de Köppen. As médias anuais de temperatura, precipitação e umidade relativa do ar correspondem a 19,3°C, 1561 mm e 82%, respectivamente. Maio, junho e outubro são considerados os meses mais chuvosos, enquanto novembro, dezembro e março, os menos chuvosos. Julho é considerado o mês mais frio, com temperatura mínima média de 9,3°C, e janeiro, o mês mais quente, com temperatura máxima média de 31,8°C.

O experimento foi instalado em maio de 2000, sendo que esta área já estava sendo manejada sob plantio direto há oito anos. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com quatro repetições e as parcelas de 4 x 3,5m, totalizando uma área útil de 14m². As características químicas do solo antes da implantação do experimento são mostradas na Tabela 4 e as características granulométricas são mostradas na Tabela 5.

Tabela 4- Características químicas do solo na profundidade de 0 - 10cm antes da instalação do experimento.

Textura	Argila	pH _{H2O}	Índice	P ⁽¹⁾	K ⁽¹⁾	M.O. ⁽¹⁾	Al	Ca	Mg	H+Al	CTC	
	g kg ⁻¹	1:1	SMP	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	g kg ⁻¹	mg L ⁻¹				Efetiva	pH7
										cmol _c L ⁻¹		
3	240	4,7	5,5	15,0	96,0	16	0,8	2,7	1,1	5,6	4,8	9,6

Adaptado: Basso, (2003). ⁽¹⁾ Os teores de fósforo e potássio são considerados médio e alto, respectivamente, conforme recomendação CQFS-RS/SC (2004).

Tabela 5- Análise textural do solo nos diferentes horizontes na área experimental.

Horizontes do solo	Argila	Silte	Areia total	Areia fina	Areia grossa
	----- g kg ⁻¹ -----				
Ap	170	300	530	266	196
A	170	340	490	276	184
AB	210	340	450	274	193
Bt	290	370	340	252	125

As doses utilizadas no experimento foram de 0, 20, 40 e 80m³ ha⁻¹ de dejetos. Durante os cinco anos de condução as doses foram aplicadas em superfície com auxílio de regadores, antes da implantação de cada uma das culturas e coletada amostra do dejetos e analisada no laboratório de química e fertilidade do solo da UFSM. Porém para esse estudo foram utilizadas as doses 0, 40 e 80m³ ha⁻¹.

A análise de pH do dejetos foi realizada logo após a coleta do material “in natura” (fração líquida + pastosa). Para as determinações dos teores de nutrientes do dejetos “in natura”, houve a necessidade de uma separação das frações líquidas e pastosas, seguindo o proposto por Scherer et al. (1996). Para isso, aproximadamente 50 gramas de dejetos foram centrifugadas durante 20 minutos a 2500 rpm, obtendo-se as frações líquida e pastosa. Esse procedimento é necessário para calcular a proporção de ambas as frações que deverão ser observadas durante a pesagem das amostras para avaliação de nutrientes, reconstituindo-se assim as duas frações originalmente presentes no dejetos. O fósforo total foi obtido com a digestão das amostras na presença de ácido sulfúrico concentrado e de uma mistura de digestão (Na₂SO₄ + CuSO₄. 5H₂O), conforme descrito em Tedesco et al. (1995). As análises de fósforo total na base seca foram feitas após a secagem do dejetos em estufa a 65°C até obter matéria constante, onde então realizou-se a digestão de 0,2g de amostra conforme descrito em Tedesco et al. (1995). Algumas características dos dejetos aplicados no experimento encontram-se na Tabela 6.

A sucessão cultural implantada no experimento foi a seguinte: aveia preta/milho/nabo forrageiro (2000/2001), aveia preta/milho/nabo forrageiro (2001/2002), aveia preta/milho/feijão (2002/2003), aveia preta+ervilhaca/milho (2003/2004) e aveia preta+ervilhaca/milho (2004/2005). A produção de matéria seca da parte aérea das culturas durante o período experimental encontra-se na Tabela 7, para maiores esclarecimentos sobre a sucessão cultural consultar Basso (2003).

A cultura do milho de 2004/2005 foi semeada no dia 27 de outubro de 2004, em um espaçamento de 0,70m entre linha e 7 a 8 sementes por metro linear. Posteriormente, foi realizado um desbaste deixando-se de quatro a cinco

plantas por metro linear, perfazendo uma população aproximada de 60.000 plantas por hectare.

Tabela 6- Teor de Matéria seca, nitrogênio e fósforo dos dejetos líquidos de suínos e quantidade de fósforo aplicada em cada tratamento.

Ano	Culturas	Características dos dejetos			Doses m ³ ha ⁻¹		
		M.S	N total ^(a)	P total ^(b)	20 ^(c)	40	80
Agrícola		-----%-----			Total de P aplicado kg ha ⁻¹		
2000/2001	Aveia preta	1,9	0,10	2,40	9,0	18,0	36,0
	Milho	9,9	0,70	2,10	42	84,0	168,0
	Nabo forrageiro	0,8	0,10	4,10	3,4	6,8	13,6
2001/2002	Aveia preta	1,1	0,10	1,50	3,3	6,6	13,2
	Milho	3,7	0,20	1,60	12,0	24,0	48,0
	Nabo forrageiro	1,2	0,20	1,30	3,1	6,2	12,4
2002/2003	Aveia preta	0,47	0,017	2,12	1,99	3,99	7,99
	Milheto	6,68	0,324	1,18	15,79	31,59	63,19
	Feijão	4,8	0,26	2,94	28,34	56,68	113,37
2003/2004	Aveia+ervilhaca	2,3	0,28	3,39	16,10	32,21	64,42
	Milho	2,0	0,40	3,31	13,73	27,46	54,93
2004/2005	Aveia+ervilhaca	1,0	0,05	4,19	8,39	16,78	33,57
	Total de fósforo aplicado em 4,5 anos				235,15	310,32	628,67
	Milho	7,2	0,39	5,55	79,96	159,93	319,86
	Total de fósforo aplicado em 5 anos				315,11	470,25	948,53

^(a) Nitrogênio total, análise e cálculos em base úmida. ^(b) Fósforo total, análise e cálculos em base seca. ^(c) Foi incluída a dose 20m³ ha⁻¹ para oferecer mais informações uma vez que é uma dose usual.

Tabela 7- Produção de matéria seca da parte aérea das culturas.

Ano Agrícola	Culturas	Dose de dejetos $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$			
		0	20 ^(a)	40	80
		Produção de matéria seca Mg ha^{-1}			
2000/2001	Aveia preta	1,90	3,99	5,10	5,91
	Milho	3,56	7,73	12,50	13,50
	Nabo forrageiro	0,94	1,88	2,42	3,56
2001/2002	Aveia preta	2,70	4,22	4,81	6,32
	Milho	1,94	3,00	4,80	6,00
	Nabo forrageiro	0,80	1,04	1,72	3,12
2002/2003	Aveia preta	1,82	1,97	2,93	3,18
	Milheto	9,00	10,90	10,00	23,40
	Feijão	0,68	1,38	2,20	3,07
2003/2004	Aveia+ervilhaca	4,71	7,94	8,28	13,51
	Milho	6,56	8,94	10,69	12,12
2004/2005	Aveia+ervilhaca	2,4	3,48	3,68	4,48
	Milho	5,13	8,04	10,92	15,08
Total dos 5 anos		42,14	64,51	80,05	113,25

^(a) Foi incluída a dose $20\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ para oferecer mais informações uma vez que é uma dose usual.

4.1 Coleta de solo e análise

O solo foi coletado no ano agrícola de 2004/2005 antes da implantação da cultura do milho. Foram coletadas amostras nas camadas de 0 a 2,5cm; 2,5 a 5cm; 5 a 7,5cm; 7,5 a 10cm; 10 a 15cm; 15 a 30cm e 30 a 60cm de profundidade, sendo coletado aproximadamente 400 gramas de solo em cada profundidade. As coletas foram realizadas com auxílio de uma pá-de-corte até 20cm de profundidade e a partir deste ponto realizaram-se as coletas com o auxílio de um trado holandês. O solo foi seco em estufa a 65°C e posteriormente foi destorroado com auxílio de um rolo e peneirado a 2mm, correspondendo a terra fina seca ao ar (TFSA).

O fósforo foi extraído pelo método por Mehlich-1 CQFS-RS/SC (2004), que é composto por uma mistura de ácido clorídrico ($0,05\text{mol L}^{-1}$) e ácido sulfúrico ($0,0125\text{mol L}^{-1}$), sendo que o teor obtido representa o fósforo na solução e o fósforo adsorvido aos colóides com energia passível de dessorção pelo duplo ácido (CQFS-RS/SC, 2004).

Procedeu-se a extração do fósforo do solo pesando uma grama de solo, que foi colocada em tubos de ensaio e onde se adicionou 10ml da solução extratora de Melhich-1. Após, as amostras foram agitadas por 5 minutos e deixadas em repouso durante 16 horas, quando foi retirado uma alíquota para posterior determinação, conforme o método de (Murphy & Riley 1962).

4.1.1 Curva de sorção de fósforo

As curvas de sorção de fósforo foram realizadas nas amostras de solo de 0 a 2,5cm e 30 a 60cm de profundidade. A escolha destas profundidades foi devido a relação com a transferência de fósforo por escoamento superficial e percolação, sendo que os lisímetros estão colocados a 60cm de profundidade. Para essas análises foi pesada uma grama de solo, que foi colocada em tubos de ensaio, e onde foi adicionado 10ml de CaCl_2 $0,001\text{mol L}^{-1}$ contendo doze concentrações de fósforo (0; 0,78; 1,56; 3,13; 6,25; 12,5; 25; 50; 100; 200; 300 e 400mg L^{-1}), que corresponde ao equivalente a 0; 7,8; 15,6; 31,3; 62,5; 125; 250; 500; 1000; 2000; 3000 e 4000mg kg^{-1} de solo, respectivamente. As amostras foram agitadas por 16 horas a uma temperatura de $\pm 25^\circ\text{C}$ em agitador tipo sem fim a 33rpm, centrifugadas a 2500rpm por 10 minutos e onde no sobrenadante foi determinado o fósforo conforme o método de (Murphy & Riley 1962). O fósforo sorvido foi estimado pela diferença entre a quantidade adicionada e a quantidade determinada na solução. Posteriormente os dados foram ajustados pelo modelo de Langmuir, descrito por Barrow (1983) e que é baseada na presença de um único tipo de sítio de adsorção e com a mesma energia.

$$P_{\text{sorvido}} = \frac{k * P_{\text{max}} * P_{\text{solução}}}{1 + k * P_{\text{solução}}}$$

onde, P_{max} = capacidade máxima de sorção de fósforo; k = constante relacionada a energia de sorção e $P_{\text{solução}}$ = concentração de fósforo na solução.

A concentração de equilíbrio de fósforo (CEP) foi obtida pelo ajuste dos dados pelo modelo de Langmuir modificado por Koski-Vähälä & Hartikainen (2001). Esses autores introduziram a quantidade de fósforo dessorvido em água destilada (Q_0). Visualmente representada pelo ponto da intersecção no eixo das ordenadas e CEP a intersecção no eixo x.

$$P_{\text{sorvido}} = \frac{P_{\text{max}} * P_{\text{solução}} - Q_0}{K + P_{\text{solução}}}$$

4.2 Análise da solução escoada e percolada.

A solução escoada superficialmente foi coletada através da instalação, em cada parcela, de uma armação metálica com 0,75m de comprimento e 0,50m de largura, onde em uma das extremidades há uma calha coletora conectada através de uma mangueira a um recipiente de armazenamento com capacidade de 23 litros.

Após cada evento (chuva ou irrigação) a solução escoada era quantificada e uma alíquota era levada para o laboratório para análise. As amostras para avaliar o escoamento superficial foram coletadas em três eventos pluviométricos durante o crescimento da cultura do milho (2004/2005), correspondendo aos 9; 83 e 160 dias após a aplicação do dejetos.

O dejetos foi distribuído no dia 26 outubro de 2004, no dia seguinte foi feita a semeadura do milho e, 9 dias após, foi realizada a primeira coleta, sendo que o solo encontrava-se com cobertura de aveia+ervilhaca, cultivadas anteriormente ao milho. Aos 83 dias a cultura do milho encontrava-se em pleno florescimento e o volume pluviométrico foi semelhante ao primeiro. No último evento (160 dias após a aplicação do dejetos) a cultura do milho encontrava-se em senescência. Na Figura 1 é mostrada a quantidade de chuva e irrigação ocorridas durante o período experimental. É importante salientar que na safra 2004/2005 houve uma estiagem severa, por isso usou-se irrigação por micro aspersão no experimento. Os micro aspersores apresentam uma vazão máxima de irrigação de 7,6mm h⁻¹.

A coleta da solução percolada foi realizada com o uso de lisímetros com dimensões de 0,40m de largura e 0,60m de comprimento, construídos de chapas de PVC de 4mm de espessura e de mangueiras a favorecer o fluxo de água para o recipiente coletor com capacidade de 5 litros (Figura 2a). Foram instalados dois lisímetros por parcela, com intuito de diminuir a variabilidade de coleta, por isso, cada repetição dos resultados representa a média dos dois lisímetros. Esse tipo de estrutura para coleta da solução do solo oferece potencialmente uma medida mais real do transporte de solutos no perfil do solo, por que não envolve paredes que poderiam criar fluxos preferenciais, além de trabalhar em condições de

estrutura de solo não deformada, amostrando-se a solução que é conduzida através do espaço poroso (Basso, 2003). Para maiores esclarecimentos sobre a instalação e confecção dos lisímetros consultar (Basso 2003 e Jemison & Fox 1994).

A retirada da solução do solo do coletor era feita por sucção utilizando-se bomba de vácuo (Figura 2b). Após a medida do volume, as amostras de cada lisímetro eram homogeneizadas e uma alíquota da amostra era levada ao laboratório para análise.

As amostras para avaliar a percolação foram coletadas em três eventos pluviométricos durante o crescimento da cultura do milho (2004/2005), correspondendo aos 9; 79 e 160 dias após a aplicação do dejetos. Sendo que aos 79 dia após aplicação do dejetos foi simulado uma chuva de 24h, para que ocorresse o fenômeno de percolação.

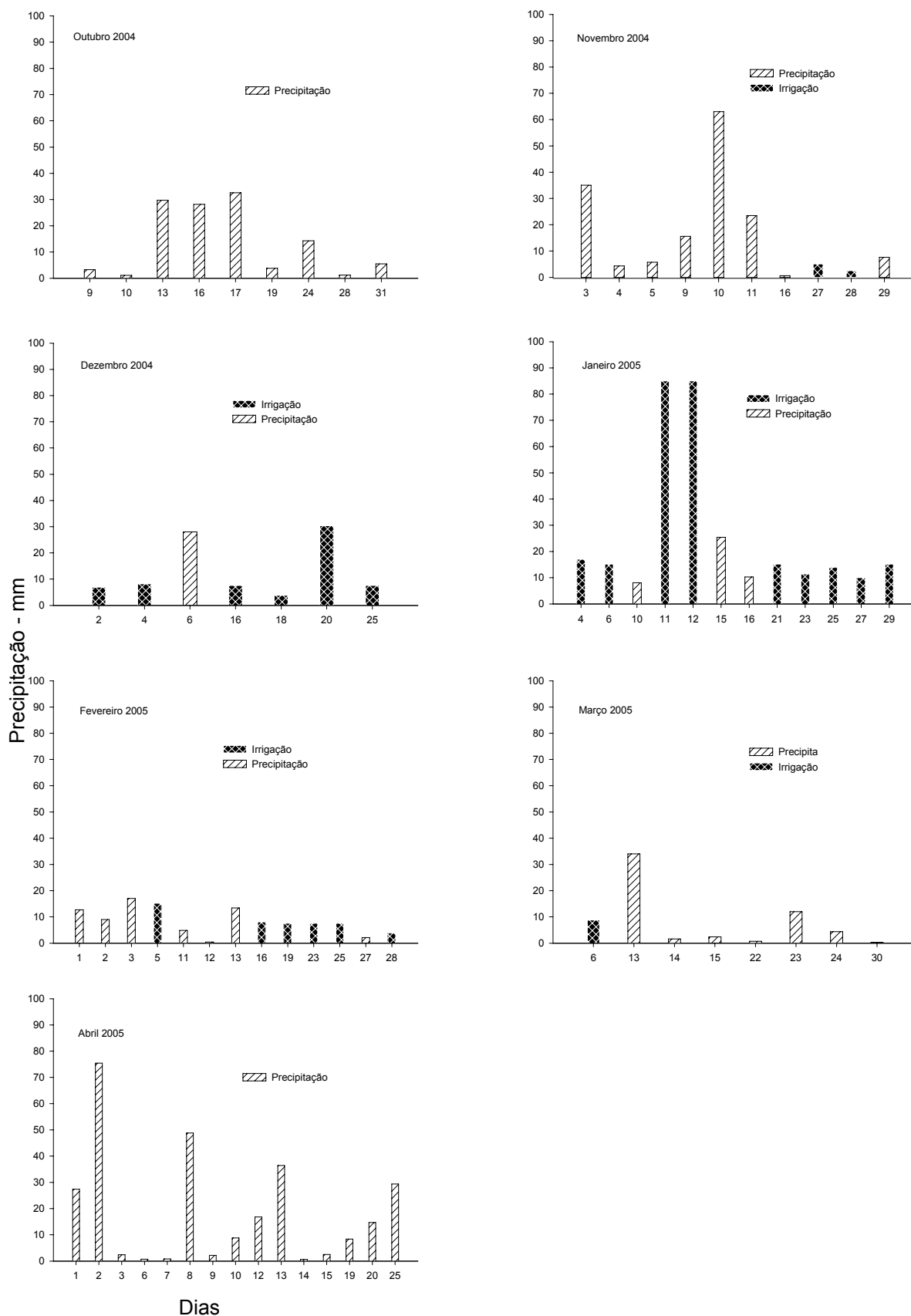


Figura 1- Precipitações ocorridas e irrigações realizadas durante o período de outubro de 2004 a abril de 2005. Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

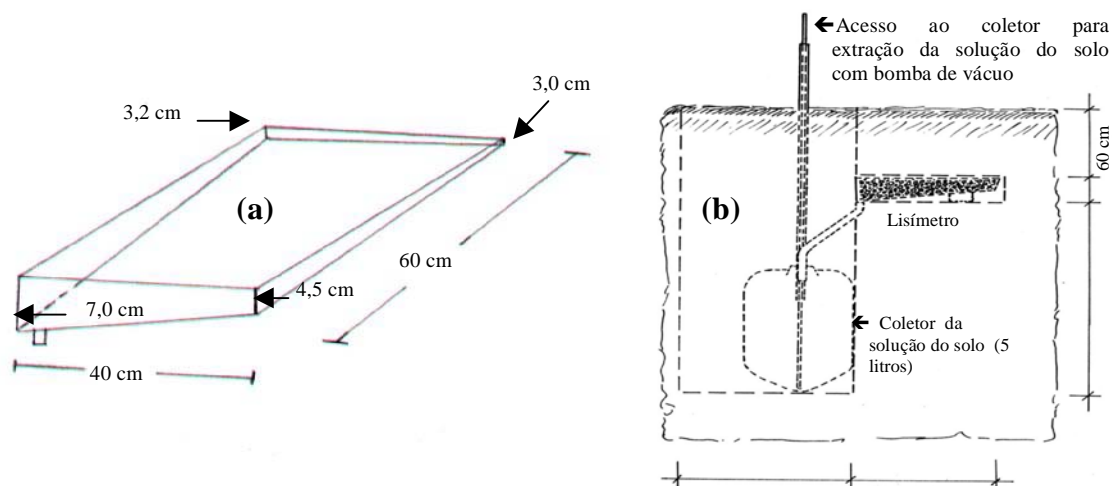


Figura 2- Desenho do lisímetro (a) e esquema da instalação dos lisímetros (b) para coleta da solução percolada no solo.

4.3 Análises da solução escoada e percolada

4.3.1 Transferência de sedimento e água

Após a coleta de solução escoada e percolada as amostras eram encaminhadas para o laboratório de química de solo para proceder às devidas análises.

A determinação da quantidade de sedimento transferida por escoamento superficial era realizada secando uma alíquota de 100ml de amostra homogeneizada. Os 100ml da suspensão água + sedimentos eram colocados em tubos de snap-cap, pesados e colocados em estufa a 65°C até atingir matéria constante, que ocorreu após aproximadamente 72h. Para estas análises utilizou-se quatro repetições a campo e duas laboratoriais, sendo que, em alguns eventos pluviométricos de baixo volume realizou-se apenas as repetições de campo.

4.3.2 Fracionamento físico e químico do fósforo inorgânico nas amostras de escoado e percolado.

O fracionamento físico e químico utilizado baseou-se na metodologia empregada por Sharpley et al. (1995) e Haygarth et al. (1998), acrescido das adaptações no fracionamento químico do fósforo no solo, feitas por (Rheinheimer

2000; Gatiboni 2003; Pellegrini, 2004). A descrição da técnica e das adaptações efetuadas encontram-se na Figura 3.

4.3.2.1 Fósforo Solúvel (Ps)

A estimativa do teor de fósforo solúvel foi realizada logo após a chegada das amostras no laboratório. As amostras foram homogeneizadas e retirada uma alíquota de 40 a 50mL para realizar a filtração. As membranas de celulose usadas continham poros de 0,45 μ m de diâmetro (HAWP 04700). O fósforo foi determinado nas amostras filtradas através do método descrito por (Murphy & Riley 1962).

4.3.2.2 Fósforo total (Ptot)

O fósforo total foi determinado usando uma digestão ácida ($H_2SO_4 + H_2O_2$) na presença de $MgCl_2$ saturado conforme (Brookes & Polwson, 1982). Uma alíquota de 15ml de água+sedimento foram colocadas em tubos de digestão com 1ml de $MgCl_2$ saturado mais 3ml de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4) e aquecidos a 110°C por 1,5 hora. Após esse aquecimento adicionou-se 1ml de água oxigenada (H_2O_2) permanecendo por 2 horas à temperatura de 130°C. Determinou-se os teores de fósforo pelo método de (Murphy & Riley 1962).

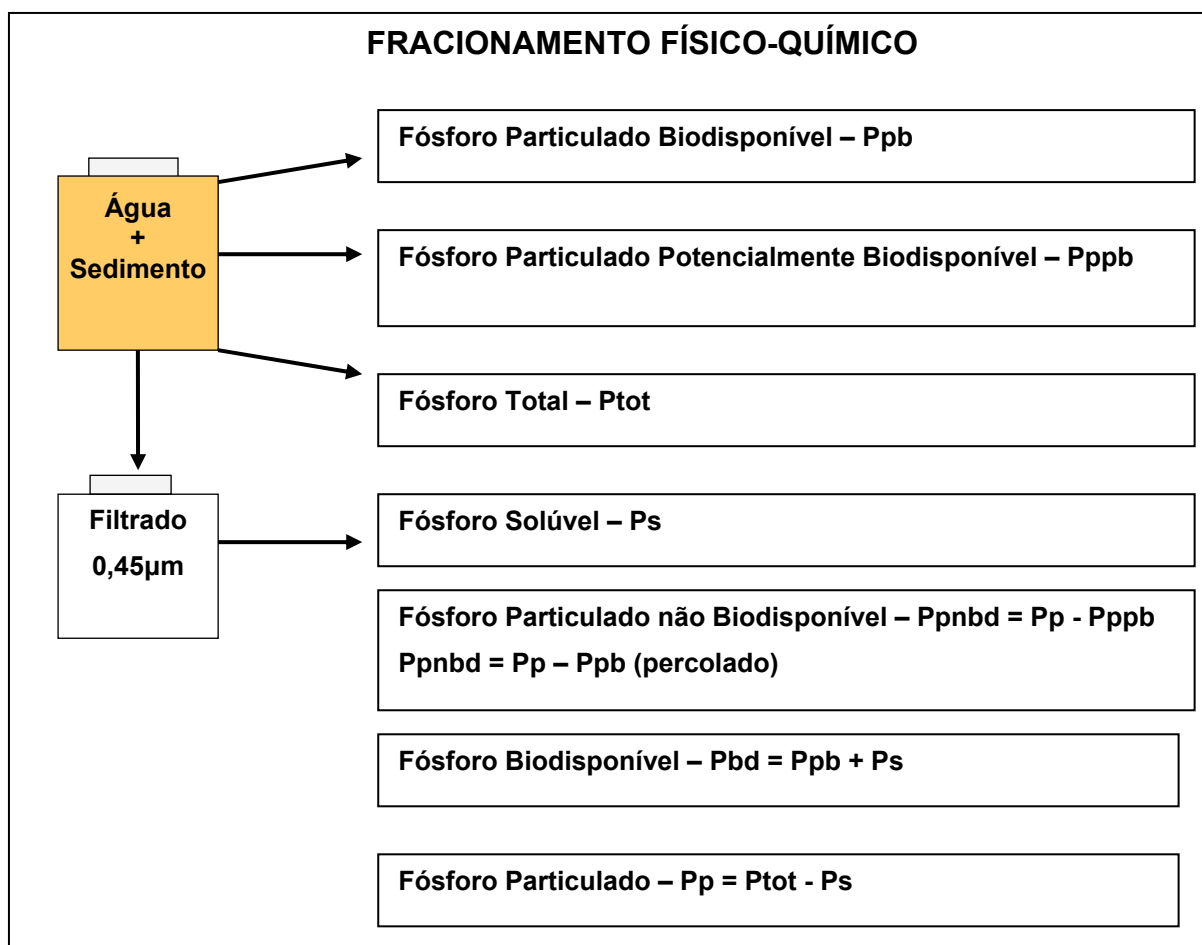


Figura 3- Esquema demonstrando os procedimentos do fracionamento físico-químico de fósforo nas amostras de solução escoada e percolada adaptado (Pellegrini, 2004).

4.3.2.3 Fósforo Particulado Biodisponível (Ppb)

O fósforo particulado biodisponível foi estimado com uma extração de resina trocadora de ânions (RTA). Para realizar esta extração foi utilizado RTA (placas AR 103 QDR 434) e os procedimentos de extração e determinação do fósforo estão descritos abaixo. Uma alíquota de 10mL de água + sedimento (homogeneizada) foi colocada em tubos de ensaio com tampa sob pressão, onde colocou-se uma RTA saturada com NaHCO_3 $0,5\text{mol L}^{-1}$. Os tubos contendo a solução + resina foram agitados por 16 horas, em agitador sem fim (tipo end-oven-end), a 33 rpm e temperatura de $\pm 25^\circ\text{C}$. Após o tempo de agitação as resinas foram colocadas em tubos de ensaio contendo 10mL de HCl $0,5\text{mol L}^{-1}$ onde permaneciam por 90 minutos sem a presença de tampa e posteriormente eram tampados e agitados por 30 minutos em um agitador horizontal para liberar

o fósforo extraído da amostra. As resinas eram retiradas da solução de HCL 0,5mol L⁻¹ e recuperadas conforme Miola (1995). A determinação de fósforo foi realizada na solução de HCL 0,5mol L⁻¹, conforme metodologia descrita por (Murphy & Riley 1962).

4.3.2.4 Fósforo Particulado Potencialmente Biodisponível – Pppb

O Pppd foi estimado na solução percolada e escoada em dois eventos, ou seja, aos 9 e 160 dias após aplicação do dejetto. O procedimento consiste de três extrações diárias sucessivas usando RTA conforme Rheinheimer (2000). Os dados de fósforo dessorvido foram Após ajustou-se a equação de cinética de primeira ordem proposta por Mckean & Warren (1995):

$P_{dessorvido} = \beta - (\beta - \alpha)e^{-\kappa t}$, onde β é o fósforo particulado potencialmente disponível, α o fósforo biodisponível particulado, κ é a taxa de dessorção constante de fósforo e t é o tempo de extração em 24 horas.

Na solução de percolado o fósforo particulado potencialmente biodisponível foi considerado igual ao fósforo particulado biodisponível, isto devido às baixas concentrações de fósforo encontradas e também devido à concentração de fósforo ser zerada com a primeira extração de resina.

4.4 Análise estatística

Os resultados de fósforo no solo foram submetidos à análise de variância, sendo as variáveis analisadas como bifatorial (concentração de fósforo extraído por Mehlich-1 em cada profundidade X dose de dejetto) e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. A falta de controle de algumas variáveis envolvidas como o volume e intervalo das precipitações não satisfazem o critério estatístico. Por isso, se optou em realizar a média e o desvio padrão das concentrações de fósforo no escoado e no percolado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Fósforo no solo

Os teores de fósforo disponíveis nos Argissolos com horizonte A arenoso em condição natural de campo nativo variam de 1,0 a 3,0mg kg⁻¹ Gatiboni (2003), sendo menor ainda no horizonte Bt. Onde não foi aplicado dejetos, os teores de fósforo extraídos por Mehlich-1 do solo da camada 0–10cm eram de 15mg kg⁻¹ no início do experimento (Tabela 4), indicando que esse solo estava recebendo doses adequadas de fósforo, pois o nível crítico estabelecido pela CQFS-RS/SC (2004) é de 12mg kg⁻¹. Como esse solo foi cultivado por vários anos sob cultivo convencional, os teores de fósforo são relativamente homogêneos até 20cm e abaixo dessa profundidade, os níveis estão próximos ao solo natural (Figura 4). Contudo, o cultivo durante 4 anos e meio sem aplicação de dejetos fez com que os teores de fósforo disponível na camada de 0-10cm diminuíssem para 10mg kg⁻¹, representando uma produção de 37Mg ha⁻¹ de matéria seca (Tabela 7). Essa diminuição é devida principalmente a exportação através das culturas e as transferência por escoamento, enquanto que seu teor no solo foi mantido, provavelmente pelo processo de mineralização do solo.

A capacidade máxima de adsorção (CMAP) e fósforo foi de 311 e 405mg kg⁻¹ no solo nas camadas superficiais (0-2,5cm) e subsuperficiais (30 – 60cm), respectivamente (Figuras 5, 6 e tabela 8). Estes valores estão coerentes aos encontrados por Rheinheimer (2000), num argissolo semelhante ao do presente estudo e submetido ao sistema de plantio direto para o qual o autor estimou em 338mg dm³ a CMAP do solo da camada de 0-2,5cm. A menor CMAP do solo na camada superficial é função de adições prévias de fósforo que paulatinamente vai saturando os sítios de maior avidéz por fosfatos (Rheinheimer 2000), aos menores teores de argila e provavelmente a presença de óxidos de ferro (Parfitt et al., 1978), aos maiores teores de matéria orgânica, cujo os grupos funcionais orgânicos podem competir com o fosfato pelos sítios de adsorção dos óxidos e arestas quebradas das argilas 1:1 (Sibanda & Yong, 1986; Almeida et al., 2003). Embora a equação de Langmuir seja limitada pelo fato de considerar a presença

de apenas um sítio de adsorção, os parâmetros como constante relacionada a energia de ligação de fósforo ao solo (k), quantidade de fósforo desorvido com água destilada (Q_0) e concentração de equilíbrio de fósforo no solo (CEP) são melhores indicadores da dinâmica do fósforo sob o ponto de vista ambiental do que a CMAP, pois ambas estão relacionadas à manutenção da concentração de fósforo em solução e, conseqüentemente, a da água que sai do sistema solo.

A constante média relacionada a energia de ligação do fosfato aos sítios de adsorção é aproximadamente 10 vezes maior na camada de 0-2,5cm comparativamente ao solo na camada de 30 – 60cm (0,05 e 0,50 L mg⁻¹, respectivamente). A quantidade de fósforo extraído com água é 2,5 vezes maior (3,49 e 1,32 mg L⁻¹) e a concentração de equilíbrio de fósforo é 33 vezes maior (0,199 e 0,006 mg L⁻¹) na camada de 0–2,5cm em relação a de 30-60cm (Tabela 8). Esses resultados confirmam a hipótese que o fósforo reage rapidamente com grande energia de adsorção nas proximidades do local de aplicação. No caso da aplicação de fósforo a lanço na superfície do solo ou mesmo na semeadura e adoção do sistema plantio direto, os teores de fósforo disponíveis do solo dessa camada aumentam bruscamente e os parâmetros de desorção tornam-se favoráveis à transferência desse elemento para os mananciais de água, sendo muito mais problema ambiental do que uma alternativa produtivista (Rheinheimer 2000, Durigon et al. 2002; Ceretta et al. 2003).

A aplicação contínua de doses de dejetos líquidos de suínos durante um período de 4 anos e meio com doses de 40 e 80m³ ha⁻¹ significou a adição de aproximadamente 480 e 960m³ ha⁻¹, correspondendo a 310 e 618kg de fosfato por ha⁻¹, sendo que todas as doses foram aplicadas em superfície, devido isso os teores de fósforo extraído por Mehlich-1 atingiram valores extremamente altos (Figura 4).

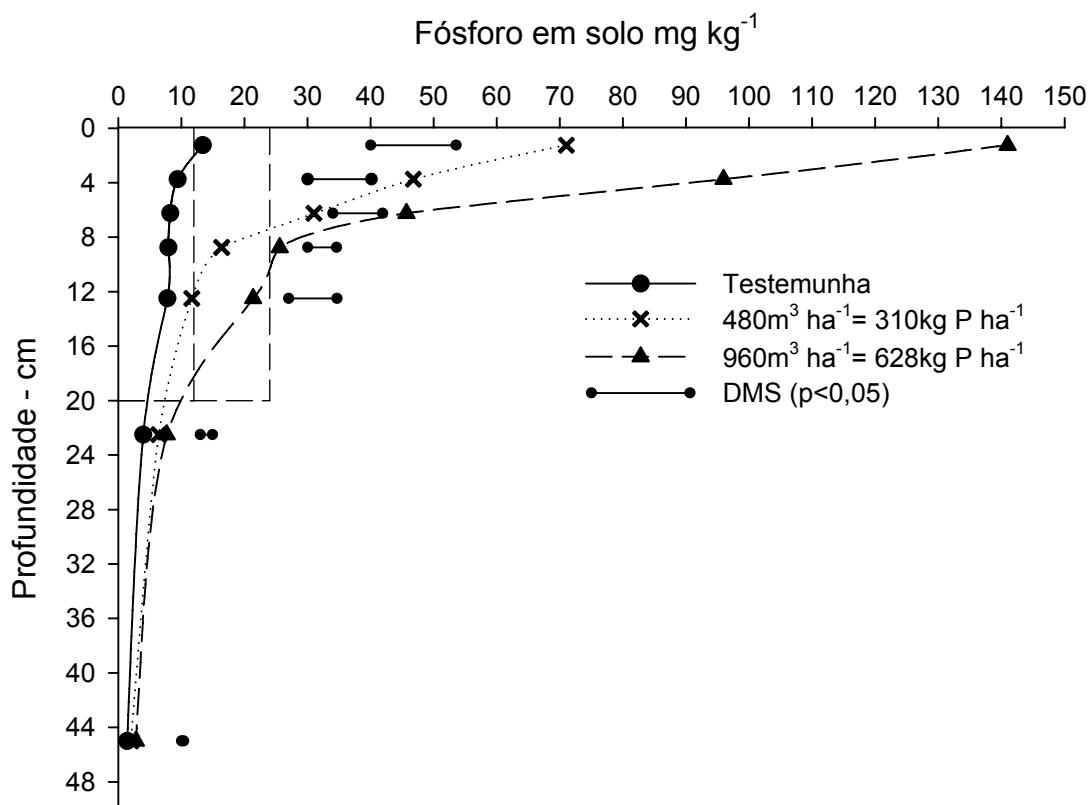


Figura 4- Fósforo extraído por Mehlich-1 em profundidades de solo com e sem aplicação de dejetos líquidos de suíno, durante 4 anos e meio.

A aplicação acumulada de 460 e 960m³ ha⁻¹ totalizou 310 e 628kg de fósforo ha⁻¹ nos 4 anos e meio, resultando no aumento de 13mg kg⁻¹, que era a dose inicial, para 71 e 140mg kg⁻¹ na camada de 0 a 2,5cm, respectivamente, significando aumentos de 446 e 976%.

O acúmulo de fósforo no solo está relacionado com a quantidade de fósforo adicionada ao solo através dos dejetos, do tipo de solo, transferências e as exportações das culturas (Ceretta et al., 2003). Por isso os incrementos de fósforo no solo são tão variáveis e os percentuais de incrementos no solo podem ser semelhantes ao desse trabalho mesmo com a aplicação contínua de dejetos de bovinos em cultivos sucessivos de milho por 111 anos, quando os teores de fósforo inorgânico e orgânico lábil acrescidos do moderadamente lábil (pelo fracionamento de Hedley et al. (1982) aumentaram no solo em 844% e 222%, respectivamente na camada de 0-20cm e cujo aumento foi menor quando utilizada a rotação de culturas milho-trigo-trevo vermelho (Motavalli & Miles, 2002). Por sua vez, Ceretta et al. (2003), encontraram incrementos de 3.943 e

6.710% no fósforo do solo extraído por Mehlich-1 na camada de 0-10cm, aplicando doses acumuladas de 560 e 1120m³ ha⁻¹ em um período de 48 meses.

Os incrementos foram maiores na superfície pela capacidade do fósforo em interagir, especialmente com a fração mineral, e isso justifica a diminuição drástica do fósforo com a profundidade onde foi aplicado dejetos (Figura 4). O teor de fósforo foi maior quando o acumulado foi de 960m³ ha⁻¹ (628kg de P ha⁻¹), em todas as profundidades, em relação a onde não foi aplicado dejetos, mas o fato de não ter havido diferença estatística no teor de fósforo entre o acumulado de 960 e 480m³ ha⁻¹ (628kg e 310kg de P ha⁻¹), na camada de 15-30cm, pode estar relacionado com a variação na coleta e também devido a transição de horizontes entre A1 e A2.

A migração de fósforo é observada em todas as profundidades onde foram aplicadas as quantidades acumuladas de 480 e 960m³ ha⁻¹, mas até 15cm fica evidente o maior acúmulo de fósforo com o uso de 960m³ ha⁻¹, pois com 480m³ ha⁻¹ o teor no solo foi praticamente a metade. Os teores indicam que o fósforo aplicado com os 480 e 960m³ ha⁻¹, acumulados durante os 4 anos e meio, supre as exigências das culturas, conforme CQFS-RS/SC (2004) e a quantidade excedente aplicada com dejetos vai acumulando no solo. A continuidade das aplicações de dejetos líquido de suíno nesta área provavelmente elevará cada vez mais os teores de fósforo no solo, bastando para isso observar que com uma quantidade acumulada de 560m³ ha⁻¹, durante 4 anos, Ceretta et al. (2003) obtiveram 1664 mg dm³ de fósforo disponível em solo na camada de 0 - 2,5cm em área de pastagem natural, sobre a qual Durigon et al. (2002) relatam que a quantidade de fósforo absorvida pelas plantas da pastagem natural é muito pequena em relação à aplicada pelo dejetos, tanto que o máximo que encontraram do P acumulado em plantas de pastagem natural foi de 8,1% do total de P aplicado com uma quantidade acumulada de dejetos de suíno de 560m³ ha⁻¹, durante 4 anos e isso justificaria o acúmulo no solo no presente trabalho.

A média ponderada de fósforo extraído na camada de 0-10cm foi de 41,3 e 77,0mg kg⁻¹ nos volumes acumulados de 480 e 960m³ ha⁻¹, respectivamente, atingindo valores extremamente altos de fósforo disponível no solo, pois teores acima de 24 mg dm³ são considerados altos para esta condição de textura de solo (CQFS-RS/SC, 2004).

No estado de Delaware nos EUA, teores acima de 120mg kg^{-1} de fósforo extraído por Mehlich-1 são considerados como teores críticos de fósforo em solo, sendo que, não é recomendado aplicar fósforo de qualquer origem até que seus teores diminuam significativamente (Sharpley et al.,1996). Porém, Sharpley & Halvorson (1994), atestam que valores entre 50 a 120mg kg^{-1} são considerados muito altos, independentemente da cultura. No estado de Wisconsin, onde a aplicação de dejetos é mais freqüente, a metodologia prática utilizada para restringir ou diminuir o uso de dejetos é o teste do teor de fósforo no solo pelo extrator Bray-1. Quando atingir 75mg kg^{-1} é recomendado reduzir a aplicação de dejetos e realizar rotação com plantas exigentes em fósforo, porém quando o teor ultrapassar 150mg kg^{-1} , não se deve utilizar qualquer fonte de fósforo e deve-se suspender a aplicação de dejetos (Sharpley et al.,1996).

Os teores de fósforo extraído por Mehlich-1 na profundidade de 30 - 60cm na dose 0 foi de $1,4\text{mg kg}^{-1}$ a $2,0$ e $2,7\text{mg kg}^{-1}$ com as quantidades acumuladas de 480 e $960\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, respectivamente, o que representa um aumento significativo de 42 e 99% (Figura 4). No aspecto agrônômico este aumento não é considerável, isto por que os valores extraídos são muito inferiores ao estabelecido pela CQFS-RS/SC (2004) para a nutrição de plantas. Porém ambientalmente este aumento pode representar um maior risco de contaminação. Em solo semelhante, Ceretta et al. (2003), também constataram um aumento significativo de fósforo disponível na profundidade de 20 - 40cm após quatro anos com aplicação de dejetos líquidos de suíno em área sob pastagem natural. No Canadá em solos Gleis a aplicação de 30 , 60 , 90 e $120\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ano de dejetos líquidos de suíno por um período de 14 anos também aumentou o teor de fósforo lábil e moderadamente lábil pelo fracionamento Hedley et al. (1982) nas profundidades de 0 -100cm (Hountin et al., 2000).

A aplicação de dejetos de suínos em quantidades equivalentes a 310 e $628\text{kg de P ha}^{-1}$ atenuou a curvatura da isoterma de adsorção do solo comparado com o solo onde não foi aplicado dejetos (Figuras 5 e 6). Esse comportamento está de acordo com a maioria dos trabalhos publicados, especialmente com aquele de Barrow et al. (1998), onde adições subsequentes de fósforo tenderam a diminuir a curvatura das isotermas de sorção. A saturação paulatina dos sítios de adsorção em fosfato altera o comportamento físico-químico dos colóides inorgânicos e da

solução do solo e, conseqüentemente, o solo não é mais o mesmo (Barrow, 1999) e até pode-se considerar que não houve reaplicação de dejetos suínos nas mesmas parcelas, mas que após cada aplicação, o solo atingiu um novo equilíbrio, favorável à maior disponibilidade de fósforo aos organismos e enriquecendo a água que sai do solo rumo aos mananciais de água superficiais.

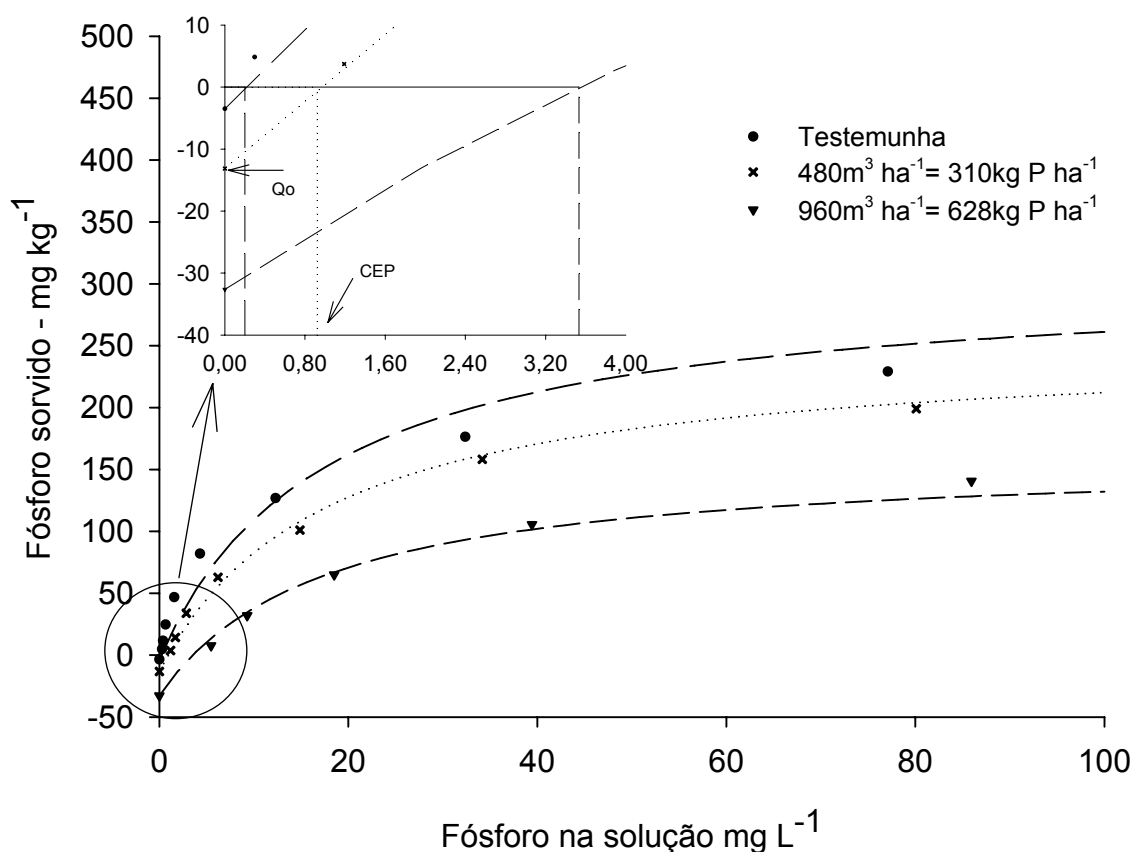


Figura 5- Relação entre o fósforo sorvido e o fósforo na solução do solo na camada 0-2,5cm com aplicação de dejetos líquidos de suíno, durante de 4 anos e meio. Em detalhe mostrando concentração de equilíbrio de fósforo (CEP) e quantidade de fósforo desorvido com água (Q_0).

O aumento no teor de fósforo na camada superficial do solo com aplicação de dejetos líquidos de suíno alterou o comportamento da curva relacionando o fósforo na solução com o fósforo sorvido. Na de camada de 0 – 2,5cm sem aplicação de dejetos líquidos de suíno a inclinação da curva com relação ao fósforo sorvido é menor que nas doses de dejetos suíno. Isso é, devido a afinidade entre adsorvente e adsorvato, já que onde não foi aplicado dejetos existe menor quantidade de fósforo previamente adsorvido, apresenta maior energia de ligação, comparado com as situações onde houve aplicação de dejetos.

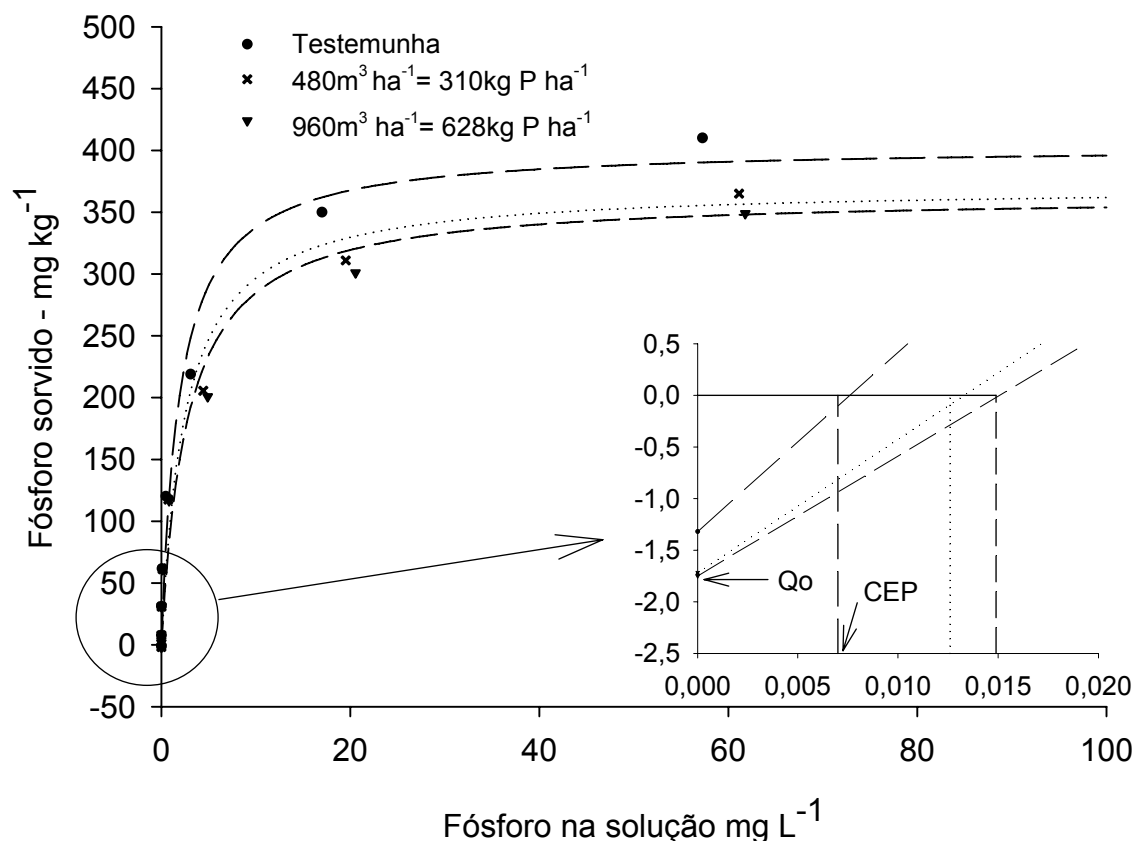


Figura 6- Relação entre o fósforo sorvido e o fósforo na solução do solo na camada 30-60cm com aplicação de dejetos líquido de suíno, durante 4 anos e meio. Em detalhe mostrando concentração de equilíbrio de fósforo (CEP) e quantidade de fósforo desorvido com água (Q₀).

As capacidades máximas de sorção de fósforo do solo na camada de 0 - 2,5cm foram de 264 e 193mg kg⁻¹ solo para a aplicação de 480 e 960m³ ha⁻¹, respectivamente, correspondendo a 1553 e 1135mg kg⁻¹ de argila, respectivamente. Comparando-se com o solo que não recebeu dejetos, houve uma diminuição da capacidade máxima de sorção de fósforo de 15 e 38% na camada de 0-2,5cm para as duas quantidades de dejetos utilizadas. A saturação dos sítios de adsorção foi menor na camada de 30-60cm, representando apenas 8 e 10%, cuja a capacidade máxima de adsorção foram de 373 e 365 mg kg⁻¹ de solo. Esses resultados mostram que, independente forma de P aplicado, a capacidade máxima de adsorção de fósforo diminui e o grau de saturação de fósforo no solo aumenta, quando as entradas superam as saídas do sistema solo. (Sharpley 1995; Sharpley et al., 1996; Pote et al., 1996; Nair et al., 1998; Sims et al., 1998; Daniel et al., 1998; Pote et al., 1999; Pautler & Sims 2000; Loboski & Lamb, 2004).

Vários autores desenvolveram trabalhos tentando estabelecer o índice crítico de saturação de fósforo no solo, que está baseado na capacidade máxima de adsorção de um solo virgem ou que não recebeu aplicação de dejetos. As metodologias utilizadas pelos autores são diferenciadas, porém existe um consenso de que o nível crítico de saturação esteja entre 20 e 25%. Na Holanda e alguns estados dos EUA o índice crítico de saturação de fósforo no solo foi estabelecido em 25% (Sharpley et al., 1996). Deve-se considerar que este valor está correlacionado também com os teores de fósforo disponível no solo por um determinado extrator e a quantidade de fósforo transferida por escoamento superficial.

Quanto maior a dose de dejetos aplicada menor foi a capacidade máxima de adsorção em ambas as camadas estudadas. O aumento no volume acumulado de 310 para 960m³ ha⁻¹ resultou numa diminuição de 1,3 vez na capacidade máxima de adsorção de fósforo na camada de 0-2,5cm, enquanto que o acúmulo de fósforo extraído por Mehlich-1 na mesma camada foi o dobro. Isso demonstra que onde a quantidade acumulada de dejetos aplicada foi 960m³ ha⁻¹, os sítios de maior avidéz já estão saturados com fósforo previamente sorvido, potencializando assim as transferências por escoamento superficial.

A diminuição na avidéz de adsorção de fósforo pode ser observada pela diminuição da energia de ligação (k) (Tabela 8), que apresenta o mesmo comportamento em relação a capacidade máxima de adsorção de fósforo, onde diminui com a aplicação de dejetos líquidos de suíno em ambas as camadas. A diminuição da constante relacionada a energia de ligação do fósforo ao adsorvente é 1,5 e 1,4 vez menor com aplicação acumulada de 960 m³ ha⁻¹ na camada de 0-2,5cm e na camada de 30-60cm, respectivamente. Esta constatação também foi feita por Loboski & Lamb (2004) estudando 15 solos diferentes com aplicação de dejetos em Minnesota, onde constataram uma diminuição na concentração de fósforo extraído em água com o aumento na energia de ligação do fósforo ao solo. Para os autores o índice crítico relacionado a energia de ligação do fósforo ao solo é de 0,178L mg⁻¹, este valor de energia de ligação corresponde a liberação de 1,0mg L⁻¹ de fósforo do solo com água destilada.

Tabela 8- Parâmetros relacionados à isoterma de Langmuir na camada de 0-2,5cm e 30-60cm com quantidades acumuladas de dejetos líquidos de suíno, durante 4 anos e meio.

Volume total de dejetos aplicados m ³ ha ⁻¹	CMAP ¹	CMAP ¹	k ²	Qo ³	CEP ⁴
	mg kg ⁻¹ de solo	mg kg ⁻¹ de argila	L mg ⁻¹	mg L ⁻¹	
0 – 2,5 cm					
0 (0) ⁵	311	1829	0,053	- 3,489	0,199
480 (310)	264	1553	0,045	-13,147	0,921
960 (628)	193	1135	0,035	-32,638	3,532
30 – 60 cm					
0 (0) ⁵	405	1928	0,504	-1,320	0,006
480 (310)	373	1776	0,389	-1,729	0,011
960 (628)	365	1738	0,350	-1,749	0,013

¹capacidade máxima de adsorção de fósforo; ²constante relacionada à energia de ligação de fósforo; ³ponto de intersecção no eixo das coordenadas; ⁴concentração de equilíbrio de fósforo; ⁵Total de fósforo aplicado em kg ha⁻¹.

Os valores da energia de ligação são baixos no argissolo estudado quando comparados a outros solos, isto é devido ao tipo e qualidade mineralógica do solo, pois este apresenta uma considerável proporção de minerais caulíníficos. Estes minerais apresentam baixa área específica, são poucos expansivos (1:1) e tem um ponto de carga zero considerado baixo em relação aos óxidos de ferro. Por consequência, apresentam uma baixa avidéz por grupos fosfatos, quando comparados com óxidos em geral.

Provavelmente, outro fator importante relacionado à diminuição da energia de ligação (k) e diminuição da capacidade máxima de adsorção de fósforo com aplicação de dejetos líquidos de suíno é a existência de formas de fósforo orgânico nos dejetos. A maioria dos cereais usados nas rações para suínos acumula hexafosfato de inositol (ácido fitico) como fonte de reserva para a sua germinação. Porém, quando estes cereais são usados nas dietas suínas o conteúdo de fósforo é superestimado, porque esta forma de fósforo é considerada pouco disponível para os animais monogástricos, que não apresentam enzimas específicas para hidrolisar o fosfato orgânico. Como consequência, os dejetos produzidos por estes animais terão quantidades significativas de fósforo orgânico (hexafosfato de inositol). Entretanto, os fosfatos monoésteres (hexafosfato de

inositol, açúcares fosfatados, mononucleotídios e fosfato de colina) são adsorvidos com alta energia no solo, devido a elevada energia residual (Anderson 1980; Rheinheimer, 2000; Turner et al., 2002; Gatiboni, 2003). Por consequência disto, são pouco hidrolizados no solo, o que justifica que esta forma de fósforo compreenda a maior parte do fósforo orgânico em solos do Rio Grande do Sul (Rheinheimer, 2000; Gatiboni, 2003).

A diminuição da energia de ligação (k) e capacidade máxima de absorção de fósforo pode estar também relacionada com o aumento de matéria orgânica e maior ciclagem de nutrientes na camada de 0-2,5cm com aplicação de dejetos líquidos de suínos (Tabela 8). Porém esse fato é bastante polêmico e contraditório com os dados da literatura. Para Almeida et al. (2003) a matéria orgânica atua como uma bloqueadora dos sítios de adsorção de fósforo, por consequência diminui a capacidade máxima de adsorção de fósforo e a energia de ligação. Para Rheinheimer (2000) esta diminuição está relacionada com o teor de fósforo previamente adsorvido, e não diretamente relacionada com o aumento da matéria orgânica do solo, pois a constante relacionada com a energia de ligação é negativamente correlacionada com a matéria orgânica nos latossolos e positivamente no argissolo. Segundo o autor o incremento de matéria orgânica pode aumentar a disponibilidade de fósforo, por diminuir a energia de ligação sem alterar a capacidade máxima de adsorção de fósforo.

Comparando-se com as áreas onde não foi aplicado dejetos líquidos de suíno, a aplicação de quantidades acumuladas de 480 e 960m³ ha⁻¹ resultou num aumento de 3,8 e 9,3 vezes na dessorção de fósforo com água na camada de 0-2,5cm, respectivamente chegando a valores de 13,15 e 32,64mg L⁻¹ de fósforo no solo onde recebeu dejetos líquidos de suíno (Figura 5b e tabela 8). Na camada de 30-60cm o aumento foi de 1,3 vez para ambas as quantidades, chegando a valores de 1,73 e 1,75mg L⁻¹, mostrando assim a susceptibilidade de dessorção de fósforo do solo onde foi aplicado dejetos líquidos de suíno. Para Sharpley et al. (1996) e Pote et al. (1996), o fósforo dessorvido ou extraído com água correlaciona-se significativamente com o teor de fósforo dissolvido carregado durante os períodos de precipitação e também é um valor utilizado para calcular o índice de saturação de fósforo no solo.

Em decorrência do aumento da quantidade de fósforo dessorvido em água e a diminuição da capacidade máxima de sorção de fósforo, com aplicação de dejetos líquidos de suíno, a concentração de equilíbrio de fósforo no solo foi aumentada com a aplicação de dejetos. Os aumentos chegaram a 4,6 e 17 vezes comparados com a situação onde não foi aplicado dejetos na camada de 0-2,5cm, enquanto na camada de 30-60cm estes aumentos chegaram a 1,8 e 2,1 vezes, demonstrando assim haver uma migração de fósforo em profundidade (Figura 4), conseqüentemente alterando os índices mensurados. Apesar de haver estas alterações na camada de 30-60cm, estas são consideradas muito menores que as ocorridas na camada de 0-2,5cm, onde a concentração de equilíbrio de fósforo chegou a valores de $3,53\text{mg L}^{-1}$, demonstrando assim uma suscetibilidade de risco de eutroficação das águas superficiais pela dessorção e liberação do fósforo contido na superfície do solo e, em menor instância, uma transferência de fósforo por percolação.

5.2 Transferência de água e sedimentos via escoamento superficial e percolação

5.2.1 Transferência de água e sedimento via escoamento superficial após cinco anos de aplicação de dejetos líquidos de suíno.

Nos três eventos monitorados durante o crescimento do milho, pode-se observar que houve um desvio padrão considerável na transferência de água por escoamento. Porém, observando as médias dos eventos, houve uma diminuição na transferência de água via escoamento superficial com a quantidade acumulada de $1040\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos de suíno aplicados durante os cinco anos de condução do experimento (Figura 7). As diferenças são menos acentuadas entre as doses de dejetos e a testemunha, devido ser avaliado apenas o ciclo de desenvolvimento da cultura do milho. Diferenças mais acentuadas na transferência de água entre a dose de $80\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, que corresponde a $1040\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ nos cinco anos, são demonstradas por Ceretta (2005¹).

¹ Comunicação pessoal.

Aos 9 dias após a aplicação do dejetos houve uma precipitação de 45mm (Figura 1) e, onde não se aplicou dejetos, a quantidade de água escoada foi de 5,7mm comparado com 4,0 e 1,7mm nas quantidades acumuladas de 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente. A quantidade de água escoada representou 12,7; 9,0 e 3,8% da quantidade precipitada, demonstrando que com a aplicação do dejetos existe maior infiltração de água no solo. A justificativa para isso está no fato de que nesta área há cinco anos são aplicados os dejetos nas mesmas parcelas e isso tem permitido maiores produções de matéria seca das culturas onde os dejetos são aplicados (Tabela 7) e isso favorece tanto a estruturação do solo quanto a maior quantidade de resíduos na superfície, já que representam uma barreira física ao escoamento e também tem-se constatado melhorias na estruturação do solo (Albuquerque et al., 1995). Em relação a infiltração da água no solo Kiehl (1985) relata que os parâmetros físicos que apresentam maiores mudanças são a densidade, a porosidade, a condutividade hidráulica e a estabilidade de agregados. Outro exemplo é um experimento conduzido durante 111 anos com aplicação de dejetos, no qual foi constatada uma diminuição expressiva na densidade do solo com aplicação de dejetos (Motavalli & Miles, 2002).

No período de novembro de 2004 a fevereiro de 2005 houve uma diminuição drástica na pluviosidade em todas as regiões do Rio Grande do Sul, sendo que a irrigação no experimento era quase diária (Figura 1). Quando a cultura do milho encontrava-se em florescimento foi realizada uma irrigação de 24horas, com o intuito de forçar os fenômenos de escoamento e percolação de água. Entretanto, como o solo encontrava-se com um grande déficit hídrico e a vazão dos aspersores era pequena apenas houve percolação. O evento de escoamento superficial ocorreu quatro dias após a irrigação, quando houve uma precipitação de 35,7mm.

O escoamento aos 83 dias após a aplicação do dejetos foi pequeno, representando 9,9; 7,4 e 1,8% da chuva ocorrida nas quantidades acumuladas de 0; 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente. O menor escoamento ocorrido aos 83 dias após aplicação do dejetos, comparado aos 9 dias, foi devido a maior cobertura de solo pelas plantas de milho e também devido a precipitação ter sido menor. Outro fator importante relacionado a este evento é que todas as parcelas onde

não se aplicou dejetos suíno apresentaram escoamento superficial, enquanto que onde foi aplicada uma quantidade acumulada de $520\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$, em três das quatro repetições, houve escoamento e com $1040\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$ em apenas uma parcela das quatro repetições houve escoamento. O menor escoamento ocorrido com $1040\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$ também está relacionado com a maior demanda de água pelas plantas de milho, pois foi com esta quantidade acumulada que houve maior produtividade de grãos e maior produção de matéria seca (Tabela 6).

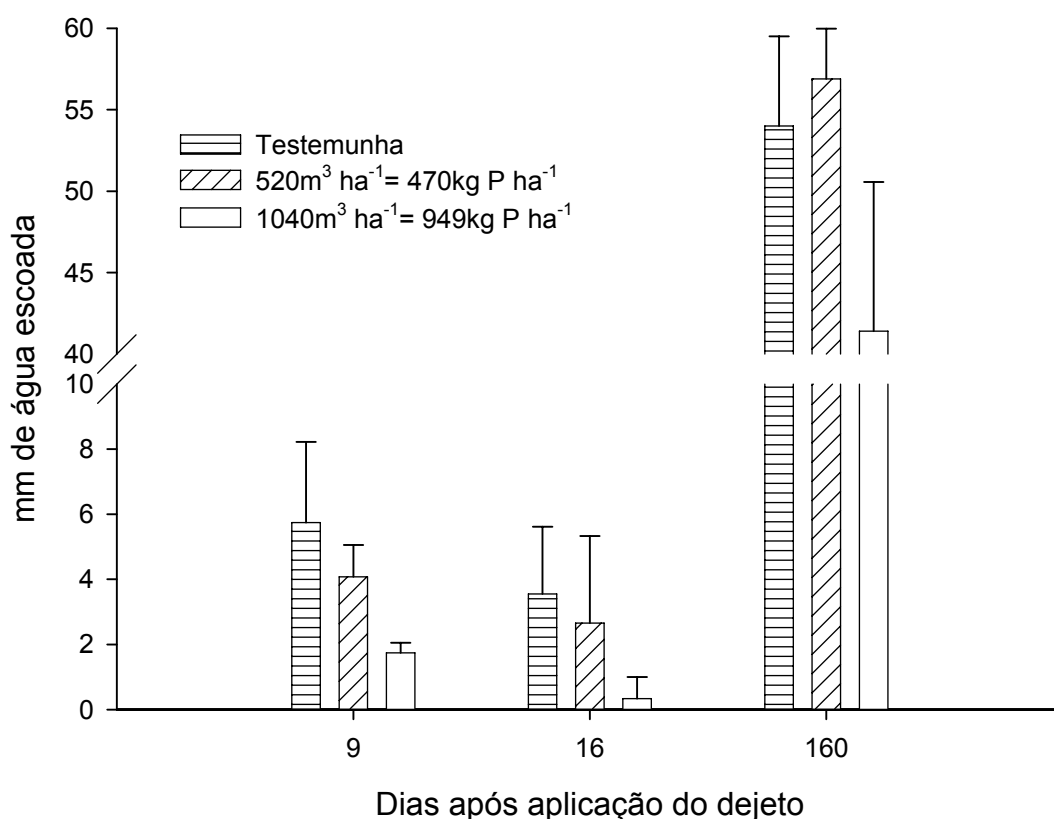


Figura 7- Quantidade de água transferida por escoamento superficial em três coletas realizadas durante a fase de crescimento do milho (2004/2005) com aplicação de dejetos líquidos de suíno.

A quantidade de água transferida por escoamento superficial foi muito alta no último evento pluviométrico monitorado porque aos 160 dias choveu 105,2mm com alta intensidade. As transferências de água por escoamento superficial chegaram a 51,3; 54,0 e 39,3% da quantidade de chuva onde as quantidades acumuladas foram de 0; 520 e $1040\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$, respectivamente. A menor transferência de água no volume acumulado de $1040\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$ comparado com a testemunha e $520\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$, pode estar relacionado com a constatação prática, de que aos 160 dias com $1040\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$ as plantas de milho apresentaram maior

crescimento e alongaram seu ciclo, proporcionando maior proteção ao solo e conseqüentemente menor escoamento.

A concentração de sedimento por escoamento superficial apresenta um comportamento diferenciado em relação a quantidade de água transferida e apresentaram grandes variações (Figura 8). No primeiro evento monitorado percebe-se que onde foram aplicadas as quantidades acumuladas de 520 e 1040m³ ha⁻¹ a concentração de sedimentos é 1,8 e 1,7 vez maior comparado com onde não foi aplicado dejetos. Em conseqüência disto, a quantidade de sedimento transferida foi maior na quantidade de 520m³ ha⁻¹, chegando a valores de 13,3kg ha⁻¹, enquanto que na dose 80m³ ha⁻¹ os valores foram de 5,8kg ha⁻¹ e 8,8kg ha⁻¹ na testemunha (Figura 9). O fato que pode ter ocorrido é que quando aplica-se o dejetos em superfície do solo, causa-se uma perturbação e até um desarranjo na cobertura do solo. Conseqüentemente, quando ocorre a precipitação, as partículas de dejetos que se encontram sobre a cobertura vegetal e o solo são transferidas por escoamento superficial. Para Henklain et al. (1994) a aplicação de dejetos líquido de suíno pode causar selamento superficial devido os dejetos conterem substâncias hidrofóbicas, porém este fato não se concretiza totalmente, quando se analisa a quantidade de água transferida por escoamento superficial, demonstrado na figura 7.

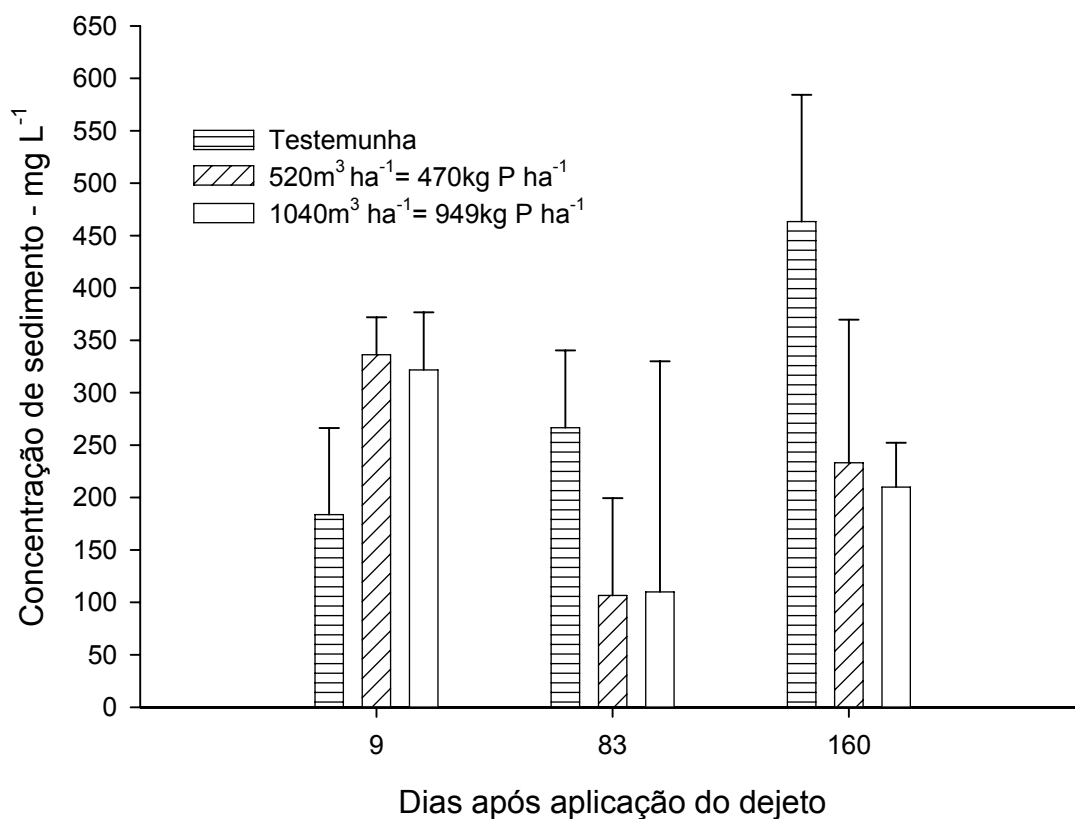


Figura 8- Concentração de sedimento transferido por escoamento superficial em três coletas realizadas durante a fase de crescimento do milho (2004/2005) com aplicação de doses de dejetos líquido de suíno.

Aos 83 dias após a aplicação do dejetos a concentração de sedimento e a quantidade de sedimento transferido onde foi aplicado dejetos líquido de suíno são menores comparado ao evento aos 9 dias. Este fato foi devido a menor intensidade e volume pluviométrico e também pela maior extração de água pelas plantas onde o dejetos foi aplicado. A concentração de sedimento onde não foi aplicado dejetos é 2,5 e 2,4 vezes maior comparado com as situações onde as quantidades acumuladas foram de 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente (Figura 8), enquanto que a transferência de sedimento foi 2,0 e 8,3 vezes menor onde foi aplicado dejetos (Figura 9). Porém, é importante salientar que na quantidade acumulada de 1040m³ ha⁻¹, a média da concentração de sedimento foi de 110mg L⁻¹ e a transferência atingiu 5,9kg ha⁻¹, entretanto, apenas uma das parcelas apresentou transferência de água, por este motivo o desvio padrão chegou a 220mg L⁻¹.

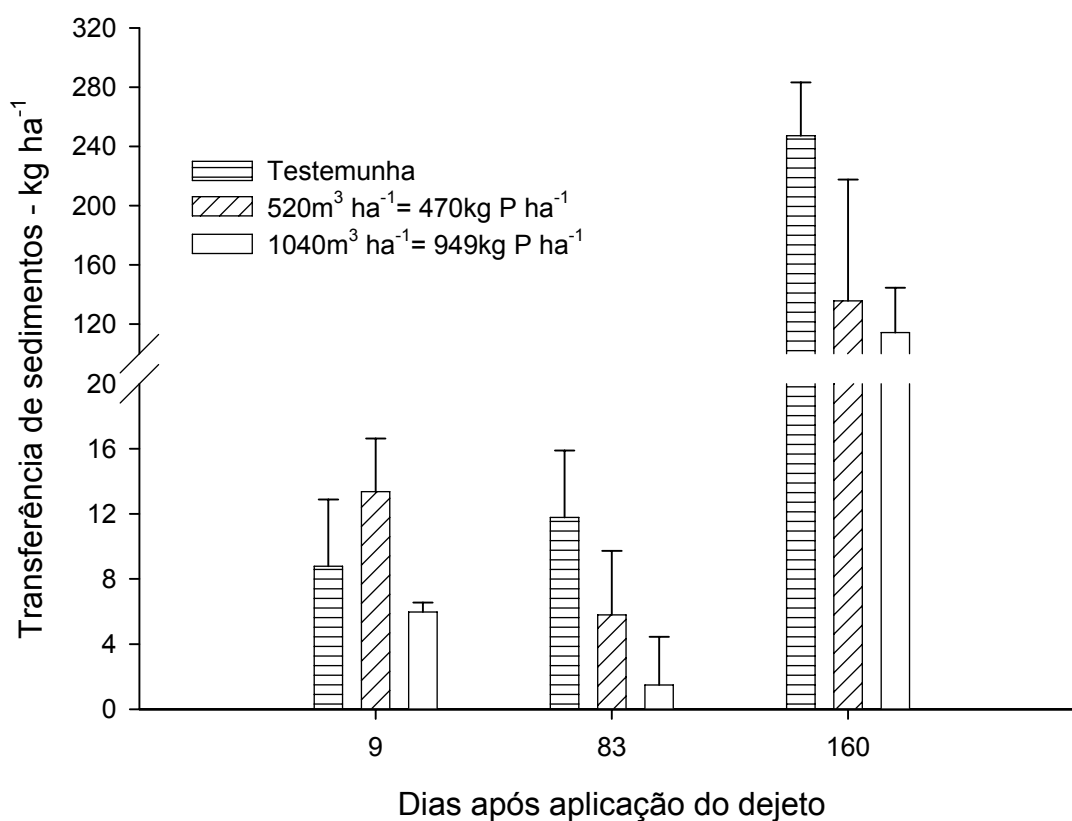


Figura 9- Quantidade de sedimento transferido por escoamento superficial em três coletas realizadas durante a fase de crescimento do milho (2004/2005) com aplicação de doses de dejetos líquidos de suíno.

No último evento monitorado a concentração de sedimentos onde não foi aplicado dejetos, atingiu $463,3 \text{ mg L}^{-1}$, sendo 1,9 e 2,2 vezes maior que nas quantidades acumuladas de 520 e $1040 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente. Conseqüentemente, a transferência de sedimentos foi menor onde foi aplicado dejetos, sendo que a redução chegou a 1,8 e 2,1 vezes, com as quantidades acumuladas de 520 e $1040 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente.

Em geral a transferência de água foi diminuída apenas com a dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ($1040 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nos cinco anos) nas precipitações de menor intensidade e a concentração de sedimento não apresentou grande diferença com o uso de doses de dejetos líquidos de suíno é diminuída com a aplicação com doses de dejetos líquidos de suínos.

5.2.2 Transferência de água via percolação

Nos três eventos monitorados a quantidade de água transferida por percolação foi semelhante nas situações onde houve ou não a aplicação de dejetos (Figura 10).

A média de água transferida por percolação nas quantidades acumuladas de 0; 520 e 1040m³ ha⁻¹, nos três eventos monitorados, foi de 15,9; 16,9 e 10,2% da precipitação ocorrida, respectivamente. O aumento das transferências de água por percolação com aplicação de dejetos líquido de suíno nas doses 120; 240 e 560m³ ha⁻¹ foi observado por Basso, (2003) nos dois primeiros anos de condução do experimento.

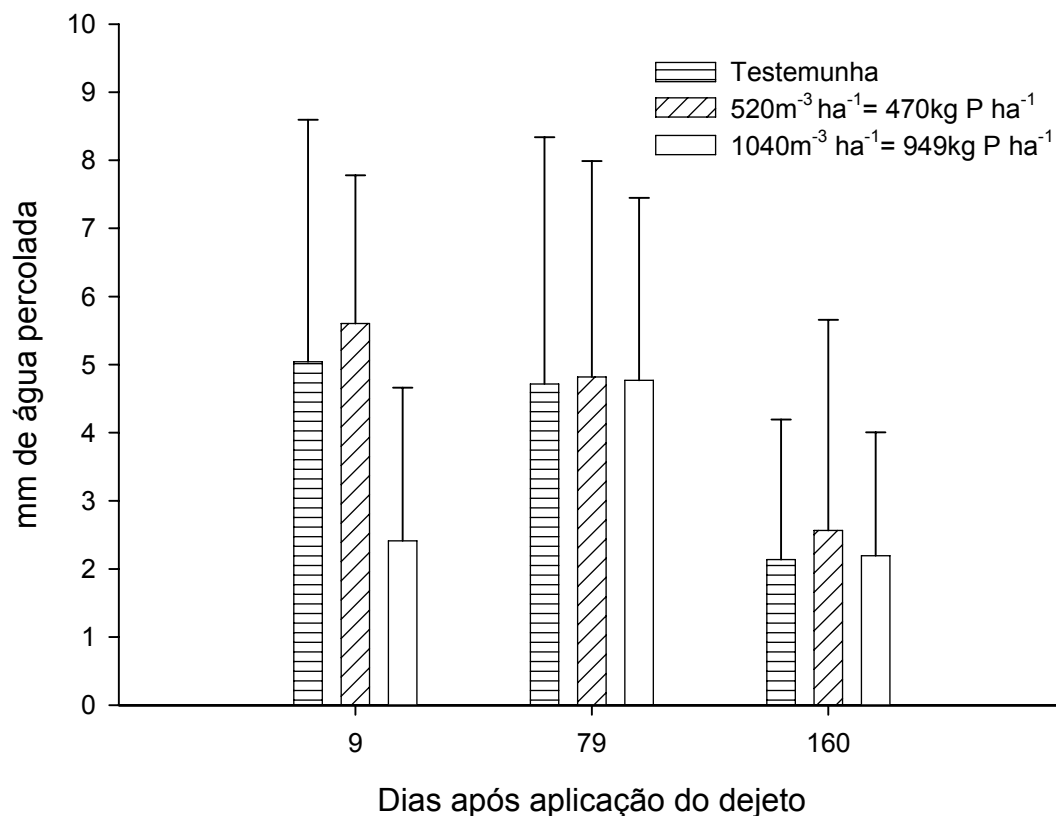


Figura 10- Quantidade de água transferida por percolação em três coletas realizadas durante a fase de crescimento do milho (2004/2005) com aplicação de dejetos líquido de suíno.

A transferência de água por percolação no primeiro evento monitorado foi de 5,0; 5,6 e 2,4mm representando 11,2; 12,4 e 5,36% da chuva ocorrida onde as quantidades acumuladas foram de 0; 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente. Apesar

da chuva ocorrida ter sido de baixa intensidade e pluviosidade a porcentagem de água transferida foi superior aos demais eventos monitorados.

Aos 79 dias após a aplicação dos dejetos foi realizada irrigação e a quantidade de água aplicada foi de 170mm, porém com baixa intensidade, o que favoreceu a percolação. Como o solo encontrava-se em déficit hídrico a quantidade de água transferida foi de 4,7; 4,8 e 4,7mm, representando 2,7; 2,8 e 2,8% da chuva ocorrida nas doses de 0; 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente.

Na última precipitação ocorrida na cultura do milho, as transferências foram menores comparados com os outros eventos, representando 2,0; 2,4 e 2,1% da chuva ocorrida nas quantidades acumuladas de 0; 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente. Esta menor transferência ocorreu porque a chuva foi de alta intensidade, favorecendo assim as transferências de água e sedimentos por escoamento superficial (Figuras 7).

No geral, com as quantidades acumuladas de 520 e 1040m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suíno em um período de cinco anos, não houve grande diferença na transferência de água por percolação e isto está relacionado com o grande desvio padrão no volume de água transferida.

5.3 Transferência de fósforo por escoamento superficial e percolação após cinco anos de aplicação de dejetos líquidos de suíno

5.3.1 Transferência de fósforo via escoamento superficial

A aplicação de quantidades acumuladas de 520 e 1040m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suíno, que corresponde a 470 e 949kg de fosfato ha⁻¹ respectivamente, aumentou as transferências de fósforo via escoamento superficial em todos os eventos monitorados (Tabela 9), demonstrando assim o seu potencial poluente.

Os valores encontrados são muito superiores ao nível crítico de fósforo estabelecido pelo Conselho Nacional Do Meio Ambiente - COMANA, (2005) e United States Environmental Protection Agency - USEPA (1971). No estudo realizado por Pellegrini (2005) e Gonçalves (2003) em uma microbacia do Rio Grande do Sul as concentrações de fósforo encontradas também foram

superiores ao índice crítico estabelecido pela legislação na maioria das coletas efetuadas.

Tabela 9- Concentração de fósforo na água de escoamento superficial e porcentagem em relação ao total. Média dos três eventos monitorados (9; 83 e 160 dias após aplicação do dejetos)

Volume total aplicado m ³ ha ⁻¹	Sedimento	Fósforo		Fósforo solúvel		
		Fósforo total mg L ⁻¹	Fósforo biodisponível % ¹	Fósforo solúvel mg L ⁻¹	Fósforo solúvel % ¹	
0 (0) ²	304,58	1,41	0,97	68,32	0,65	46,05
520 (470)	225,42	12,59	11,57	86,12	10,34	78,07
1040 (949)	213,89	18,64	17,37	93,05	15,09	81,77

¹ Porcentagem em relação ao fósforo total; ² Total de fósforo aplicado em kg ha⁻¹

Onde não foi aplicado dejetos, os teores de fósforo no solo extraído por Mehlich-1 atingiram valores de 13,0mg kg⁻¹ na camada de 0-2,5cm (Figura 4), enquanto que as concentrações de fósforo em água atingiram valores de 1,4; 0,9 e 0,6mg L⁻¹ de fósforo total (P_{tot}), fósforo biodisponível (P_{bd}) e fósforo solúvel (P_s). Essa transferência de fósforo na camada superficial está relacionada com a diminuição da energia de ligação entre os colóides do solo, já que esta área estava sendo manejada há 8 anos sob plantio direto e recebendo adubações fosfatadas, o que justifica que os teores de fósforo no solo, mesmo onde não foi aplicado dejetos, enquadrarem-se na classe de média disponibilidade, conforme a CQFS-RS/SC (2004). Esses dados tornam-se ainda mais relevantes por que a média ponderada de fósforo extraído na camada de 0-10cm do solo é de 10mg kg⁻¹, enquanto o nível crítico de fósforo no solo, preconizado pela CQFS-RS/SC (2004), é de 12mg dm³, demonstrando que o nível crítico de fósforo agrônômico, neste tipo de solo, não condiz com o nível crítico ambiental.

A concentração de sedimentos onde não foi aplicado dejetos também contribuiu para aumentar os teores de fósforo na solução escoada, evidenciando assim a natureza seletiva da erosão (Sharpley, 1985). A menor proteção de solo onde não foi aplicado dejetos favoreceu o transporte de fósforo particulado e, conseqüentemente, diminuindo a porcentagem de fósforo biodisponível, comparado com onde as quantidades acumuladas foram de 520 e 1040m³ ha⁻¹. Por outro lado, os aumentos de fósforo no solo extraído por Mehlich-1 foram 5,4 e

10,7 vezes com as quantidades acumuladas de 520 e 1040m³ ha⁻¹, comparado com onde não foi aplicado dejetos. Os aumentos de fósforo total atingiram 8,9 e 13,2 vezes com as quantidades acumuladas de 520 e 1040m³ ha⁻¹, e o aumento de fósforo biodisponível foi de 11,9 e 18,1 vezes, demonstrando que as transferências de fósforo por escoamento são mais potencializadas que os aumentos nos teores de fósforo no solo.

A porcentagem de fósforo biodisponível representou 68,3; 86,1 e 93,0% do fósforo total nas quantidades acumuladas de 0, 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente (Tabela 9). Estas porcentagens são mais expressivas onde foi aplicado dejetos líquido de suíno, pois grande parte do fósforo estava na forma solúvel. A porcentagem de fósforo solúvel prontamente disponível para a absorção dos organismos biológicos representou 78,0 e 81,7% da concentração total de fósforo nas quantidades de 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente.

Em trabalhos desenvolvidos por Edwards & Daniel (1993) esta porcentagem variou de 80 a 90% do fósforo total. Em geral, os dados obtidos são coerentes com os dados relatados na literatura para o sistema de plantio direto (Sharpley & Halvorson, 1994; Sharpley et al., 1995) e confirmam que o uso de práticas conservacionistas associadas com a aplicação de dejetos de suínos, diminui a transferência de fósforo ligado às partículas de solo, porém potencializa as transferências de fósforo solúvel (McDowell & McGregor, 1984; Sharpley & Halvorson, 1994; Sharpley et al., 1995; Bundy et al., 2001; Andraski et al., 2003).

O aumento do fósforo extraído com água no solo (Q_o) de 3,48 para 13,14 e 32,63mg L⁻¹ (Tabela 8), correspondeu a uma relação exponencial entre os teores médios de fósforo solúvel em água que foram 0,67; 10,34 e 15,09mg L⁻¹ nas quantidades acumuladas de 0; 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente (Tabela 9 e anexo A). Para Sharpley et al. (1996) e Pote et al. (1996) o fósforo dessorvido ou extraído com água correlaciona-se significativamente com o teor de fósforo dissolvido escoado durante os períodos de precipitação.

Na tabela 10 e anexo B; C e D pode-se observar a grande variação nos teores de fósforo transferidos por escoamento superficial nos três eventos monitorados, porém observa-se que os teores de fósforo diminuíram nas últimas coletas. As precipitações de baixa intensidade também podem causar o transporte de fósforo para o meio aquático (Quinton et al., 2001; Smith et al. 1992).

As maiores concentrações de fósforo foram observadas aos 9 dias após a aplicação do dejetos e isto foi devido ao transporte de partículas de dejetos que estavam na superfície do solo ou sobre os resíduos vegetais. Este fato também foi observado por Basso (2003) nos primeiros anos de condução do experimento, onde as maiores concentrações de fósforo disponível também foram encontradas nos primeiros eventos pluviométricos.

As concentrações de fósforo total na água escoada foram de 1,34; 1,51 e 1,37mg L⁻¹ nos três eventos pluviométricos na área onde não foi aplicado o dejetos, mostrando assim haver pouca relação entre o crescimento da cultura do milho e as concentrações de fósforo no escoado e isso também foi observado por Pellegrini (2005) numa microbacia com a cultura do fumo no RS. Para a quantidade acumulada de 520m³ ha⁻¹, as concentrações de fósforo total escoado diminuíram com o crescimento das plantas de milho mesmo que a intensidade e a pluviosidade da chuva ocorrida aos 160 dias tenha sido maior, comparados aos outros dois eventos. Entretanto, com a quantidade acumulada de 1040m³ ha⁻¹ este fato não foi observado, e isto, provavelmente, foi devido aos altos teores de fósforo dessorvido com água e também a alta concentração de equilíbrio de fósforo no solo (Tabela 8). A menor concentração de fósforo total na quantidade acumulada de 1040m³ ha⁻¹ foi de 2,63mg L⁻¹ e foi observada aos 83 dias após a aplicação do dejetos, e isso pode ser justificado pelo fato de que ocorreu escoamento superficial em apenas uma das parcelas de coleta, embora, nesta parcela a concentração de fósforo total tenha sido de 10,5mg L⁻¹.

O fósforo biodisponível teve um comportamento diferenciado nos três eventos e nas três doses monitoradas. Onde não foi aplicado dejetos, aos 9 dias, 81,5% do fósforo estava na forma biodisponível, enquanto que com as quantidades acumuladas de 520 e 1040m³ ha⁻¹, 94,7 e 96,2% do total estavam na forma biodisponível para os organismos biológicos. Isso demonstra o grande potencial poluente desta água transferida por escoamento superficial. As concentrações de fósforo biodisponível diminuíram aos 160 dias após a aplicação do dejetos. Conseqüentemente, as porcentagens em relação ao fósforo total baixaram para 41,3; 69,2 e 84,9% nas doses 0, 520 e 1040m³ ha⁻¹ respectivamente. Esta diminuição está relacionada com o aumento na concentração de sedimentos na água, evidenciando que houve uma diminuição

da concentração de fósforo solúvel e um aumento na concentração de fósforo particulado.

Uma das alternativas para diminuir os teores de fósforo solúvel no dejetos e também a transferência de fósforo solúvel por escoamento superficial é o uso de fitases na ração mais o tratamento dos dejetos com $AlCl_3$ (Moore & Miller, 1994; Moore et al., 1999; Moore et al., 2000; Smith et al., 2004a; Smith et al., 2004b; Smith & Moore, 2005). A utilização de fitases na ração é uma prática que vem recebendo muita importância, isto por que aumenta a disponibilidade de fósforo para os suínos, fazendo com que diminua a quantidade de fósforo excretado nos dejetos. Quantitativamente, o uso combinado de fitases e o tratamento dos dejetos com $AlCl_3$ pode diminuir em até 73% o fósforo solúvel no escoamento superficial (Smith et al., 2004a). Técnicas mais modernas de melhoramento genético vegetal (transgênia), também estão sendo usadas para diminuir a quantidade de ácido fítico nos grãos usados nas rações (Leytem et al., 2004; Wienhold & Miller, 2004). Nos EUA, a empresa Pioneer Hi-Bred International já contém uma variedade de milho que apresenta baixa quantidade de ácido fítico e está sendo usada nas pesquisas (Wienhold & Miller, 2004).

Outro mecanismo mais simples e possível de se realizar no Brasil é o uso de grãos com alta umidade (silagem de grão úmido), técnica esta que possibilita maior digestibilidade dos nutrientes contidos nas rações (Lima et al., 1999) e também a inserção na dieta de grãos de plantas trigo e triguilho, que contém atividade fitica (Hauschild et al., 2004).

Tabela 10- Concentração de fósforo na água escoada nos três eventos monitorados durante o crescimento das plantas de milho em 2004/2005, com aplicação de dejetos líquidos de suíno.

Volume total de dejetos aplicados $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	Número de dias após a aplicação de dejetos líquidos de suínos					
	9 dias	%	83 dias	%	160 dias	%
----- Fósforo total, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	1,34	-	1,51	-	1,37	-
520 (470)	27,83	-	5,75	-	4,20	-
1040 (949)	37,89	-	2,63	-	15,41	-
----- Fósforo biodisponível, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	1,09	81,49 ¹	1,24	82,17 ¹	0,57	41,30 ¹
520 (470)	26,38	94,78	5,43	94,38	2,91	69,20
1040 (949)	36,45	96,21	2,58	97,97	13,09	84,97
----- Fósforo solúvel, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	0,67	50,07	0,79	52,11	0,49	35,96
520 (470)	23,30	83,72	5,14	89,38	2,57	61,10
1040 (949)	32,75	86,44	2,47	93,65	10,05	65,22
----- Fósforo particulado, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	0,67	49,93	0,72	47,89	0,88	64,04
520 (470)	4,53	16,28	0,61	10,62	1,63	38,90
1040 (949)	5,14	13,56	0,17	6,35	5,36	34,78
----- Fósforo particulado biodisponível, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	0,42	62,92 ²	0,45	62,76 ²	0,07	8,34 ²
520 (470)	3,08	67,94	0,29	47,10	0,34	20,83
1040 (949)	3,70	72,02	0,11	68,03	3,04	56,78
Fósforo particulado potencialmente biodisponível, mg L^{-1}						
0 (0) ³	0,03	3,85 ²	Nd	-	0,06	6,97 ²
520 (470)	0,28	6,18	Nd	-	0,07	4,41
1040 (949)	0,55	10,63	Nd	-	0,12	2,17
----- Fósforo particulado não biodisponível, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	0,22	33,23 ²	Nd	-	0,74	84,69 ²
520 (470)	1,17	25,88	Nd	-	1,22	74,76
1040 (949)	0,89	17,35	Nd	-	2,20	41,05

¹ % de fósforo em relação ao fósforo total, ² % de fósforo em relação ao fósforo particulado; ³ Total de fósforo aplicado em kg ha^{-1} .

Onde foi aplicado dejetos líquidos de suíno, pode-se observar que a porcentagem de fósforo solúvel foi sempre maior do que o fósforo particulado, representando ambientalmente uma liberação imediata de fósforo para os organismos aquáticos.

Aos 9 dias após a aplicação do dejetos, a concentração de fósforo particulado potencialmente biodisponível, que representa a quantidade de fósforo que vai ser liberada durante o percurso ou quando o sedimento se encontrar no fundo dos riachos, representou 3,8; 6,18 e 10,6% do fósforo particulado com as quantidades acumuladas de 0, 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente (Tabela 10). Neste evento, a maior concentração foi observada com 1040m³ ha⁻¹, devido ao transporte seletivo de partículas de solo com alto teor de fósforo e com baixa energia de ligação. Entretanto, o fósforo particulado potencialmente biodisponível não foi muito representativo em relação ao total, pois correspondeu a 1,9; 1,0 e 1,4% com as quantidades acumuladas de 0, 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente. Aos 160 dias após a aplicação dos dejetos, as porcentagens de fósforo particulado potencialmente biodisponível chegaram a 7,0; 4,4 e 2,2% do fósforo particulado. Apesar de haver o maior transporte de partículas de solo aos 160 dias, estas apresentam menor potencial de biodisponibilidade. Isto foi devido as partículas conterem menor quantidade de fósforo ou apresentarem maior energia de ligação entre o fósforo e os colóides, comparados com o evento aos 9 dias após a aplicação do dejetos.

Como foi ressaltado anteriormente, grande parte do fósforo transferido está na forma solúvel e menos da metade na forma particulada, porém aos 9 dias após a aplicação do dejetos 62,9; 67,9 e 72,0% do fósforo particulado encontrava-se biodisponível e 33,2; 25,8 e 17,3% em formas de fósforo particulado não biodisponível com as quantidades acumuladas de 0, 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente. No último evento monitorado, a porcentagem de fósforo particulado biodisponível diminuiu para 8,3; 20,8 e 56,7% do fósforo particulado, aumentando assim para 84,6; 74,7 e 41,0% o fósforo particulado não biodisponível. Isso demonstra que quanto mais distante da aplicação de dejetos, menos fósforo solúvel é transportado, restando percentualmente mais fósforo particulado não biodisponível. Estes dados assemelham-se aos obtidos por

Pellegrini (2005) e Sharpley et al. (1995), os quais, estudando a dinâmica do fósforo em microbacias, encontraram em média 85 e 79% do fósforo total na forma de fósforo particulado não biodisponível. Nota-se que onde não foi aplicado dejetos, as concentrações de fósforo particulado não biodisponível foram menores, porém seus percentuais em relação ao fósforo particulado foram maiores comparados com as doses de dejetos. Esta forma de fósforo particulado não biodisponível, pode conter fósforo orgânico e inorgânico que se encontra com alta energia de ligação aos colóides, ou até mesmo uma fração de fósforo que constitui parte dos minerais primários do solo. Contudo, esta forma de fósforo apresenta pouca importância, em relação às demais, do ponto de vista ambiental.

A aplicação contínua de dejetos líquidos de suíno com as quantidades acumuladas de 520 e 1040m³ ha⁻¹ representa um risco de contaminação ambiental pela transferência de fósforo para o meio aquático, a maior proporção de fósforo transferido está na forma biodisponível sendo grande parte composto por fósforo solúvel.

5.3.2 Transferência de fósforo por percolação.

Em geral, a transferência de fósforo por percolação apresenta grandes variações e isso é demonstrado nos gráficos apresentados nos anexos E; F e G, onde observa-se alto desvio padrão em cada forma de fósforo monitorada.

O principal caminho de transferências de fósforo é por escoamento superficial (Heathwaite et al., 2000); Toor et al., 2003), porém alguns autores relatam a possibilidade de transferência por percolação (Kao & Blanchar 1973; Beauchemin et al., 1996; Sims et al., 1998; Stamm et al., 1998; Hooda et al., 1999 Novais & Smyth, 1999; Basso et al., 2005). Os resultados mostrados na tabela 11 evidenciam a possível transferência de fósforo por percolação, porém as concentrações de fósforo total são menores que as encontradas na solução de escoamento (Tabela 9). Entretanto, as concentrações médias de fósforo total foram de 0,09; 0,12 e 0,27mg L⁻¹ com as quantidades acumuladas de 0; 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente, significando aumentos de 1,3 e 3,0 vezes onde a aplicação acumulada de dejetos foi de 520 e 1040m³ ha⁻¹. Estas concentrações são maiores que o nível crítico estabelecido pela legislação, que é de 0,02mg L⁻¹.

Porém estas concentrações são menores que as encontradas por Hooda et al. (1999), os quais, trabalhando num Gley contendo 26% de argila e com três aplicações de $50\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos encontraram uma média anual de $0,64 \text{mg L}^{-1}$ de fósforo total

Tabela 11- Concentração de fósforo na água de percolação e porcentagem em relação ao total. Média dos três eventos monitorados (9; 79 e 160 dias após aplicação do dejetos).

Volume total aplicado $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	Fósforo total	Fósforo biodisponível		Fósforo solúvel	
	mg L^{-1}	mg L^{-1}	% ¹	mg L^{-1}	% ¹
0 (0) ²	0,09	0,08	86,81	0,05	61,73
520 (470)	0,12	0,10	84,75	0,07	63,50
1040 (949)	0,27	0,23	86,36	0,18	68,92

¹ Porcentagem em relação ao fósforo total; ² Total de fósforo aplicado em kg ha^{-1} .

A aplicação de dejetos líquidos de suíno por um período de cinco anos potencializou as transferências de fósforo por percolação. Fenômenos semelhantes também foram relatados na literatura (Kao & Blanchar, 1973; Beauchemin et al., 1996; Stamm et al., 1998; Hooda et al. 1999). Normalmente, os autores relatam que essas transferências de fósforo por percolação ocorrem através de fluxo preferencial (Beauchemin et al., 1996; Stamm et al., 1998; Hooda et al. 1999; Basso et al., 2005). No estudo de Beauchemin et al. (1996) os autores comentam que apesar de haver grande capacidade de sorção de fósforo no horizonte B, não necessariamente é criada uma barreira para o fósforo, mesmo assim a transferência de fósforo por percolação está mais associada com as condições físicas do solo e as formas de fósforo. Eghball et al. (1996) constataram não haver correlação entre o poder de adsorção de fósforo e a sua mobilidade no solo. No trabalho de Stamm et al. (1998) o fluxo preferencial de fósforo foi causado principalmente por galerias construídas pelas minhocas, as quais chegaram a 0,8m de profundidade, fazendo com que a concentração de fósforo aumentasse na solução percolada.

As concentrações médias de fósforo total, biodisponível e solúvel demonstram haver fluxo preferencial de fósforo onde o fósforo transferido não interage com os colóides de solo, por que, segundo Sims et al. (1998),

normalmente o fósforo é transferido por macroporos que possuem uma proteção em suas paredes, dificultado assim a interação entre a solução e as partículas de solo. No caso estudado se o fósforo interagisse com os colóides do solo provavelmente iria ficar sorvido no solo. Isto é demonstrado observando os dados de concentração de equilíbrio, energia de ligação e a capacidade máxima de absorção na camada de 30-60cm.

Os percentuais médios de fósforo biodisponível são de 86,8; 84,7 e 86,3 e os de fósforo solúvel são de 61,7; 63,5 e 68,9% do fósforo total com as quantidades acumuladas de 0, 520 e 1040m³ ha⁻¹, respectivamente. Esses valores são menores que os encontrados no escoamento superficial, onde o aumento da dose de dejetos representou aumento nas porcentagens de fósforo biodisponível e fósforo solúvel (Tabela 9 e 10). Isto demonstra que as formas de fósforo transferidas por percolação são menos contaminantes biologicamente ao meio aquático, comparadas com as transferidas por escoamento.

Apesar da aplicação de dejetos ter aumentado as concentrações de fósforo na solução percolada, as porcentagens das formas de fósforo foram semelhantes com ou sem aplicação do dejetos. Este fato pode estar associado com o acúmulo de fósforo orgânico no solo, pois segundo Dalal, (1977) este pode variar de 20 a 80% do total do solo e pode ser percolado no perfil (Novais & Stmyth 1999; Turner et al. 2002; Toor et al. 2003). Toor et al. (2003), estudando as formas orgânicas de fósforo transferidas por percolação com aplicação de 45kg de fósforo ha⁻¹ ano⁻¹ e mais 4 aplicações de dejetos leiteiros por ano na base de 200kg de nitrogênio ha⁻¹, encontraram valores semelhantes de fósforo total ao da quantidade acumulada de 1040m³ ha⁻¹ (0,26mg L⁻¹), porém deste, 84,7% encontrava-se em formas de fósforo total não reativos. Em 51 eventos monitorados 12% do fósforo encontravam-se na forma inorgânica e 88% na forma orgânica, destes 67,4% na forma de monoésteres e 20,2% como diésteres.

Aos 9 dias após a aplicação do dejetos, as concentrações das formas de fósforo avaliadas foram menores comparadas com os outros dois eventos (Tabela 12), demonstrando haver uma tendência de aumento nas concentrações com o passar do tempo, sendo o contrário das transferências por escoamento superficial (Tabela 10). Isso também foi constatado por Basso, (2003) nos dois primeiros anos de condução do trabalho. O aumento nas concentrações de fósforo com o

passar do tempo pode estar relacionado com o transporte de fósforo dos dejetos para as camadas mais profundas, devido a mineralização e liberação do fósforo do tecido microbiano.

A concentração de fósforo biodisponível foi menor aos 9 dias após aplicação dos dejetos comparados com os outros eventos (Tabela 12). Com a quantidade acumulada de $1040\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$ houve maior quantidade de fósforo biodisponível (79,1% do fósforo total), enquanto 30,5% do fósforo total encontrava-se particulado (Tabela 12). Isso demonstra que 68,2% desse fósforo particulado não é biodisponível, e isso pode estar associado ao transporte de fósforo ligado a colóides com alta energia de ligação ou até mesmo formas orgânicas de fósforo (Toor et al., 2003).

As maiores concentrações de fósforo foram observadas aos 79 dias após a aplicação do dejetos, e os aumentos no fósforo total chegaram a 1,2 e 2,9 vezes nas quantidades acumuladas de 520 e $1040\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$, em relação a onde não foi aplicado dejetos. Estas maiores concentrações ocorreram devido a grande quantidade de água aplicada no solo com baixa intensidade (irrigação), e não ocorrer o fenômeno de escoamento superficial. Por consequência disto, causou um encharcamento no solo e uma possível dessorção de fósforo de camadas mais superficiais e posterior transporte através de fluxo preferencial até os lisímetros de coleta. Foi também aos 79 dias que o fósforo particulado apresentou as maiores porcentagens em relação ao total.

Aos 160 dias após aplicação do dejetos, o fósforo biodisponível representou 96,9; 79,9 e 96,7% do fósforo total com as quantidades acumuladas de 0, 520 e $1040\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$. Comparado com os outros eventos foi o que apresentou a maior biodisponibilidade, exceto para o acumulado de $520\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$. Esta maior biodisponibilidade pode estar associada a mineralização do fósforo no solo e também a sua menor extração pelas plantas. As proporções de fósforo solúvel aumentaram em relação aos outros eventos, conseqüentemente diminuiu o fósforo particulado. Entretanto 93,2; 44,7 e 98,2% do fósforo particulado era biodisponível com as quantidades acumuladas de 0, 520 e $1040\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$, respectivamente, reforçando que o fósforo transferido por percolação é mais biodisponível depois de transcorrido mais tempo a partir da aplicação do dejetos.

Os parâmetros mensurados no solo na camada de 0-2,5cm com aplicação acumulada de $960\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suíno em um período de 4 anos e meio causou alterações com relação ao fósforo no solo. É importante ressaltar que os solos onde a suinocultura é desenvolvida são de topografia acidentada e em muitos casos são solos rasos e que recebem aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suíno, sem nenhum controle das quantidades aplicadas. Nesse sentido com os parâmetros avaliados no solo e na água transferida em relação ao fósforo pode-se afirmar que este solo apresenta grande capacidade de transferência de fósforo por escoamento superficial com o uso das três doses continuamente, pois as concentrações de fósforo encontradas na solução escoada são superiores ao requerido pela legislação.

Na camada de 30-60cm, as alterações no conteúdo de fósforo foram de menor magnitude, estando bem abaixo dos parâmetros relatados pela literatura, entretanto em solos mais rasos deve-se tomar cautela na aplicação de dejetos líquidos de suíno. Outro fator muito importante e também relatado na literatura é que apesar do solo apresentar grande capacidade de sorção de fósforo, não elimina o fato de haver transferências por percolação. No entanto, as concentrações de fósforo encontradas na solução percolada são superiores a exigida pela legislação, mas são biologicamente menos problemáticas que as formas transferidas por escoamento superficial.

Tabela 12 Concentração de fósforo na água percolada nos três eventos monitorados durante o crescimento do milho 2004/2005, com o uso de dejetos líquidos de suínos.

Volume total de dejeito aplicado $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$	Número de dias após a aplicação de dejeito líquido de suínos					
	9 dias	%	79 dias	%	160 dias	%
----- Fósforo total -----						
0 (0) ³	0,06	-	0,14	-	0,09	-
520 (470)	0,08	-	0,18	-	0,11	-
1040 (949)	0,15	-	0,41	-	0,30	-
----- Fósforo biodisponível, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	0,04	71,06 ¹	0,12	92,46 ¹	0,09	96,91 ¹
520 (470)	0,07	89,17	0,14	85,13	0,09	79,97
1040 (949)	0,11	79,16	0,31	83,19	0,29	96,78
----- Fósforo Solúvel, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	0,04	69,92 ¹	0,08	60,93 ¹	0,05	54,35 ¹
520 (470)	0,07	88,10	0,08	47,15	0,06	55,26
1040 (949)	0,09	69,45	0,18	49,47	0,26	87,85
----- Fósforo particulado, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	0,02	30,08 ¹	0,05	39,07 ¹	0,04	45,65 ¹
520 (470)	0,01	11,90	0,09	52,85	0,05	44,74
1040 (949)	0,04	30,55	0,19	50,53	0,04	12,15
----- Fósforo particulado biodisponível, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	0,00	3,78 ²	0,04	80,70 ²	0,04	93,22 ²
520 (470)	0,00	8,98	0,06	71,86	0,03	55,23
1040 (949)	0,01	31,79	0,13	66,74	0,03	98,20
----- Fósforo particulado não biodisponível, mg L^{-1} -----						
0 (0) ³	0,02	96,22 ²	0,01	19,30 ²	0,00	6,78 ²
520 (470)	0,01	91,02	0,02	28,14	0,02	44,77
1040 (949)	0,03	68,21	0,06	33,26	0,00	1,80

¹ % de fósforo em relação ao fósforo total, ² % de fósforo em relação ao fósforo particulado; ³ Total de fósforo aplicado em kg ha^{-1} .

6 CONCLUSÕES

O aumento na dose de dejetos líquidos de suíno incrementou os teores de fósforo extraído por Mehlich-1 em todo o perfil do solo estudado.

A capacidade máxima de adsorção e a constante de energia relacionada a ligação do fósforo foram diminuídas com o aumento das quantidades acumuladas de dejetos líquidos de suíno, aumentando assim a concentração de equilíbrio de fósforo no solo.

A transferência de água por escoamento superficial foi diminuída apenas quando foi utilizada continuamente a dose de $80\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$ ($1040\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$ nos cinco anos) nas precipitações de menor intensidade.

A transferência de água via percolação e a concentração de sedimento via escoamento superficial não apresentaram grandes diferenças com o uso de doses acumuladas de dejetos líquidos de suíno.

A maior proporção do fósforo na solução escoada encontra-se biodisponível nas áreas onde foi aplicado dejetos líquidos de suíno, e este é composto principalmente por fósforo solúvel. O aumento na dose de dejetos diminuiu o fósforo particulado na solução escoada, porém aumentou a fração de fósforo particulado biodisponível.

A aplicação de dejetos líquidos potencializou as transferências de fósforo via escoamento superficial e percolação atingindo concentrações superiores às estabelecidas pela legislação, representando assim um potencial de contaminação ambiental.

7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACSURS. Dados estatísticos sobre a suinocultura do RS. Disponível em www.acsurs.com.br/.html Acessado em 10 de agosto de 2005.

ABIPECS. Anuário 2003 Da suinocultura Industrial. Nº 01 de 2003 ed. 166 Ano 25. Disponível em www.abipecs.org.br Acessado em Setembro de 2005.

AGBENINI, J.O.; TIESSEN, H. The effects of soil properties on differential phosphate sorption by semi-arid northeast Brazil. **Soil Science**. v.157, p.36-45, 1994.

ASAE. Manure Production and Characteristics. **ASAE Agricultural sanitation and Waste Management Commitec Standarts**. 1993.

AITA, C. **Efeito da aplicação de esterco bovino e efluente de biodigestor sobre a atividade microbiana do solo na disponibilidade de nitrogênio para a cultura do sorgo (Sorghum bicolor (L.) Moench)**. 1984. Dissertação (Dissertação em agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, 1984.

ALBUQUERQUE, J.A.; REINERT, D.J.; FIONIN, J.E.; RUDELL, J.; PETRERE, C.; FONTINELLI, F. Rotação de culturas e sistema de manejo do solo: Efeito sobre a forma da estrutura do solo ao final de sete anos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.19, p.115-119, 1995.

ALMEIDA, J.A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfato em latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. **Revista Brasileira Ciência do Solo**. v.27, p.989-1002, 2003.

AMADO, T.J.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relative no manejo do resíduo cultural de soja na redução das perdas de solo por erosão hídrica. **Revista Brasileira Ciência do Solo**. v.13, p.251-257, 1989.

ANDERSON, G. Assessing organic phosphorus in soil. In: KHASAWNEN, E.E.; SAMPLE, E.C.; KAMPRATH, E.J. (ed) **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American society of agronomy. Wisconsin.1980, p.411-431.

ANDRASKI, T.W.; BUNDY, L.G.; KILIAN K. Manure history and long-term tillage effects on soil properties and phosphorus losses runoff. **Journal Environmental Quality**. v.31, p1782-1789, 2003.

BARNETT, G.M. Phosphorus forms in animal manure. **Bioresource technology**. v.49,p.139-147, 1994.

BASSO, C.J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125f. tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; POLETO, N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suíno: II- perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**. v.35 p. 1305-1312, 2005.

BARROW, N. J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. **Journal Soil Science**. v.34, p.733-750, 1983.

BARROW, N. J. BOLLAND, M.D.A.; ALLEN, D.G. Effect of addition of superphosphate on sorption of phosphate. **Australian Journal of Soil Research**. v. 36, p.359-372, 1998.

BARROW, N. J. The four laws of soil chemistry: the Leer lecture 1998. **Australian Journal of Soil Research**. v.37, n.5, p.787-829, 1999.

BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R.R.; CLUIS, D. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. **Journal Environmental Quality**. v.25, p. 1317-1325, 1996.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C, CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J.; BARBOSA, F.T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.28, p.485-494, 2004.

BERTOL, I., MELLO, E.L.; GUADAGNIN, J.C.; ZAPAROLLI, A.L.V.; CARRAFA, M.R. Nutrient losses by water erosion. **Scientia Agricola**. v.60, p.581-586, 2003.

BUNDY, L.G.; ANDRASKI, T.W.; POWELL, J.M. Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production systems. **Journal Environmental Quality**. v.30, p.1822-1828, 2001.

BROOKES, P. C. & POWLSON, D. C. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of Science and Food Agriculture**. v.32, 671-674, 1982.

CAMPELO, P.L.G. **Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo pozólico vermelho-amarelo**. 1999. 53f. Dissertação (Mestrado em engenharia agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

CASSOL, P. C. **Eficiência fertilizante de estrumes de bovinos de leite e frangos de corte como fonte de fósforo às plantas**. 1999. 162f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

CASTAMANN, A. **Aplicação de dejetos líquidos de suíno na superfície e no sulco em solo cultivado com trigo**. 2005. 115p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade de Passo Fundo, 2005.

CASTRO, F.C.de; COSTA, M.A.T. Alteração de característica física do solo em função da aplicação de chorume suíno e simulação de chuva em área de plantio direto. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E

DA ÁGUA, 14, 2002, Cuiabá. **Anais...Cuiabá: Agromídia Softwares Ltda, 2002.1 CD-RUM.**

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; VIEIRA, F.C.B.; HERBES, M.G.; MOREIRA, I.C.L.; BERWANGER, A.L. Dejeito líquido de suínos: I – perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**. v. 35 p. 1296-1304, 2005a.

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; PAVINATO, P.S.; TRENTIN, E.E.; GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação de aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejeito líquido de suíno. **Ciência Rural**. v.35, p.1287-1295, 2005b.

CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; VIEIRA, F.C.B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v.38, p.729-735, 2003.

CHEVERRY, C.; MENETRIER, Y. & BOLOY, J. et al. **Distribuição do chorume de suínos e fertilização**. Tradução: Osvaldo E. Aranha. Curitiba: ACARPA, 1986, 43p.

COMANA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO Nº 357, Março de 2005.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS/RS-SC. Sociedade Brasileira de Ciência do solo – Núcleo Regional Sul. Porto Alegre, 10ed. 2004.

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **Journal Environmental Quality**.v. 27, p. 261-266, 1998.

DALAL, R. C. Soil organic phosphorus. **Advances in Agronomy**. v.29, p. 83-117, 1977.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N. & LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. **Journal Environmental Quality**.v.27, p.251-257, 1998.

DOURMAD, J. Y. et al. Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. **Livestock Production Science**. v.58, p.261-264, 1999.

DURIGON, R.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; PAVINATO, P.S. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.22, p.983-992, 2002.

EDWARDS, D.R. & DANIEL, T.C. Abstractions and runoff from fescue plots receiving poultry litter and swine manure. **American Society of Agricultural Engineers**. v.36, p.405-411, 1993

EGHBALL, B. BINFORD, G.D; BALTENSBERGE, D.D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. **Journal Environmental Quality**. v.25, p.1339-1343, 1996.

EVANS, S.D.; GOODRICH, P.R. & MUNTER, R.C. et al. Effects of solid and liquid beef manure and liquid hog manure on soil characteristics and on growth, yield and decomposition of corn. **Journal Environmental Quality**. v.6, p.361-368, 1977

FACCIN, M. Sistema de produção. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE SUINOCULTURA, 5, 2000. São Paulo. **Anais...** São Paulo: sn, 2000. p.17-24.

GESSEL, P.D; HANSEN, N.C.; MONCRIEF, J.F.; SCHMITT, M.A. Rate of fall-applied liquid swine manure: Effects on runoff transport sediment and phosphorus. **Journal Environmental Quality**. v.33, p.1839-1844, 2004.

GATIBONI, L.C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. 2003. 247f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2003.

GINTING, D.; MONCRIEF, J.F.; GUPTA, S.C.; EVANS, S.D. Interaction between manure and tillage system on phosphorus uptake and runoff losses. **Journal Environmental Quality**. v.27, p.1403-1410, 1998.

GOMES, M.F.M; GIROTTO, A.F.; TALAMINI, D.J.D.; LIMA, G.J.M.M.de; MORES, N; TRAMONTINI, P. **Análise prospectiva do complexo agro-industrial de suínos no Brasil**. Concórdia: EMBRAPA/CNPSA, 1992. 108p. (Documento, 26).

HAPER, A.F.; KORNEGAY, E.T.; SCHELL, T.C. Phytase supplementation of low phosphorus growing-finishing pig diets improves performance, phosphorus digestibility, and bone mineralization and reduces phosphorus excretion. **Journal Animal Science**. v.75 p. 3174-3186, 1997.

HARTWING, L.H & BØCKMAN, O.C. Ammonia exchange between crops and air. **Journal of Agricultural Sciences**. v.14, n.1, p.5-41, 1994.

HAUSCHILD, L. LOVATTO, P.A.; GUAREZ, G.; SOUZA, B.; ALEBRANTES, L.; SARTOR, C. Digestibilidade, balanços do nitrogênio e fósforo de dietas para suínos contendo diferentes níveis de trigoilho em substituição ao milho com ou sem adição de enzimas. **Ciência Rural**. v.44, p.1557-1562, 2004.

HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. Transfer of phosphorus from agricultural soils. **Advance Agronomic**. v. 66, p. 196-249, 1999.

HAYGARTH, P. M.; HEPWORTH, L. & JARVIS, C. Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. **European Journal of Soil Science**. v.49, p.65-72, 1998.

HAYGARTH, P.M.; SHARPLEY, A.N. Terminology for phosphorus transfer. **Journal Environmental Quality**. v.29, p.10-15, 2000.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal Environmental Quality**. v.29, p.158-166, 2000.

HECKRATH, G.; BROOKES, P.C.; POULTON, P.R.; GOUDING, K.W.T. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in Broadbalk experiment. **Journal Environmental Quality**. v.24, p.904-910, 1995.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society American Journal**. v. 46, p. 970-976, 1982.

HENKLAIN, J.C.; PARRA, M. S.; HAMAKAWA, P.J.; OLIVEIRA, E. Efeito do chorume suíno sobre as propriedades hidráulicas do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10. Florianópolis, 1994. **Anais...** Florianópolis, SBCS, 1994. p.216-217.

HODKINSON, R.A.; CHAMBERS, B.J.; WITHERS, P.J.A.; CROSS, R. Phosphorus losses to surface waters following organic manure applications to a drained clay soil. **Agriculture Water Management**. v.57, p.155-173, 2002.

HOODA, P.S.; MOYNAGH, M.; SYBODA, I.F. Phosphorus loss in drain flow from intensively managed grassland soils. **Journal Environmental Quality**. v.28, p.1235-1242, 1999.

HOUNTIN, J.A.; KARAM, A.; COUILLARD, D.; CESCAS, M.P. Use of a fractionation procedure to assess the potential for phosphorus movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. **Agriculture Ecosystem Environmental**. v.78 p. 77-84, 2000.

HOWARTH, R.W.; JENSEN, H.; MARINO, R.; POSTMA, H. Transport to and processing of P in near-shore and oceanic waters. In: TIESSEN, H. (Ed) **Phosphorus in the global environment**. John Wiley & Sons, 1995, p.171-200.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível no site www.ibge.gov.br acessado em setembro de 2005.

JEMISON, J.M. & FOX, R.H. Nitrate leaching from nitrogen-fertilized and manured corn measured with zero-tension pan lysimeters. **Journal Environmental Quality**. v.23, p.337-343, 1994.

KAO, C.W. & BLANCHARD, R.W. Distribution and chemistry of phosphorus in na Albaqualf soil after 82 years of phosphate fertilization. **Journal Environmental Quality**. v.2, p.237-240, 1973.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 482p.

KING, L.D.; BURNS, C.J. & WESTERMAN, P.W. Long-term swine lagoon effluent applications on "Coastal" Bermuda grass: II. Effects on nutrient accumulations in soil. **Journal Environmental Quality**. v.19, p.756-760, 1990.

KLEINMAN, P.J.; WOLF, A.M.; SHARPLEY, A.N.; BEEGLE, D.B.; SAPARITO, L.S. Survey of Water-Extractable phosphorus in livestock manure. **Soil Science Society American Journal**. v.69, p.701-708, 2005.

KONZEN, E. A. Fertilização de lavouras e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves. In: SEMINÁRIO TÉCNICO DA CULTURA DE MILHO, 5, 2003, Videira. **Anais...Videira** sn. 2003.

KONZEN, E.A. **Manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia, SC, EMBRAPA - CNPSA, 32p. (Circular Técnica, 6), 1983.

KONZEN, E.A.; PEREIRA FILHO, I.A.; BAHIA FILHO, A.F.C; PEREIRA, F. A. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA – CNPMS, 31p. (Circular Técnica, 25) Novembro de 1997.

KORNEGAY, E. T & HARPER A. F. Environmental nutrition: Nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. **The professional animal scientist**. v.13, p. 99-111, 1997.

KOSKI-VÄHÄLÄ, J.; HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. **Journal Environmental Quality**. v. 30, p. 960-966, 2001.

KLEINMAN, P.J.; WOLF, A.M.; SHARPLEY, A.N.; DOUGLAS, B.B.; SAPARITO, L.S. Survey of water-extractable phosphorus in livestock manure. **Soil Science Society American Journal**. v.69, p.701-708, 2005.

KROTH, P. L. **Disponibilidade de fósforo no solo para plantas e fatores que afetam a extração por resina de troca em membrana**. 1998. 168f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

LEAN, D. Phosphorus dynamics in lake water. **Science**. v.179, p.678-680, 1973.

LEITE, D.; BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; SANTOS, E.J.; RITTER, S.R. Erosão hídrica em um Nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. I- Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.28, p.1033-1044, 2004.

LEI, X.G.; PORRES, J.M. Phytases: enzymology, applications and biotechnology. **Biotechnology letters**. v.25 p. 1787-1794, 2003.

LEYTEM, A.B.; TURNER, B.L.; THACKER, P.A. Phosphorus composition of manure from swine fed low-phytate grains: evidence for Hydrolysis in the animal. **Journal Environmental Quality**. v. 33, p. 2380-2383, 2004.

LIMA, G.J.M.M.; SOUZA, O.W.; BELLAVER, C.; BRANDALISE, V.H.; VIOLA, E.S.; GIÓIA, D.R.La. **Composição química e valor energético de silagem de grão de milho para suínos**. Comunicado técnico n.240. Embrapa Suínos e Aves-Concórdia, 1999.

LOBOSKI, C.A.M & LAMB, A.J. Impact of manure application on soil phosphorus sorption characteristics and subsequent water quality implications. **Soil Science**. v.169, p.440-448, 2004.

LOVATTO, P. A.; HAUSCHILD, L.; LEHNEM, C. R.; CARVALHO, A. d'A. Modelagem da ingestão, retenção e excreção de nitrogênio e fósforo pela suinocultura gaúcha. **Ciência Rural**. v.35 n.4, p.883 – 890, 2005.

MARCATO, S.M.; LIMA G.J.M.M. Efeito da restrição alimentar como redutor do poder poluente dos dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.34, p. 855-863, 2005.

MARCATO, S.M.; G.J.M.M.; LIMA; RUTZ F. Efeito da restrição alimentar sobre a quantidade e composição das fezes e urina excretadas pelos suínos. **Anais... CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS**. Belo Horizonte, MG.1999.

McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soil**. New York: Oxford University Press, 1994. 406p.

McDOWELL, L.L. & McGREGOR, C.K. Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn. **Soil Tillage Research**. v.4, p.79-91, 1984.

McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRN, L.M. et al. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v.59, p.269-284, 2001.

McKEAN, S. J. & WARREN, G. P. Determination of phosphate desorption characteristics in soils using successive resin extractions. **Communication in Soil Science and Plant Analyses**.v.27, p.2397-2417, 1996.

MEURER, E.J.; RHEINHEIMER, D.S.; BISSANI, C.A. Fenômenos de superfície. In: MEURER, E.J. (Ed) **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Gênese, 2000, p.77-105.

MINGGANG, L.; OSAKI, M.; RAO, I.M.; TADANO, T. Secretion of phytase from the roots of several plant species under phosphorus-deficient conditions. **Plant and Soil**. v.195 p. 161-169, 1997.

MOORE, P.A.; DANIEL, T.C.; EDWARDS, D.R. Reducing phosphorus runoff and inhibiting ammonia loss from manure with aluminum sulfate. **Journal Environmental Quality**. v.29 p. 37-49, 2000.

MOORE, P.A.; DANIEL, T.C.; EDWARDS, D.R. Reducing phosphorus runoff and improving poultry production with alum. **Poultry Science**. v.78 p. 692-698, 1999.

MOORE, P.A.; MILLER, D.M. Decreasing phosphorus solubility in poultry litter with aluminum, calcium and iron amendments. **Journal Environmental Quality**. v.23 p.325-330, 1994.

MONTAVALLI, P.P. & MILES, R.J. Soil phosphorus fractions alter 111 years of animal manure and fertilizer applications. **Biologic Fertility Soils**. v.36, p.35-42, 2002.

MOZAFFARI, M.; SIMS, T.S. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal based agriculture. **Soil Science**. v.157, p.97-107, 1994.

MURPHY, J. & RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analitica Chimica Acta**. v.27, p.31-36, 1962.

NAIR, V.D; GRATZ, D.A.; REDDY, K.R. Dairy manure influences on phosphorus retention capacity of spodosols. **Journal Environmental Quality**. v.27, p.522-527, 1998.

NOVAIS, R.F. de.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: UFV, DPS, 399p,1999.

OLIVEIRA, P.A.V. de (Coord) Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA/CNPQA., 1993. 188p. (Documento, 27).

OLIVEIRA, P.A.V. **Impacto ambiental causado pelos dejetos de suínos**. Simpósio Latino-Americano de Nutrição de Suínos. p.27-40, 1994.

OLIVEIRA, P.A.V. Aspectos práticos do manejo de dejetos de suínos: **Manejo da água – Influência no volume de dejetos produzidos**. Florianópolis: EPAGRI/EMBRAPA-CNPQA, p.29-33, 1995.

PARFITT, R. L. Anion adsorption by soils and soil materials. **Advances in Agronomy**. v.30, p. 1-46, 1978.

PAUTLE, M.C. & SIMS, J.T. Relationships between soil test phosphorus, soluble phosphorus and phosphorus saturation in Delaware soil. **Soil Science Society American Journal**. v. 64, p.765-773, 2000.

PELEGRINI, J. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino – Agudo – RS**. 2005. 98p. dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

PENZ, A. M. J. **A influência da nutrição na preservação do meio ambiente**. 5º Seminário Internacional de Suinocultura. Expo Center Norte, SP. Setembro de 2000.

PERDOMO, C.C.; LIMA, G.J.M.M.D.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 2001, Gramado. **Anais...** Gramado: s.n., p.17, 2001

POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; MOORE, P.A.; EDWARDS, D.R.; NICHOLS, D.J. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society American Journal**. v.60, p. 855-859, 1996.

POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; MOORE, P.A.; MILLER, D.M.; EDWARDS, D.R. Relationship between phosphorus levels in three ultisols and phosphorus concentration in runoff. **Journal Environmental Quality**. v.28, p.170-175, 1999.

QUINTON, J. N.; CATT, J. A. & HESS, T. M. The selective removal of phosphorus from soil: Is event size important? **Journal Environmental Quality**. v.30, p.538-545, 2001.

RHEINHEIMER, D. S. **Dinâmica do fósforo em sistema de manejo de solos**. 2000. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

RHEINHEIMER, D. S. CASSOL, P.C.; KAMINSKI, J.; ANGHINONI, I. Fósforo orgânico no solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed) **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre: Gênese, p.139-152, 1999.

SCHERER, E.E.; AITA, C.; BALDISSERA, I.T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suíno da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis, 1996. EPAGRI, 46p. (Boletim técnico).

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; DIAS, L.F.X. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense. **Agropecuária Catarinense**. Florianópolis, v.8, p.35-39, 1995.

SCHIMITT, D.R. **Avaliação técnica e econômica da distribuição de esterco líquido de suínos**. 1995. 151p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1995.

SETA, A.K.; BLEVINS, R.L.; FRYE, W.W. & BARFIELD, B.J. Reducing soil erosion and agricultural chemical losses with conservation tillage. **Journal Environmental Quality**. v.22, p.661-665, 1993.

SHARPLEY, A.N. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. **Journal Environmental Quality**. v.24, p.920-926, 1995.

SHARPLEY, A. N. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils. **Soil Science Society American Journal**. v.49, p. 905-911, 1985.

SHARPLEY, A.; DANIEL, T.C.; SIMS, J.T. & POTE, D.H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal Soil Water Conservation**. v.51, p.160-166, 1996.

SHARPLEY, A.N. & HALVORSON, D.A. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In: LAL, R. & STEWART, B.A.(Ed) **Soil Processes and Water Quality**. Madison. p.7-89, 1994.

SHARPLEY, A. N.; HEDLEY, M. J.; SIBBESEN, E. et al. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. In: TIESSEN, H. (Ed) **Phosphorus in the global environment**. Chichester: John Wiley & Sons. p.171-200, 1995.

SHARPLEY, A. N.; MENZEL, R. G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advance Agronomic**, v. 41, p. 297-324, 1987.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S. J.; JONES, O. R.; BERG, W. A.; COLEMAN, G. A. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **Journal Environmental Quality**. v. 21, p. 30-35, 1992.

SIBANDA, H.M.; YOUNG, S.D. Competitive adsorption of humic acids and phosphate on goethite, gibbsite and two tropical soils. **Journal Soil Science**. v.37, p.197-204, 1986

SIMS, J.T.; SIMARD, R.R.; JOERN, C.B. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. **Journal Environmental Quality**. v.27, p.277-293, 1998.

SMITH, D.R.; MOORE, P.A. Soil extractable phosphorus changes with time after application of fertilizer: II manure from swine fed modified diets. **Soil Science**. v.170, p.640-651, 2005.

SMITH, D.R.; MOORE, P.A.; MAXWELL, C.V.; HAGGARD, B.E.; DANIEL, T.C. Reducing phosphorus runoff from swine manure with dietary phytase and aluminum chloride. **Journal Environmental Quality**. v.33, p.1048-1054, 2004a.

SMITH, D.R.; MOORE, P.A.; MILES, D.M.; HAGGARD, B.E.; DANIEL, T.C. Reducing phosphorus runoff from land applied poultry litter with dietary modifications and aluminum addition. **Journal Environmental Quality**. v.33, p.2210-2216, 2004b.

SMITH, D.R.; MOORE, P.A.; MAXWELL, C.V.; HAGGARD, B.E.; DANIEL, T.C.; VanDevander K.; DAVIS, E. Effect of aluminum chloride and dietary phytase on relative ammonia losses from swine manure. **Journal Animal Science**. v.82, p.605-611. 2004c.

SMITH, S. J.; SHARPLEY, A. N.; BERG, W. A. et al. Water quality characteristics associated with southern plains grasslands. **Journal Environmental Quality**. v.21, p.595-601, 1992.

SPARKS, D.L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 1995. 267p.

SPOSITO, G. **The chemistry of soil**. New York: Oxford University Press, 1989. 277p.

STAMM, C.; FLÜHLER, H.; GÄCHTER, R.; LEUENBERGER, J.; WUNDERLI, H. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. **Journal Environmental Quality**. v.27 p.525-522, 1998.

STEVENSON, F.T. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. New York: John Wiley & Sons, 1986. 380p.

TESTA, V.M.; NADAL, R.de; MIOR, L.C.; BALDISSERA, L.T.; CORTINA, N.O. **O desenvolvimento sustentável do Oeste Catarinense**. (Proposta para discussão). Florianópolis: Epagri,247p. 1996.

TOOR, G. S.; CONDRON, L. M.; DI, H. J.; CAMERON, K.C.; MENUN-CADE, B.J. Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**. Oxford, 2003.

TURNER, B.L.; PAPHÁZY, M.J.; HAYGARTH, P.M.; MCKELVIE I.D. Inositol phosphate in the environment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**. The Royal Society. p.449-469, 2002.

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*. **Methods of chemical analysis for water and wates**. Cincinnati: USEPA, 1971.

UUSITALO, R. & EKHOLM, P. Phosphorus in runoff assessed by anion exchange resin extraction and an algal assay. **Journal Environmental Quality**. v.32, p.633-641, 2003.

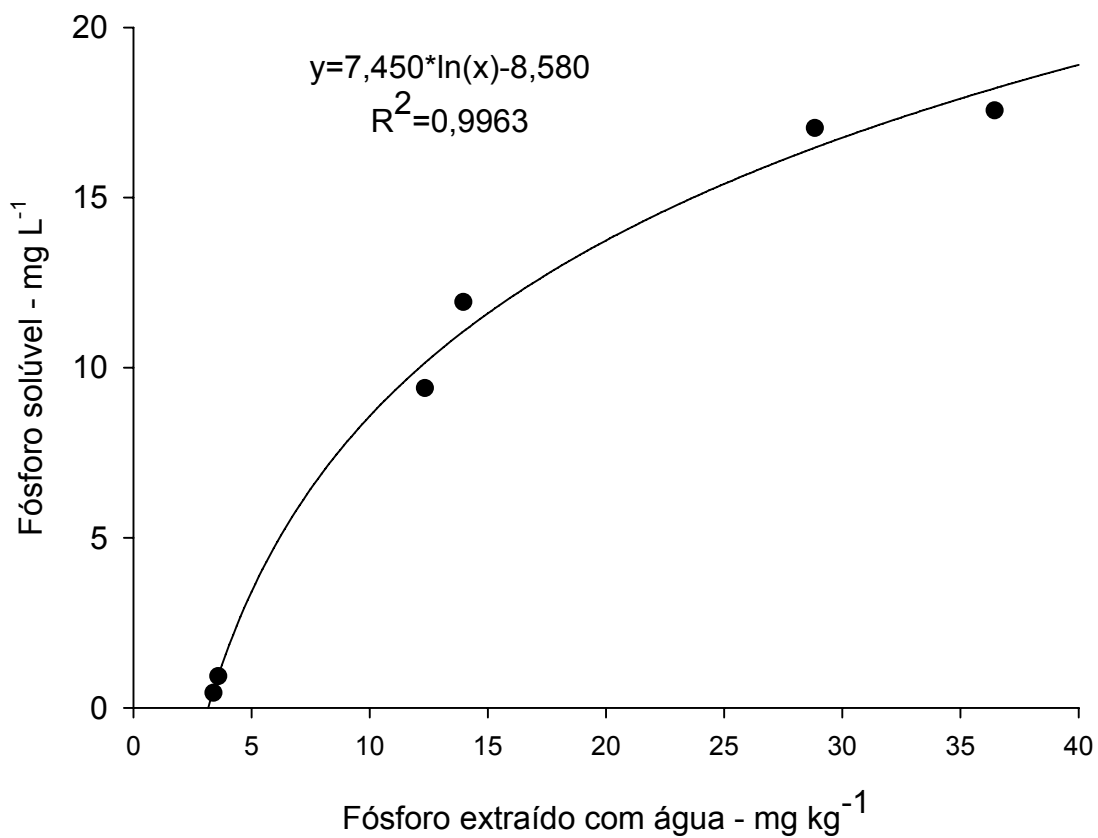
VIETOR, D.M.; PROVIN, T.L.; WHITE, R.H.; MUNSTER, C.L. Runoff losses of phosphorus and nitrogen imported in sod or composted manure for turf establishment. **Journal Environmental Quality**. v. 33, p.358-366, 2004.

WIENHOLD, B.J; MILLER, P.S.; Phosphorus fractionation in manure from swine fed traditional and low phytate corn diets. **Journal Environmental Quality**. v.33, p.389-393, 2004.

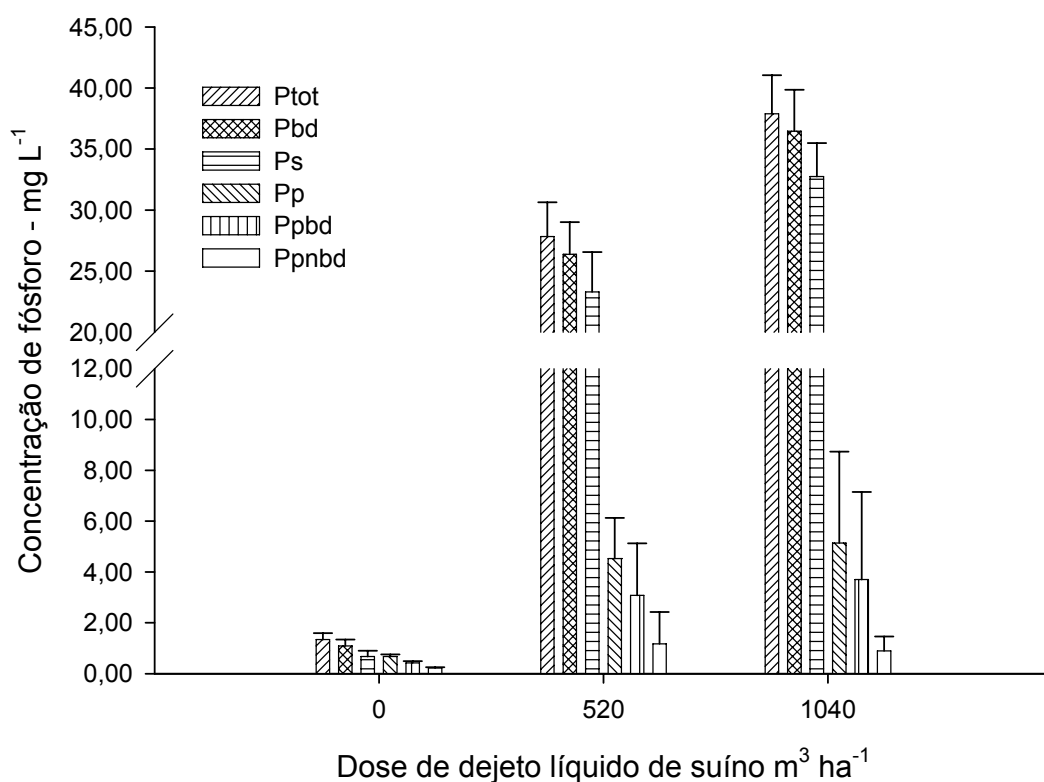
YLI-HALLA, M.; HARTIKAINEN, H. et al. Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. **Agriculture Ecosystems & Environment**. v.56, p.53-62, 1995.

Porkorld site acessado em 21/06/2004 www.porkworld.com.br

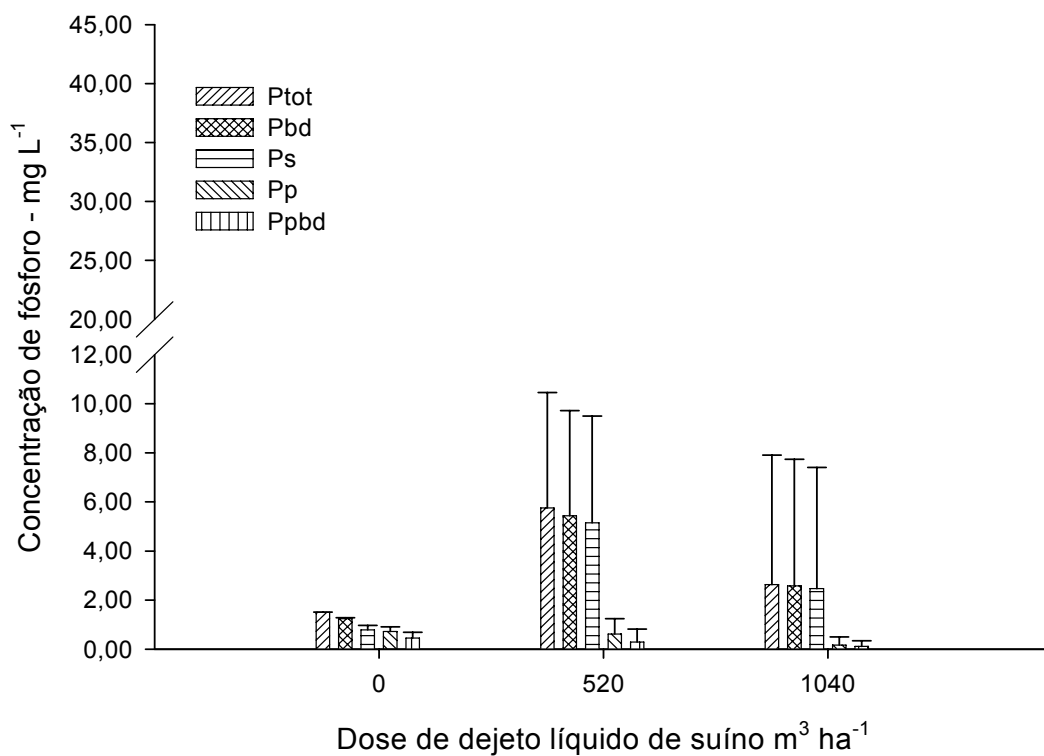
ANEXOS



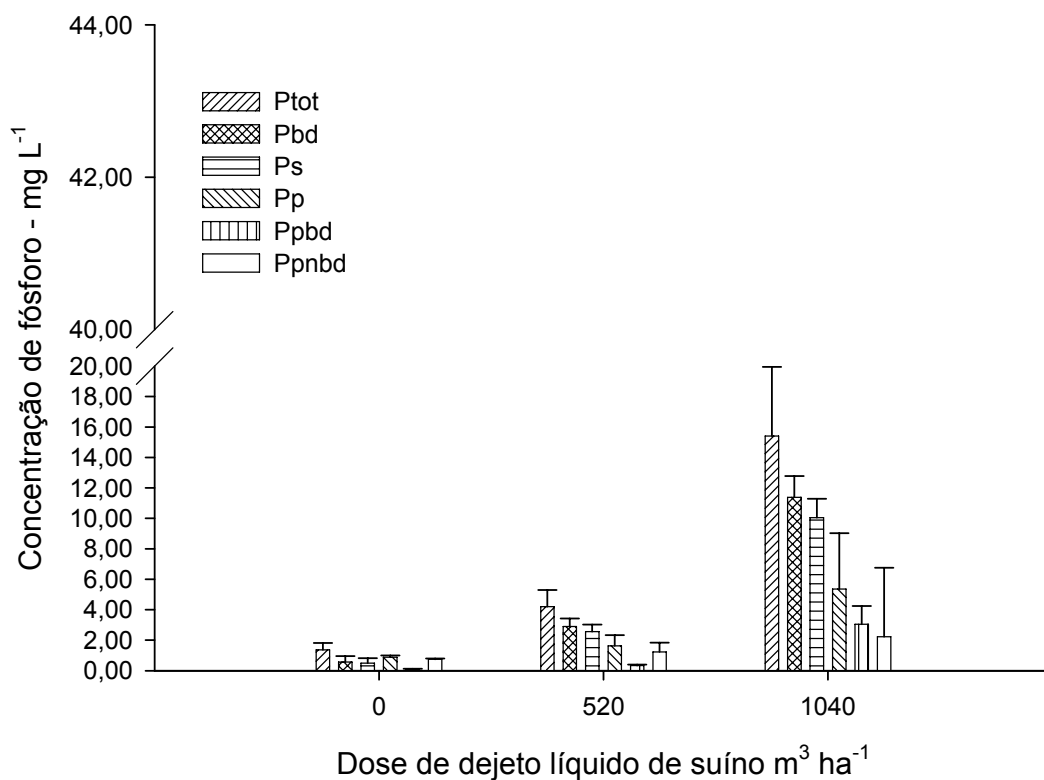
Anexo A- Relação entre o teor médio de fósforo solúvel no escoamento com o teor de fósforo no solo extraído com água destilada em área submetida a aplicação de dejetos líquidos de suínos.



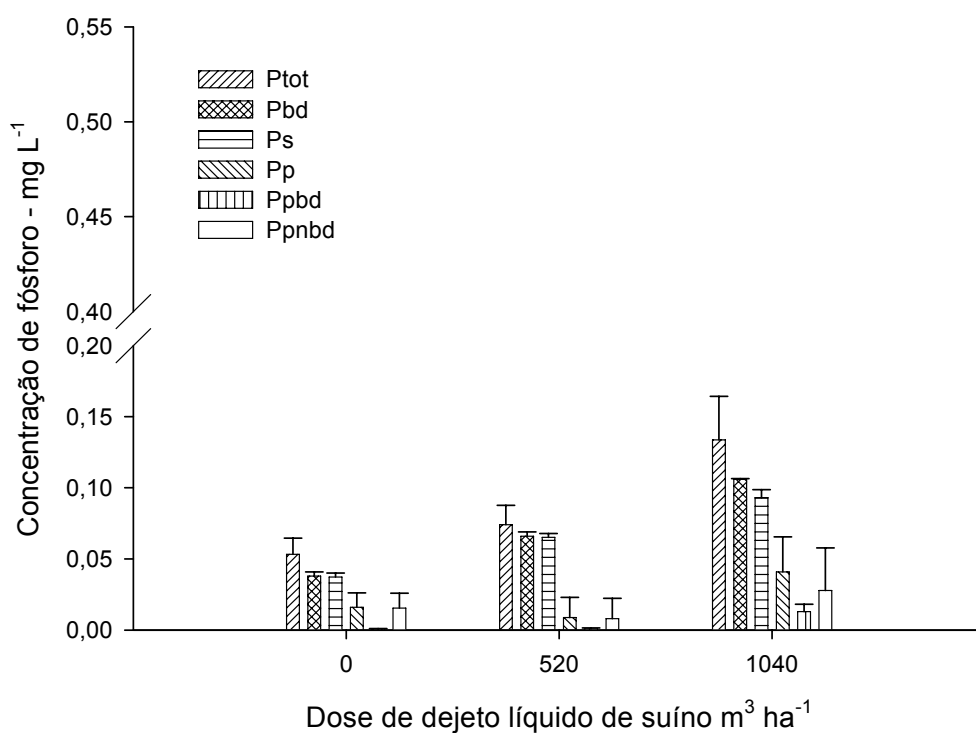
Anexo B- Concentração das formas de fósforo na solução escoada em relação ao volume acumulado de dejetos aplicado aos 9 dias na cultura do milho 2004/1005.



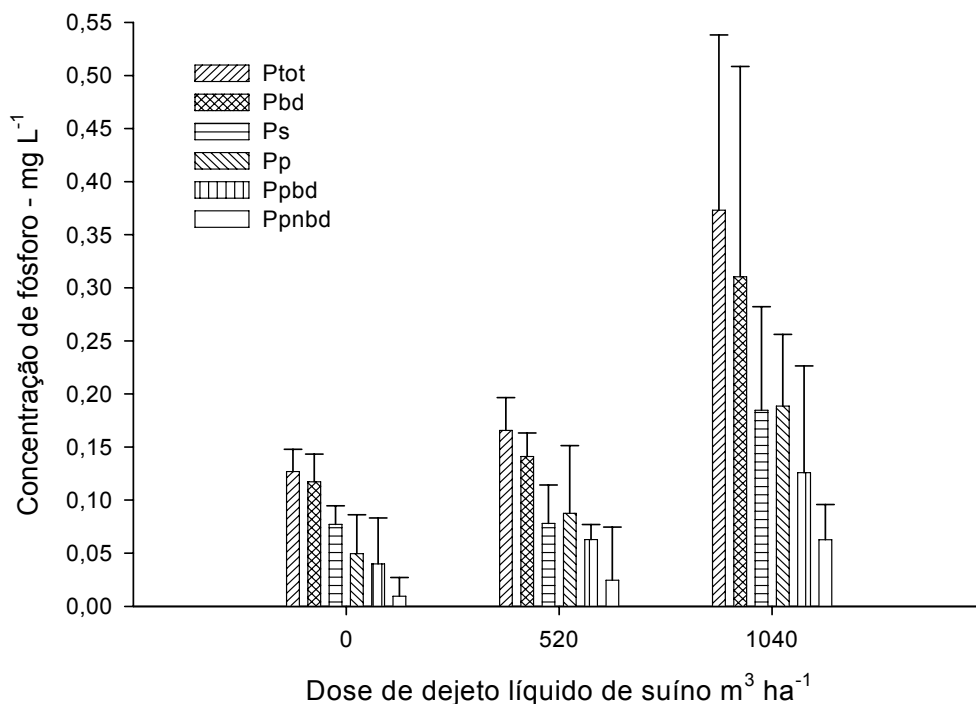
Anexo C- Concentração das formas de fósforo na solução escoada em relação ao volume acumulado de dejetos aplicado aos 83 dias na cultura do milho 2004/2005.



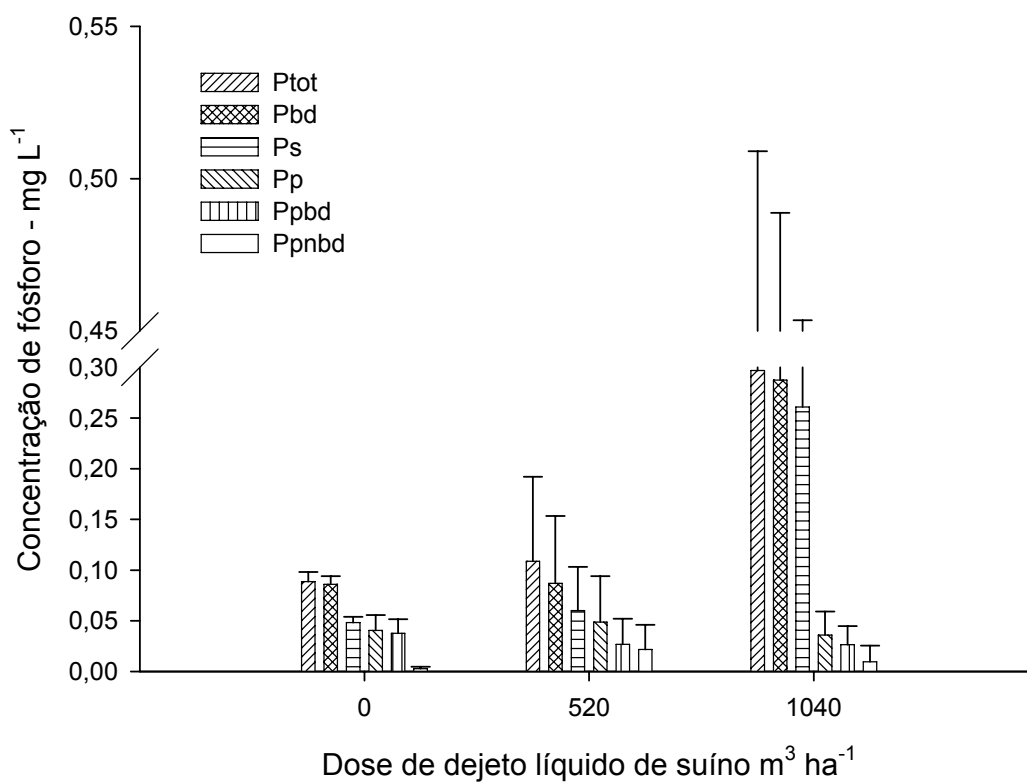
Anexo D- Concentração das formas de fósforo na solução escoada em relação ao volume acumulado de dejetos aplicado aos 160 na cultura do milho 2004/2005.



Anexo E- Concentração das formas de fósforo na solução percolada em relação ao volume acumulado de dejetos aos 9 dias após a aplicação do dejetos na cultura do milho 2004/2005.



Anexo F- Concentração das formas de fósforo na solução percolada em relação ao volume acumulado de dejetos aos 9 dias após a aplicação do dejetos na cultura do milho 2004/2005.



Anexo G- Concentração das formas de fósforo na solução percolada em relação as doses de dejetos aos 9 dias após a aplicação do dejetos na cultura do milho 2004/2005.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A suinocultura brasileira a cada ano que passa bate recordes de produtividade e exportação. Com este aumento na demanda de carnes no mundo o Brasil torna-se um dos países mais promissores para o crescimento, isto porque possui grande extensão de terra, vastos recursos naturais, genética animal apurada e mão-de-obra disponível.

Com o avanço das relações entre países e a globalização da economia, a atividade suinícola e outras atividades ganham um mercado cada vez maior. Entretanto, estas atividades ficam cada vez mais suscetíveis às variações de preços. Estas variações de preços na carne suína fizeram com que a atividade suinícola passasse por crises. Disso resultou um novo modelo de criação de suínos, onde a verticalização da produção torna-se semelhante a criação de aves, onde o produtor faz parte do sistema de criação no qual ele recebe todos os insumos necessários para a produção, tornando-se assim “dependente” da empresa integradora. Neste sistema o produtor passa a receber apenas pela mão-de-obra aplicada na criação dos suínos, sendo considerado um tomador de preço, isso devido ele não deter a produção de insumos e nem parte da industrialização dos produtos.

É importante salientar que o produtor recebe pela mão-de-obra aplicada na criação de suínos, bem como recebe um valor razoavelmente baixo para o capital inicial para realizar este tipo de integração, o que possibilita o aumento da criação de animais por propriedade. O lucro ou prejuízo obtido pelos produtores neste sistema é bastante variado, porém um lucro considerado “certo” é os dejetos produzidos, que por sua vez apresentam na sua composição nutrientes essenciais para o crescimento das culturas. A relação entre os efeitos nutricionais e o efeito poluente nos dejetos é estreita. Em muitos casos para os produtores, os dejetos são vistos apenas como um problema ou algo que deve ser removido do local de produção por que se caso ocorram perdas para o ambiente ele poderá ser multado.

O uso contínuo de áreas como descarte dos dejetos gera locais pontuais de contaminação ambiental, que ao se somarem com outros locais, podem causar a contaminação de águas superficiais e sub superficiais em toda uma microbacia.

A contaminação ambiental causada pelo uso inadequado de dejetos no solo é um problema complicado de se resolver porque envolve fatores econômicos, sociais, mão-de-obra familiar e as agroindústrias do setor.

A melhor solução seria não gerar os dejetos, mas como grande parte das coisas realizadas pelo homem é sem um planejamento prévio, anda-se quase sempre atrás de resolver problemas que poderiam ter sido evitados no passado. Uma simples observação antes da implantação da criação de suínos seria a de verificar se o produtor tem área disponível onde fosse possível distribuir os dejetos.

É preciso unir forças de todos os segmentos vinculados à criação de suínos para tentar diminuir a quantidade e o potencial poluente dos dejetos gerados. Grandes avanços devem vir da área zootécnica, na qual o melhoramento animal composição das rações e tratamento de dejetos vem tomando grande importância nas pesquisas. Na área de solos deve-se selecionar as áreas prioritárias para realizar a distribuição destes dejetos, onde a cobertura de solo, práticas conservacionistas e outros mecanismos para aumentar a capacidade de suporte do solo são essenciais.

Para finalizar, o uso de dejetos em solo apresenta um potencial fertilizante, porém quando manejados inadequadamente apresentam potencial poluente. Por isso que pelo conhecimento dos locais onde a suinocultura é desenvolvida, os dejetos hoje são considerados mais poluentes que fertilizantes. E aí o problema é multar o produtor rural que está contaminando o ambiente pelo uso contínuo de dejetos? Certa parte sim, por que existem produtores que utilizam rios como ambiente para descarte dos dejetos. Contudo, a maioria dos produtores são obrigados a aplicar altas doses de dejetos em pequenas áreas da propriedade, tornando assim as áreas fontes pontuais de contaminação. Outro fator importante na aplicação de dejetos são os custos dos equipamentos para manejar os dejetos. Normalmente as propriedades não possuem estes equipamentos, necessitando assim das prefeituras ou empresas terceirizadas para realizar a aplicação, encarecendo ainda mais os custos. Para resolver estes impasses a ajuda de custos de toda a cadeia deve ser direcionada para o manejo dos resíduos gerados, e também deve haver um consenso de que os resíduos gerados não são problemas apenas do produtor e sim de toda a cadeia produtiva.

Em relação a trabalhos futuros, pesquisas relacionadas aos tratamentos dos dejetos para diminuir seu potencial poluente tem se mostrando muito importantes. Em relação ao solo um levantamento sobre as condições químicas do solo nas propriedades onde os dejetos estão sendo utilizados podem ajudar a mapear as principais áreas que contribuem para a poluição ambiental.