



UFSM

TESE DE DOUTORADO

**PERDAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO COM
APLICAÇÃO NO SOLO DE DEJETOS LÍQUIDOS
DE SUÍNOS**

Claudir José Basso

PPGA

Santa Maria, RS, Brasil

2003

**PERDAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO COM APLICAÇÃO
NO SOLO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

por

CLAUDIR JOSÉ BASSO

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em
Agronomia, Área de Concentração Biodinâmica do Solo, da
Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como
requisito parcial para a obtenção do grau de

Doutor em Agronomia

PPG

Santa Maria, RS, Brasil

2003

B322p

Basso, Claudir José

Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos / por Claudir José Basso. - Santa Maria, 2003.

xvii, 125 f. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria – Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Santa Maria, 2003, Carlos Alberto Ceretta, orientador.

1. Agronomia 2. Dejetos de suínos 3. Esterco líquido 4. Nitrogênio 5. Fósforo 6. Volatilização 7. Perdas de nutrientes I. Ceretta, Carlos Alberto, orient. II. Título

CDU: 631.8

Ficha Catalográfica elaborada por
Luiz Marchiotti Fernandes CRB 10/1160
Biblioteca Setorial do CCR/UFSM

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Agronomia**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Tese de Doutorado

**PERDAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO COM APLICAÇÃO NO
SOLO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

elaborada por
Claudir José Basso

como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Agronomia

COMISSÃO EXAMINADORA

Carlos Alberto Ceretta/Orientador - UFSM

Reimar Carlesso - UFSM

Leandro Souza da Silva - UFSM

Pedro Alberto Selbach - UFRGS

Sírio Wiethölter - EMBRAPA/CNPT

Santa Maria, 20 de fevereiro de 2003

AGRADECIMENTOS

A Deus pela força e pela vida, que é tão bela, tão rica em amor e dor, que cada um de nós tem seu próprio caminho para a buscar o aperfeiçoamento.

A família pelo apoio, carinho e incentivo.

Ao Professor Carlos A. Ceretta, pela orientação, ensinamentos, pela amizade, pelo convívio, estímulo e exemplo profissional.

A Universidade Pública pela oportunidade de realização de um curso superior e a Capes pela concessão da bolsa de estudo.

Ao professor Celso Aita pela oportunidade em iniciar as atividades de iniciação científica.

Aos demais professores do Departamento de Solos, pelos ensinamentos transmitidos, exemplos de profissionalismo e convivência de respeito e amizade. E em especial ao professor Marcos Rubens Fries (in memorian), pelo exemplo de humildade e dedicação.

A comissão examinadora pelas sugestões apresentadas.

A todos os funcionários do Departamento de Solo que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho e em especial a Luiz Finamor, pelas sugestões importantes na montagem do experimento.

Aos colegas contemporâneos de curso, Vanderlei, Gatiboni, Deonir, Colares, Braida, Silvio, Porto, Sandro, Braulio, Denise, Mirta e tantos outros cujos nomes não foram citados pois a lista nominal ficaria extensa demais, pela amizade e respeito.

As colegas de apartamento, Genei A. Dalmago, Braulio O. Caron e Márcio José da Silveira, pelo saudoso convívio e amizade.

Aos Engenheiros Agrônomos, Paulo S. Pavinato, Frederico C. Beber Vieira, Miguel Gustavo Herbes, Naracelis Poletto, Marcio J. da Silveira e Reges Durigon pela ajuda incansável e sempre prestativa.

Aos bolsistas de iniciação científica, Isabel L. Moreira, Eduardo Giroto, Eder Trentin e Elisandra Pocojeski, pelo auxílio recebido em nível de campo e laboratório.

À todos que de uma ou de outra forma contribuíram para a realização deste trabalho.

À vida por mais esse momento

SUMÁRIO

	pag.
RESUMO GERAL	vi
SUMMARY	viii
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xii
LISTA DE APÊNDICES	xv
LISTA DE ANEXOS	xvi
1 – INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1 Hipóteses.....	3
1.2 Objetivos	3
2 - REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 Dejeito líquido de suínos	4
2.1.1 Produção e manejo	4
2.1.2 Fonte de nutrientes	5
2.1.3 Poluente	7
2.2 Perdas de nitrogênio e fósforo do dejeito líquido de suínos	9
2.2.1 Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia	9
2.2.2 Perdas de nitrogênio e fósforo por escoamento superficial	13
2.2.3 Perdas de nitrogênio e fósforo por lixiviação	16
2.3 Absorção e uso eficiente pelas plantas dos nutrientes de dejeito líquidos de suínos	22

	pag.
3 - RESULTADOS	25
3.1 ESTUDO 1: PERDAS DE NITROGÊNIO DO DEJETO LÍQUIDO DE SUINOS POR VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA.....	25
3.1.1 Resumo.....	25
3.1.2 Introdução.....	26
3.1.3 Material e métodos	27
3.1.4 Resultados e discussão	32
3.1.5 Conclusões	39
3.2 ESTUDO 2: PERDAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL COM O USO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.....	40
3.2.1 Resumo	40
3.2.2 Introdução	41
3.2.3 Material e métodos	42
3.2.4 Resultados e discussão	45
3.2.5 Conclusões	58
3.3 ESTUDO 3: PERDAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO POR LIXIVIAÇÃO COM USO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS	59
3.3.1 Resumo	59
3.3.2 Introdução	59
3.3.3 Material e métodos	62
3.3.4 Resultados e discussão	65
3.3.5 Conclusões	74

	pag.
3.3.6 Discussão geral sobre as perdas de nitrogênio e fósforo dos capítulos anteriores levando em consideração somente o primeiro ano de estudo.....	75
3.4 ESTUDO 4: PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA, ACÚMULO DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E POTÁSSIO NA SUCESSÃO AVEIA PRETA/MILHO/NABO FORRAGEIRO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS.....	84
3.4.1 Resumo	84
3.4.2 Introdução	84
3.4.3 Material e métodos	86
3.4.4 Resultados e discussão	89
3.4.5 Conclusão	99
4 - CONCLUSÃO GERAL	100
5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103
7 - APÊNDICES	115
8 - ANEXOS	118

RESUMO GERAL

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Agronomia
Universidade Federal de Santa Maria

PERDAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO COM APLICAÇÃO NO SOLO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS

Autor: Claudir José Basso
Orientador: Carlos A. Ceretta
Santa Maria, 20 de fevereiro de 2003

O dejetos líquido de suínos é uma importante fonte de nutrientes às plantas, porém, a intensificação da criação com alta concentração de animais em pequenas unidades de produção, têm gerado grande volume de dejetos, e esse deixa de ser visto somente como uma fonte de nutrientes e passa a ser encarado como um resíduo potencialmente poluidor e que precisa de algum destino. A aplicação ao solo em áreas de lavoura e/ou pastagem, continua sendo a principal forma de descarte. Apesar de ser uma maneira fácil de resolver o problema, pode não ser a solução final, já que com a adoção do sistema plantio direto, a aplicação superficial e a não incorporação do dejetos, pode aumentar a liberação de determinados elementos poluentes em potenciais ou acúmulo desses no solo. Visando avaliar o comportamento do nitrogênio e do fósforo proveniente do dejetos líquido de suínos foram desenvolvidos quatro estudos: o primeiro com objetivo de avaliar as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia nos meses de fevereiro, maio, outubro e dezembro de 2000, sendo em fevereiro e dezembro avaliado também dois horários de aplicação (10:00 e 18:00 h); o segundo e terceiro estudos, tiveram por objetivo avaliar as perdas de nitrogênio e fósforo por escoamento superficial (chuva natural) e por lixiviação, respectivamente; no quarto estudo avaliou-se a eficiência de uso do nitrogênio, fósforo e potássio proveniente do dejetos por uma sucessão de culturas (aveia preta/milho/nabo forrageiro). Todos os estudos foram desenvolvidos no campo experimental do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de

Santa Maria (UFSM - RS), em um Argissolo, Vermelho, Distrófico arênico (Hapludalf). Em todos os estudos foram testadas quatro doses de dejetos: 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, sendo os três últimos estudos desenvolvidos de maio de 2000 a maio de 2002, sendo a aplicação do esterco feita a lanço e antes da implantação de cada espécie da sucessão. A volatilização de amônia evidenciou ser um fenômeno importante de perda do N amoniacal e o horário de aplicação do dejetos não afetou as perdas de N-NH₃. As concentrações de N mineral e fósforo disponível na solução do escoamento superficial, bem como a forma predominante de N-NH₄⁺ ou N-NO₃⁻ dependeram da quantidade de dejetos aplicado e do intervalo entre a aplicação e o primeiro escoamento superficial. As maiores perdas de nitrogênio por lixiviação ocorreram nos estádios iniciais de desenvolvimento das culturas e suas concentrações na solução do solo, dependeram da quantidade de dejetos aplicado. Maiores doses de dejetos líquidos de suínos favorecem a produção de matéria seca, acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio nas plantas e a produtividade de grãos, mas a taxa de recuperação de nitrogênio, fósforo e potássio pelas plantas foi máxima até doses intermediárias como a de 40 m³ ha⁻¹, mostrando que doses acima de determinados limites, além de serem menos eficientes à nutrição de plantas, potencializam os riscos de contaminação do solo e da água.

SUMMARY

Doctoral Thesis in Agronomia
Graduate Program in Agronomy
Federal University of Santa Maria

LOSSES OF NITROGEN AND PHOSPHORUS WITH APPLICATION IN THE SOIL OF LIQUID DEJECTIONS OF SWINE

Author: Claudir José Basso
Advisor: Carlos A. Ceretta
Santa Maria, February 20, 2003

The liquid swine manure is an important source of nutrients to the plants, however, the increase of swine production using high animals concentration in small production units has generated a great volume of liquid manure which becomes a potentially pollutant residue that needs to be managed. The main use of these residues is to apply on future farm crops or grassland, which is an easy way to solve the problem, however, when applied on no-tillage areas or grassland where the residues are not incorporated, some pollutants may be pumped to the air or accumulated into the soils. It was developed four experiments with objective to evaluate the fate and behavior of the nitrogen and phosphorus from liquid swine manure. The first evaluated the losses of nitrogen by ammonia volatilization in February, May, October and December of 2000. In February and December it was also evaluated two time of application (10:00 and 18:00 h); the second and third experiments evaluated the losses of nitrogen and phosphorus by runoff (natural rain) and by leaching and; the fourth experiment evaluated the efficiency use of nitrogen, potassium and phosphorus from liquid swine manure by a crop succession (black oat/corn/oilseed radish). All the studies were developed at experimental field of the Department of Agricultural Engineering of Federal University of Santa Maria (UFESM - RS), in a Hapludalf. In all studies was tested four manure application rates: 0, 20, 40 and 80 m³ ha⁻¹. The last three studies was carried out from May, 2000 to

May, 2002 and the manure was spread before crop seeding. The ammonia volatilization was a significant fate of ammoniacal-N losses and the manure application time didn't affect the losses of N-NH₃. The concentrations of N mineral and available phosphorus in the runoff, as well as the predominant form of N-NH₄⁺ or N-NO₃⁻ depended on the amount of applied manure and of the interval between the application and the first runoff. The largest nitrogen loss by leaching was at initial crop development and the concentration of soil solution depended on the amount of applied manure. Larger doses of liquid of swine manure increased the production of crop dry matter, plant accumulation of nitrogen, phosphorus and potassium and grain yield, but the rate of nitrogen phosphorus and potassium recovery by the plants, was higher up to application of 40 m³ ha⁻¹ of manure, implying that use of dose above certain limits, besides be less efficient to the plant nutrition, there are a increase of risks of soil and water contamination.

LISTA DE TABELAS

		pag.
TABELA 1.	Características químicas do solo amostrado na profundidade de 0 - 10 cm antes da instalação do experimento.	27
TABELA 2.	Características do dejetto para avaliação das perdas de N-NH ₃ por volatilização e quantidade de nitrogênio aplicado em cada época.....	29
TABELA 3.	Perdas acumuladas de N-NH ₃ 144 horas (6 dias) após aplicação do dejetto em épocas do ano.....	32
TABELA 4.	Temperaturas máximas e mínimas diárias do ar durante as determinações das perdas de N-NH ₃ , nos meses de fevereiro, maio, outubro e dezembro.....	33
TABELA 5.	Perdas acumuladas de N-NH ₃ com aplicação do dejetto às 10:00 e 18:00 horas em fevereiro e dezembro.....	37
TABELA 6.	Características do dejetto líquido de suínos aplicado antes da implantação de cada espécie da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro nos dois anos.....	44
TABELA 7.	Quantidade de nitrogênio total aplicado via dejetto e perdido na solução do escoamento superficial durante o cultivo das três espécies da sucessão, no primeiro ano agrícola (2000/01).	52
TABELA 8.	Volume total de água perdida por escoamento superficial durante o cultivo das espécies da sucessão nos dois anos.....	52
TABELA 9.	Quantidade total de fósforo aplicado via dejetto e perdido na solução do escoamento superficial na sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro, no primeiro ano agrícola.....	54
TABELA 10.	Quantidade de nitrogênio e fósforo aplicado via dejetto e perdido na forma de N mineral (N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻) e fósforo disponível, na solução do escoamento superficial nos dois anos na sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro.....	57
TABELA 11.	Análise textural do solo nos diferentes horizontes na área experimental para o estudo da lixiviação de nitrogênio e fósforo.....	62
TABELA 12.	Quantidade total de nitrogênio aplicado antes da semeadura de cada cultura e perdido por lixiviação durante seus cultivos na sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro, no primeiro ano.....	70

	pag.
TABELA 13. Quantidade de nitrogênio e fósforo aplicado e perdido por lixiviação na forma de nitrogênio mineral (N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻) e fósforo disponível, nos dois anos da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro.....	74
TABELA 14. Balanço parcial do nitrogênio total no sistema após o primeiro ano.....	78
TABELA 15. Balanço do fósforo um ano após a condução do experimento onde foram feitas três aplicações de dejetos.....	82
TABELA 16. Teores de fósforo total no solo avaliado ao final do primeiro ano e após três aplicações de dejetos.....	82
TABELA 17. Características do dejetos líquido de suínos aplicado antes da implantação de cada cultura da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro nos dois anos agrícolas.....	87
TABELA 18. Recuperação aparente pelas plantas de milho das quantidades de nitrogênio, fósforo e potássio aplicadas via dejetos nos dois anos.....	95

LISTA DE FIGURAS

		pag.
FIGURA 1.	Esquema do coletor semi-aberto utilizado para determinação das perdas de nitrogênio por volatilização de amônia.....	30
FIGURA 2.	Perdas acumuladas de N-NH ₃ nas doses do dejetto para os meses de fevereiro, maio, outubro e dezembro.....	34
FIGURA 3.	Taxas de perdas de N-NH ₃ após aplicação do dejetto a campo nos meses de fevereiro e dezembro.....	36
FIGURA 4.	Temperatura do solo a 2 cm de profundidade observada nos diferentes horários de avaliação das perdas de N-NH ₃ em dezembro. Média de doze repetições para cada horário de aplicação.....	38
FIGURA 5.	Resistência do solo à penetração (a) e a taxa de infiltração de água no solo (b) avaliada antes da instalação do experimento. Média de 32 e 16 repetições para (a) e (b) respectivamente.....	43
FIGURA 6.	Concentração de amônio (N-NH ₄ ⁺) e nitrato (N-NO ₃ ⁻) na solução do escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no primeiro ano (2000).....	46
FIGURA 7.	Concentração de amônio (N-NH ₄ ⁺) e nitrato (N-NO ₃ ⁻) na solução do escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no segundo ano (2001).....	47
FIGURA 8.	Concentração de amônio (N-NH ₄ ⁺) e nitrato (N-NO ₃ ⁻) na solução do escoamento superficial durante o cultivo do milho no primeiro ano agrícola (2000/2001).....	48
FIGURA 9.	Concentração de amônio (N-NH ₄ ⁺) e nitrato (N-NO ₃ ⁻) na solução do escoamento superficial durante o cultivo do milho no segundo ano agrícola (2001/2002).....	49
FIGURA 10.	Concentração de amônio (N-NH ₄ ⁺) e nitrato (N-NO ₃ ⁻) na solução do escoamento superficial durante o cultivo do nabo forrageiro no primeiro ano (2001).....	50
FIGURA 11.	Concentração de amônio (N-NH ₄ ⁺) e nitrato (N-NO ₃ ⁻) na solução do escoamento superficial durante o cultivo do nabo forrageiro no segundo ano (2002).....	51

	pag.
FIGURA 12. Concentração de fósforo disponível na solução do escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no primeiro e segundo ano.....	53
FIGURA 13. Concentração de fósforo disponível na solução do escoamento superficial durante o cultivo do milho no primeiro e segundo ano agrícola.....	54
FIGURA 14. Concentração de fósforo disponível na solução do escoamento superficial durante o cultivo do nabo forrageiro no primeiro e segundo ano.....	55
FIGURA 15. Desenho do lisímetro (a) e esquema da instalação dos lisímetros (b) para coleta da água de drenagem.....	63
FIGURA 16. Concentração de nitrato na solução do solo determinado durante o primeiro e segundo ano de cultivo da aveia preta.....	65
FIGURA 17. Concentração de nitrato na solução do solo determinado durante o primeiro e segundo ano agrícola de cultivo do milho.....	67
FIGURA 18. Concentração de nitrato na solução do solo determinado durante o cultivo do nabo.....	69
FIGURA 19. Perdas de fósforo total por lixiviação em cada cultivo da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro no primeiro ano agrícola.....	71
FIGURA 20. Concentração de fósforo disponível na solução do solo determinado durante o cultivo da aveia, milho e nabo forrageiro no primeiro ano e na média para as três espécies no segundo ano.....	72
FIGURA 21. Perdas totais de nitrogênio por volatilização, escoamento superficial e lixiviação de nitrato durante o cultivo de aveia preta no primeiro ano (2000).....	75
FIGURA 22. Perdas totais de nitrogênio por volatilização de amônia, escoamento superficial e por lixiviação de nitrato durante o cultivo de milho no primeiro ano agrícola (2000/01).....	76
FIGURA 23. Perdas totais de nitrogênio por volatilização de amônia, escoamento superficial e por lixiviação de nitrato durante o cultivo de nabo forrageiro no primeiro ano (2001).....	77

	pag.
FIGURA 24. Perdas de fósforo por escoamento superficial e lixiviação no primeiro ano da sucessão aveia/milho/nabo forrageiro.....	81
FIGURA 25. Produção de matéria seca na parte aérea da aveia preta, milho e nabo forrageiro, nos dois anos de cultivo.....	90
FIGURA 26. Acúmulo de nitrogênio na parte aérea da aveia preta, milho e nabo forrageiro, nos dois anos.....	91
FIGURA 27. Acúmulo de fósforo e potássio na parte aérea da aveia preta e do nabo forrageiro nos dois anos.....	94
FIGURA 28. Produtividade de grãos de milho com aplicação de dejetos de suínos nos dois anos.....	97

LISTA DE APÊNDICES

	pag.
APÊNDICE 1. Precipitações ocorridas durante o período de maio/2000 a maio/2001. Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.....	116
APÊNDICE 2. Precipitações ocorridas durante o período de maio/2001 a maio/2002. Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.....	117

LISTA DE ANEXOS

	pag.
ANEXO 1. Volume total de água perdida por drenagem durante o cultivo das espécies na sucessão nos dois anos.....	119
ANEXO 2. Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no primeiro ano.....	119
ANEXO 3. Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo do milho no primeiro ano agrícola.....	120
ANEXO 4. Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo do nabo forrageiro no primeiro ano.....	120
ANEXO 5. Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no segundo ano.....	121
ANEXO 6. Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo do milho no segundo ano agrícola.....	121
ANEXO 7. Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo do nabo forrageiro no segundo ano.....	122
ANEXO 8. Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo da aveia preta no primeiro ano.....	122
ANEXO 9. Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo do milho no primeiro ano agrícola.....	123
ANEXO 10. Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo do nabo forrageiro no primeiro ano.....	123
ANEXO 11. Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo da aveia preta no segundo ano.....	124
ANEXO 12. Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo do milho no segundo ano agrícola.....	124

	pag.
ANEXO 13. Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo do nabo forrageiro no segundo ano.....	125

1. INTRODUÇÃO GERAL

O uso de dejetos líquidos de suínos em áreas de lavoura, tem sido uma importante, e às vezes, a única fonte de nutrientes às culturas comerciais nas pequenas propriedades rurais. A maioria dos estudos que envolvem esses dejetos visa avaliar seu potencial fertilizante. Entretanto, a intensificação da suinocultura em sistemas de confinamento, trouxe como consequência à geração de grandes quantidades de dejetos, representando um possível risco de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais. O uso dos dejetos como fonte de nutrientes em culturas comerciais e mais especificamente na cultura do milho, além de representar uma forma de descarte, é sem dúvida uma alternativa que pode reduzir o custo de produção e incrementar os lucros da atividade suinícola (Chase et al., 1991).

O nitrogênio tem sido objeto de estudo em muitas partes do mundo, sendo apontado como um dos elementos presentes nos dejetos com potencial poluente. Isso porque está presente em grande quantidade nos dejetos e sua forma mineral é muito móvel no solo. O potencial poluente do nitrogênio pode ser estimado pela volatilização de amônia ($N-NH_3$), pelo escoamento superficial, pela lixiviação de nitrato e por desnitrificação. Em países europeus, a perda de nitrogênio por volatilização de amônia ($N-NH_3$) do dejetos é uma importante fonte de poluição do ar, e representa uma perda significativa do nitrogênio, que pode ocorrer no armazenamento e após sua distribuição no campo.

No Brasil, a atividade suinícola é predominante em pequenas propriedades onde, além da limitação de área para o descarte, a topografia acidentada muitas vezes inviabiliza a aplicação mecânica do dejetos em grande parte da propriedade. Isso, associado à prática de agricultura intensiva com dois cultivos anuais na mesma área, torna a aplicação do dejetos restrita a pequenos períodos do ano, o que muitas vezes leva os produtores a usarem repetidamente altas doses deste esterco em pequenas áreas da propriedade, devido a dificuldade de viabilizar economicamente sua distribuição distante de onde é gerado. Essa situação pode favorecer perdas de nitrogênio por escoamento superficial e por lixiviação. Contudo, outra consequência que preocupa com

igual ou até maior intensidade que o nitrogênio, são as perdas de fósforo, principalmente por escoamento superficial. Isso porque o fósforo é um elemento necessário e muitas vezes limitante ao crescimento da biota aquática, tendo como consequência a eutroficação da água.

Em função da importância social e da grande cadeia produtiva que envolve, sendo em muitas regiões a principal atividade econômica, a produção animal não deve ser encarada como uma unidade independente de produção, mas sim, fazer parte de um sistema, integrando lavoura e pecuária. Neste, o dejetos gerado dentro dessas unidades de produção, deve retornar ao solo como uma forma de reciclagem e fonte de nutrientes possibilitando assim, incrementar a produção de alimentos e reduzir os custos. Frente aos riscos de poluição ambiental por perdas de nitrogênio e fósforo devido ao uso do dejetos, a racionalização bem como o critério de manejo se faz necessário para minimizar o impacto sobre o ambiente e viabilizar economicamente a utilização deste resíduo.

No Brasil, há pouca informação sobre perda de nitrogênio por volatilização de amônia, bem como perdas de nitrogênio e de fósforo por lixiviação e escoamento superficial em áreas com aplicação de dejetos de animais.

REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Dejetos líquidos de suíno

2.1.1 Produção e manejo

O dejetos líquido de suínos também denominado de chorume ou liquame, é uma mistura que inclui fezes e urina dos animais, a água desperdiçada nos bebedouros e aquela usada na higienização das instalações, além de resíduos de ração, pêlos e do próprio desgaste das instalações decorrentes do processo criatório (Konzen, 1983).

A quantidade de dejetos produzido nas unidades de produção, além de variar em função do desenvolvimento dos animais, depende da quantidade de urina produzida, e essa por sua vez, está diretamente relacionada à quantidade de água ingerida. Em termos gerais, cada litro de água ingerido por um suíno resulta em 0,6 litro de esterco (Oliveira,

1995). Além disso, a quantidade de água desperdiçada nos bebedouros, bem como o volume utilizado na higienização das instalações, são fatores importantes que também afetam o volume total de esterco líquido (Fernandes & Oliveira, 1995).

O aumento total no volume de dejetos pelo desperdício de água tem como consequência a diluição e diminuição da concentração de nutrientes, que também pode variar em função da alimentação fornecida e da idade dos animais. Analisando esterco líquido de suínos de diferentes modalidades de criação, Scherer et al. (1995), constataram que amostras provenientes de criações de ciclo completo (nascimento, recria e terminação) apresentavam uma concentração maior de nutrientes e destes, 2/3 do nitrogênio, 1/3 do fósforo e quase a totalidade do potássio encontravam-se na forma prontamente disponível às plantas.

Dependendo de como o esterco é armazenado e/ou manuseado este poderá também apresentar uma grande variação na concentração de seus componentes (Scherer et al., 1996). Avaliando diferentes formas de armazenamento do esterco líquido de suínos sobre seu potencial fertilizante, Scherer et al. (1995) mostram que os teores de nutrientes minerais variaram em função da forma de armazenamento. No caso de esterqueiras, formas mais comuns de armazenamento usado pelos produtores, onde o tanque de armazenamento recebe continuamente fezes e urina, 60 % do nitrogênio encontrava-se na forma mineral, ao passo que na bioesterqueira (câmara de fermentação) esse valor foi menor que 52 % e na câmara de armazenamento maior que 72 %.

A forma predominante de distribuição na lavoura é na forma líquida com utilização de trator e distribuidora. O manejo do resíduo na forma líquida, além de proporcionar uma maior uniformidade na distribuição, aumenta a eficiência de recuperação e manutenção dos elementos fertilizantes do esterco pelas plantas (Fernandes & Oliveira, 1995), isso porque, se fosse optar por um manejo na fase sólida com drenagem da fração líquida, o esterco perderia principalmente em qualidade, pois a maior parte do nitrogênio mineral excretado pelos animais está na urina.

2.1.2 Fonte de nutrientes

O uso de dejetos como fertilizante orgânico tem sido feita 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 da mesma forma que aqueles oriundos de fertilizantes minerais industrializados. Porém, ao contrário dos fertilizantes minerais que possuem uma composição mínima definida para cada condição de cultura e/ou solo, a composição do dejetos é extremamente desbalanceada em relação aos fertilizantes minerais, dependendo da alimentação fornecida aos animais, do manejo da água e das condições de armazenamento, o que dificulta a recomendação de doses padronizadas, dificultando assim, a formação de grupos de fertilizantes orgânicos com um bom conteúdo de nutrientes, e assim, a própria denominação do termo fertilizante para esse tipo de resíduo é questionável (Kirchmann, 1994). Por isso, aplicações contínuas poderão ocasionar desequilíbrios de nutrientes no solo e a gravidade do problema dependerá do tempo de aplicação, da composição e da quantidade de dejetos aplicado, além do tipo de solo e da capacidade de extração das plantas.

A forma em que o nitrogênio se encontra no dejetos e a inclusão ou não da urina junto às fezes, são fatores que afetam o potencial fertilizante desse resíduo. Em média 20 % do nitrogênio ingerido é excretado, estando 30 % contido nas fezes e 70 % na urina (Cheverry et al., 1986). Com mais de 50 % do nitrogênio total já na forma mineral prontamente disponível às plantas, esse resíduo tem se constituído numa ótima fonte desse nutriente e sua eficiência de uso, está relacionada ao manejo durante o armazenamento e, principalmente, por ocasião de sua distribuição na lavoura. Quando bem manejado, esse dejetos tem mostrado ser benéfico tanto para o solo como para as culturas, atuando de forma direta e indireta sob a produção das culturas, sendo a primeira dependente da quantidade de nutrientes contido e a segunda pela melhoria nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

Como no Brasil, a atividade suinícola em outros países é típica de pequenas propriedades onde, muitas vezes, o dejetos gerado nas unidades de produção excede a área disponível para descarte. Por isso, muitos trabalhos realizados em outros países, visando avaliar o potencial fertilizante, utilizam doses extremamente elevadas.

Trabalhando com a cultura do milho nos Estados Unidos durante dois anos consecutivos Evans et al. (1977), aplicaram 636 Mg ha^{-1} de esterco (base úmida) sobre um solo franco siltoso, e compararam a produtividade de grãos com aplicação do esterco, fertilização mineral e a testemunha. Os resultados desse trabalho mostraram que a produtividade de grãos de milho com aplicação do esterco foi superior a testemunha em 2.642 kg ha^{-1} não diferindo da adubação mineral. Entretanto, os autores não recomendaram o uso repetido de dosagens tão elevadas pois, nesse trabalho, ocorreu lixiviação de nitrato além da zona explorada pelo sistema radicular do milho, havendo inclusive aumento da condutividade elétrica do solo pelo acúmulo de sais.

Trabalhando com uma dosagem menor ($30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) de esterco ($180 - 200 \text{ kg de N ha}^{-1}$) durante 5 anos na cultura do milho para forragem, Fauvel & Morvan (1998) observaram que a produção de matéria seca foi superior aos tratamentos com aplicação de N mineral ($60 - 124 \text{ kg ha}^{-1}$) e a testemunha em 13 e 33 %, respectivamente. Para os autores, é possível obter altos índices de produtividade de milho sem danos maiores ao ambiente pela contaminação da água por nitrato, mesmo com o uso anual do esterco na mesma área. Para isso, o estabelecimento de doses de esterco e da adubação mineral deveria levar em consideração a necessidade de nitrogênio pela cultura, a quantidade de nitrogênio mineral do solo antes da implantação da cultura e a mineralização estimada da matéria orgânica.

No Brasil, comparando a produtividade de milho com e sem aplicação de esterco, o uso de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, como única fonte de nitrogênio, proporcionou um incremento médio de 22 sacas de milho ha^{-1} , o equivalente a uma aplicação de 40 kg ha^{-1} de nitrogênio mineral na forma de uréia (Scherer et al., 1986). Mesmo assim, muitas vezes o uso do dejetos em áreas de lavouras tem sido muito limitado e dentre os fatores está à baixa concentração de nutrientes, que aumenta os custos de armazenamento, transporte e aplicação, concentrando seu uso próximo às unidades de produção e que potencialmente aumenta os riscos de contaminação do solo e da água. Um estudo conduzido por Schmitt (1995), no município de Videira-SC demonstrou que apenas 60 % das propriedades que desenvolvem a atividade suinícola fazem uma distribuição economicamente viável do esterco líquido de suínos.

2.1.3 Poluente

A preocupação com o ambiente e a qualidade da água tem sido discutida em muitas partes do mundo, sendo a agricultura apontada como uma importante fonte do problema e a produção animal o principal fator dessa contaminação. A produção animal pode contribuir para a contaminação da água de três maneiras: a primeira, pelo escoamento superficial após aplicação dos esterco no campo, lixiviação 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 durante o período de armazenamento e/ou após distribuição no campo; e a terceira, pela poluição do solo causada por aplicações excessivas de certos nutrientes, tendo como consequência um desbalanço em determinados elementos e que pode refletir negativamente no crescimento de plantas.

Com exceção dos animais que são criados soltos (não confinados), dificilmente os resíduos frescos são decompostos em nível de campo. No caso dos suínos, geralmente as fezes juntamente com a urina, são armazenadas em tanques na forma líquida antes de serem aplicadas ao solo, facilitando assim o trabalho de distribuição no campo. A lixiviação de nitrato através do perfil do solo e o transporte do fósforo via escoamento superficial, são colocados na literatura internacional como os dois principais problemas de impacto ambiental sobre a qualidade da água em locais que desenvolvem a criação de animais (Hatfield, 1998). O teor de nitrogênio no esterco e o requerimento pelas culturas são parâmetros frequentemente usados para estabelecer dosagens a serem aplicadas (Mugwira, 1979). Assim, pode-se minimizar a lixiviação de nitrato e a possível contaminação de águas subsuperficiais (Sims & Boswell, 1980).

Nos Estados Unidos e na Europa, grande parte do problema com relação ao fósforo tem como consequência o fato de as dosagens de dejetos aplicadas normalmente serem feitas baseadas somente no teor de nitrogênio. Essa contínua aplicação na mesma área, geralmente leva a um incremento nos teores de fósforo no solo excedendo frequentemente os níveis requeridos pelas culturas (King et al., 1990). Além disso, um incremento nas concentrações de fósforo pode reduzir a capacidade de adsorção do solo

(Reddy et al., 1980), podendo incrementar o potencial de perda de fósforo pelo fluxo lateral e vertical de água no solo (McLeod & Hegg, 1984).

Em países europeus, a volatilização de amônia do esterco líquido de suíno durante o armazenamento ou por ocasião da sua aplicação no campo, tem sido apontada como a principal fonte de poluição do ar atmosférico, que além de significar uma perda de nitrogênio pode contribuir para a formação de chuva ácida podendo provocar a acidificação dos solos (Hartwing & Bøckman, 1994). Além disso, a perda de nitrogênio pela redução biológica do NO_3^- ou NO_2^- no processo de desnitrificação em áreas mal drenadas e/ou que recebem altas aplicações de dejetos, também é um problema que preocupa a comunidade científica internacional, isso porque, o óxido nitroso (N_2O) oriundo desse processo tem um potencial de destruição dez vezes maior que o clorofluorcarbono (CFC) na camada de ozônio.

Quando lançado diretamente nos cursos d'água o dejetos pode reduzir a quantidade de oxigênio a valores inferiores à necessidade da fauna aquática e provocar a morte de peixes e outros seres vivos. Além disso, a presença de substâncias orgânicas putrescíveis pode gerar odores desagradáveis, tornando as águas impróprias para fins de abastecimento e lazer (Scherer et al., 1995).

2.2 Perdas de nitrogênio e fósforo do dejetos líquido de suínos

A inclusão da urina juntamente com as fezes, faz do dejetos de suíno uma importante fonte de nitrogênio às plantas já que este no solo, na maioria das vezes, não está em quantidade suficiente para atender a demanda das culturas. Entre os macronutrientes presentes no dejetos, o nitrogênio é o elemento de mais difícil manejo no solo e talvez por isso o mais estudado. No solo, o nitrogênio aplicado via dejetos está sujeito a uma série de transformações, muitas das quais podem resultar em perdas substanciais por volatilização de amônia, lixiviação de nitrato, desnitrificação (N_2O), bem como perdas por escoamento superficial. Já para o fósforo, embora possa existir a possibilidade de perda por lixiviação, o principal caminho de perda se dá via escoamento superficial. Logo, o manejo dado ao dejetos no campo é um importante fator

que pode contribuir numa maior ou menor eficiência de uso desses dois elementos importantes para a nutrição de plantas e que preocupam sob o ponto de vista ambiental pelo potencial de contaminação do solo e da água.

2.2.1 Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia

Na natureza, a amônia está presente em toda parte e sua maior emissão para a atmosfera é freqüentemente atribuída a locais que desenvolvem a criação de animais, em função da distribuição dos dejetos no campo, bem como pela aplicação superficial de fertilizantes, particularmente a uréia, além da decomposição da matéria orgânica do solo.

No solo, a amônia está constantemente sendo formada a uma taxa que depende da atividade microbiana e da susceptibilidade ao ataque dos compostos orgânicos e, por isso, é reconhecida como uma forma lábil de nitrogênio em sistemas agrícolas. Por ser um gás em condições normais de temperatura e pressão atmosférica, a amônia presente no solo, na água, nos fertilizantes e nos dejetos, pode rapidamente volatilizar para a atmosfera e/ou reagir com prótons e compostos ácidos para formar íons ou compostos que variam em estabilidade. Além disso, a amônia também tem alta afinidade com a água e essa reação é fundamental para determinar as perdas por volatilização (Vlek et al., 1981).

Em países da Europa, a volatilização de amônia do esterco líquido de animais tem sido apontada como a principal fonte de emissão para a atmosfera, representando não somente uma perda do potencial fertilizante desse resíduo, mas também fonte de poluição do ar (Buijsman et al., 1987). O aumento na concentração de amônia na atmosfera pode significar uma entrada adicional de nitrogênio em sistemas agroflorestais, o que poderá mudar a composição dos vegetais, incrementar as taxas de acidificação do solo, além de afetar o balanço de nutrientes no ecossistema (Hartwing & Bøckman, 1994).

No solo, a amônia está constantemente sofrendo um processo de adsorção e/ou dessorção com minerais do solo, matéria orgânica e com a água (Rolston et al., 1972). A

importância da fração mineral ou orgânica na retenção de amônia depende do solo, mas geralmente a fração orgânica é mais reativa que a fração mineral (Burge et al., 1961; Young & Mcneal, 1964). Esse mecanismo de adsorção da amônia com minerais do solo pode ser por reações químicas formando fortes ligações ou por adsorção eletrostática onde a ligação é muito fraca. Essa adsorção está relacionada a área superficial do material adsorvente onde, o tamanho e o tipo de mineral do solo afetam a quantidade de amônia adsorvida. Em geral, solos mais argilosos adsorvem mais que solos arenosos pois possui maior área superficial por unidade de peso (Coffee & Bartholomew, 1964).

No caso de suínos, onde o esterco e a urina são armazenados em tanques antes de serem adicionados ao solo, dependendo das condições e do tempo de armazenamento podem ocorrer perdas substanciais de nitrogênio por volatilização, principalmente quando em longos períodos de armazenamento. Quanto maior for o grau de estabilização do dejetos, maior será o pH, e no caso do dejetos líquido de suíno, o equilíbrio amônio/amônia está diretamente relacionado a variação do pH, que pode incrementar ou não as perdas de nitrogênio por volatilização (Scherer et al., 1995). Para curtos períodos de armazenamento e sob condições de anaerobiose, Kirchmann (1994) mostra que a perda de amônia do esterco líquido de suínos não tem sido significativa, ao contrário do esterco de bovinos, onde essas podem variar de 10 a 40 % durante o armazenamento (Eghball et al., 1997). Para o caso do dejetos líquido de suínos, as maiores perdas de amônia ocorrem após a distribuição sobre a superfície do solo.

A aplicação sobre a superfície do solo geralmente envolve poucos segundos, e as perdas de amônia durante esse período raramente ultrapassam a 1 % do que é perdido após aplicação do esterco na superfície do solo (Pain et al., 1989). Após aplicação do esterco sobre a superfície do solo, vários trabalhos mostram que a perda de amônia pode ser pequena ou até superior a 90 % do total de nitrogênio aplicado (Gordon et al., 1988; Thompson et al., 1990; Bless et al., 1991 & Sommer et al., 1997).

Condições ambientais tais como velocidade do vento, temperatura e umidade do solo, tem grande influência sobre perdas de nitrogênio por volatilização. A constante renovação da camada limite é importante para um incremento na taxa de volatilização e, por isso, a velocidade do vento é apontada como um importante fator que afeta as perdas de N-NH₃ e que pode ser observado no trabalho de Thompson et al. (1990) e

Sommer et al. (1991). Estudando esse mesmo fator com aplicação do esterco líquido de suínos abaixo do dossel vegetativo sobre a superfície do solo, Sommer et al. (1997), observaram menores perdas do que quando aplicado sob a cultura alta e densa, o que atribuem à redução da velocidade do vento. Para os autores, a perda de amônia durante as seis horas iniciais foi incrementada com a radiação global incidente e o conteúdo de água no solo. Esse incremento nas perdas de amônia com a radiação global incidente é devido a necessidade de energia para que o processo endotérmico da volatilização ocorra, enquanto que com relação ao conteúdo de água no solo é devido a menor infiltração do esterco no solo e conseqüentemente do amônio (Petersen & Andersen, 1996).

A temperatura do ar parece ter um efeito direto sobre a volatilização de amônia logo após a aplicação do esterco, como mostra o trabalho de Thompson et al., (1990). Entretanto, por um período mais longo, Brunke et al. (1988) não encontraram alta correlação entre a temperatura e as perdas de amônia. Para os autores, a temperatura pode ter um efeito contrário sobre as perdas de amônia pela dificuldade de difusão do gás imposta pela crosta formada na superfície do esterco aplicado.

Independentemente das perdas de amônia serem grandes ou pequenas, a maioria dos trabalhos mostram que essas ocorrem nas primeiras horas após a aplicação do esterco (Bless et al., 1991; Moal et al., 1995; Sommer et al., 1997; Subair et al., 1999). No trabalho de Moal et al. (1995), 75 % das perdas de N-NH₃ ocorreram 15 horas após aplicação do esterco. Em diferentes períodos do dia e seis horas após aplicação do esterco, os autores observaram perdas de 83, 43 e 0 % do total de nitrogênio aplicado ao meio dia, no entardecer e próximo a meia noite, respectivamente. Para os autores, a temperatura do ar e do solo, matéria seca do esterco e o total de nitrogênio amoniacal do esterco, são os principais fatores que afetaram as perdas de amônia por volatilização. Já para Thompson et al. (1990), a taxa inicial de volatilização do esterco líquido aplicado na superfície do solo é determinada por dois componentes: o primeiro pelo potencial de volatilização de amônia do esterco, determinado por características próprias do esterco como a matéria seca, concentração de amônio, e o pH do esterco, e o segundo, pela expressão do potencial de volatilização influenciado pelos fatores ambientais bem como pelo manejo dado ao esterco.

O manejo dado ao dejetos de suínos como a incorporação ou a manutenção na superfície do solo, bem como a aplicação direta sobre a superfície do solo ou sobre resíduo vegetal é outro fator colocado na literatura que interfere numa maior ou menor volatilização de amônia. O trabalho de Bless et al. (1991), indica que a imediata incorporação do esterco de suínos reduziu a perda de 56 para 20 % e de 42 para 10 % do amônio aplicado via esterco líquido. Cerca de 67 % do nitrogênio contido no esterco líquido foi perdido por volatilização quando este foi aplicado sobre resíduo de trigo, isso na justificativa dos autores, se deve à diminuição do contato do esterco com o solo e conseqüentemente infiltração no solo, o que também é colocado como justificativa das maiores perdas de amônia no trabalho de Donovan & Logan (1983).

A redução nas perdas de amônia por volatilização com a incorporação do esterco observado no trabalho de Bless et al. (1991), não é possível em sistemas com mínima ou nenhuma mobilização de solo. Nesse sentido, com a permanência de resíduos na superfície do solo, trabalhos têm mostrado que, geralmente as perdas de amônia são maiores (Nelson et al., 1980; Donovan & Logan, 1983). Essas maiores perdas para outros autores como Nelson et al. (1980), são atribuídas a maior atividade da urease sobre uma vegetação ou resíduo, justificativa essa também colocada por McInnes et al. (1986), onde mostram uma atividade da urease 20 vezes maior sobre palha de trigo que sobre o solo. Nesse mesmo sentido, trabalhando com aplicação de esterco líquido de suínos sobre pastagem natural e sobre resíduo, Moal et al. (1995) encontraram perdas maiores de amônia quando o esterco foi aplicado sobre pastagem natural o que atribuem a maior eficiência da pastagem em evitar o contato do esterco com o solo, além da possibilidade de uma maior atividade da urease sobre resíduo em crescimento, já que resíduos que tenham sido expostos a insolação e a alta temperatura pode resultar na degradação da urease (Fenn & Hossner, 1985).

Conforme observado, a magnitude das perdas de nitrogênio por volatilização de amônia após aplicação do dejetos ao solo é um processo muito complexo e dependente de vários fatores relacionados às condições de clima, às características e ao manejo dado ao dejetos.

2.2.2 Perdas de nitrogênio e fósforo por escoamento superficial

No escoamento superficial, a água da chuva pode não só causar o transporte horizontal de materiais orgânicos e inorgânicos em solução, mas também finas partículas em suspensão. A taxa de infiltração de água no solo juntamente com a intensidade e duração da chuva, rugosidade superficial e a topografia é que irão determinar a magnitude do escoamento superficial. Além disso, a formação de crosta superficial diminui a condutividade hidráulica saturada, limitando o processo de infiltração e aumenta a taxa de escoamento superficial (Chiang et al., 1993).

Alguns trabalhos mostram que aplicações de esterco incrementaram a taxa de infiltração de água e melhoram as propriedades físicas do solo (Smith et al., 1973, Unger & Stewart, 1974), porém informações na literatura de como o escoamento superficial é afetado pela aplicação de esterco ainda são escassas. Dados apresentados por Westerman et al. (1983) mostram que a resposta do escoamento superficial à aplicação superficial de esterco depende da forma como é aplicado (seco ou líquido), da quantidade aplicada e do intervalo entre a aplicação e a chuva.

Comparando o efeito da aplicação entre esterco de aves e esterco líquido de suínos sobre o escoamento superficial com aplicação de chuva simulada de 50 mm h^{-1} em área de pastagem, Edwards & Daniel (1993a), demonstram que o escoamento superficial nas parcelas com aplicação de esterco líquido de suínos, foi três vezes maior do que a observada com aplicação do esterco de aves e na testemunha. Para os autores, isso pode ser atribuído a adição de água via dejetos e ao selamento da superfície do solo pelas finas partículas contidas no esterco líquido de suínos.

O tipo de preparo de solo e a proteção física da superfície têm um papel importante na redução das perdas de água e solo por escoamento superficial (Stein et al., 1986). Essa proteção física da superfície do solo (viva ou morta) ameniza o impacto da gota de chuva, evitando a desagregação e o transporte de partículas, tendo uma maior influência sobre as perdas de solo do que de água (Alves et al., 1995). Comparando diferentes formas de manejo de solo, Seta et al. (1993) observaram que o plantio direto foi eficiente em reduzir as perdas de solo e água por escoamento superficial, quando comparado ao cultivo mínimo e ao sistema convencional, porém a concentração de

nitrato foi maior na água do escoamento superficial sob plantio direto, comparado aos outros dois sistemas de preparo de solo.

O escoamento superficial em áreas tratadas com dejetos pode conter quantidades significativas de nitrogênio, e vários estudos têm reportado altas perdas por escoamento superficial, somando cerca de 25 a 50 % das perdas totais de nitrogênio aplicado via esterco após chuvas pesadas e sucessivas (Young & Mutchler, 1976; Steenhuis et al., 1981). Trabalhos mostram que a concentração de constituintes do esterco na água do escoamento superficial é inversamente proporcional à aplicação do esterco e o primeiro escoamento superficial (Edwards & Daniel, 1993b). Nesse trabalho, as maiores concentrações de nitrogênio total ocorreram durante as primeiras chuvas simuladas logo após a aplicação do esterco, sendo que seis dias após, essas perdas foram 80 % menores das observadas na primeira avaliação.

Avaliando a aplicação do esterco de aves em pastagem sobre a qualidade da água do escoamento superficial e trabalhando com chuva simulada aplicada semanalmente, Mcleod & Hegg (1984) observaram já no segundo escoamento superficial, uma redução de 79 % nas concentrações de nitrogênio total, 56 % no fósforo total e 57 % na demanda bioquímica de oxigênio em relação ao primeiro escoamento. Após o quarto escoamento superficial, a perda total de nutrientes foi inferior a 4 % do aplicado para o nitrogênio total e para a demanda bioquímica de oxigênio e 2,5 % para o fósforo total, sendo que após o sétimo escoamento não houve mais diferença entre tratamentos com e sem aplicação de esterco.

Para o fósforo, o transporte por escoamento superficial pode ocorrer na forma solúvel ou ligada a fração sólida, incluindo nessa última o fósforo adsorvido as partículas de solo e/ou matéria orgânica. No sistema convencional, a perda de fósforo na fase sólida varia de 75-90 %, já em florestas ou pastagens naturais a perda na forma solúvel é predominante, forma essa que está relacionada à disponibilidade do elemento, isso porque, enquanto o fósforo solúvel está prontamente disponível à absorção biológica, o fósforo fixado às partículas pode, ao longo do tempo, tornar-se disponível ao crescimento de plantas aquáticas (Wildung et al., 1974).

A perda de fósforo em áreas que recebem aplicação de dejetos pode incrementar seus teores na solução do escoamento superficial podendo causar a

eutroficação das águas superficiais, sendo as perdas de fósforo por esse caminho, influenciadas pela quantidade aplicada, método de aplicação do fertilizante e/ou esterco, intensidade da chuva e intervalo entre a aplicação e o escoamento superficial.

Estudos realizados mostram que a concentração de fósforo ligado à fração sólida transportada no escoamento superficial é maior no sistema convencional de preparo de solo, sendo o plantio direto eficiente na redução dessas perdas, provavelmente devido a manutenção do resíduo na superfície (McDowell & McGregor, 1984). Por outro lado, Yli-Halla et al. (1995) citam que medidas que reduzem a erosão do solo não necessariamente reduzem a eutroficação, pois as perdas de fósforo solúvel podem continuar altas. Isso fica evidente no trabalho de Heathwaite et al., (2000), onde mostram que o plantio direto reduziu as perdas de fósforo total no escoamento superficial mas incrementou as perdas de nitrato e fósforo solúvel.

Muito do recente problema das perdas de fósforo na agricultura Americana e Européia se deve a um desbalanço nas entradas de fósforo no sistema. O rápido crescimento e intensificação nos processos criatórios de animais têm sido apontado como uma fonte do problema (Valpasvuo-Jaatinen et al., 1997). Parte do problema é que a aplicação do esterco é rotineiramente baseada no conteúdo de nitrogênio do esterco e o requerimento desse elemento pela cultura. Com isso, há uma tendência no acúmulo de fósforo no solo aplicado via esterco, isso porque a relação N/P do esterco varia de 2:1 a 6:1 e o consumo pelas culturas de 7:1 a 11:1. O desbalanço N/P é ainda agravado pela volatilização e perda de nitrogênio do esterco, o que tem levado a um incremento na concentração de fósforo em alguns solos, representando um risco ao transporte de fósforo e contaminação da água (Sharpley et al., 1996).

A incorporação do esterco tem sido apontada como uma maneira de aumentar a retenção de nutrientes e conseqüentemente uma maior disponibilidade para as plantas, reduzindo assim o impacto ambiental da utilização de esterco sobre a qualidade da água de superfície (Mathers et al., 1973; Mueller et al., 1984; Nichols et al., 1994). Porém, em sistemas conservacionistas como o plantio direto isso fica inviável e aumenta o desafio na busca de práticas de manejo que minimizem o acúmulo de nitrogênio e fósforo na superfície, bem como o seu transporte para cursos d'água.

2.2.3 Perdas de nitrogênio e fósforo por lixiviação

A preocupação da comunidade científica relativa ao papel da agricultura como fonte de poluição da água tem proporcionado uma busca de informações sobre o impacto de práticas agrícolas sobre a qualidade da água (Sharpley & Halvorson, 1994). O incremento na concentração de nitrato no lençol freático e em águas superficiais, como resultado da aplicação de altas doses de nitrogênio mineral, tem sido muito bem documentado na literatura internacional (Baker & Johnson, 1981). No Brasil, estudos sobre a contaminação das águas subterrâneas são incipientes. No estado de São Paulo, um relatório apresentado pela CETESB (1994) mostra que nas águas subterrâneas a concentração de nitrato está abaixo do limite de 10 mg L^{-1} estabelecido por lei na Europa e nos Estados Unidos.

A lixiviação de nitrato é caracterizada pela movimentação do ânion NO_3^- para camadas profundas do solo abaixo da zona radicular das culturas, podendo atingir o lençol freático. Para isso, dois pré-requisitos são necessários: a presença de nitrogênio mineral na solução do solo e o movimento de água no perfil do solo. A descida é favorecida pela baixa energia de adsorção do ânion com as partículas do solo, que o torna extremamente móvel e seu movimento ligado ao fluxo de água, ao contrário do amônio (NH_4^+) que pode ser adsorvido ao complexo de troca do solo (Nielsen et al., 1982). Por isso, especificamente no caso do nitrato, as perdas de nitrogênio em fluxos subsuperficiais são um dos principais caminhos de perda (Owens et al., 1994).

O fluxo de água no solo depende entre outros fatores, da taxa de infiltração. Quanto a isso, Wu et al. (1992) relatam que no sistema plantio direto os poros são mais eficientes em conduzir água para camadas mais profundas e, mesmo com menor porosidade total, esse sistema apresenta uma condutividade hidráulica igual ou superior ao preparo convencional. Essa maior infiltração de água no sistema plantio direto pode também ser atribuída a presença de fluxos preferenciais (Williams & Haynes, 1992; Fraser et al., 1994). Nesse sentido, White & Magesan (1991) advertem que nessas ocasiões se deve ter o cuidado para não superestimar as perdas de nitrato por lixiviação em função do maior volume da água drenada.

O aumento na taxa de infiltração de água no solo, associado a manutenção de resíduo na superfície que reduz a evaporação, faz com que o plantio direto tenha uma maior quantidade de água armazenada no perfil. Com isso, Tyler & Thomas (1977), citam que uma simples chuva (30 mm por exemplo) pode, comparativamente ao sistema convencional, ser capaz de causar lixiviação de nitrato no plantio direto. Para Muzilli (1983), o potencial de lixiviação também é maior em sistema conservacionistas, possivelmente devido a maior infiltração de água, manutenção da umidade e continuidade de poros, observações essas também colocadas por Dunn & Phillips (1991).

Estudando a combinação de dois sistemas de preparo de solo (convencional e plantio direto), associados a aplicação de esterco e fertilizante inorgânico (nitrato de amônio), sobre a concentração de nitrato abaixo da zona radicular do milho, Angle et al. (1993) observaram uma menor concentração de nitrato no solo sob plantio direto. Segundo os autores, isso pode ser devido ao maior rendimento e acúmulo de nitrogênio nos grãos, ou das maiores perdas de nitrogênio por volatilização de amônia do esterco aplicado superficialmente.

De um modo geral, os dados na literatura sobre as perdas de nitrogênio por lixiviação em sistemas de preparo de solo mostram uma amplitude muito grande de resultados, e muitos dos quais contraditórios. Por isso, interpretações à respeito da influência de sistemas de preparo de solo sobre a lixiviação de NO_3^- são difíceis de serem generalizadas, pois é um evento que sofre influência de vários fatores os quais podem variar de ano para ano.

Trabalhos na literatura têm mostrado que sempre que a adição de nitrogênio exceder a necessidade da cultura, parte significativa pode lixiviar abaixo da zona radicular e conseqüentemente atingir o lençol freático (Roth et al., 1990; Angle et al., 1993; Daliparthy et al., 1994; Jemison & Fox, 1994; Sexton et al., 1996). Por isso, em lavouras de milho que recebem altas doses de nitrogênio, como no Leste dos Estados Unidos, uma estratégia para controlar a lixiviação de nitrato após a colheita tem sido a implantação de uma cultura de cobertura durante o pousio (McCracken et al., 1994). A preocupação de manter o solo sempre com alguma cultura em crescimento a fim de tornar eficiente a reciclagem do nitrogênio também é mostrada por Wiethölter (1996),

onde coloca a importância da semeadura de uma cultura de cobertura temporária toda vez que o intervalo de tempo entre a colheita e a semeadura da cultura seguinte for superior a 30-40 dias. Para o autor, essa prática cresce em importância se a cultura anterior for de fácil decomposição como resíduo de soja por exemplo, mas ressalta também ser importante sobre resíduo de milho, já que as folhas sofrem uma rápida decomposição. O efeito benéfico de plantas na redução das perdas de nitrato se dá em função destas reduzirem os teores de nitrogênio mineral na solução do solo e não no volume de água drenada (Davies et al., 1996).

Quanto à eficiência de plantas como recicladoras de nutrientes, trabalhos têm mostrado que espécies não leguminosas como centeio por exemplo, tem reduzido a lixiviação de nitrato em sistemas de produção de milho (Ball-Coelho & Roy, 1997; Brandi-Dohrn et al., 1997). Comparando a eficiência de duas espécies como plantas recicladoras de nitrogênio, McCracken et al. (1994), mostram que o centeio em comparação com a ervilhaca comum foi muito mais eficiente em reduzir as perdas de nitrato por lixiviação. Por isso, para muitos pesquisadores a utilização de plantas com maior potencial de reciclagem de nitrogênio e a ocupação permanente do solo com algum cultivo, representa uma alternativa eficiente em reduzir essas perdas de nitrogênio (Heinzmann 1985; Davies et al., 1996; Ball-Coelho & Roy, 1997; Durigon et al., 2002).

Para as nossas condições de agricultura, o uso de fertilizantes nitrogenados em culturas comerciais como o milho, por exemplo, parece não preocupar quanto a possibilidade de contaminação do lençol freático pela lixiviação de nitrato, isso porque, na maioria das vezes, as doses aplicadas são relativamente baixas. Com isso, vários pesquisadores têm encontrado sob condições brasileiras, baixas perdas de nitrogênio por lixiviação (Meirelles et al., 1980; Urquiaga et al., 1986), o mesmo por Salet (1994), numa revisão de literatura com experimentos desenvolvidos no Brasil.

Com relação à eficiência de uso do nitrogênio aplicado via dejetos, existem vários fatores que afetam sua disponibilidade às plantas, como o tempo da aplicação e a disponibilidade durante a seção de crescimento. Assim, a relação do nitrogênio do dejetos e a absorção pela planta podem não estar em sincronismo, resultando em insuficiente suplementação. Além disso, a decomposição fora da seção de crescimento e

subsequente mineralização, pode levar a perdas de nitrogênio por lixiviação, e por isso a importância de se conhecer o efeito direto e por longo tempo do nitrogênio aplicado, para maximizar a utilização e minimizar as perdas de nitrogênio por lixiviação de nitrato.

Nos Estados Unidos, a maior preocupação com o impacto ambiental nas fazendas que desenvolvem a criação de animais, está relacionada ao uso e manejo dado ao esterco. Avaliando o potencial de perda do nitrogênio por lixiviação contido nas fezes e urina em fazendas de produção de leite, Stout et al. (1997) observaram que a concentração de nitrogênio lixiviado da urina foi três vezes maior que o aplicado via fezes. Na justificativa dos autores, isso se deve à rápida infiltração da urina no solo onde a uréia sofre o processo de hidrólise e o íon amônio formado é rapidamente convertido a nitrato, resultando num aumento em sua concentração. Em contrapartida, as fezes que permanecem sobre a superfície do solo fazem com que o nitrogênio presente esteja sujeito a perdas por volatilização.

Significativa interação entre ano e tratamento sobre a lixiviação de nitrato foi observada por Stout et al. (1997). A concentração de nitrato foi sempre maior sob aplicação da urina na estação de outono, devido ao tempo insuficiente para crescimento da pastagem e assimilação do nitrogênio aplicado, estando esse passivo de perdas por lixiviação, observação essa também colocada por Gangbazo et al. (1995). Já na primavera, a pastagem tem seu maior desenvolvimento e conseqüentemente maior assimilação do nitrogênio aplicado, e no verão, a alta perda de amônia por volatilização do nitrogênio da urina foi a justificativa dos autores à baixa concentração de nitrato no solo.

À semelhança do que ocorre em outros países, como nos Estados Unidos, a criação intensiva de animais na pequena propriedade e o uso sucessivo de pequenas áreas como local de descarte desse resíduo são problemas que preocupam pelo potencial de contaminação do lençol freático, pois pode aumentar a concentração de nitrato no solo. Nesse sentido, Chang & Entz (1996), avaliando o efeito da aplicação anual de esterco de gado por um longo tempo, mostraram que os níveis de esterco e a precipitação afetaram as concentrações de nitrato no solo. A aplicação de esterco uma, duas ou três vezes acima da recomendação ($60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}$) resultou em um acúmulo

significativo de nitrato na zona radicular do centeio e mínima perda de nitrogênio foi observada abaixo de 1,5 m, exceto para anos com alta precipitação. Porém, com irrigação e repetidas aplicações com taxa maior que a recomendada, os autores mostraram que as perdas podem atingir de 93 a 341 kg de N ha⁻¹. Portanto, segundo os autores, aplicação anual de esterco acima da recomendação por longo tempo não é recomendada pelos riscos de contaminação do solo e da água, observação essa também colocada por Ingrid et al. (1997), após dois anos de consecutivas aplicações de esterco de animais. Por isso, a definição de dosagens a serem usadas, bem como o intervalo de aplicação dos dejetos numa mesma área, são fatores importantes para minimizar o impacto ambiental devido às perdas de nitrogênio por lixiviação de nitrato.

Embora nitrogênio e carbono sejam essenciais para o crescimento da biota aquática, o fósforo tem recebido especial atenção em muitas partes do mundo pelo potencial de eutroficação das águas, por ser um elemento limitante a esse crescimento. Isso ocorre, porque existe dificuldade no controle das trocas de nitrogênio e carbono entre a atmosfera e a água, já que o carbono está presente na atmosfera na forma de gás carbônico e o nitrogênio pode ser fixado via fixação biológica por parte da biota aquática (algas) e cianobactérias.

Enquanto tem sido mostrado as perdas de fósforo do solo para a água através da erosão e/ou escoamento superficial, as perdas de fósforo por lixiviação têm recebido pouca atenção (Heathwaite et al., 2000). Comparativamente ao nitrato, a mobilidade do fósforo no solo é muito pequena, e por isso, as perdas por lixiviação 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, se pode ter uma maior interação entre solo e a solução que percola no perfil, aumentando assim a possibilidade de adsorção do fósforo. Nesse sentido, Sims et al. (1998), mostram que a lixiviação de fósforo foi notavelmente reduzida em solos de textura fina e com altas concentrações de alumínio. Em solos orgânicos, com baixo teor de constituintes como a argila e os óxidos de ferro e alumínio, que seriam responsáveis pela adsorção do fósforo, a lixiviação de fósforo pode ocorrer.

A lixiviação de fósforo no perfil do solo após a aplicação de fertilizante parece ser pequena. Eghball et al. (1990) aplicaram 60 kg ha^{-1} de fósforo em faixas e mostraram que a descida do fósforo foi de apenas 4 cm em três diferentes tipos de solos. Contudo, a movimentação em profundidade pode ser maior quando se associa altas doses de fertilização mineral com adição de resíduos orgânicos. Isso foi verificado no trabalho Kao & Blanchar (1973), que após 82 anos de contínua aplicação de esterco e fertilizantes, observaram uma quantidade significativa de fósforo disponível a uma profundidade de 1,0 a 1,4 m. Comparando a lixiviação de fósforo com aplicação de fertilizante e resíduo orgânico (esterco), trabalhos mostram que esta tem sido maior com aplicação de resíduos orgânicos, evidenciando assim uma maior mobilidade de fósforo no solo na forma orgânica (Mozaffari & Sims, 1994; Eghball et al., 1996).

Quando a aplicação de fósforo é feita dentro da recomendação, dificilmente se tem perdas de fósforo em subsuperfície, porém, aplicações acima da necessidade da cultura por um longo período podem resultar em acúmulo de fósforo no solo e conseqüentemente incrementar as perdas em subsuperfície mesmo em solos de textura fina. Em regiões que desenvolvem a atividade criatória de animais, é comum em solos agricultável, nível muito alto ou em excesso de fósforo, devido à contínua aplicação de dejetos. Nessas condições, trabalhos mostram que a aplicação de esterco em quantidades que superam o requerimento das culturas pode incrementar a descida de fósforo no perfil do solo pela redução da capacidade de adsorção do solo (Sutton et al., 1982; Beauchemin et al., 1996).

Além da quantidade e do tempo de aplicação, o manejo do solo também afeta a mobilidade do fósforo no solo. No caso da aplicação superficial e a não incorporação do dejetos, o principal caminho de perda do fósforo se dá via escoamento superficial. Por outro lado, o não revolvimento do solo proporcionará a formação de uma boa rede de bioporos que também poderão representar um risco a perda de fósforo em profundidade e pesquisas recentes tem mostrado que macroporos e fluxos preferenciais juntos podem incrementar as perdas de fósforo em subsuperfícies (Sims et al., 1998).

2.3. Absorção e uso eficiente pelas plantas dos nutrientes de dejetos líquidos de suínos

A exigência nutricional é variável entre plantas de diferentes espécies e níveis de rendimento. Assim, sobre uma mesma condição de fertilidade de solo, as plantas podem apresentar um crescimento diferenciado, e do ponto de vista nutricional, pode ser devido a uma maior eficiência de absorção ou uso de nutrientes.

A aplicação de dejetos pode fornecer significativa quantidade de nitrogênio às plantas, porém, com base nos teores de nitrogênio total a disponibilidade é menor comparado a fertilização mineral. Além de significar uma menor disponibilidade de nitrogênio para o milho, a liberação do nitrogênio do dejetos é gradual ao longo do tempo o que pode ser ideal sob o ponto de vista ambiental (Beauchamp, 1983). Nesse sentido, comparando duas fontes de nitrogênio, Scherer et al. (1994) observaram que o esterco líquido de suínos apresentou menor eficiência na produção de milho, quando comparado com aplicação de uréia, o que contraria os resultados do efeito equivalente do nitrogênio proveniente de esterco e fertilizantes minerais sobre as culturas anuais observado por Jokela (1992).

A eficiência pelo qual os nutrientes contidos nos dejetos serão absorvidos pelas culturas depende da taxa de mineralização do dejetos. Assim, a mineralização é um fator importante na disponibilidade de nutrientes às plantas, e essa pode variar em função do tipo de dejetos, do solo, da umidade, etc. Trabalhando com ^{15}N , Paul & Beauchamp (1995) observaram que a aplicação de esterco de suínos resultou em um significativo incremento na absorção de nitrogênio pelas plantas quando comparado com a aplicação de esterco de gado de corte e de leite, não diferindo significativamente do sulfato de amônio. Para os autores, a menor recuperação do nitrogênio proveniente do esterco de bovinos pelas plantas se deve à alta relação C:N e C: NH_4^+ do esterco. Citando vários autores, Paul & Beauchamp (1995), citam que a disponibilidade de amônio do esterco é menor do fertilizante mineral, uma vez que o nitrogênio do esterco está sujeito a imobilização microbiana, perdas por volatilização de amônia e por desnitrificação. A imobilização e a desnitrificação são favorecidas com o uso do dejetos, já que este resíduo é uma importante fonte de carbono aos microorganismos responsáveis por esses

dois processos, enquanto as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia são favorecidas pela aplicação de esterco em um só momento, ao passo que a fertilização mineral pode ser fracionada.

Trabalhando com $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de esterco líquido de suínos, Almeida (2000), estimou em 41 % a recuperação aparente do amônio do esterco contra 54 % do nitrogênio proveniente da uréia. Esses valores são inferiores aos 83 % obtidos por Paul & Beauchamp (1995) na cultura do milho, não diferindo da obtida com o sulfato de amônio. Cabe aqui destacar, que o trabalho de Paul & Beauchamp (1995), foi realizado em vaso em casa de vegetação e que pode ocorrer uma maior recuperação em função do volume de solo que as raízes exploram. Porém, quando se compara a eficiência de absorção de ^{15}N em nível de campo no trabalho de Paul & Beauchamp (1995), observa-se que apenas 15 e 29 % do amônio aplicado via esterco e do sulfato de amônio foi recuperado pelas plantas de milho, respectivamente.

Na maioria dos trabalhos que avaliaram o potencial fertilizante do dejetos líquido de suínos, a ênfase tem sido dada ao nitrogênio, por ser o nutriente exigido em maiores quantidades, por estar em maiores concentrações no esterco e por possuir uma dinâmica muito complexa no solo. Quanto à absorção e acúmulo de outros elementos como fósforo e potássio, as informações disponíveis na literatura são escassas. Trabalhando com aplicação de $5,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ (base seca) de esterco de suínos em Cambissolo de Santa Catarina, Ernani (1984) observou que a absorção de potássio pelas folhas de milho no tratamento com esterco foi 92 % superior aquela obtida na testemunha (sem esterco). Já em um Argissolo Vermelho Distrófico arênico, Barcellos (1991) observou pequenas diferenças na absorção de fósforo e potássio pelo milho quando compara a aplicação de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de esterco líquido de suínos e o tratamento sem aplicação de esterco. Enquanto a absorção de fósforo na parte aérea do milho aumentou 38 % com o uso de esterco, o incremento na absorção de potássio foi de apenas 6 %.

Com base nos resultados dos trabalhos citados anteriormente, cabe ressaltar que a resposta das culturas à aplicação do dejetos pode variar em função das interações dos fatores de solo, planta e condições edafoclimáticas, e com isso, as culturas podem responder diferentemente quando extrapolado para outros locais com diferentes condições de solo e clima. Mesmo assim, esses trabalhos evidenciam que além de uma

ótima fonte de nitrogênio, o dejetos líquido de suínos constitui-se numa importante fonte de fósforo e de potássio. Mas, para isso, é importante que a dose a ser recomendada seja feita em função da análise de solo, do esterco e da necessidade de cada cultura, a fim de contribuir para um melhor aproveitamento dos nutrientes pelas plantas, reduzindo assim, os riscos de contaminação do solo e da água através da concentração excessiva de nitrogênio nestes meios.

3. RESULTADOS

3.1 ESTUDO 1: Perdas de nitrogênio do dejetto líquido de suínos por volatilização de amônia

3.1.1 Resumo

A volatilização de amônia é uma das principais formas de perdas de nitrogênio, especialmente com a aplicação de esterco, devido a distribuição à lanço, em superfície, e em grandes quantidades. Este trabalho teve por objetivo determinar as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia com aplicação de dejetto líquido de suínos em diferentes épocas do ano e horários de aplicação. O trabalho foi conduzido a campo com aplicação do dejetto nos meses de fevereiro, maio, outubro e dezembro, sendo que nos meses de fevereiro e dezembro também foram avaliados dois horários de aplicação (10:00 e 18:00 h). Foram testadas as doses de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ e as determinações das perdas de amônia foram feitas 3, 6, 12, 24, 30, 36, 42, 48, 60, 72, 96, 120, e 144 horas após a aplicação do dejetto, totalizando um período de avaliação de seis dias. A volatilização de amônia proveniente do dejetto líquido de suínos evidenciou ser um fenômeno importante de perda do total de N amoniacal, pois atingiu de 15 a 44 % do N aplicado, aumentando com o incremento na quantidade de N mineral presente no dejetto e com aplicações nos meses mais quentes do ano. O horário de aplicação do dejetto não afetou as perdas de N-NH₃, mas os resultados mostraram evidências de maior potencial de perdas com a aplicação às 18:00 horas, em comparação com aplicação às 10:00 horas.

3.1.2 Introdução

O dejetto líquido de suínos é uma importante e, às vezes, a única fonte de nutrientes às culturas na pequena propriedade. O nitrogênio (N) é um dos principais constituintes e aquele que sofre maior número de transformações capazes de resultar em perdas. A ocorrência no dejetto de cerca de 50 % do N na forma mineral cria condições para perdas potenciais de N por volatilização na forma de amônia (N-NH₃). Isso representa diminuição do potencial fertilizante do esterco, bem como constitui importante fonte de poluição do ar (Buijsman et al., 1987).

As perdas de nitrogênio por volatilização de amônia podem ocorrer durante o armazenamento, quando o esterco é armazenado por um longo período (Scherer et al., 1995) e, principalmente após aplicação no campo. Durante a distribuição do esterco a campo e em superfície, as perdas raramente ultrapassam a 1 % do que é perdido após a aplicação (Pain et al., 1989). A maioria dos trabalhos mostram que as perdas de N-NH₃ ocorrem nas primeiras horas após a aplicação do esterco (Bless, et al., 1991; Moal et al., 1995; Sommer et al., 1997; Subair et al., 1999), quando essas podem ser pequenas ou até superiores a 90 % do N mineral aplicado (Gordon et al., 1988; Thompson et al., 1990).

O horário de aplicação também pode afetar a quantidade de N volatilizado. No trabalho de Moal et al. (1995), 75 % das perdas de N-NH₃ ocorreram até 15 horas após aplicação do esterco e diminuíram quando a aplicação foi ao meio dia, no entardecer e próximo a meia noite, respectivamente. Os autores atribuíram tais diferenças às variações na temperatura do ar e do solo, que juntamente com a matéria seca do esterco e total de N amoniacal, foram considerados como os principais fatores que afetaram as perdas de N-NH₃ por volatilização.

De uma forma mais detalhada, a taxa inicial de volatilização de amônia do dejetto líquido aplicado na superfície do solo poder ser determinada por dois componentes: o primeiro pelo potencial de volatilização de amônia do esterco e o segundo pela expressão do seu potencial, sendo o primeiro determinado por características próprias do esterco como matéria seca, concentração de amônio e pH do dejetto, e o segundo influenciado pelos fatores ambientais e manejo dado ao dejetto

(Thompson et al., 1990). A incorporação ou a manutenção do esterco na superfície do solo são fatores que afetam a volatilização de NH_3 e isso ficou demonstrado no trabalho de Bless et al. (1991), onde a imediata incorporação do esterco líquido de suínos diminuiu as perdas de N-NH_3 . Entretanto, a incorporação do dejetos não é realizada na maioria das propriedades pelo uso do sistema plantio direto.

Este trabalho teve por objetivo quantificar a volatilização de amônia como fenômeno de perda de nitrogênio com aplicação de dejetos em diferentes épocas do ano, e em dois horários de aplicação.

3.1.3 Material e métodos

O trabalho foi realizado no Campo Experimental do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Santa Maria, em solo classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (Hapludalf) (Embrapa, 1999), cujas principais características físicas e químicas são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características químicas do solo amostrado na profundidade de 0 - 10 cm antes da instalação do experimento.

Textura	Argila g kg^{-1}	$\text{pH}_{\text{-H}_2\text{O}}$ 1:1	Índice SMP	$\text{P}^{(1)}$ mg L^{-1}	$\text{K}^{(1)}$ dm^3	$\text{M.O.}^{(1)}$ g kg^{-1}	Al dcm^3	Ca $\text{cmol}_c\text{L}^{-1}$	Mg $\text{cmol}_c\text{L}^{-1}$
4	240	4,7	5,5	15,0	96,0	16	0,8	2,7	1,1

H+Al $\text{cmol}_c\text{L}^{-1}$	CTC $\text{cmol}_c\text{L}^{-1}$	Efetiva	$\text{pH } 7$	Saturação % Al	Bases	Cu mg L^{-1}	Zn mg L^{-1}	Fe mg L^{-1}
5,6	4,8	9,6	17	42	1,2	1,6	72,2	

Os teores de fósforo e potássio são considerados médio e suficientes, respectivamente, conforme recomendação da Comissão de Fertilidade do Solo-RS/SC (1995).

Foram aplicadas quatro doses de dejetos (0, 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), em quatro épocas do ano (fevereiro, maio, outubro e dezembro de 2000), sendo distribuído a lançar e mantido na superfície do solo. A área encontrava-se sob plantio direto há oito anos e a quantidade de resíduo superficial antes da instalação do experimento, em cada época de avaliação, era de 3,4, 2,8, 3,7 e $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$, conforme seqüência acima nas respectivas

épocas. A aplicação do dejetos foi feita às 10:00 horas da manhã. Entretanto, em fevereiro e dezembro, que são os períodos mais quentes do ano na região, o dejetos foi também aplicado às 18:00 horas. As quantidades de amônia foram determinadas 3, 6, 12, 24, 30, 36, 42, 48, 60, 72, 96, 120, e 144 horas após a aplicação, totalizando um período de avaliação de seis dias. Os tratamentos foram arranjados em blocos ao acaso com quatro repetições.

O dejetos foi obtido em duas unidades de produção. O aplicado em maio foi proveniente de um condomínio suinícola do município de Paraíso do Sul, RS, onde são produzidos leitões, ou seja, animais em maternidade (matrizes, leitões) e recria, criados em regime de confinamento. O aplicado em fevereiro, outubro e dezembro foi coletado em unidade de terminação de suínos no município de Nova Palma, RS. As características dos dejetos são mostradas na Tabela 2. A análise do pH, e dos teores de nitrogênio total e amoniacal (N-NH_4^+) foram determinados no dejetos “in natura” (fração líquida + pastosa), ou seja, da mesma forma em que foi aplicado no solo. Para a determinação do teor de nitrogênio total e amoniacal da amostra “in natura”, houve necessidade de uma separação das frações líquida e pastosa, seguindo o proposto por Scherer et al., (1996).

Na análise, 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 as proporções de ambas as frações que deverão ser observadas durante a pesagem das amostras para a avaliação dos teores de N, reconstituindo-se assim as duas frações originalmente presentes no esterco. O N amoniacal do dejetos (N-NH_4^+), foi determinado após pesagem da amostra, adição de 20 ml de KCl 1M e posterior destilação em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl, após a adição de 0,2 g de MgO (Tedesco et al., 1995).

Na determinação do N total do esterco “in natura” procedeu-se a digestão das amostras na presença de ácido sulfúrico concentrado e de uma mistura de digestão ($\text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), conforme descrito em Tedesco et al. (1995). Entretanto, foram feitas algumas modificações, como a não utilização de H_2O_2 para evitar a subida de material nas paredes dos tubos durante a digestão. Posteriormente, as amostras foram destiladas em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl, com a adição de

NaOH 10 N, sendo a fração destilada recolhida em indicador de ácido bórico e tituladas com H₂SO₄ 0,05 N.

Tabela 2 - Características do dejetos para avaliação das perdas de N-NH₃ por volatilização e quantidade de nitrogênio aplicado em cada época.

Características do dejetos ⁽¹⁾	Épocas de avaliação			
	02/02/00	19/05/00	07/10/00	02/12/00
pH	7,09	7,26	6,61	7,43
Matéria seca - %	6,50	1,86	9,94	8,85
N total - %	0,65	0,11	0,75	0,46
N-NH ₄ ⁺ - %	0,39	0,05	0,30	0,33
N-NH ₄ ⁺ em relação N total - %	60	47	40	72

Doses de dejetos - m ³ ha ⁻¹	Quantidade de nitrogênio aplicado ⁽²⁾							
	NH ₄ ⁺		Total		NH ₄ ⁺		Total	
	-----kg ha ⁻¹ -----							
0	-	-	-	-	-	-	-	-
20	78	130	10	22	60	150	66	92
40	156	260	21	44	12	300	132	184
80	312	520	42	88	240	600	264	368

⁽¹⁾ Dados obtidos em base úmida.

⁽²⁾ Quantidade de nitrogênio aplicado na forma amoniacal (N-NH₄⁺) e total (N-NH₄⁺ + N-orgânico) em cada época de avaliação.

A infraestrutura para a instalação dos coletores de amônia começou a ser preparada aproximadamente um mês antes da instalação do experimento, quando anéis de PVC com 190 mm de diâmetro e 7 cm de altura foram fixados ao solo a uma profundidade de 4 cm. Esse tempo permitiu a recomposição das condições naturais do solo que fora perturbado por ocasião da instalação dos anéis.

Nas áreas delimitadas pelos anéis, foi aplicado o dejetos manualmente e acoplados os coletores de amônia do tipo semi-aberto estático e modificado de Nômmik (1973), que foram construídos com tubos de PVC (brancos) de 200 mm de diâmetro e 36 cm de altura (Figura 1).

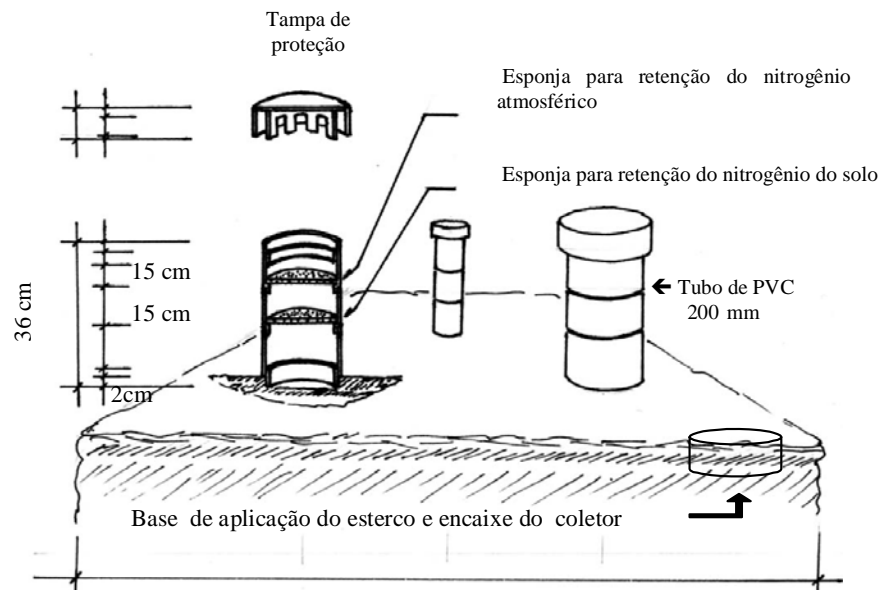


Figura 1 - Esquema do coletor semi-aberto utilizado para determinação das perdas de nitrogênio por volatilização de amônia.

Durante todas as épocas de avaliação não houve precipitações e os coletores foram mantidos sempre na mesma posição durante todo o período de avaliação. Isso, propicia a formação de um micro clima internamente que somado a ausência de outras condições ambientais com vento e radiação solar, pode subestimar as perdas de NH_3 .

Em cada parcela nos meses de maio e outubro foi instalado um coletor, o que significou a instalação de 16 coletores em toda a área experimental. Já em fevereiro e dezembro quando foram testados dois horários de aplicação do dejetos (10:00 horas e 18:00 horas), foram instalados dois coletores em cada parcela somando um total de 32 coletores em toda a área experimental.

No interior do coletor e apoiados sobre estrutura metálica, foram colocados dois discos de espuma (2 cm de espessura e densidade 28). No disco inferior, objetiva capturar a amônia proveniente do solo, com ou sem aplicação de esterco, enquanto o disco superior a amônia da atmosfera, evitando a contaminação do disco inferior pelo N atmosférico. Antes da colocação nos coletores a campo, os discos de espuma foram preparados previamente em laboratório, sendo acondicionados em sacos de plástico (5

kg) juntamente com 100 ml de uma solução contendo 50 ml de H_3PO_4 e 40 ml de glicerol por litro. Os discos de espuma permaneciam acondicionados nos sacos plásticos até o momento de serem instalados nos coletores de amônia a campo. Por ocasião da instalação, os discos de espuma eram comprimidos no interior do saco plástico de maneira a reter aproximadamente 70 ml da solução. Os discos inferiores foram trocados a cada intervalo de tempo estipulado anteriormente, enquanto os discos superiores só foram substituídos após o terceiro dia de avaliação, permanecendo então até o final do experimento. As determinações de amônia nos discos superiores mostraram que esses podem ser dispensáveis porque a contaminação de amônia atmosférica foi insignificante.

Ao retirar os discos de espuma dos coletores, eles foram acondicionados em sacos de plástico e levados ao laboratório onde foi realizada uma lavagem com solução de KCl 1M e o produto dessa lavagem coletado em balões de 500 ml, de onde foi retirada uma alíquota de 20 ml e determinado o teor de amônia em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl (Tedesco et al., 1995).

Em função dos resultados obtidos em fevereiro com aplicação do dejetos nos dois horários de aplicação (10:00 e 18:00 h), decidiu-se, em dezembro, avaliar também a temperatura do solo. Para isso, no interior dos coletores de amônia foram instalados geotermômetros a 2 cm de profundidade em cada tratamento, três dias antes da instalação do experimento. Esperava-se que houvesse variações nas temperaturas do solo com as doses de dejetos, o que não foi constatado.

A comparação das médias nos diferentes horários de aplicação e épocas do ano foi realizada através do teste Duncan a 5 % de probabilidade de erro, enquanto que as comparações entre as doses de dejetos em cada época de aplicação foram estabelecidas através de análise de regressão.

3.1.4 Resultados e discussão

As perdas de nitrogênio por volatilização de amônia, acumuladas até 6 dias após aplicação do dejetto, variaram de 19 a 39 % nos meses de fevereiro, outubro, dezembro e foram inferiores em maio (Tabela 3). Por um lado, isso pode ser justificado pelas menores quantidades de N mineral aplicado, devido a baixa porcentagem de matéria seca do dejetto (Tabela 2). Por outro lado, as menores temperaturas ocorrentes em maio também devem ter contribuído para as menores perdas de N por volatilização (Tabela 4). Com relação às perdas de nitrogênio por volatilização sobre os teores totais de nitrogênio aplicado, essas na média das doses, foram de 14, 8, 9 e 20 %, para os meses de fevereiro, maio, outubro e dezembro, respectivamente.

Tabela 3 - Perdas acumuladas de N-NH₃ 144 horas (6 dias) após aplicação do dejetto em épocas do ano ⁽¹⁾.

Doses de dejetto m ³ ha ⁻¹	Épocas de aplicação do esterco				Média
	Fevereiro	Maio	Outubro	Dezembro	
0	1,1 d ⁽²⁾	1,6 d	2,0 d	2,5 d	1,8
20	14,9 c (19) ⁽³⁾	2,2 c (23)	15,2 c (25)	5,0 c (23)	11,8 (23)
40	36,0 b (23)	3,4 b (16)	25,1 b (21)	48,8 b (37)	28,3 (24)
80	81,0 a (26)	6,4 a (15)	53,3 a (22)	102,9 a (39)	60,9 (26)
Média	33,0 (23)	3,4 (18)	23,9 (23)	42,3 (33)	

⁽¹⁾ Aplicação do dejetto pela parte da manhã (10:00h).

⁽²⁾ Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade de erro. Coeficientes de variações médios de 6,8 e 8,6 para doses e épocas, respectivamente.

⁽³⁾ Representa a porcentagem das perdas de N-NH₃ em relação à quantidade de N amoniacal aplicado.

Os resultados apresentaram variações semelhantes àquelas obtidas por Moal et al. (1995) e reforçam as afirmações de Thompson et al. (1990), os quais enfatizam que a temperatura do ar tem um efeito direto sobre as perdas de N-NH₃ logo após a aplicação do dejetto, mas ressaltam, que a taxa inicial de volatilização é também determinada pelas características do dejetto como teor de matéria seca e nitrogênio na forma amoniacal (N-NH₄⁺).

Tabela 4 - Temperaturas máximas e mínimas diárias do ar durante as determinações das perdas de N-NH₃, nos meses de fevereiro, maio, outubro e dezembro⁽¹⁾.

Período de Avaliação (dia)	Épocas de avaliação das perdas de N-NH ₃							
	Fevereiro		Maio		Outubro		Dezembro	
	-----Temperatura ° C -----							
	T.max. ⁽²⁾	T.min	T.max.	T.min.	T.max.	T.min.	T.max.	T.min.
1°	33	19	18	9	24	8	30	15
2°	34	20	19	8	25	10	30	16
3°	30	18	21	8	23	14	28	19
4°	31	20	23	10	21	15	26	21
5°	33	20	21	12	21	13	31	20
6°	29	21	22	14	26	12	33	19

⁽¹⁾ Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria, RS.

⁽²⁾ Temperatura média diária = $\frac{T\ 9hs + 2(T\ 21hs) + T\ máxima + T\ mínima}{5}$

5

O alto porcentual médio de perdas de N por volatilização amônia em dezembro (33 %) foi favorecido pelas altas temperaturas máximas e mínimas e pelo teor de 8,85 % de matéria seca, que pode ser considerado muito alto, quando comparado com o levantamento feito por Scherer et al. (1995) em 98 amostras de dejetos coletadas em diferentes municípios do Oeste Catarinense, mostrando que quase 50 % das amostras analisadas, apresentavam teores de matéria seca inferior a 2 %. Além disso, no dejetos aplicado em dezembro havia o maior porcentual de N mineral em relação ao N total (Tabela 2), o que significa, que 72 % do N presente potencialmente poderia volatilizar. Isso porque o nitrogênio mineral está prontamente disponível para os microrganismos responsáveis pelo processo de nitrificação, ao passo que o N orgânico presente necessariamente passa primeiro pelo processo de mineralização para posterior nitrificação. Isso mostra que as maiores temperaturas nos períodos mais quentes do ano também podem potencializar as perdas de nitrogênio por volatilização, porque favorecem a decomposição do dejetos nas unidades de fermentação/armazenamento, proporcionando maiores quantidades de N mineral (N-NH₄) em relação ao N total. Pode-se respaldar essa afirmação com os dados da Tabela 2, onde se observa que nos meses mais quentes do ano os percentuais de N mineral (N-NH₄) em relação ao N total, foram de 60 e 72 % (fevereiro e dezembro), enquanto que nos meses mais frios foi de 47 e 40 % (maio e outubro).

Na avaliação feita no mês de outubro, mesmo o dejetos possuindo maior teor de matéria seca, as perdas foram inferiores às observadas nos meses de fevereiro e dezembro. Isso pode estar associado às menores temperaturas do ar, menor concentração de N mineral (40 %) em relação ao N total do dejetos e ao pH do dejetos (6,61). O pH do dejetos é responsável pelo equilíbrio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, que pode ter consequência sobre as perdas de NH_3 . Assim, quando a NH_3 é perdida por volatilização, irá ocorrer uma dissociação do íon NH_4^+ ($\text{NH}_3 + \text{H}^+$) reduzindo o pH e consequentemente a volatilização, como mostra Mackenzie & Tomar (1987), os quais observaram rápido decréscimo nas perdas de N- NH_3 quando o pH do dejetos era inferior a 6,0.

Observa-se que com exceção do dejetos aplicado em maio, quando as quantidades de nitrogênio mineral aplicadas foram muito inferiores (Tabela 2), as perdas de N- NH_3 foram incrementadas à medida que houve um aumento na quantidade de dejetos aplicado (Figura 2).

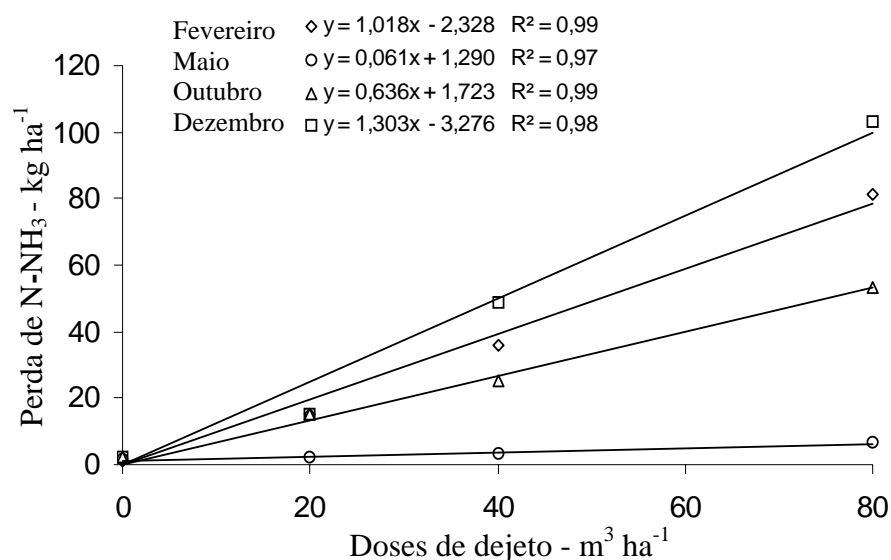


Figura 2 - Perdas acumuladas de N- NH_3 nas doses do dejetos para os meses de fevereiro, maio, outubro e dezembro.

Por isso, a correlação entre as perdas de N-NH₃ foram diretamente relacionadas com a quantidade de N mineral aplicado durante todo o período de avaliação. Isso evidencia, que a aplicação de menores doses podem ser mais eficientes tecnicamente à produção vegetal. Por outro lado, a temperatura do ar correlacionou-se com as perdas de N-NH₃ somente nas primeiras 24 horas após a aplicação do esterco. Obteve-se no primeiro dia de avaliação coeficientes de determinação (r^2) de 0,82 e 0,52, respectivamente, à correlação ($p < 0,05$) entre perdas de N-NH₃ com a quantidade de nitrogênio mineral aplicado e com a temperatura do ar. No trabalho de Sommer & Olsen (1991), também ficou demonstrada uma positiva correlação entre as perdas de N-NH₃ e a temperatura do ar imediatamente após aplicação do dejetos. Entretanto, por um período mais longo, Brunke et al. (1988) não encontraram alta correlação entre a temperatura do ar e as perdas de N-NH₃. Até os seis dias após a aplicação do dejetos, o coeficiente de determinação médio foi de 0,76 à correlação ($p < 0,05$) com a quantidade de N mineral. Contudo, é importante observar que nos meses de maio e outubro, com temperaturas inferiores àsquelas de fevereiro e dezembro, os percentuais de perdas de N-NH₃ foram maiores com a menor dose de dejetos aplicada, ao contrário do ocorrido nos períodos mais quentes do ano, quando as perdas aumentaram à medida que foi elevada a quantidade aplicada (Tabelas 3 e 4).

Os picos das perdas de N-NH₃ ocorreram até 24 e 48 horas após a aplicação do dejetos em fevereiro e dezembro, respectivamente (Figura 3). Em fevereiro, as perdas de N-NH₃ até 24 horas representaram 50, 53 e 45 % das perdas totais ocorridas até seis dias após a aplicação, aumentando para 70, 71 e 68 % até 48 horas referentes às doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos, respectivamente. Em fevereiro observa-se que ocorreram maiores temperaturas máximas e mínimas logo após a aplicação do dejetos (Tabela 4), o que pode ter favorecido as taxas de perdas de N-NH₃, assim como a maior quantidade de N mineral aplicado (Tabela 2). Em dezembro, observou-se que 24 horas após a aplicação do esterco as perdas de N-NH₃ representavam apenas 15, 15, e 19 % das perdas totais ocorridas até seis dias para as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos, respectivamente, enquanto que até 48 horas as perdas de N-NH₃ aumentaram para 45, 56 e 59 %.

As maiores perdas de N-NH₃ nos primeiros dias após a aplicação do dejetos têm respaldo na literatura (Thompson et al., 1990; Bless et al. 1991; Moal et al., 1995; Sommer et al., 1997), mas ocorreram em porcentuais inferiores, o que baseado no trabalho de Lara & Trevelin (1990), pode ser devido ao uso nesse trabalho de coletor semi-aberto estático, que subestima as perdas de N-NH₃. Por outro lado, o tempo necessário para atingir o pico nas taxas de perdas de N-NH₃ também pode estar associado ao período de adaptação dos microrganismos, pois Sørensen (1998), observou uma pequena mineralização dos ácidos graxos do dejetos durante os dois primeiros dias, o que caracterizaria o período de adaptação, havendo a seguir um incremento no pH do solo resultante da oxidação dos ácidos graxos voláteis, o que influencia o equilíbrio NH₄⁺/NH₃ em favor do NH₃, podendo incrementar a volatilização.

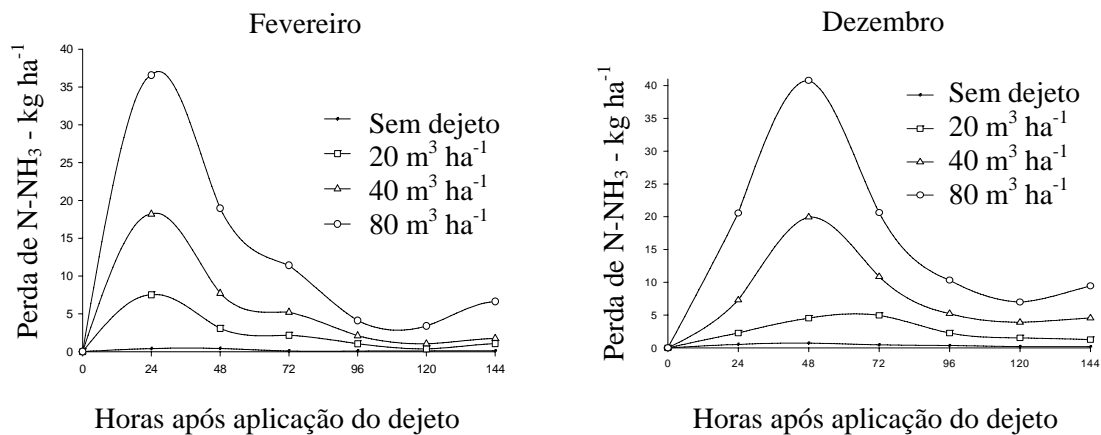


Figura 3 - Taxas de perdas de N-NH₃ após aplicação do dejetos a campo nos meses de fevereiro e dezembro.

O horário de aplicação do dejetos somente influenciou as perdas de N-NH₃, na dose de 80 m³ ha⁻¹ em fevereiro, quando as perdas acumuladas durante os seis dias após a aplicação foram maiores com a aplicação às 18:00 horas (Tabela 5). Contudo, ficou evidente a tendência das perdas serem maiores com aplicação do esterco às 18:00 horas, principalmente para doses acima de 20 m³ ha⁻¹. Esses resultados diferem de Moal et al., (1995), os quais aplicaram esterco líquido de suínos e observaram que as perdas foram

de 83, 43 e 0 % do total de N aplicado ao meio dia, no entardecer e próximo à meia noite, respectivamente. Embora com a utilização de esterco líquido de bovinos (gado de leite), Beauchamp et al. (1982) também obtiveram as maiores perdas de N-NH₃ com aplicação próxima ao meio dia em comparação com o esterco aplicado no início da manhã.

Tabela 5 - Perdas acumuladas de N-NH₃ com aplicação do dejetto às 10:00 e 18:00 horas em fevereiro e dezembro.

Doses de Dejetto	Época de aplicação do dejetto			
	Fevereiro		Dezembro	
	Horário de aplicação		Horário de aplicação	
m ³ ha ⁻¹	10:00	18:00	10:00	18:00
	-----N-NH ₃ - kg ha ⁻¹ -----		-----N-NH ₃ - kg ha ⁻¹ -----	
0	1,1 Ad ⁽¹⁾	1,2 Ad	2,5 Ad	2,5 Ad
20	14,9 Ac (19) ⁽²⁾	14,7 Ac (19)	15,0 Ac (23)	19,9 Ac (30)
40	36,0 Ab (23)	45,5 Ab (29)	48,8 Ab (37)	54,0 Ab (41)
80	81,0 Aa (26)	90,0 Ba (29)	102,9 Aa (39)	116,0 Aa (44)
Média	33,0 (23)	38,0 (26)	42,0 (33)	48,0 (38)

⁽¹⁾ Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna para cada época, não diferem pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade de erro.

⁽²⁾ Representam a porcentagem das perdas de N-NH₃ em relação à quantidade de N mineral aplicado.

No entanto, deve-se considerar que no trabalho de Beauchamp et al. (1982) que observaram fluxos pequenos de N-NH₃ nas primeiras horas da manhã, bem como no trabalho de Moal et al. (1995) onde as perdas foram próximas a zero quando o esterco foi aplicado próximo a meia noite, as temperaturas a meia noite foram próximas a 0 °C, enquanto que as diurnas atingiram valores ao redor de 20 °C. Já nas condições em que esse trabalho foi desenvolvido, a temperatura média mínima diária foi de 20 e 18 °C e a média das máximas diárias de 32 e 30 °C para os meses de fevereiro e dezembro, respectivamente. Essa menor amplitude entre as temperaturas máximas e mínimas diárias é outro fator que pode ter contribuído para a semelhança nas perdas de N-NH₃ com aplicação do dejetto no período da manhã e da tarde.

A temperatura do solo também é um importante fator que favorece as perdas de N-NH_3 (Moal et al., 1995). Os resultados mostram que houve uma significativa correlação entre as perdas de N-NH_3 com a temperatura do solo. Isso pode ser a justificativa para a tendência de maiores perdas de N-NH_3 com aplicação do esterco às 18:00 horas (Figura 4). Isso porque em dezembro, observa-se que na aplicação às 10:00 horas, a temperatura do solo a 2 cm de profundidade era de 25°C , enquanto que na aplicação às 18:00 horas era de 30°C .

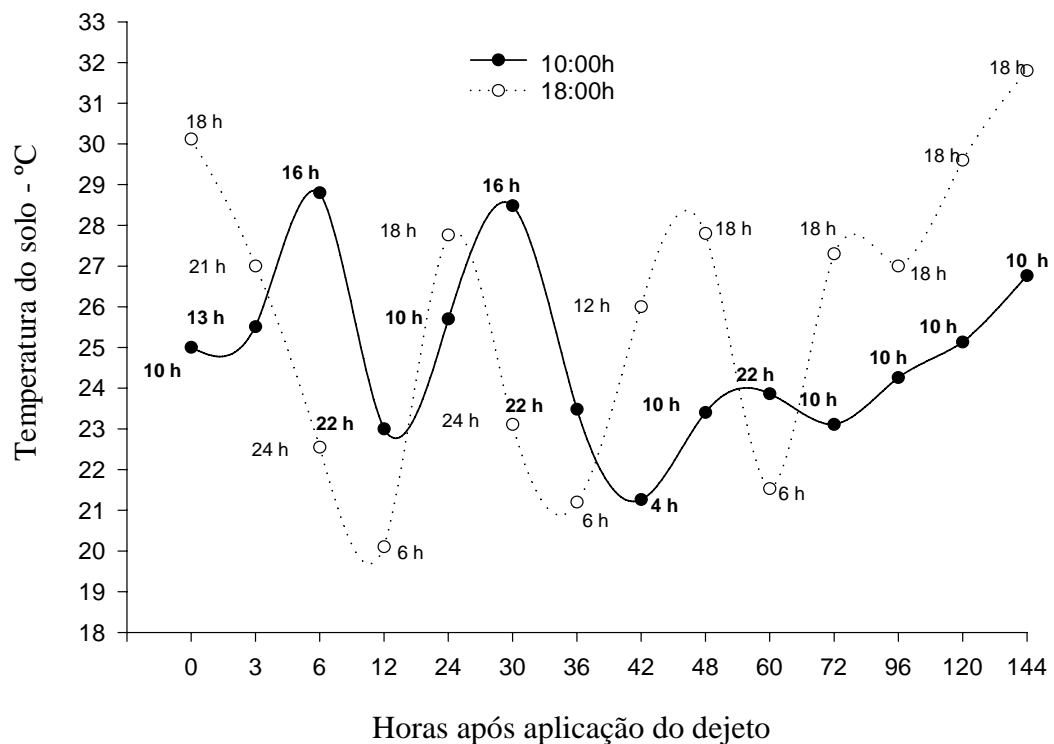


Figura 4 - Temperatura do solo a 2 cm de profundidade observada nos diferentes horários de avaliação das perdas de N-NH_3 em dezembro. Média de doze repetições para cada horário de aplicação.

Quando o dejetado foi aplicado às 10:00 horas, o solo na superfície estava num processo inicial de aquecimento, já que toda a energia armazenada no dia anterior foi perdida durante a noite. Assim, as menores perdas de N-NH_3 com aplicação às 10:00

horas, podem estar associadas com as menores temperaturas do solo neste horário, isso porque a aplicação de um resíduo com alto teor de água, pode contribuir para o abaixamento da temperatura do solo, além do sistema de coletores que não permite a radiação global incidente sobre a superfície onde foi aplicado o dejetos, que poderia favorecer as perdas com a aplicação às 10:00 horas, já que há necessidade de energia para o processo de volatilização (Sommer et al., 1997).

3.1.5 Conclusões

1. A volatilização de amônia proveniente do dejetos líquido de suínos evidenciou ser um fenômeno importante de perda do total de N amoniacal, pois atingiu de 15 a 44 % do N aplicado, aumentando com o incremento na quantidade de N mineral presente no dejetos e com aplicações nos meses mais quentes do ano.

2. O horário de aplicação do dejetos não afetou as perdas de N-NH₃, mas os resultados mostraram evidências de maior potencial de perdas com a aplicação às 18:00 horas, em comparação com a aplicação às 10:00 horas.

3.2 ESTUDO 2: Perdas de nitrogênio e fósforo por escoamento superficial com o uso de dejetos líquidos de suínos

3.2.1 Resumo

O uso de dejetos líquidos de suínos em áreas de lavoura e pastagem, além de representar uma fonte de nutrientes é também uma excelente alternativa de descarte, embora possa contaminar a água, através do transporte de nitrogênio e fósforo por escoamento superficial. O objetivo deste trabalho foi o de analisar a importância do escoamento superficial nas perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação superficial e não incorporação de dejetos. O trabalho foi desenvolvido no Campo Experimental do Departamento de Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Santa Maria, RS no período de maio de 2000 a maio de 2002 em área de lavoura sob plantio direto. Implantou-se uma sucessão de culturas com aveia preta/milho/nabo forrageiro, sobre a qual foi aplicado 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, distribuindo-se a lanço e em superfície antes da semeadura de cada espécie na sucessão. As concentrações de N mineral e fósforo disponível na solução do escoamento superficial, bem como a forma predominante de N-NH₄⁺ ou N-NO₃⁻ dependeram da quantidade de dejetos aplicados e do intervalo entre a aplicação e o primeiro escoamento superficial. As perdas de nitrogênio e fósforo (kg ha⁻¹) por escoamento superficial foram pequenas, porém as concentrações observadas nos maiores picos poderiam contaminar as águas superficiais. A concentração de nitrato e fósforo na solução do escoamento superficial, foi dependente da quantidade de dejetos aplicados.

3.2.2 Introdução

A quantidade e qualidade da água potável são objetos de preocupação crescente da sociedade. A atividade agrícola pode contaminar a água porque usa alguns insumos capazes de promover efeitos indesejáveis ao solo e a água. Além da água, a exploração do solo quando feita sem nenhum critério de conservação, pode levar a sua rápida degradação. Os reflexos da contaminação ambiental, devido à agricultura, podem se manifestar na eutroficação de mananciais de água, ou comprometer diretamente a saúde humana quando, por exemplo, a concentração de nitrato na água exceder os níveis tolerados.

A suinocultura é uma das atividades de importância econômica e social e concentra-se em algumas regiões, devido a sua vinculação com a agroindústria. Como consequência há produção de grandes quantidades de dejetos em pequenas áreas, potencializando sua capacidade de contaminar o solo e a água. Além disso, a suinocultura é uma atividade típica de pequenas propriedades, muitas das quais possuem uma topografia bastante acidentada o que dificulta a distribuição mecânica (trator + distribuidor) dos dejetos e acaba concentrando muitas vezes a aplicação em pequenas áreas da propriedade agravando o problema de contaminação do solo e da água.

O descarte dos dejetos de suínos é uma necessidade que traz vantagens à nutrição das plantas, mas pode se transformar em um problema ambiental, pois muitas vezes os tanques de armazenamento são menores do que o necessário e também porque, após sua aplicação a campo, pode haver escoamento superficial, especialmente quando do uso de altas doses seguidas por precipitações pluviométricas que excedem a taxa de infiltração de água no solo. Por isso, quantidades significativas de constituintes dos dejetos de suínos, como nitrogênio e fósforo, podem ser perdidos por escoamento superficial. Exemplo disso foram as perdas de 25 a 50 % de nitrogênio verificadas após a aplicação de esterco com a ocorrência de chuvas pesadas e sucessivas (Young & Mutchler, 1976; Steenhuis et al., 1981). Contudo, as perdas diminuem nas chuvas subsequentes, bem como as quantidades perdidas dependem diretamente das doses de dejetos aplicadas (Edwards & Daniel, 1993a).

O desbalanço entre as concentrações de nitrogênio e fósforo do dejetos de suínos é uma das causas da poluição da água com fósforo. Isso porque na maioria das vezes a dosagem é definida baseando-se no conteúdo de nitrogênio do dejetos e seu requerimento pelas culturas. Logo, se por um lado à relação N/P do dejetos líquido de suínos pode variar de 2:1 a 6:1, a absorção pelas culturas pode ocorrer numa relação de 7:1 a 11:1, o que favorece o incremento de P no solo, e que pode potencializar o transporte de P em fluxos laterais e verticais da água (Sharpley et al., 1996).

Concentrações de fósforo inorgânico na água de superfície de 0,01 - 0,02 mg L⁻¹ são considerados valores críticos a partir dos quais o processo de eutroficação é acelerado (Sharpley et al., 1996). Essas baixas concentrações como níveis críticos, que são menores do que aqueles colocados como ideais na solução do solo para um bom crescimento de plantas que são de 0,20 a 0,30 mg L⁻¹ conforme Heathwaite et al. (2000), mostram o alto potencial de contaminação dos recursos hídricos pelo fósforo.

O objetivo deste trabalho foi o de analisar a importância do escoamento superficial às perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação superficial e não incorporação de dejetos de suínos.

3.2.3 Material e métodos

O experimento foi conduzido no período de maio de 2000 a maio de 2002 no Campo Experimental do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Santa Maria, RS, e está situada na região fisiográfica da Depressão Central do Estado, cuja distribuição das precipitações nos dois anos de condução do experimento podem ser observadas nos Apêndices 1 e 2. Essa área encontrava-se há oito anos sob plantio direto e o solo classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 1999). Por ocasião da instalação do experimento foram feitas algumas determinações físicas do solo (Figura 5), sendo as características químicas já colocadas anteriormente (Tabela 1 do Estudo 1).

Durante dois anos foram aplicadas doses de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos líquido de suínos como única fonte de nutrientes às culturas de aveia preta/milho/nabo

forrageiro. O dejetos foi aplicado a lanço com auxílio de irrigadores manuais, antes da semeadura de cada espécie, à semelhança do que é feito na maioria das pequenas propriedades, e algumas características podem ser observadas na Tabela 6. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com quatro repetições.

O escoamento superficial (chuva natural) foi avaliado através da instalação, em cada parcela, de uma pequena armação metálica com 0,75 m de comprimento e 0,50 m de largura, onde em uma das extremidades havia uma calha coletora conectada por uma mangueira a um recipiente de armazenamento com capacidade de 23 litros, sendo a declividade da área onde essas calhas foram instaladas de 3 %.

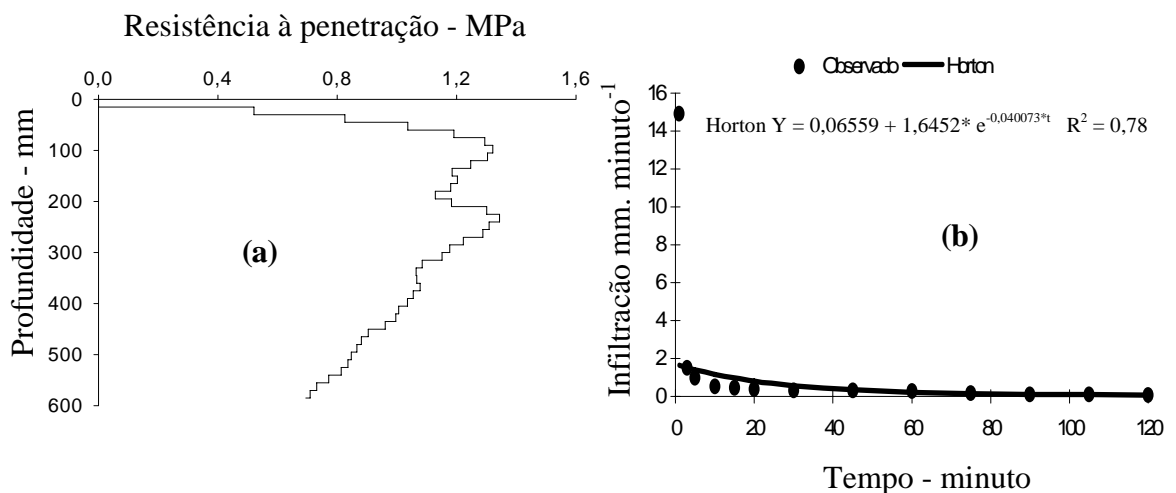


Figura 5 - Resistência do solo a penetração (a) e taxa de infiltração de água no solo (b) avaliada antes da instalação do experimento. Média de 32 e 16 repetições para (a) e (b) respectivamente.

Após cada evento (chuva natural + escoamento), a solução escoada era medida e uma alíquota de 300 ml levada ao laboratório. Nas determinações das concentrações de nitrogênio mineral na solução escoada, 20 ml da amostra eram acondicionados em tubos de destilação e posteriormente adicionado 0,2 g de MgO para a determinação da concentração de amônio ($N-NH_4^+$) em destilador de arraste de vapor semi-micro

Kjeldahl, sendo o destilado recolhido em ácido bórico e posterior titulação com H_2O_2 (Tedesco et al., 1995).

Tabela 6 - Características do dejetto líquido de suínos aplicado antes da implantação de cada espécie da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro nos dois anos.

Características do dejetto	Antes da implantação de cada cultivo											
	Aveia preta				Milho				Nabo forrageiro			
----- Ano agrícola (2000/2001) -----												
pH	7,2				6,6				7,5			
Matéria seca - %	1,9				9,9				0,8			
N total ⁽²⁾ - %	2,3				3,2				2,8			
	Aplicado kg ha ⁻¹				Aplicado kg ha ⁻¹				Aplicado kg ha ⁻¹			
	%	20	40	80	%	20	40	80	%	20	40	80
N total ⁽¹⁾	0,1	22	44	88	0,7	151	301	602	0,1	28	56	112
Fósforo total ⁽²⁾	2,4	9	18	36	2,1	42	84	168	4,1	3,4	6,8	13,6
----- Ano agrícola (2001/2002) -----												
pH	6,8				7,8				8,2			
Matéria seca - %	1,1				3,7				1,2			
N total ⁽²⁾ - %	3,5				2,7				3,1			
	Aplicado kg ha ⁻¹				Aplicado kg ha ⁻¹				Aplicado Kg ha ⁻¹			
	%	20	40	80	%	20	40	80	%	20	40	80
N total ⁽¹⁾	0,1	16	32	64	0,2	40	80	160	0,2	36	72	144
Fósforo total ⁽²⁾	1,5	3,3	6,6	13,2	1,6	12	24	48	1,3	3,1	6,2	12,4

⁽¹⁾ Análise e cálculos em base úmida. ⁽²⁾ Análise e cálculos em base seca

Nessa mesma amostra usada anteriormente para a determinação do $N-NH_4^+$, era adicionado 0,2 g de liga de Devarda para determinação da concentração de $N-NO_3^-$ (Tedesco et al., 1995). Para a determinação das concentrações de fósforo disponível, 50 ml da solução escoada era acondicionada em frascos de “snap-cap” e adicionado 1 ml de HCl (PA Merk) 50 % (solução extratora), que após agitadas intermitentemente por 10 minutos permaneciam em repouso até o dia seguinte (Tedesco et al., 1995), onde eram feitas as determinações das concentrações de fósforo disponível pelo método descrito por Murphy & Riley (1962).

No primeiro ano de avaliação, além das concentrações de N mineral e de fósforo disponível, foram determinadas as concentrações totais desses elementos. Para a determinação da concentração total de fósforo na água do escoamento superficial, 20 ml de amostra foi submetida a uma digestão com ácido sulfúrico, sendo também adicionado 1 ml de cloreto de magnésio saturado. No final do processo de digestão 2 ml de peróxido de hidrogênio era adicionado a fim de tornar a solução clara para leitura e determinação seguindo metodologia de Murphy & Riley (1962). A determinação da concentração total de nitrogênio foi feita também através de uma digestão ácida com 20 ml de amostra. Porém, nesse caso, para não ocorrer perdas de nitrogênio durante o processo de digestão houve a necessidade da realização de uma pré-digestão das amostras com liga de devarda conforme colocado por Liao (1981). Após a digestão, foi feita a destilação das amostras em destilador de arraste de vapores semi-micro Kjeldahl, sendo o destilado recolhido em ácido bórico e posterior titulação com H_2O_2 (Tedesco et al., 1995).

A falta de “independência” entre as observações ao longo do período de avaliação inviabiliza uma análise de regressão. Além disso, a falta de controle de algumas variáveis envolvidas como volume e intervalo das precipitações não satisfazem o critério da estatística de controle dos fatores que afetam as variáveis determinadas. Por isso, optou-se para esse estudo, trabalhar somente com média e desvio padrão.

Sempre que forem feitas inferências sobre as perdas de P na solução do escoamento superficial nesse estudo, lixiviado no Estudo 3, e acúmulo de P e K pelas plantas da sucessão no Estudo 4, estas são ao elemento P e K e não nas respectivas formas de P_2O_5 e K_2O .

3.2.4 Resultados e discussão

A Figura 6 mostra as concentrações de amônio ($N-NH_4^+$) e nitrato ($N-NO_3^-$) na solução do escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no primeiro ano. Observa-se que a nitrificação é um processo relativamente rápido, isso por que, passados 19 dias da aplicação do dejetto, a concentração de $N-NH_4^+$ na solução do

escoamento já se encontrava relativamente baixa não sendo mais possível a determinação a partir desse período.

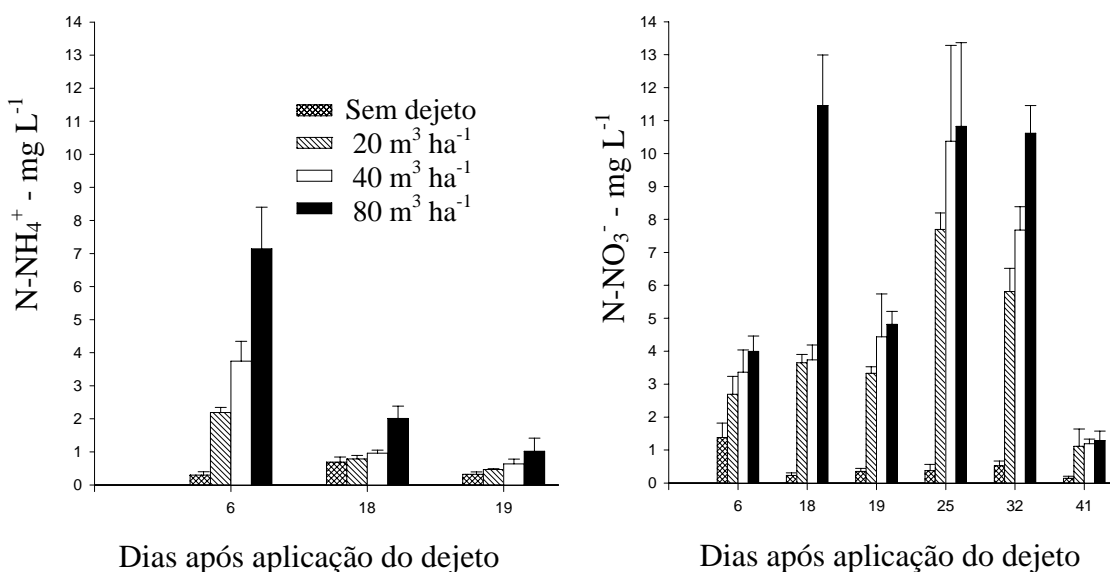


Figura 6 - Concentração de amônio (N-NH₄⁺) e nitrato (N-NO₃⁻) na solução do escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no primeiro ano. (2000).

Esse período de dezenove dias para a completa nitrificação do N-NH₄⁺ adicionado ao solo via dejetos é muito próximo ao obtido por Almeida (2000) e por Port (2002), em trabalhos realizados a campo e nas mesmas condições edafoclimáticas do presente estudo, onde colocam que o processo essencial de nitrificação ocorreu 20 e 25 dias, respectivamente após a aplicação do dejetos. Após 41 dias da aplicação no primeiro ano de cultivo da aveia preta, não foi mais possíveis a determinações das concentrações de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ na solução do escoamento superficial, e possivelmente, esteja associado ao baixo teor de matéria seca do dejetos aplicado (Tabela 6).

No segundo ano de cultivo da aveia preta quando, o primeiro evento (chuva natural + escoamento) ocorreu 11 dias após a aplicação do dejetos, já houve um

predomínio do N-NO_3^- sobre a concentração de N-NH_4^+ na solução do escoamento superficial (Figura 7). Logo, levando-se em consideração a qualidade do dejetto aplicado antes da semeadura da aveia preta nos dois anos de cultivo, que apresentaram características muito semelhantes, o predomínio N-NH_4^+ ou N-NO_3^- na solução do escoamento superficial vai depender do intervalo entre a aplicação e o primeiro escoamento, havendo uma tendência das concentrações de N-NH_4^+ prevalecerem sobre as de N-NO_3^- quanto mais próximo da aplicação do dejetto ocorrer o escoamento.

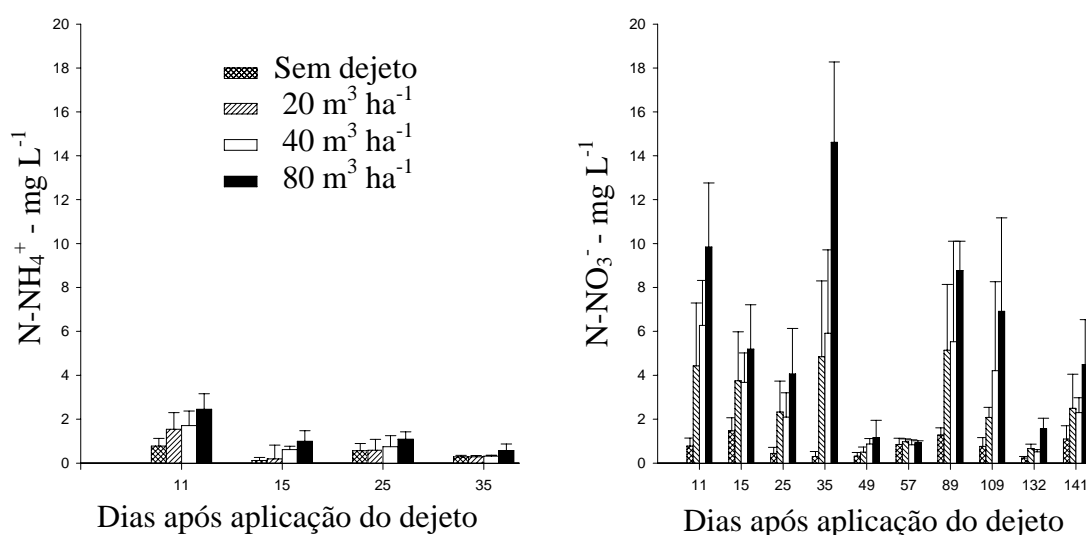


Figura 7 - Concentração de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) na solução do escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no segundo ano (2001).

No primeiro ano de cultivo do milho quando foi aplicado um dejetto com quase 10 % de matéria seca, as concentrações de N-NH_4^+ no primeiro escoamento superficial mesmo esse ocorrendo 12 dias após a aplicação, permaneciam elevadas sendo de 20, 39 e 86 mg L^{-1} para as doses de 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente. Essas concentrações eram muito superiores as de N-NO_3^- que passaram a predominar somente a partir de 29 dias após a aplicação do dejetto, sendo que para a dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ seu pico máximo

ocorreu 57 dias após a aplicação do dejetos (Figura 8). Embora tenham trabalhado com esterco líquido de gado de leite, Paul et al. (1997a) também observaram que a completa nitrificação só ocorreu três a cinco semanas após aplicação do esterco, que apresentava um teor de matéria seca muito próxima com o dejetos de suíno aplicado antes da semeadura do milho nesse primeiro ano. Mesmo em baixas concentrações, o N-NH_4^+ poderá provocar a morte de peixes por asfixia, além de reduzir o efeito desinfetante do cloro pela produção de cloroaminas durante o processo de tratamento da água (Gangbazo et al., 1995).

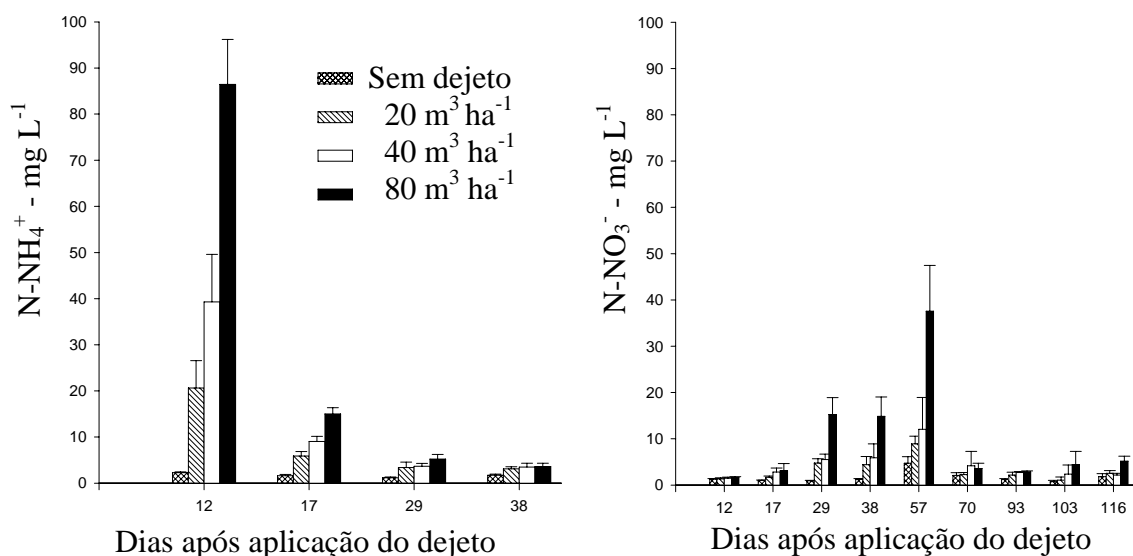


Figura 8 - Concentração de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) na solução do escoamento superficial durante o cultivo do milho no primeiro ano agrícola 2000/2001.

Esse prolongamento para a completa nitrificação do NH_4^+ do dejetos no primeiro ano de cultivo do milho, pode estar associado a um período maior de tempo para a adaptação dos microrganismos responsáveis pelo processo de nitrificação a esse dejetos, bem como pela quantidade maior de nitrogênio adicionado. Aliás, essa tem sido a justificativa para o incremento no intervalo de tempo entre a aplicação do dejetos e os maiores picos de perda de nitrogênio por volatilização no trabalho de Sørensen (1998).

Para o autor, o incremento do pH do solo resultante da oxidação dos ácidos graxos voláteis presentes no dejetos, influencia o equilíbrio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ em favor do NH_3 , um produto intermediário da transformação do NH_4^+ para NO_3^- , e que pode justificar no segundo ano (Figura 9) o predomínio de N-NO_3^- sobre os teores de N-NH_4^+ já aos 8 dias após a aplicação do dejetos que apresentou um pH de 7,8.

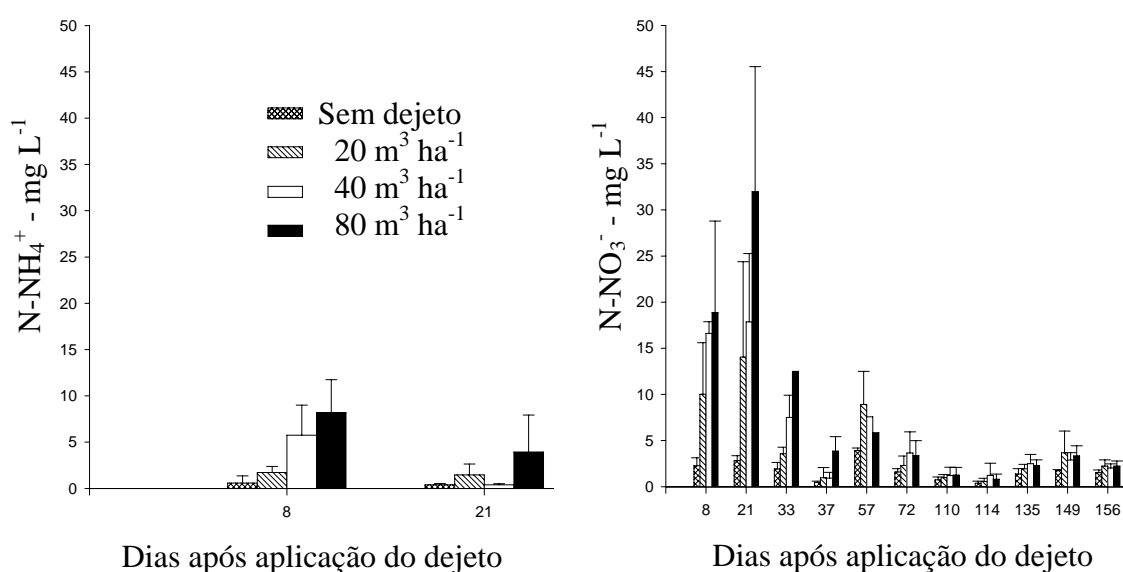


Figura 9 - Concentração de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) na solução do escoamento superficial durante o cultivo do milho no segundo ano agrícola (2001/2002).

No primeiro ano de cultivo do nabo forrageiro (Figura 10) e para os primeiros eventos, as concentrações de N-NO_3^- na solução do escoamento superficial para as três doses de dejetos foram superiores às observadas no segundo ano (Figura 11). Isso não se justificaria levando-se em consideração somente à característica dos dejetos aplicados antes da semeadura do nabo forrageiro nos dois anos, porque embora ambos apresentassem um teor de matéria seca semelhante, a quantidade de nitrogênio total aplicada no primeiro ano foi menor. Porém, o efeito residual do nitrogênio orgânico do dejetos com quase 9,9 % de matéria seca aplicado antes da semeadura do milho pode justificar em parte essa observação.

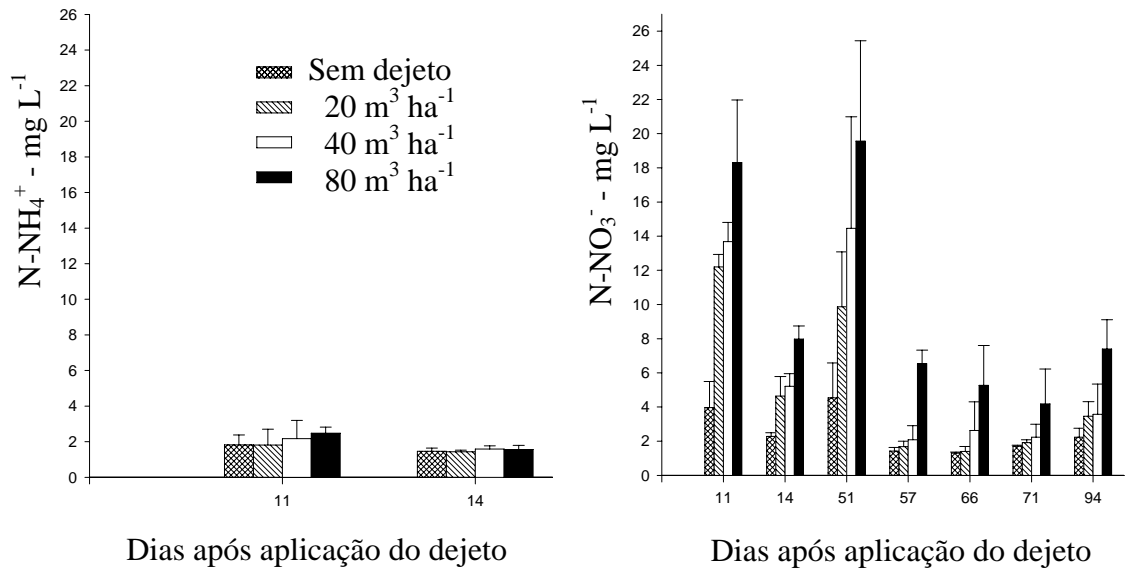


Figura 10 - Concentração de amônio (N-NH₄⁺) e nitrato (N-NO₃⁻) na solução do escoamento superficial durante o cultivo do nabo forrageiro no primeiro ano (2001).

Com exceção para o primeiro ano de cultivo do milho, o processo de nitrificação, ou seja, a passagem do nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) do dejetos para a forma nítrica (N-NO₃⁻) foi rápida. A rapidez com que ocorre a nitrificação e conseqüente aumento na disponibilidade de nitrogênio na forma nítrica no solo com o uso de dejetos, têm dois importantes aspectos a serem considerados principalmente nos estádios iniciais de desenvolvimento das culturas já que o dejetos geralmente é aplicado antes da semeadura destas. O primeiro aspecto, é que se houver movimento de água no perfil do solo pode ocorrer a lixiviação de N-NO₃⁻, já que esse processo depende da concentração desse íon na solução do solo e do movimento de água no perfil do solo. O segundo aspecto, é que a movimentação conjunta de N-NO₃⁻ associado a compostos orgânicos, pode potencializar as perdas de nitrogênio por desnitrificação, condições essas que podem ocorrer com aplicação de dejetos, já que esse aumenta o teor de nitrogênio no solo e fornece carbono que é fonte de energia às bactéria denitrificadoras.

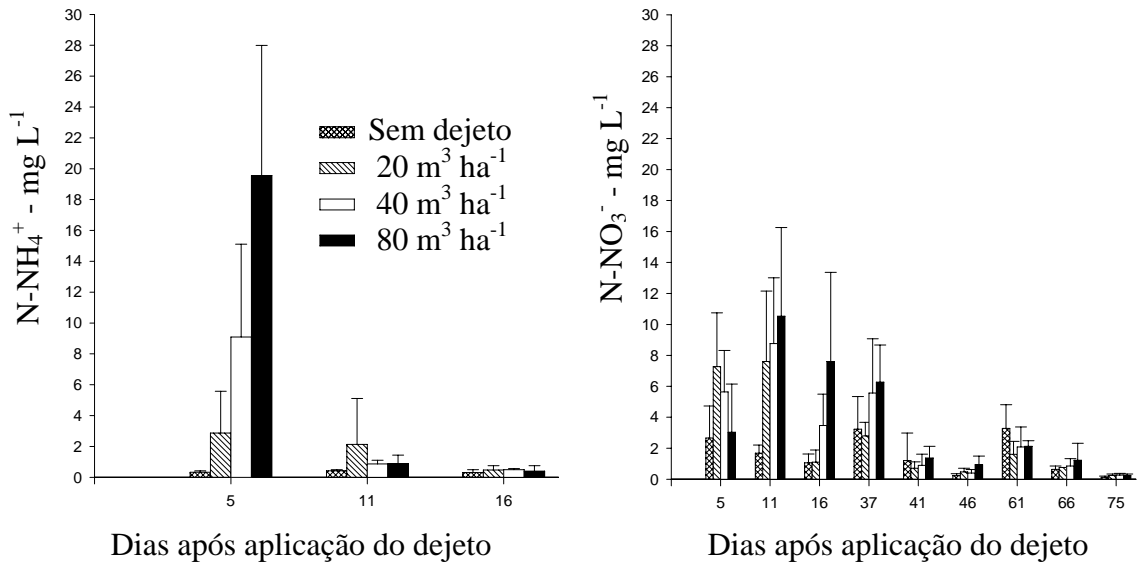


Figura 11 - Concentração de amônio (N-NH₄⁺) e nitrato (N-NO₃⁻) na solução do escoamento superficial durante o cultivo do nabo forrageiro no segundo ano (2002).

A conservação do nitrogênio do dejetto na forma amoniacal tem sido objeto de estudo em outros países, com o objetivo de reduzir o potencial de perdas via lixiviação e/ou denitrificação. Para isso, são utilizados inibidores de nitrificação no dejetto como a nitrapirina e o DCD (dicianodiamida); porém, a eficiência dessa prática é muito variável podendo reduzir significativamente as perdas de N-NO₃⁻ por lixiviação (Klein et al., 1996), ou não apresentar nenhuma resposta (Corre & Zwart, 1995).

Considerando a quantidade total de nitrogênio aplicado e determinando-se as perdas totais durante o primeiro ano e nos respectivos cultivos das espécies da sucessão, observa-se que as porcentagens nas perdas foram maiores para o período da aveia preta (Tabela 7). Com o aumento da dose de dejetto as porcentagens das perdas diminuíram, a ponto dessas durante o cultivo do nabo forrageiro e para as doses de 40 e 80 m³ ha⁻¹ serem menores ou iguais à observada na testemunha. Como a perda total é resultado de uma concentração e do volume de água, com o aumento da dose de dejetto se tem um incremento na produção de matéria seca das espécies da sucessão (Figura 25 Estudo 4) e conseqüentemente uma redução no volume de água do escoamento superficial. Isso fica

evidente quando se observa a Tabela 8, onde se tem uma redução de 16, 36 e 52 % no volume total de água escoado comparado à testemunha, no primeiro ano com 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos, respectivamente.

Tabela 7 - Quantidade de nitrogênio total aplicado via dejetos e perdido na solução do escoamento superficial durante o cultivo das três espécies da sucessão, no primeiro ano agrícola (2000/01).

Doses de dejetos m ³ ha ⁻¹	Nitrogênio aplicado kg ha ⁻¹			Nitrogênio perdido ⁽¹⁾ kg ha ⁻¹		
	Aveia	Milho	Nabo	Aveia	Milho	Nabo
0	-	-	-	2,5	9,6	5,6
20	22	151	28	5,2 (14,0)	16,7(5,3)	6,4 (3,0)
40	44	301	56	6,8 (11,0)	17,6 (3,0)	5,1 (0,0)
80	88	602	112	9,8 (9,4)	14,6 (1,0)	3,9 (0,0)

⁽¹⁾ Os números entre parênteses representam as porcentagens das perdas em relação ao aplicado, considerando-se uma média de 50% do N total do dejetos na forma mineral e um potencial de perda desse N mineral por volatilização de 23, 24 e 26 % para as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente (Estudo 1).

Tabela 8 - Volume total de água perdida por escoamento superficial durante o cultivo das espécies da sucessão nos dois anos.

Espécies na sucessão	Doses de esterco - m ³ ha ⁻¹			
	0	20	40	80
	Perda de água em 2001 - m ³ ha ⁻¹			
Aveia	3201	2990	2471	2374
Milho	3276	2718	1880	1237
Nabo	2143	1509	1123	521
Volume total	8620	7217	5474	4132
	Perda de água em 2002 - m ³ ha ⁻¹			
Aveia	3680	2643	1948	1278
Milho	2310	2038	1763	1531
Nabo	1850	2033	1620	1268
Volume total	7840	6714	5331	4077

A rotação de culturas também influencia no escoamento da água e isso foi demonstrado por Segnanfredo et al. (1997), onde observaram que os sistemas aveia + ervilhaca/milho, tremoço/milho, milho + mucuna e milho + feijão de porco, em plantio

direto, foram eficazes em 99 % no controle das perdas de solo e 94 % nas perdas de água. Para os autores, a eficiente redução nas perdas de solo e de água é atribuída a proteção física do solo proporcionado pelas plantas de cobertura durante o seu desenvolvimento vegetativo e seus resíduos após o manejo.

As concentrações de fósforo disponível à semelhança do observado para o nitrogênio, quanto mais próximo da aplicação do dejetos ocorreram as maiores perdas. Isso, fica evidente quando se observa os teores de fósforo disponível no primeiro ano de cultivo da aveia preta onde houve uma redução de 84 % nas concentrações de fósforo disponível da primeira (seis dias) para a segunda avaliação (dezoito dias) após a aplicação do dejetos (Figura 12).

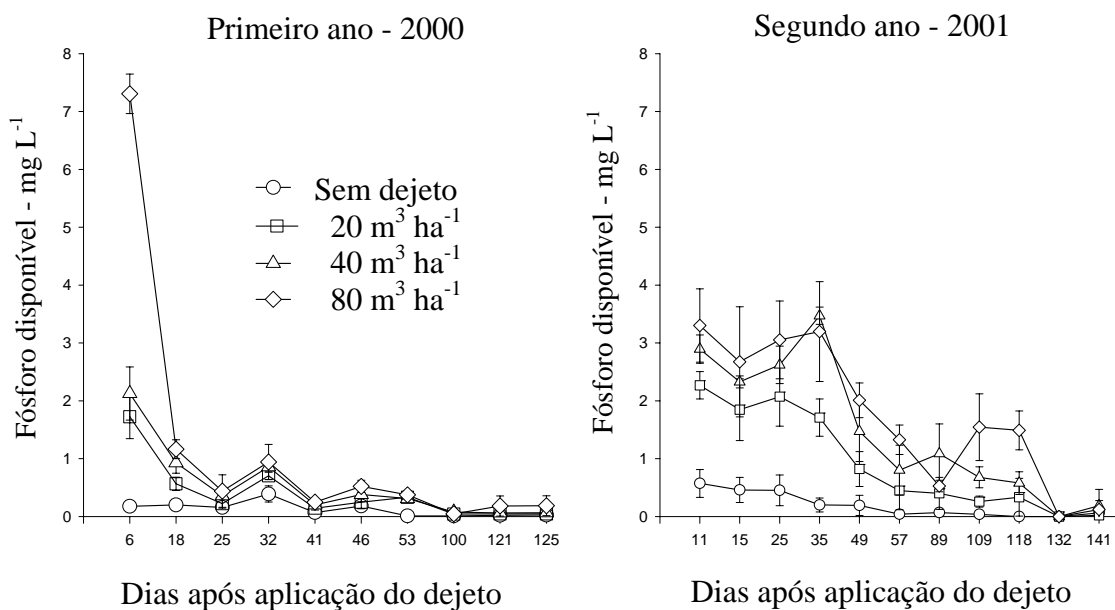


Figura 12 - Concentração de fósforo disponível na solução do escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no primeiro e segundo ano.

Além disso, a qualidade do dejetos aplicado também contribuiu para um maior ou menor incremento nas concentrações de fósforo disponível. Isso pode ser observado quando se comparam as concentrações de fósforo na solução do escoamento superficial nos dois anos de cultivo do milho (Figura 13). No primeiro ano agrícola, mesmo com o

primeiro escoamento ocorrendo doze dias após a aplicação do dejetos, as concentrações de fósforo na solução foram em média duas vezes superiores às observadas para o segundo ano de cultivo do milho. Provavelmente isso se deve ao alto teor de matéria seca do dejetos aplicado antes da semeadura do milho no primeiro ano agrícola, o que justifica também as maiores perdas de fósforo total (kg ha^{-1}) quando comparado às observadas durante o cultivo da aveia preta o do nabo forrageiro no primeiro ano agrícola (Tabela 9).

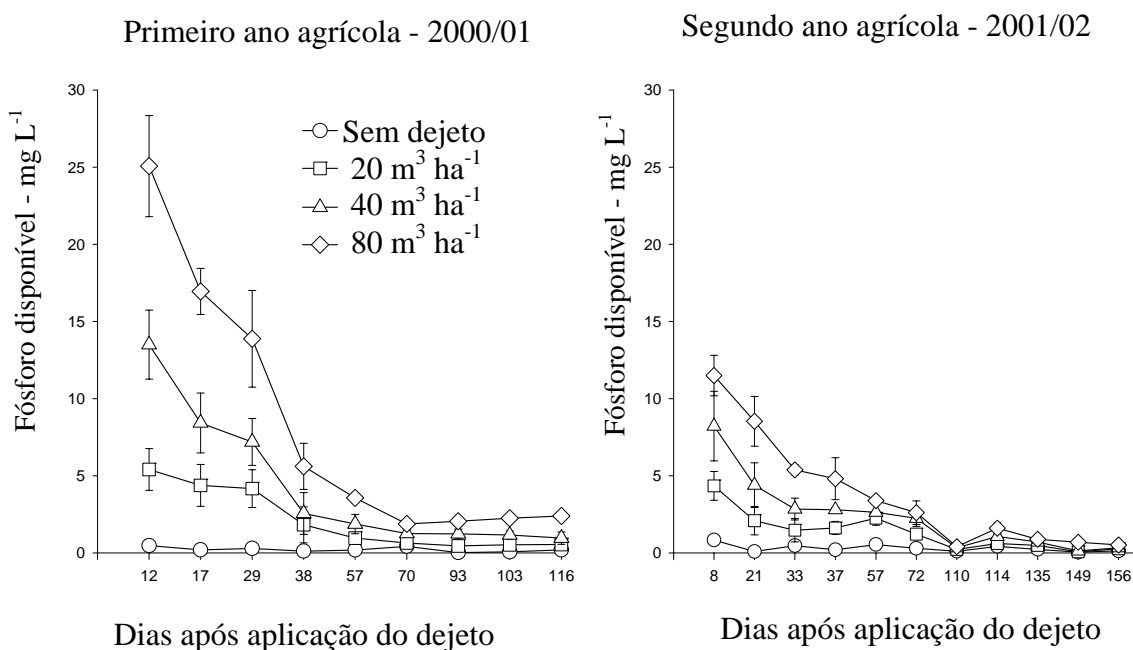


Figura 13 - Concentração de fósforo disponível na solução do escoamento superficial durante o cultivo do milho no primeiro e segundo ano agrícola.

Tabela 9 - Quantidade total de fósforo aplicado via dejetos e perdido na solução do escoamento superficial na sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro, no primeiro ano agrícola.

Doses de dejetos $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	Fósforo aplicado kg ha^{-1}			Fósforo perdido ⁽¹⁾ kg ha^{-1}		
	Aveia	Milho	Nabo	Aveia	Milho	
0	-	-	-	1,2	2,0	1,3
20	9,0	42,0	3,4	1,4 (2,2)	5,9 (9,3)	1,5 (5,8)
40	18,0	84,0	6,8	1,6 (2,2)	7,0 (6,0)	1,4 (1,5)
80	36,0	168,0	13,6	2,2 (2,8)	9,5 (4,5)	1,3 (0,0)

⁽¹⁾ Os números entre parênteses representam as porcentagens das perdas em relação ao aplicado.

Durante o cultivo do nabo forrageiro e para a dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos, o percentual de redução nas concentrações de fósforo disponível na solução do escoamento superficial da primeira para a segunda avaliação foi de 37 e 80 % para o primeiro e segundo ano, respectivamente (Figura 14). Essa redução pode estar associada ao intervalo entre a aplicação do dejetos e o primeiro escoamento, já que os 80 % colocados anteriormente para o segundo ano de cultivo do nabo forrageiro está muito próximo dos 84% observados no primeiro ano de cultivo da aveia, que apresentaram um intervalo de tempo muito próximo entre a aplicação do dejetos e a primeira avaliação (5 e 6 dias respectivamente).

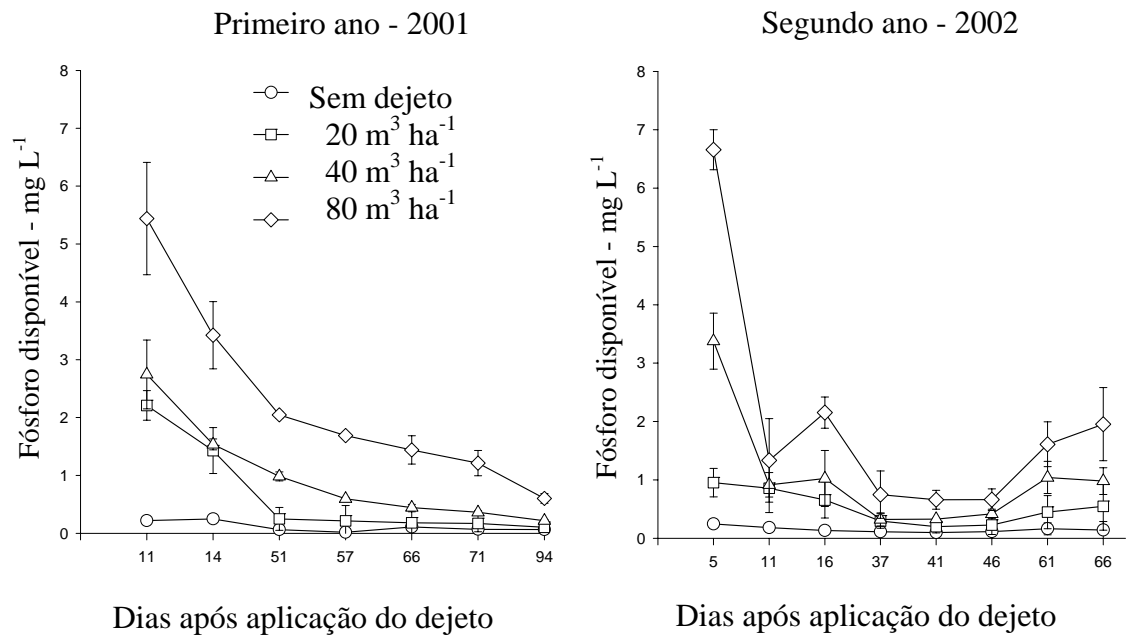


Figura 14 - Concentração de fósforo disponível na solução do escoamento superficial durante o cultivo do nabo forrageiro no primeiro e segundo ano.

Durante o cultivo do nabo forrageiro e do milho no primeiro ano, esse percentual de redução da primeira para a segunda avaliação foi de 37 e 36%, respectivamente para um intervalo entre a aplicação do dejetos e a primeira avaliação de 11 e 12 dias, respectivamente. Além disso, observa-se no segundo ano do nabo forrageiro e, principalmente, para o primeiro ano da aveia preta, uma concentração de fósforo na

solução do escoamento duas e três vezes maior para a dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ comparada à dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente. Isso pode ser um reflexo da adição de um grande volume de água via dejetos, mas pode ser também devido ao selamento superficial dos poros provocado pelas finas partículas do esterco. Alias, essa foi a justificativa de Edwards & Daniel (1993a), quando compararam o escoamento superficial em parcelas com aplicação de cama de aves e esterco líquido de suínos, mostrando que esse foi três vezes maior com a aplicação do esterco líquido de suínos.

No primeiro ano de avaliação nas diferentes espécies da sucessão, observa-se que durante o cultivo do nabo forrageiro, as concentrações de fósforo nas doses aplicadas, não seguiram a mesma tendência observada durante o cultivo da aveia e do milho, principalmente para as últimas avaliações. Quando se compara as doses de 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos, se observa até a última avaliação do período uma nítida diferença nas concentrações de fósforo disponível na solução do escoamento entre as doses utilizadas, e que poderia ser justificado pelo dejetos com quase 10 % de matéria seca aplicado antes da semeadura do milho. Porém, no segundo ano de avaliação, se percebe claramente que as concentrações de fósforo foram superiores à medida que houve um incremento na dose de dejetos em relação a testemunha durante todo ou quase todo o período de avaliação e que pode ser um indicativo do aparecimento do efeito residual das aplicações superficiais do dejetos.

O somatório das perdas de nitrogênio mineral e fósforo disponível na solução do escoamento superficial nos dois anos da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro são insignificantes agronomicamente levando-se em consideração a quantidade aplicada (Tabela 10). Comparando diferentes fontes inorgânicas bem como a aplicação de 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de esterco líquido de gado sobre as concentrações de nitrogênio e fósforo na solução do escoamento superficial, Smith et al. (2001a e 2001b), sugerem uma dose ideal de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para uso agrícola, embora reconheçam que as concentrações de nitrogênio e fósforo na solução do escoamento superficial podem representar um potencial poluidor para o ambiente nos períodos de maiores picos de perdas desses elementos.

As perdas totais de fósforo disponível por escoamento superficial durante os dois anos de condução desse trabalho foram 49, 21 e 20 vezes maiores às observadas por

lixiviação apresentadas no próximo estudo para as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente, mostrando que o principal caminho de perdas do fósforo ocorre via escoamento superficial. Já para o nitrogênio mineral, as perdas observadas nesse estudo foram apenas 4,0 3,7 e 1,5 vezes maiores às observadas pela lixiviação do nitrato no perfil do solo para as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente.

Tabela 10 - Quantidade de nitrogênio e fósforo aplicado via dejetos e perdido na forma de N mineral (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) e fósforo disponível, na solução do escoamento superficial nos dois anos na sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro.

Doses de esterco m ³ ha ⁻¹	Quantidade aplicada de nitrogênio e fósforo		Quantidade perdida de nitrogênio e fósforo ⁽¹⁾			
	Nitrogênio	Fósforo	Nitrogênio		Fósforo	
	-----kg ha ⁻¹ -----		kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%
0	-	-	15	-	2,4	-
20	293	72	38	8,9 ⁽¹⁾	10,3	10,9
40	585	144	32	3,3	12,6	6,8
80	1170	289	36	2,1	15,5	4,5

⁽¹⁾ Porcentagem de perda calculada considerando uma média de 50% do N total do dejetos na forma mineral e um potencial de perda desse N mineral por volatilização de 23, 24 e 26 % para as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ respectivamente (Estudo 1).

Porém, vale lembrar que na maioria das propriedades onde a suinocultura é desenvolvida a topografia é muito mais acidentada do que onde esse trabalho foi conduzido e com isso, as perdas de N e P por escoamento superficial podem ser ainda maiores. Em função disso e da alta susceptibilidade dos recursos hídricos à contaminação, principalmente por fósforo, a aplicação do dejetos em áreas propensas ao escoamento superficial deve ser encarada com muita cautela e, estando as maiores perdas relacionadas ao intervalo entre a aplicação e o primeiro escoamento superficial, deve-se evitar a aplicação do dejetos quando há possibilidade eminente de chuva.

3.2.5 Conclusões

1. As concentrações de N mineral e fósforo disponível na solução do escoamento superficial, bem como a forma predominante de N-NH_4^+ ou N-NO_3^- dependeram da quantidade de dejetos aplicados e do intervalo entre a aplicação e o primeiro escoamento superficial.

2. As perdas de nitrogênio e fósforo (kg ha^{-1}) por escoamento superficial foram pequenas, porém as concentrações observadas nos maiores picos poderiam contaminar as águas superficiais.

3. A concentração de nitrato e fósforo na solução do escoamento superficial, foi dependente da quantidade de dejetos aplicados.

3.3 ESTUDO 3: Perdas de nitrogênio e fósforo por lixiviação com uso de dejetos líquido de suínos

3.3.1 Resumo

A aplicação de altas doses de dejetos líquido de suínos pode incrementar as concentrações de nitrato e fósforo na solução do solo, aumentando os riscos de contaminação de águas subsuperficiais. O objetivo do trabalho foi de avaliar potenciais de perdas de nitrogênio e fósforo por lixiviação com aplicação de dejetos. O trabalho foi desenvolvido na Universidade Federal de Santa Maria, RS, no período de maio de 2000 a maio de 2002, em área de lavoura e sob plantio direto, em solo classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico. Implantou-se uma sucessão de culturas com aveia preta/milho/nabo forrageiro, sobre a qual foi aplicado 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, distribuindo-se à lanço e em superfície antes da semeadura de cada espécie na sucessão. Com aplicação de dejetos líquido de suínos antes da semeadura, as maiores perdas de nitrogênio por lixiviação ocorreram nos estágios iniciais de desenvolvimento das culturas e sua concentração na solução do solo dependente da quantidade de dejetos aplicada. As perdas de nitrogênio e fósforo (kg ha⁻¹), são insignificantes agronomicamente, mas as concentrações de N-NO₃⁻ na solução do solo nos maiores picos de perda podem significar a contaminação de águas subsuperficiais. A lixiviação de nitrato parece não ser um problema ambiental em lavouras com três aplicação anuais de 30 m³ ha⁻¹ de dejetos líquido de suínos.

3.3.2 Introdução

O dejetos líquido de suínos gerado nas unidades de produção tem sido usado em áreas de lavouras e pastagens como fonte de nutriente. Sob o ponto de vista agrônomo, essa prática é importante na ciclagem dos nutrientes dentro das próprias unidades de produção, porque é uma forma para o necessário descarte desse resíduo. O nitrogênio

(N) e o fósforo (P) numa relação que varia de 2:1 a 7:1, respectivamente, são dois importantes constituintes dos dejetos sob o ponto de vista nutricional de plantas mas que preocupam com relação ao risco de contaminação das águas.

Em outros países, muito da preocupação do impacto da aplicação do dejetos de suínos sobre a contaminação das águas está relacionado ao manejo desse resíduo nas unidades de produção, onde o excessivo uso de dejetos sobre áreas relativamente pequenas, resultado da concentração e da especialização desse sistema de produção, representa um sério risco à degradação de águas superficiais e de subsuperfície. A suinocultura no Brasil também é uma atividade típica de pequena propriedade rural, onde não bastasse a limitação de área, a topografia fortemente acidentada na maioria das vezes não permite a distribuição mecânica do dejetos em grande parte da propriedade. Isso, associado a inviabilidade econômica para a distribuição distante de onde é gerado, tem levado produtores a utilizarem sucessivamente áreas próximas às unidades de produção como local de descarte, potencializando o risco à contaminação de águas.

A lixiviação é caracterizada pelo movimento de íons para camadas mais profundas do solo podendo atingir o lençol freático. Por isso, no caso do N-NO_3^- , a quantidade de dejetos aplicado bem como as precipitações são fatores que afetam as concentrações de N-NO_3^- na solução do solo e que fica evidente nos resultados apresentados por Sutton et al. (1978) e Warman et al. (1986) com aplicação de 90 e 150 Mg ha^{-1} de dejetos de suínos, respectivamente. Por sua vez, Evans et al. (1977) também detectaram aumento na concentração de nitrato, principalmente na camada abaixo de 150 cm de profundidade após totalizarem a aplicação de 636 Mg ha^{-1} de dejetos líquido de suínos em dois anos de cultivo do milho. Os autores ressaltam que embora tenha havido incremento na produtividade de grãos de milho e na concentração de nitrogênio e fósforo no tecido, as altas doses mostraram efeito mais marcantes na lixiviação de nitrato.

Embora tenham trabalhado com esterco de bovinos com e sem irrigação, o uso de 0, 60, 120, e 180 Mg ha^{-1} , que correspondia a zero, uma, duas e três vezes, a recomendação anual de aplicação, respectivamente, Chang & Entz (1996) observaram que sob condições não irrigada, a aplicação de uma, duas e três vezes a recomendada (60 Mg ha^{-1}) resultou em um acúmulo significativo de nitrato na zona radicular da

cevada e mínima movimentação de nitrato abaixo de 150 cm de profundidade, com exceção para os anos com alta precipitação. Já com irrigação, e repetidas aplicações acima da dose recomendada, a contaminação do lençol freático foi significativa. Por isso, os autores alertam do perigo da aplicação de dejetos no nível máximo de recomendação por um longo período, pelo potencial de contaminação do solo e da água, o que também foi ressaltado por Ingrid et al. (1997).

A falta de sincronismo entre a disponibilidade de nitrogênio proveniente do dejetos e a demanda pela cultura é outro problema que preocupa com relação ao uso do dejetos de suínos. Isso porque, cerca de 50 % do N total já está na forma mineral e, como geralmente a aplicação ocorre antes da semeadura das culturas se ocorrerem altas precipitações pode haver lixiviação de nitrato no perfil do solo, principalmente durante os estádios iniciais de desenvolvimento da cultura, quando a demanda de N ainda é pequena. Por isso, aconselha-se manter o solo sempre com alguma cultura em crescimento (McCracken et al., 1994; Wiethölter, 1996). O efeito benéfico das plantas nesse processo de ciclagem de nutrientes ocorre em função dessas reduzirem a concentração de N mineral na solução do solo e não no volume de água drenada (Davies et al., 1996).

Comparativamente ao nitrato, a mobilidade do fósforo no solo é muito pequena e as perdas por lixiviação são consideradas insignificantes, daí porque este elemento tem recebido pouca atenção na avaliação de Heathwaite et al. (2000). Entretanto, a reaplicação de dejetos é característica pela continuidade da atividade suinícola na propriedade. Assim, sucessivas aplicações de dejetos, quando a quantidade de fósforo aplicado excede a demanda da cultura, podem causar migração de fósforo no perfil do solo, devido à diminuição na capacidade adsorviva do solo (Sutton et al., 1982; Beauchemin et al., 1996), podendo ocorrer a migração de fósforo também na forma orgânica (Mozaffari & Sims, 1994, Eghball et al., 1996).

O objetivo do trabalho foi o de avaliar potenciais de perdas de nitrogênio e fósforo por lixiviação com aplicação de dejetos líquidos de suínos.

3.3.3 Material e métodos

O local bem como algumas características de clima e solo são as mesmas colocadas anteriormente para o Estudo 2. Além disso, por ocasião da abertura das trincheiras e instalação dos lisímetros para coleta da solução do solo, o solo em seus diferentes horizontes foi amostrado para as determinações dos teores de areia, silte e argila (Tabela 11).

Tabela 11 - Análise textural do solo nos diferentes horizontes na área experimental para o estudo da lixiviação de nitrogênio e fósforo.

Horizontes do solo	Argila	Silte	Areia Total	Areia Fina	Areia grossa
	-----%-----				
Ap	17	30	53	26,60 ⁽¹⁾	19,60 ⁽¹⁾
A	17	34	49	27,60	18,44
AB	21	34	45	27,42	19,36
Bt	29	37	34	25,18	12,54

⁽¹⁾ Porcentagem sobre a areia total.

Durante os dois anos do trabalho e numa sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro foram aplicadas a lanço e com auxílio de irrigadores as doses de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos nas seguintes épocas: antes da semeadura da aveia preta; após o manejo da aveia preta (dessecação) e antes da semeadura do milho; após a colheita do milho e antes da semeadura do nabo forrageiro. Épocas essas que representam os períodos de descarte do dejetos na maioria das propriedades dos suinocultores. Algumas características dos dejetos aplicados antes da semeadura de cada espécie da sucessão podem ser observadas na Tabela 6 do Estudo 2.

A coleta da solução do solo a campo, foi feita com o uso de lisímetros com dimensões de 0,40 m de largura e 0,60 m de comprimento, construídos com chapa de PVC de 4 mm de espessura e de maneira a favorecer o fluxo de água para o recipiente coletor com capacidade de 5 litros (Figura 15a). Por ocasião da instalação, no interior de

cada lisímetro foi adicionada brita lavada e sobre esta uma lâmina de material filtrante (Bidim).

A primeira etapa da instalação dos lisímetros a campo, envolveu a abertura de uma trincheira de 1,5 x 1,5 m e 1,0 m de profundidade no espaço entre as parcelas. Posteriormente, para a instalação dos lisímetros a 0,60 m de profundidade foram feitas duas escavações em cada parede lateral em área das parcelas experimentais. Essas escavações laterais possuíam uma abertura de 0,20 m de altura (mantendo-se 0,60 m de sua borda superior até a superfície do solo), 0,60 m de comprimento e 0,50 m de profundidade (Figura 15b). Os lisímetros eram pressionados contra as paredes superiores das escavações com macaco hidráulico e calçados com tijolos maciços e lascas de pedras à sua fixação.

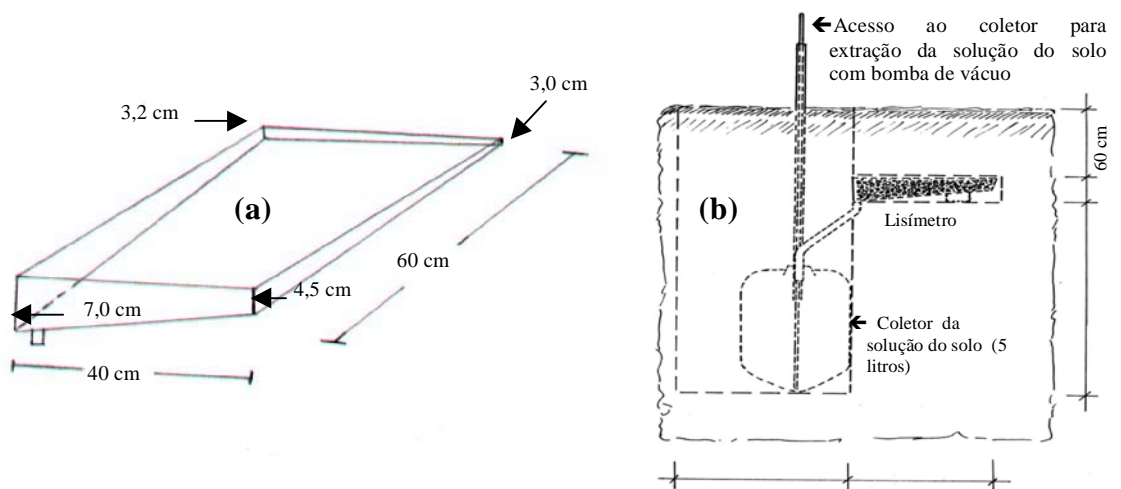


Figura 15 - Desenho do lisímetro (a) e esquema da instalação dos lisímetros (b) para coleta da solução do solo.

Após a instalação dos lisímetros e dos recipientes para o armazenamento da solução do solo, as trincheiras foram fechadas, procurando-se repor as camadas de solo conforme suas características naturais, tentando-se restabelecer ao longo do tempo as condições de solo mais naturais possíveis. Esse tipo de estrutura para coleta da solução do solo oferece potencialmente uma medida mais real do transporte de solutos no perfil

do solo, porque que não envolve paredes que poderiam criar fluxos preferenciais, além de se trabalhar em condições de estrutura de solo não deformada, amostrando-se a solução que é conduzida através do espaço poroso. O procedimento geral de instalação dos lisímetros foi baseado na descrição feita por Jemison & Fox (1992).

A instalação de dois lisímetros em cada parcela foi motivada pela variabilidade intrínseca em trabalhos desta natureza em condições de campo. Por isso, cada repetição dos resultados representa a média dos dois lisímetros. A retirada da solução do solo do coletor era feita por sucção utilizando-se bomba de vácuo, sempre que julgava-se necessário em função das precipitações ocorridas, não adotando-se nenhum critério. Após a medida do volume, uma alíquota de 300 ml da amostra era levada ao laboratório para análise.

Para a determinação das concentrações de nitrogênio mineral, uma alíquota de 20 ml da amostra era colocada em tubos de destilação, adicionando-se 0,2 g de MgO para determinação dos teores de amônio (N-NH_4^+) em destilador de arraste de vapor semi micro Kjeldahl, sendo o destilado recolhido em indicador ácido bórico e posterior titulação com H_2SO_4 (Tedesco et al., 1995). Na mesma alíquota utilizada na determinação do N-NH_4^+ era adicionada 0,2 g de liga de Devarda para determinação de nitrato (N-NO_3^-) (Tedesco et al., 1995). Para a determinação das concentrações de fósforo disponível, uma alíquota de 50 ml da amostra era colocada em frascos de “snap-cap” e adicionado 1 ml de HCl (PA Merk) 50 %, e a seguir agitados intermitentemente por 10 minutos, permanecendo em repouso até o dia seguinte (Tedesco et al., 1995), onde eram feitas as determinações da concentração de fósforo segundo método descrito por Murphy & Riley (1962).

No primeiro ano de avaliação (2000/2001), foram determinados, além das concentrações de nitrogênio mineral e de fósforo disponível, a concentração total desses elementos. Para a extração do fósforo, foi efetuada uma digestão de 10 ml da amostra, com adição de 2 ml de ácido sulfúrico, sendo no final do processo de digestão, adicionado peróxido de hidrogênio a fim de tornar a solução clara para determinação de fósforo, segundo metodologia de Murphy & Riley (1962). Para a determinação da concentração total de nitrogênio também era efetuada uma digestão ácida. Porém, nesse caso, para não ocorrer a perda de nitrogênio (N-NO_3^-) durante o processo de digestão,

houve a necessidade de uma pré-digestão da amostra com liga de Devarda para recuperação do nitrato (Liao, 1981).

A falta de “independência” entre as observações ao longo do período de avaliação inviabiliza uma análise de regressão. Além disso, a falta de controle de algumas variáveis envolvidas como volume e intervalo das precipitações não satisfazem o critério da estatística de controle dos fatores que afetam as variáveis determinadas. Por isso, optou-se para esse estudo, trabalhar somente com média e desvio padrão.

3.3.4 Resultados e discussão

No primeiro e segundo ano de cultivo da aveia preta, a concentração de N-NO_3^- na solução do solo só extrapolou os 10 mg L^{-1} , colocado como nível crítico na água do consumo humano (Bouchard et al., 1992) aos 22 e 25 dias após a aplicação do dejetto, respectivamente e somente com aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 16).

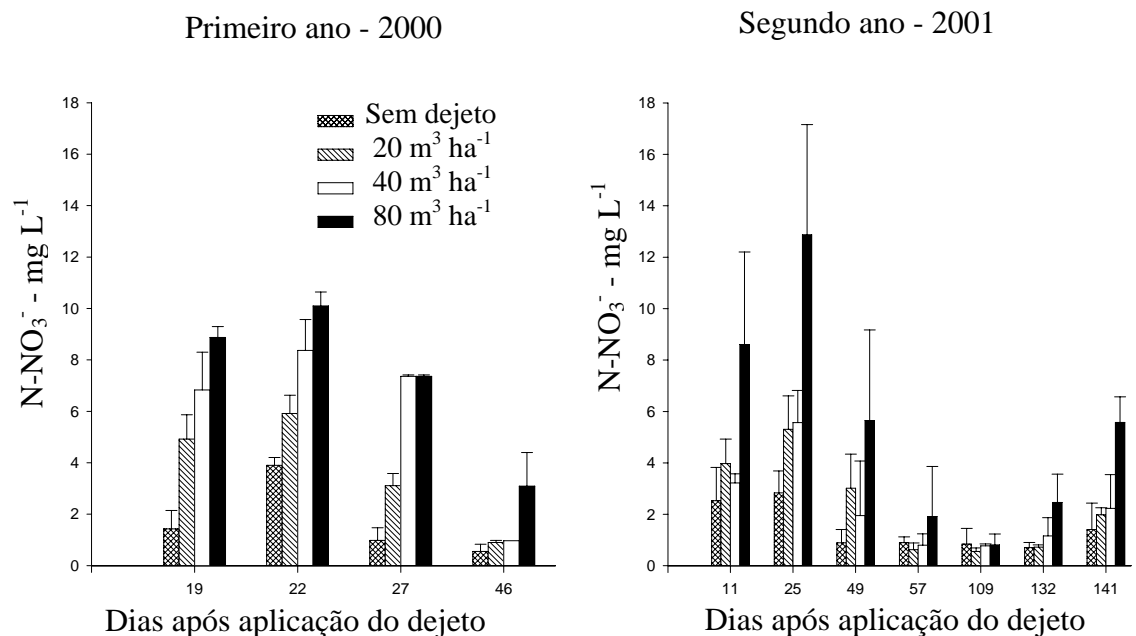


Figura 16 - Concentração de nitrato na solução do solo determinado durante o primeiro e segundo ano de cultivo da aveia preta.

Além disso, observa-se que as maiores concentrações de N-NO_3^- na solução do solo ocorreram nos estádios iniciais de desenvolvimento da aveia, onde a demanda de nitrogênio pela cultura ainda é pequena, tanto é que não foi mais possível determinar as concentrações de N-NO_3^- nas avaliações feitas aos 102, 121 e 127 dias após a aplicação do dejetos no primeiro ano de cultivo da aveia preta (Figura 16), quando a cultura se encontrava num estágio mais avançado de desenvolvimento.

Já no segundo ano de cultivo da aveia preta, percebe-se que as concentrações de N-NO_3^- na solução do solo foram passíveis de serem quantificadas durante todo o ciclo da cultura, mesmo aplicando um dejetos de menor qualidade, pois seu teor de matéria seca era de 1,1 %, contra 1,9 % no dejetos do primeiro ano. Além disso, houve um incremento nas concentrações de N-NO_3^- na solução do solo nas duas últimas épocas de avaliação que ocorreram num período após a dessecação da aveia, que pode ser um somatório do efeito residual do nitrogênio orgânico aplicado via dejetos e/ou a mineralização do resíduo de aveia. Além disso, as aplicações de dejetos iniciaram na cultura da aveia, que correspondeu ao primeiro ano da sucessão de culturas, enquanto que no segundo ano da aveia já havia sido aplicado dejetos em três oportunidades anteriores, ou seja, antes do primeiro cultivo da aveia, antes da semeadura do milho e do nabo forrageiro. Isso fica evidente quando se constata que também na solução do escoamento superficial as perdas de N-NO_3^- foram detectadas durante todo o cultivo da aveia no segundo ano, ao contrário do primeiro ano quando foi determinado apenas até 41 dias após a aplicação do dejetos (Figuras 6 e 7, Estudo 2).

No cultivo do milho, observou-se nos dois anos, aumento na concentração de N-NO_3^- até um determinado período, a partir do qual houve expressiva diminuição. No primeiro ano, o dejetos aplicado antes da semeadura do milho apresentava alto teor de matéria seca, resultando numa quantidade de nitrogênio 3,8 vezes maior do que o dejetos usado no segundo ano. Por isso, observa-se que a quantidade de N-NO_3^- lixiviada foi maior, bem como o aumento na concentração de N-NO_3^- no lixiviado aconteceu até 57 dias após aplicação do dejetos, contra 37 dias no segundo ano (Figura 17).

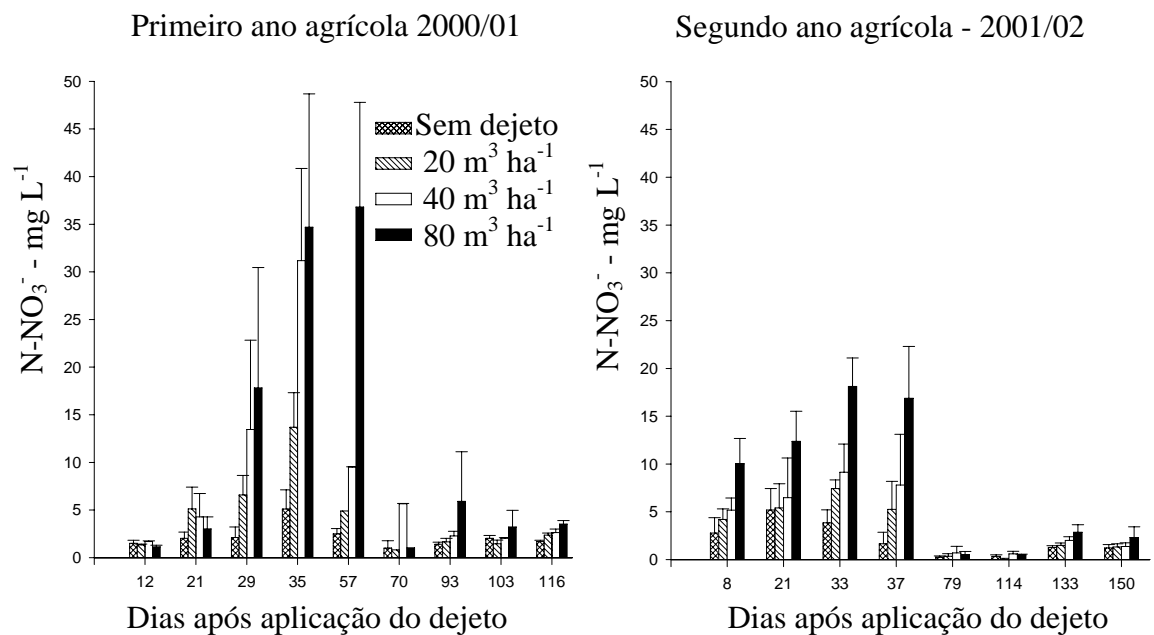


Figura 17 - Concentração de nitrato na solução do solo determinado durante o primeiro e segundo ano agrícola de cultivo do milho.

Observa-se também que, no segundo ano, a quantidade de N-NH_4^+ determinada na solução do escoamento (Figura 9, Estudo 2) era muito pequena e detectada apenas nos primeiros dias após a aplicação do dejetos, ao contrário do N-NO_3^- , cujas concentrações na solução do escoamento já eram altas aos 8 dias após a aplicação do dejetos. Estes dados também auxiliam na justificativa das maiores concentrações de nitrato no lixiviado nos primeiros dias após a aplicação do dejetos no segundo ano. Isso mostra que a utilização de dejetos com maior período de armazenamento, que resulta em maior fermentação aumentando a porcentagem de nitrogênio mineral em relação ao nitrogênio total presente no dejetos, irá proporcionar que maiores quantidades de N-NO_3^- sejam liberadas para o meio logo após a aplicação do dejetos. Nestes casos, é conveniente que a semeadura da cultura seja feita o mais rápido possível, procurando-se fazer com que a maior absorção pelas plantas diminua o potencial de perdas de N-NO_3^- por lixiviação.

A utilização no segundo ano de cultivo do milho de um dejetos com pH 7,8 também pode resultar no aumento do pH do solo, pelo menos em alguns microsítios, devido a oxidação dos ácidos graxos voláteis presentes no dejetos, influenciando o

equilíbrio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ em favor do NH_3 (Sørensen, 1998), transformado posteriormente em NO_3^- . Nesse caso, a aplicação no segundo ano de um dejetos com pH de 7,8 pode ter contribuído para deslocar esse equilíbrio em direção a NH_3 e posteriormente ao nitrato o que justificaria esse incremento nas concentrações de N-NO_3^- na solução do solo quando se compara com a primeira avaliação após a aplicação do dejetos antes do milho nos dois anos. Mesmo porque a transformação do N-NH_4^+ do dejetos a N-NO_3^- no processo de nitrificação é muito rápida (Paul et al., 1997b), podendo fazer com que já a partir de 20 dias da aplicação do dejetos de suíno possa predominar N-NO_3^- no solo (Almeida, 2000).

Do ponto de vista ambiental, durante o cultivo do milho no primeiro ano, as concentrações de N-NO_3^- na solução do solo aos 26, 35 e 57 dias após a aplicação do dejetos estiveram acima dos 10 mg L^{-1} colocado como nível máximo para a água potável (Bouchard et al. 1992), principalmente nas doses de 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 17). Nesse primeiro ano, havia sido aplicado um dejetos com alto teor de matéria seca (9,9 %), resultando numa adição total de 602 kg ha^{-1} de nitrogênio. Mesmo assim, 70 dias após a aplicação, as concentrações de N-NO_3^- na solução do solo foram baixas, evidenciando a alta mobilidade do N-NO_3^- , somado à absorção pelas plantas de milho.

Durante o cultivo do nabo forrageiro as concentrações de N-NO_3^- na solução do solo foram maiores somente nos estádios iniciais do estabelecimento das culturas (Figura 18). Isso pode ser justificado pelos teores muito baixos de matéria seca (0,8 e 1,2 %) dos dejetos aplicados antes da semeadura do nabo nos dois anos.

Fazendo-se uma análise das concentrações de N-NO_3^- na solução do solo após seis aplicações dos dejetos nos dois anos de condução da sucessão aveia/milho/nabo forrageiro, pode-se inferir que, do ponto de vista ambiental, as concentrações de N-NO_3^- na maioria dos casos, estiveram abaixo do limite de 10 mg L^{-1} , quando do uso de dejetos em torno de $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Essa dose de dejetos de suínos reflete a realidade de uso pelos produtores os quais também, em sua maioria, aplicam dejetos de 2 a 3 vezes ao ano, distribuindo no tempo à semelhança do que foi feito no trabalho, o que significa diminuir a possibilidade residual de aplicações anteriores, que somadas, poderiam então potencializar o risco de poluição das águas subterrâneas com nitrato. Além disso, na

maioria das propriedades, os solos são mais argilosos e profundos do que onde o experimento foi conduzido.

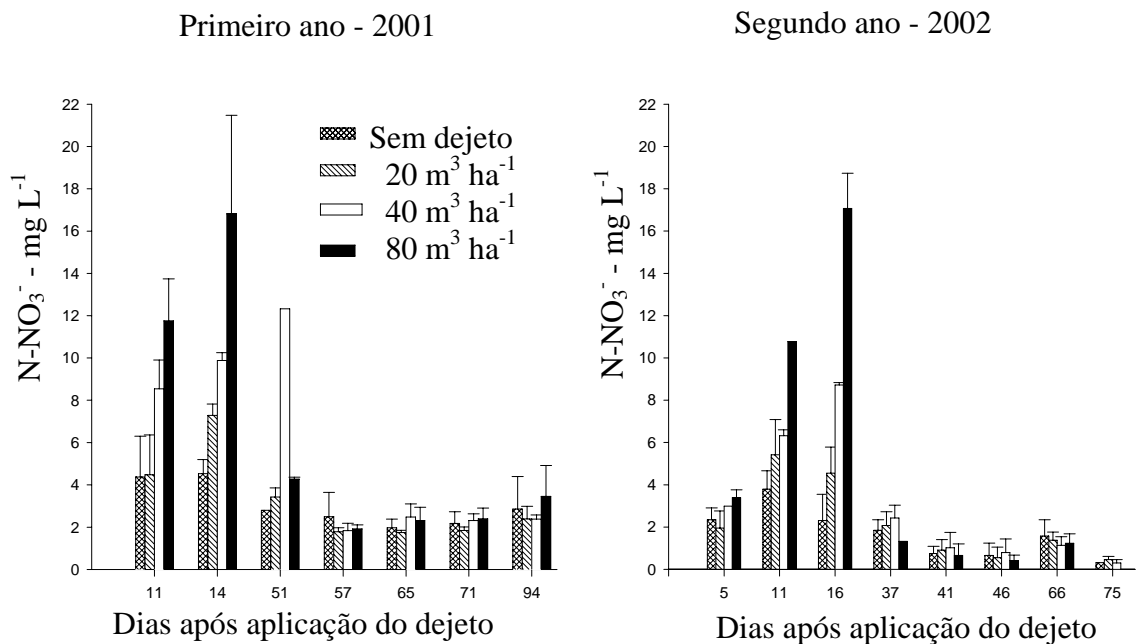


Figura 18 - Concentração de nitrato na solução do solo determinado durante o cultivo do nabo.

O fato da concentração de nitrato ter excedido o limite, quando da aplicação antes da semeadura do milho no primeiro ano, deve-se a casualidade de coleta do dejetto em esterqueira, quando a quantidade de dejetto armazenado era pequena e daí a sedimentação ter proporcionado um alto teor de matéria seca do dejetto utilizado, que não reflete a grande maioria que tem teores de matéria seca muito inferiores (Scherer et al., 1995).

O insuficiente tamanho dos tanques de armazenamento de dejetto, tem levado muitos produtores a utilizarem áreas de pastagem como local de descarte nas épocas em que as lavouras estão sendo utilizadas com culturas comerciais. Como geralmente as pastagens ocupam áreas íngremes da propriedade, não é possível uma distribuição homogênea do dejetto, que acaba sendo distribuído sem nenhum critério morro a baixo

e, em muitos casos, em quantidades muito altas, porque neste caso o produtor está preocupado apenas em descartar o resíduo e não utilizá-lo eficientemente e com menores riscos de contaminação do ambiente. Essa prática evita apenas o transborde do dejetos no tanque de armazenamento, mas transfere o problema para outro local da propriedade.

A quantificação das perdas de nitrogênio através da solução do solo tem reflexos tanto na análise de eficiência de uso pelas plantas, quanto pelo risco ambiental. Assim, considerando-se as quantidades de nitrogênio aplicadas via dejetos antes da semeadura de cada espécie na sucessão e as quantidades perdidas por lixiviação no primeiro ano desse trabalho, observa-se que as perdas foram relativamente maiores durante o cultivo da aveia, o que pode ser devido à manutenção de maior umidade do solo no inverno, em função das menores temperaturas que diminuem a evapotranspiração e maiores precipitações que geralmente ocorrem no inverno (Tabela 12).

A quantidade de nitrogênio aplicada antes da semeadura do milho foi 6,8 e 5,4 vezes maior do que a aplicada antes da semeadura da aveia preta e do nabo forrageiro, respectivamente (Tabela 12). Isso provocou maiores perdas de nitrogênio em kg ha^{-1} nas doses de 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, mas os percentuais de perdas foram muito pouco expressivos em relação às quantidades aplicadas, mesmo tendo aplicado mais de $602 \text{ kg de N ha}^{-1}$ com a dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos.

Tabela 12 - Quantidade total de nitrogênio aplicado antes da semeadura de cada cultura e perdido por lixiviação durante seus cultivos na sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro, no primeiro ano.

Doses de dejetos $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$	Nitrogênio aplicado kg ha^{-1}			Nitrogênio perdido $\text{kg ha}^{-1(1)}$		
	Aveia	Milho	Nabo	Aveia	Milho	Nabo
0	-	-	-	1,2	2,5	1,6
20	22	151	28	2,1 (5,0)	3,1 (0,5)	1,7 (0,4)
40	44	301	56	3,9 (7,0)	3,6 (0,4)	2,3 (1,4)
80	88	602	112	4,2 (5,0)	12,0 (1,8)	4,9 (3,4)

⁽¹⁾ Números entre parênteses representam as porcentagens das perdas em relação ao aplicado, considerando-se uma média de 50% do nitrogênio total do dejetos na forma mineral e um potencial de perda desse N mineral por volatilização de 23, 24 e 26 % para as doses de 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente (Estudo 1).

As perdas de fósforo total por lixiviação durante o primeiro ano de cultivo das espécies da sucessão, somente parecem maiores com o uso de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ antes da semeadura do milho, embora essa expressão seja mais por força de escala da Figura 19, pois as perdas representaram 0,7 % dos 168 kg de fósforo total adicionado ao solo com esta dose de dejetos (Tabela 6, Estudo 2). Inclusive estas perdas podem ter sido superestimadas em função de um possível fluxo preferencial e maior volume de solução drenada, conforme sugere White & Magesan (1991).

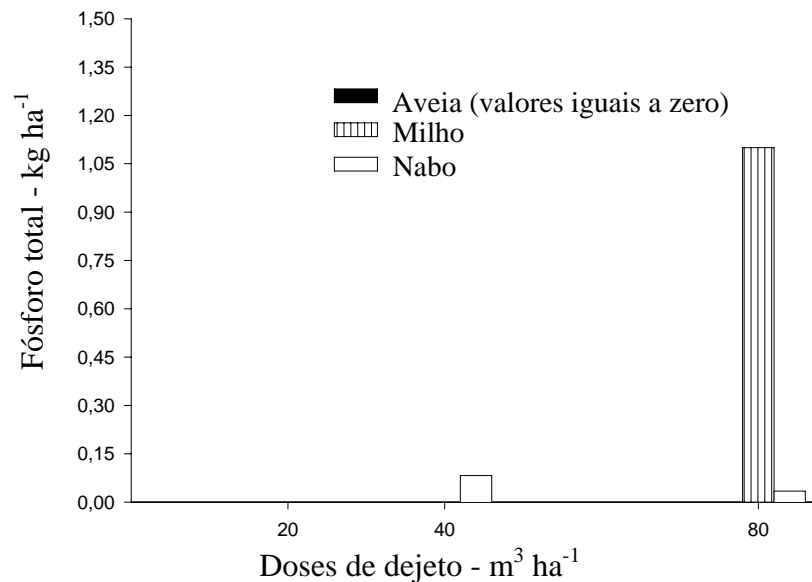


Figura 19 - Perdas de fósforo total por lixiviação em cada cultivo da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro no primeiro ano agrícola.

As concentrações de fósforo disponível na solução do solo durante o cultivo da aveia preta, milho e nabo forrageiro no primeiro ano agrícola bem como na médias para as diferentes espécies da sucessão (Figura 20), foram semelhantes a uma série de trabalhos desenvolvidos a campo e que estão descritos num estudo de revisão sobre as perdas de fósforo por lixiviação feita por Sims et al. (1998).

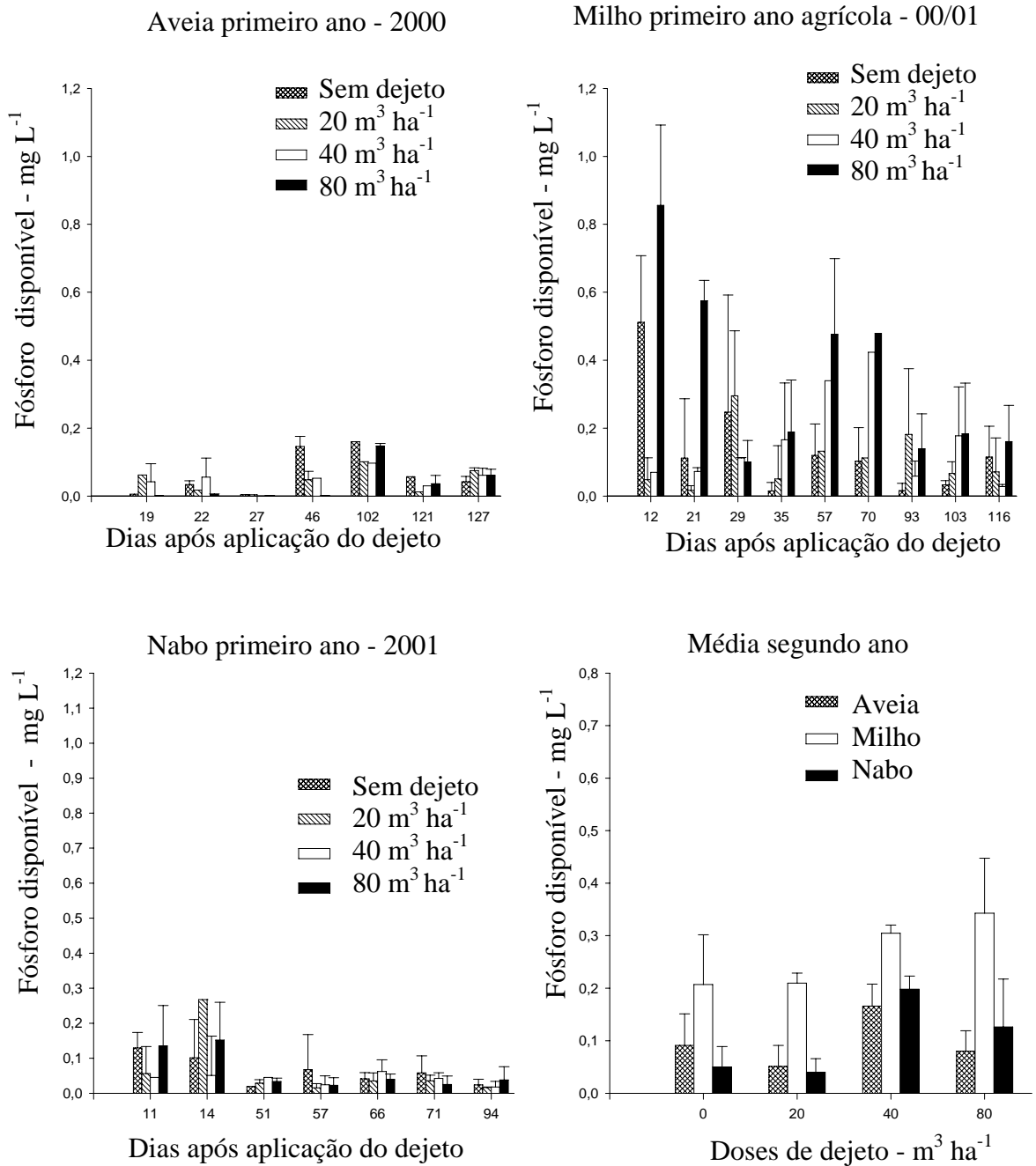


Figura 20 - Concentração de fósforo disponível na solução do solo determinado durante o cultivo da aveia, milho e nabo forrageiro no primeiro ano e na média para as três espécies no segundo ano.

De uma forma geral, não se percebeu expressivo incremento na concentração de fósforo disponível na solução do solo com a utilização do dejetos, estando essa abaixo ou

próximo de 0,2 a 0,3 mg L⁻¹ colocados como ideais na solução do solo para um bom crescimento de plantas (Daniel et al., 1998). Entretanto, com as doses de 40 e 80 m³ ha⁻¹ e somente no primeiro ano de cultivo do milho (Figura 20), observou-se incremento na lixiviação de P, que pode ser devido a movimentação de P em formas orgânicas, conforme sugerem Eghball et al. (1996) e Mozzaffari & Sims (1994) após trabalharem com dejetos.

Entretanto, as maiores concentrações de fósforo disponível, observadas com 80 m³ ha⁻¹ durante o primeiro ano de cultivo do milho, aos 12 e 21 dias após a aplicação do dejetos, podem indicar a existência de fluxos preferenciais, já que para a dose de 40 m³ ha⁻¹ nessas duas coletas as concentrações de P foram menores que a testemunha. Mesmo assim, essas concentrações de P estão bem abaixo de 2,5 e 1,8 mg L⁻¹ encontrados por Hooda et al. (1999) em área de pastagem natural e cultivada com trevo, com três aplicações anuais de 50 m³ ha⁻¹ de esterco líquido de suínos durante nove anos, num solo que na camada de 0-20 cm, apresentava um teor de argila, silte e areia de 25, 56, e 19 % respectivamente.

As concentrações de fósforo disponível na solução do solo medidas em dias após a aplicação do dejetos no primeiro ano e mesmo na média no segundo ano (Figura 20), mostram que não fica evidente uma relação entre as perdas de fósforo disponível com a dose utilizada. Com relação aos percentuais de perdas de nitrogênio mineral (N-NO₃⁻) e fósforo disponível por lixiviação durante os dois anos da sucessão, esses foram pequenos e insignificantes agronomicamente (Tabela 13). Porém, salienta-se que aplicações de altas doses de dejetos podem incrementar as concentrações de N-NO₃⁻ na solução do solo, principalmente durante os estádios iniciais de desenvolvimento da cultura.

Quando se comparam as perdas de nitrogênio mineral por lixiviação com as perdas por escoamento superficial (Tabela 9, Estudo 2), observa-se que as perdas por lixiviação, durante os dois anos, foram 4,4, 3,7 e 1,5 vez menor que as observadas via escoamento superficial para as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente. Com relação as perdas de fósforo por lixiviação, essas foram 49, 21 e 20 vezes menores do que as observadas no escoamento superficial, para as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente, mostrando que em áreas com aplicação superficial de dejetos, o

principal caminho de perda de fósforo é o escoamento superficial. Vale lembrar que na maioria das propriedades com suinocultura, a topografia é muito mais acidentada do que a observada nesse estudo e que certamente potencializa ainda mais as perdas por escoamento superficial.

Tabela 13 - Quantidade de nitrogênio e fósforo aplicado e perdido por lixiviação na forma de nitrogênio mineral (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) e fósforo disponível, nos dois anos da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro.

Doses de dejetos $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$	Quantidade aplicada de nitrogênio e fósforo		Quantidade perdida de nitrogênio e fósforo			
	Nitrogênio	Fósforo	Nitrogênio	Fósforo		
	----- kg ha^{-1} -----		kg ha^{-1}	% ⁽¹⁾	kg ha^{-1}	%
0	-	-	5,4	-	0,27	-
20	293	72	8,6	1,4	0,21	(0,0)
40	585	144	8,6	0,7	0,59	0,02
80	1170	289	24,1	2,1	0,76	0,16

⁽¹⁾ Porcentagem de perda calculada considerando uma média de 50% do N total do dejetos na forma mineral e um potencial de perda desse N mineral por volatilização de 23, 24 e 26 % para as doses de 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente (Estudo 1).

3.3.5 Conclusões

1. Com aplicação de dejetos líquidos de suínos antes da semeadura, as maiores perdas de nitrogênio por lixiviação ocorreram nos estádios iniciais de desenvolvimento das culturas e sua concentração na solução do solo, depende da quantidade de dejetos aplicados.

2. As perdas de nitrogênio e fósforo (kg ha^{-1}), são insignificantes agronomicamente, mas as concentrações de N-NO_3^- na solução do solo nos maiores picos de perda podem significar a contaminação de águas subterrâneas.

3. A lixiviação de nitrato parece não ser um problema ambiental em lavouras com três aplicações anuais de 30 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos.

3.3.6 Discussão geral sobre as perdas de nitrogênio e fósforo dos capítulos anteriores levando em consideração somente o primeiro ano de estudo

As transformações do nitrogênio aplicado ao solo na forma orgânica ou mineral, podem resultar em perdas significativas. Geralmente, a volatilização de amônia, a lixiviação de nitrato bem como as perdas N-NH_4^+ e N-NO_3^- na solução do escoamento superficial são os principais caminhos de perda do nitrogênio do sistema solo, embora possa ocorrer também por desnitrificação.

No cultivo da aveia preta, o principal fenômeno de perda de nitrogênio foi o escoamento superficial (Figura 21). Isso se justifica pela ocorrência no inverno de freqüentes precipitações, que associadas às baixas temperaturas, aumentam o teor de umidade do solo favorecendo o escoamento superficial e, em menor escala, a lixiviação de N-NO_3^- . Por outro lado, estes mesmos fenômenos meteorológicos minimizam as perdas por volatilização de amônia.

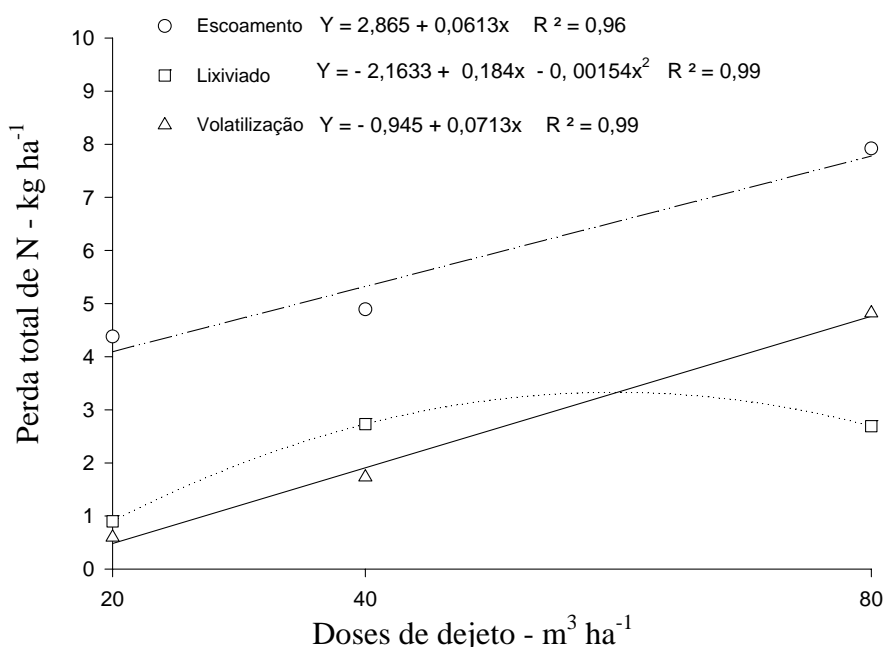


Figura 21 - Perdas totais de nitrogênio por volatilização, escoamento superficial e lixiviação de nitrato durante o cultivo de aveia preta no primeiro ano (2002).

O principal fenômeno de perdas de nitrogênio durante os cultivos de milho (Figura 22) e nabo forrageiro (Figura 23) foi a volatilização de amônia, favorecida pelo aumento de temperatura nos períodos de cultivo destas espécies, quando comparado com o inverno onde a aveia é implantada.

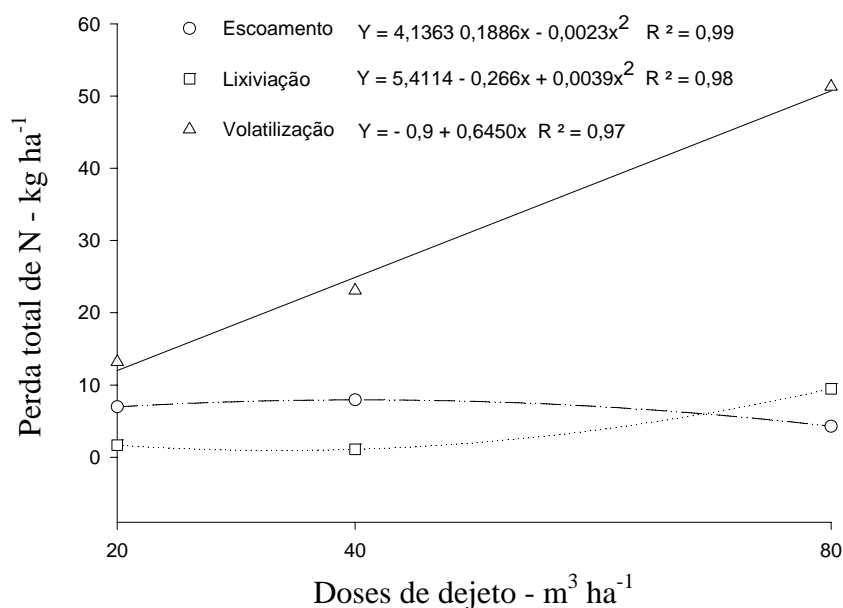


Figura 22 - Perdas totais de nitrogênio por volatilização de amônia, escoamento superficial e por lixiviação de nitrato durante o cultivo de milho no primeiro ano agrícola (2000/01).

As perdas de nitrogênio por volatilização de amônia foram maiores à medida que houve aumento na dose de dejetos aplicados, o que não ficou evidenciado nas determinações de perdas de nitrogênio por lixiviação de nitrato e escoamento superficial. Isso porque as perdas por lixiviação são muito dependentes do fluxo de água no solo e as perdas por escoamento superficial do volume de água escoado. Assim, o aumento na dose de dejetos favoreceu a produção de matéria seca das culturas, diminuindo o volume de água escoado (Moreira et al., 2001).

A complexidade na dinâmica do nitrogênio dificulta a realização de um balanço entre a adição via dejetos e as quantidades absorvidas pelas plantas e perdas por

volatilização de amônia, escoamento superficial e lixiviação de N-NO_3^- , além de um possível acúmulo no solo. Durante o primeiro ano de cultivo de aveia preta/milho/nabo forrageiro, o total das perdas de nitrogênio por volatilização de amônia, lixiviação de nitrato e escoamento superficial foi de 34, 49 e 98 kg ha^{-1} , representando um porcentual de 17, 12 e 12 % da quantidade aplicada com 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, respectivamente (Tabela 14). Por outro lado, as três culturas absorveram quantidades de nitrogênio que representaram 52, 51 e 42 %, da quantidade total de nitrogênio aplicado com 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos respectivamente.

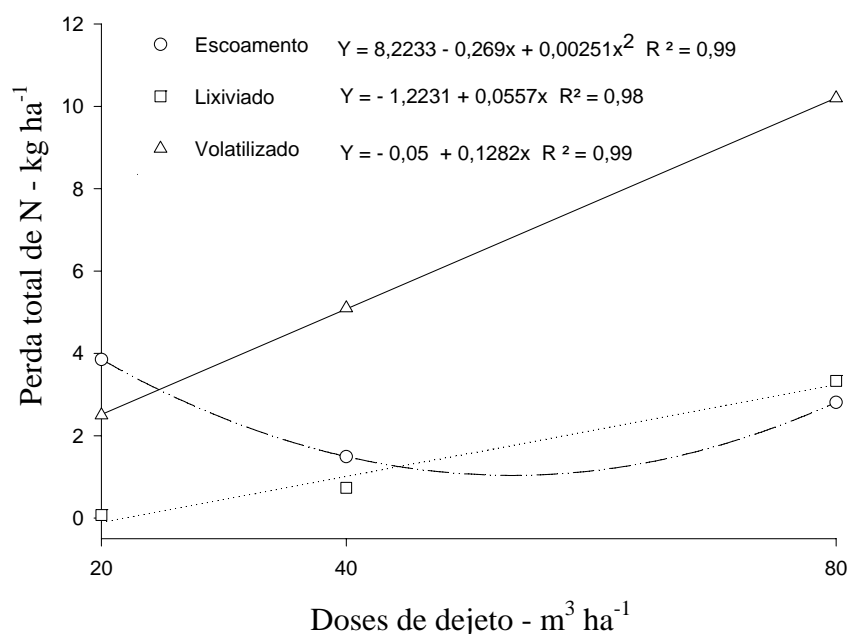


Figura 23 - Perdas totais de nitrogênio por volatilização de amônia, escoamento superficial e por lixiviação de nitrato durante o cultivo de nabo forrageiro no primeiro ano (2001).

O acúmulo de nitrogênio no solo foi pequeno, sugerindo que também deve ser pequeno o efeito residual do N do dejetos às culturas subsequentes. Embora não tenham identificado os fenômenos de perdas de nitrogênio, Zebarth et al. (1996) também observaram um insignificante efeito residual de N quando utilizaram esterco líquido de bovino. Trabalhando com as mesmas doses e nas mesmas condições edafoclimáticas do

presente estudo, Franchi (2001) observou um pequeno efeito residual do dejetos líquido de suínos aplicado antes da semeadura do milho em outubro de 1998 sobre a produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio nas plantas de cobertura implantadas em junho de 1999.

Tabela 14 - Balanço parcial do nitrogênio total no sistema após o primeiro ano.

Doses de Dejetos $m^3 ha^{-1}$	Nitrogênio aplicado via dejetos	Nitrogênio absorvido pelas plantas	Nitrogênio Perdido ⁽¹⁾	Nitrogênio retido no solo ⁽²⁾	Nitrogênio não recuperado
-----kg ha ⁻¹ -----					
0	-	-	-	-	-
20	200,6	105,7	34,2	8,0	52,0
40	401,2	204,5	48,8	26,2	122,0
80	802,4	333,8	97,8	51,7	318,0

⁽¹⁾ Quantidade de nitrogênio perdida por volatilização de amônia, escoamento superficial e lixiviação de nitrato.

⁽²⁾ Amostragem de solo feita com trado calador nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, sendo a amostra final obtida a partir de cinco subamostragens em cada parcela.

A quantidade de nitrogênio não recuperado para as doses de 20, 40 e 80 $m^3 ha^{-1}$, representa 26, 28 e 38 % do nitrogênio aplicado, respectivamente. Apesar das dificuldades para inferências quantitativas, pode-se afirmar que parte do nitrogênio não recuperado representa uma quantidade de nitrogênio não determinada por falta de exatidão dos métodos de análise, os quais normalmente subestimam os valores. Isso é aceito para o método utilizado na determinação das perdas de nitrogênio por volatilização de amônia (coletor semi-aberto), conforme ressaltado por Lara & Trevelin (1990) que estima para aplicações de dejetos de suínos, uma subestimação em torno de 24,1 % (Port, 2002).

Perdas de nitrogênio por desnitrificação também podem ter acontecido, especialmente no cultivo da aveia no inverno, quando o solo se mantém mais úmido, devido às chuvas, com menor evapotranspiração e menores temperaturas. Essas perdas são favorecidas por limitações de oxigênio molecular, presença de $N-NO_3^-$ e fonte de energia para as bactérias nitrificadoras.

O excesso de umidade no solo, associado à adição de uma fonte de carbono prontamente disponível, podem promover o crescimento da população microbiana heterotrófica e conseqüentemente o consumo de oxigênio, podendo originar microsítios com predomínio de bactérias anaeróbias facultativas que utilizam os óxidos iônicos de nitrogênio como receptores finais de elétrons em substituição ao oxigênio (Aita, 1997).

Talvez por isso, alguns trabalhos mostram que as perdas de nitrogênio por desnitrificação são maiores em solos onde são aplicados dejetos (Rolston et al., 1984; Paul & Beauchamp, 1989; Paul & Zebarth, 1997a). Com o aumento na profundidade do solo, normalmente ocorre diminuição na concentração de oxigênio que favorece a desnitrificação, cuja intensidade pode ser maior se a atividade microbiana for intensificada, especialmente se houver a adição de fontes de N de mais fácil decomposição. Por isso, Paul & Zebarth (1997b) avaliaram a desnitrificação nas profundidades de 0 a 13, 15 a 28 e 30 a 43 cm durante cultivo de milho para silagem e observaram que, com aplicação superficial de esterco líquido de bovinos na quantidade de 600 kg de N ha⁻¹, as perdas foram de 485 g de N ha⁻¹ dia⁻¹ contra 214 g de N ha⁻¹ dia⁻¹ com aplicação de fertilizante. Para os autores e outros como Beauchamp et al. (1996), as maiores perdas de nitrogênio por desnitrificação com aplicação do esterco ocorrem pela presença no esterco de compostos de carbono de fácil decomposição, o que incrementa a respiração microbiana e diminui o oxigênio molecular disponível. Além disso, a adição de esterco, pode aumentar a umidade do solo, podendo bloquear fisicamente os poros, reduzindo as trocas gasosas no interior do solo.

As perdas totais de N por lixiviação de nitrato também podem ter sido subestimadas devido ao sistema de coleta da solução do solo no perfil do solo. Embora a estrutura montada para esse fim ofereça a mais real medida do transporte de soluto, porque não envolve paredes e assim tendências de fluxos preferenciais, a instalação dessa estrutura também chamado de lisímetros de tensão zero, poderão alterar o padrão do fluxo do soluto através do perfil do solo. Isso porque a interface solo-ar onde o lisímetro e o solo estão em contato age como uma camada de impedimento vertical ao fluxo de água que pode então ser redirecionado como fluxo lateral para fora da área de coleta do lisímetro. Embora isso não comprometa a avaliação da concentração de determinados elementos na água de drenagem, pode subestimar a perda total de

nitrogênio (kg ha^{-1}) porque nessa determinação é considerado o volume de solução drenada.

No caso do fósforo, o escoamento superficial é o principal caminho de perdas (Heathwaite et al., 2000), embora possam haver perdas por lixiviação. Isso se confirma quando se observa a Figura 24. Levando-se em consideração as doses de dejetos, observa-se que as perdas de fósforo em kg ha^{-1} foram incrementadas à medida que houve um aumento na dose. Entretanto, o percentual de perda em relação a quantidade de fósforo aplicado foram de 16, 9 e 6 % para as doses de 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos, respectivamente. Isso se justifica quando se considera que as perdas de água por escoamento superficial foram de 8620, 7217, 5474 e $4132 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para as doses de 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos, respectivamente (Tabela 8 Estudo 2), cuja redução no volume de água escoada foi devido a maior produção de matéria seca das plantas com o aumento da dose do dejetos (Figura 25 Estudo 4). Por isso, as perdas de fósforo por escoamento superficial podem ser diminuídas, utilizando-se manejos conservacionistas, como a manutenção de cobertura no solo, que podem reduzir em 99 e 94 % as perdas de solo e de água respectivamente (Seganfredo et al., 1997).

Neste trabalho, bem como naquele conduzido por Smith et al. (2001a), não houve efeito das doses de dejetos aplicadas sobre as perdas de fósforo por lixiviação, com exceção da aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos antes da semeadura do milho no primeiro ano.

Comparativamente a solução do escoamento superficial, a concentração de fósforo na solução do solo é menor e tenderá a decrescer à medida que aumenta o grau de interação solo-solução que facilita a adsorção do fósforo (Heathwaite et al., 2000). Essa observação vale para o fluxo da água através da matriz do solo, porém, macroporos e/ou fluxos preferenciais podem incrementar as perdas de fósforo em profundidade (Sims et al., 1998). Entretanto, o acúmulo de fósforo por sucessivas fertilizações pode exceder a capacidade adsorptiva do solo, podendo incrementar sua descida no perfil do solo como ficou demonstrado no trabalho de Hountin et al. (2000), que utilizaram dejetos líquido de suínos por um período de 14 anos e observaram incrementos de todas as formas de fósforo até um metro de profundidade.

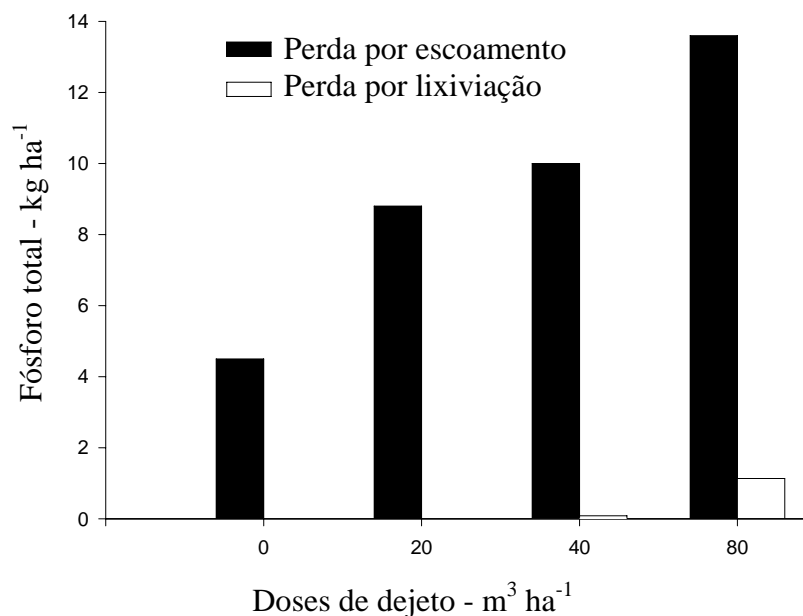


Figura 24 - Perdas de fósforo por escoamento superficial e lixiviação no primeiro ano da sucessão aveia/milho/nabo forrageiro.

Numa escala maior de área, como uma microbacia por exemplo, o manejo dejetos, visando reduzir o impacto do nitrogênio e fósforo sobre a qualidade da água, requer uma abordagem holística (Heathwaite et al., 2000). Nos últimos anos, muitos dos problemas com o fósforo citados na literatura internacional, se deve a ênfase dada ao nitrogênio no passado, que se justificava pela alta solubilidade e mobilidade do nitrato, enquanto outros elementos, como o próprio fósforo, foram ignorados.

Ao contrário do nitrogênio, o poder residual do fósforo proveniente do dejetos é marcante. Aplicações sucessivas de dejetos de suínos podem incrementar os teores de fósforo no solo (Pratt, 1979; Scherer et al., 1986). O balanço de fósforo total no primeiro ano, após as 3 aplicações de dejetos que antecederam as semeaduras da aveia, milho e nabo forrageiro, mostrou um acúmulo no solo de 64, 48 e 37 % do total de fósforo aplicado com 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos, respectivamente, enquanto as perdas por escoamento superficial representaram 10, 6 e 4 % nas respectivas doses (Tabela 15).

Tabela 15 - Balanço do fósforo um ano após a condução do experimento onde foram feitas três aplicações de dejetos.

Doses de dejetos $m^3 ha^{-1}$	Fósforo aplicado via dejeito	Fósforo retido no solo ⁽¹⁾	Fósforo absorvido pelas plantas	Fósforo perdido escoamento	Fósforo perdido lixiviação
----- kg ha ⁻¹ -----					
0	-	-	-	-	-
20	54,0	20,2	10,3	5,3	0,0
40	107,9	51,9	19,6	6,5	0,0
80	215,8	138,3	33,4	9,2	1,14

⁽¹⁾ Amostragem de solo feita com trado calador nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, sendo a amostra final obtida a partir de cinco subamostragem em cada parcela.

Com relação ao acúmulo de fósforo no solo, observa-se que esse ocorre superficialmente sendo maior nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, sendo esse maior para a dose de 80 $m^3 ha^{-1}$ (Tabela 16).

Tabela 16 - Teores de fósforo total no solo avaliado ao final do primeiro ano e após três aplicações de dejetos.

Profundidade de amostragem de solo ⁽¹⁾ cm	-----Doses de dejetos - $m^3 ha^{-1}$ -----			
	0	20	40	80
-----Teores de fósforo total - $mg kg^{-1}$ -----				
0 - 5	127,6 Ba ⁽²⁾	138,0 Ba	158,8 Ba	179,3 Aa
5 - 10	106,7 Cb	111,6 Cb	130,1 Bb	159,8 Ab
10 - 20	74,3 ABc	65,2 Bc	77,0 ABc	94,9 Ac
20 - 40	40,3 Ad	45,1 Ac	46,9 Ad	48,0 Ad
40 - 60	32,5 Ad	33,3 Ad	35,8 Ae	33,1 Ad

⁽¹⁾ Amostra composta obtida a partir de cinco subamostras em cada parcela, obtida com uso de um trado calador.

⁽²⁾ Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna não diferem pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade de erro.

Em função dos diferentes caminhos de perda para o nitrogênio e fósforo, o manejo desses elementos deveria ser em função da vulnerabilidade para as perdas de fósforo. Para o fósforo, os fatores fonte e transporte são importantes para minimizar o escoamento superficial, enquanto que para o nitrogênio, a fonte de N, a seleção de plantas com maior capacidade de ciclagem e a rotação de culturas, serão mais efetivos, isso porque, os fatores de transporte para o nitrogênio são difíceis de serem

modificados. Por exemplo, se em áreas destinadas ao descarte de dejetos existe um potencial de perda de nitrogênio por lixiviação, a prioridade deve ser em relação ao manejo do nitrogênio. Inversamente, onde a área oferece alto potencial para escoamento superficial e/ou erosão, o fósforo deverá merecer especial atenção. Além disso, solos que apresentem uma similar concentração de fósforo, mas diferem quanto à susceptibilidade ao escoamento devido a diferença das condições topográficas, a recomendação bem como o manejo para o fósforo não deve ser a mesma.

Quanto ao uso do dejetos líquido de suínos como fonte de nutrientes, o grande desafio reside na busca de critérios que avaliem a susceptibilidade dos recursos naturais ao problema da contaminação com nitrogênio e fósforo, e a partir daí definir estratégias de manejo visando reduzir o impacto no ambiente.

3.4 ESTUDO 4: Produção de matéria seca, acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos

3.4.1 Resumo

Além do nitrogênio, alguns trabalhos mostram que o dejetos líquidos de suínos é também uma excelente fonte de fósforo e potássio. Por isso, o presente trabalho teve por objetivo avaliar determinados parâmetros de planta da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de doses de dejetos como única fonte de nutrientes. Foram aplicadas quatro doses de dejetos: 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ antes da semeadura de cada espécie da sucessão. Maiores doses de dejetos líquidos de suínos favorecem a produção de matéria seca, acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio nas plantas e a produtividade de grãos, mas a taxa de recuperação de nitrogênio, fósforo e potássio pelas plantas, elevou-se apenas até doses intermediárias como a de 40 m³ ha⁻¹, mostrando que doses acima de determinados limites, além de serem menos eficiente à nutrição de plantas, potencializam os riscos de contaminação do solo e da água.

3.4.2 Introdução

O dejetos líquidos de suínos, gerado nas unidades de produção, tem sido usado como fonte de nutrientes às culturas comerciais e é uma prática importante na ciclagem de nutrientes. Culturas como o milho, de grande importância econômica e social e que está relacionada com a suinocultura, poderão incrementar seu lucro se utilizarem o dejetos como fonte de nutrientes à produção de grãos (Chase et al., 1991).

Do ponto de vista ambiental, o uso de dejetos é uma alternativa de descarte do resíduo. Porém, ao contrário dos fertilizantes químicos, fatores como a alimentação, idade do animal, manejo da água nas instalações e características das esterqueiras para o

armazenamento, tornam a composição do dejetos de suínos muito variável, o que dificulta a tomada de decisão quanto a doses a serem utilizadas. É por isso que Kirchmann (1994) questiona a própria denominação do termo fertilizante para esse tipo de resíduo.

O nitrogênio (N) e o fósforo (P) ocorrem no dejetos de suínos numa relação que varia de 2:1 a 7:1, que somados ao potássio constituem importantes nutrientes às plantas. Por não fazer parte de nenhum composto orgânico estável, praticamente todo o potássio presente no dejetos está na forma mineral e prontamente disponível às plantas logo após a aplicação do dejetos, ao passo que para nitrogênio e fósforo apenas parte desse total está na forma mineral e o restante na forma orgânica. Mesmo assim, com 50 a 75 % do N total já na forma mineral (Scherer et al., 1996; Gangbazo et al., 1995), o dejetos líquido de suínos se constitui numa ótima fonte de nitrogênio e a inclusão ou não da urina junto às fezes afeta o potencial fertilizante do dejetos, pois em média, 20 % do nitrogênio total ingerido é excretado sendo 30 % via fezes e 70 % via urina (Cheverry et al., 1986).

A maior parte da produção de suínos em todo o mundo é concentrada na pequena propriedade onde muitas vezes a quantidade de dejetos gerado excede a área disponível para o descarte. Por isso, muitos estudos na literatura internacional visando avaliar seu potencial fertilizante trabalham com doses de esterco muito altas, o que pode ser constatado no trabalho de Evans et al., (1977), quando compararam a produtividade de grão de milho nos Estados Unidos com aplicação de 636 Mg ha^{-1} de esterco de suínos (base úmida), e a fertilização química. Os autores obtiveram produtividade de grãos de milho com aplicação do esterco superior a testemunha em 2.642 kg ha^{-1} , não diferindo da adubação mineral. Porém, os autores não recomendam o uso repetido de doses tão elevadas pois constataram lixiviação de nitrato (N-NO_3^-) além da zona explorada pelo sistema radicular do milho.

Os reflexos do uso de dejetos também aparecem na produção de matéria seca. Exemplo disso foi o aumento de 12,5 e 33 % na produção de matéria seca para silagem de milho com aplicação de $30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de esterco líquido de suínos (180 - 200 kg de N ha^{-1}), em comparação com aplicação de N mineral (60 - 124 kg ha^{-1}) e testemunha, respectivamente, durante 5 anos (Fauvel & Morvan 1998). Para os autores, é possível

obter altos índices de produtividade de milho sem danos maiores ao ambiente pela contaminação da água por nitrato, mesmo com uso anual do dejetos na mesma área.

No Brasil, Scherer et al., (1986), compararam a produtividade de milho com e sem aplicação de dejetos e mostram que a utilização de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ como única fonte de N proporcionou um incremento médio de 22 sacas de milho ha^{-1} , o equivalente a uma aplicação de 40 kg ha^{-1} de N mineral (uréia). Mesmo assim, o uso de dejetos líquido de suínos é muito limitado e dentre os fatores está a baixa concentração de nutrientes, que aumenta os custos de armazenamento, transporte e aplicação, limitando seu uso a locais próximos às unidades de produção. Isso mostra porque em Videira-SC apenas 60 % das propriedades que desenvolvem a atividade suinícola fazem uma distribuição economicamente viável desse resíduo (Schmitt, 1995).

O trabalho teve por objetivo avaliar determinados parâmetros de planta da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro com a aplicação de doses de dejetos líquido de suínos, como única fonte de nutrientes.

3.4.3 Material e métodos

O experimento foi conduzido no período de maio de 2000 a maio de 2002 no campo Experimental do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Santa Maria, RS e está situada na região fisiográfica da Depressão Central do Estado, cuja distribuição das precipitações nos dois anos de condução do experimento podem ser observadas nos Apêndices 1 e 2. Essa área encontrava-se há oito anos sob plantio direto e o solo classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 1999). Por ocasião da instalação do experimento foram feitas algumas determinações químicas (Tabela 1 do Estudo 1) e físicas do solo (Figura 5 do Estudo 2).

Numa sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro foram aplicadas a lanço e com auxílio de irrigadores 4 doses de dejetos: 0, 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nas seguintes épocas: a) antes da semeadura da aveia preta (*Avena strigosa* Schieb); b) após o manejo da aveia preta e antes da semeadura do milho (*Zea mays*); c) após a colheita do milho e antes da semeadura do nabo forrageiro (*Raphanus sativus*), num delineamento experimental de

blocos ao acaso com quatro repetições e as parcelas medindo 4 x 3,5 m (14 m²). Algumas características do dejetto utilizado antes da implantação de cada cultivo são mostradas na Tabela 17.

Tabela 17 - Características do dejetto líquido de suínos aplicado antes da implantação de cada cultura da sucessão aveia preta/milho/nabo forrageiro nos dois anos agrícolas.

Características do dejetto	Antes da implantação de cada cultivo											
	Aveia preta				Milho				Nabo forrageiro			
	----- Primeiro ano agrícola (2000/2001) -----											
pH	7,2				6,6				7,5			
Matéria seca - %	1,9				9,9				0,8			
N-total - % ⁽²⁾	2,3				3,2				2,8			
	Aplicado - kg ha ⁻¹				Aplicado - kg ha ⁻¹				Aplicado - kg ha ⁻¹			
	%	20	40	80	%	20	40	80	%	20	40	80
N-total ⁽¹⁾	0,1	22	44	88	0,7	151	301	602	0,1	28	56	112
Fósforo total ⁽²⁾	2,4	9	18	36	2,1	42	84	168	4,1	3,4	6,8	13,6
Potássio	1,2	4,5	8,9	17,8	4,6	91,4	183	365	2,4	3,8	7,7	15,4
	----- Segundo ano agrícola (2001/2002) -----											
pH	6,8				7,8				8,2			
Matéria seca - %	1,1				3,7				1,2			
N-total - % ⁽²⁾	3,5				2,7				3,1			
	Aplicado - kg ha ⁻¹				Aplicado - kg ha ⁻¹				Aplicado - kg ha ⁻¹			
	%	20	40	80	%	20	40	80	%	20	40	80
N-total ⁽¹⁾	0,1	16	32	64	0,2	40	80	160	0,2	36	72	144
Fósforo total ⁽²⁾	1,5	3,3	6,6	13,2	1,6	12	24	48	1,3	3,1	6,2	12,4
Potássio	1,3	2,9	5,8	11,6	2,1	15,5	31	62	1,7	4,1	8,2	16,3

⁽¹⁾ Análise e cálculos em base úmida. ⁽²⁾ Análise e cálculos em base seca.

A semeadura da aveia preta no primeiro ano foi feita em linhas espaçadas de 17 cm, com densidade de sementes de 108 kg ha⁻¹. No segundo ano, utilizou-se 100 kg ha⁻¹ de sementes distribuídas à lanço, tendo sido usado um ancinho para proporcionar melhor contato das sementes com o solo. Por ocasião do florescimento das plantas, coletou-se uma área de 0,5 x 0,5 m para determinação da matéria seca e acúmulo total de nitrogênio, fósforo e potássio (K) e posteriormente feito o manejo das plantas com herbicida a base de glifosate.

Nos dois anos do trabalho, aproximadamente 20 dias após o manejo da aveia preta foi aplicado o dejetto e 24 horas após feita a semeadura do milho num espaçamento

de 0,70 m entre linhas e 7 a 8 sementes por metro linear. Posteriormente, foi realizado um desbaste deixando-se quatro plantas por metro linear perfazendo uma população final ao redor de 57.000 plantas por hectare. A produção de matéria seca bem como o acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na parte aérea do milho foram determinados no estágio de pleno florescimento, coletando-se quatro plantas por parcela, enquanto que a produtividade de grãos foi determinada colhendo-se as 3 fileiras centrais das parcelas numa área útil de 6,3 m². A produtividade de grãos foi estabelecida, considerando-se 13 % de umidade.

Após a colheita do milho, foi feita aplicação do dejetos um dia antes da semeadura do nabo forrageiro numa densidade de 20 e 30 kg ha⁻¹ para o primeiro e segundo ano, respectivamente. Após a semeadura do nabo forrageiro, com auxílio de um ancinho, foi efetuado um manejo superficial do solo visando incorporação parcial das sementes. No início do florescimento do nabo, numa área de 0,5 x 0,5 m, foi efetuada a coleta de plantas para a determinação da matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio. Após a secagem e determinação da matéria seca, todas as espécies da sucessão sofreram uma moagem grosseira em um triturador de forragens, posteriormente subamostras foram moídas novamente em moinho Willey equipado com peneira de 40 mesh. A deficiência hídrica para as três espécies da sucessão foi contornada através de irrigação por aspersão em toda a área experimental.

O nitrogênio foi determinado digerindo-se 0,2 g de tecido a 350°C na presença de ácido sulfúrico (H₂SO₄) e de 0,7 g de uma mistura de digestão (Na₂SO₄ + CuSO₄. 5H₂O) e destilação em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldhal, com adição de hidróxido de sódio (NaOH), sendo o destilado recolhimento em indicador de ácido bórico e posterior titulação com H₂SO₄ (Tedesco et. al., 1995). Para as determinações de fósforo e potássio foi usado uma pequena alíquota da amostra obtida a partir da digestão do N e determinados por fotolorimetria e fotômetro de chama, respectivamente. O acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na parte aérea das plantas foi feito multiplicando-se sua concentração no tecido com a produção de matéria seca. Para determinar a recuperação aparente das plantas da quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio adicionada via dejetos, adotou-se o procedimento proposto por Zebarth et al. (1996), assumindo-se que o acúmulo de N, P e K na parte aérea do milho é somente do

dejeito aplicado antes do milho não ocorrendo efeito residual. Em todos os parâmetros avaliados efetuou-se a análise da variância visando testar a interação entre as diferentes espécies da sucessão e as doses de dejeito e nos dados quantitativos foi efetuada análise de regressão.

3.4.4 Resultados e discussão

A produção de matéria seca das culturas foi incrementada com a aplicação de dejetos de suínos, sendo crescente com as doses de dejeito (Figura 25). Os incrementos foram maiores até a dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejeito na aveia e milho, bastando para isso observar a resposta quadrática dessas culturas, provavelmente favorecidas pelo maior teor de matéria seca do dejeito utilizado no primeiro ano, em comparação com a resposta linear no segundo ano (Tabela 17). Contudo, as respostas lineares obtidas no segundo ano são tão possíveis que Zebarth et al. (1996) e Almeida (2000) também encontraram aumentos lineares à produção de matéria seca com doses de esterco líquido de suínos.

Quando se compara a produção de matéria seca em cada dose de dejeito, em relação a anterior, observa-se que no primeiro ano os incrementos foram maiores pois para cada m^3 de dejeito aplicado, ocorreu um aumento de 110, 25 e 18 kg ha^{-1} de matéria seca na aveia preta e 157, 42 e 11 kg ha^{-1} no milho, com 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejeito, respectivamente. Isso mostra uma redução na eficiência nutricional do dejeito à medida que ocorre um aumento na dose aplicada. Isso também ficou evidente quando Durigon (2000) utilizou doses de até e $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejeito líquido de suínos na produção de matéria seca em pastagem natural, durante 4 anos.

O aumento linear do nabo forrageiro nos dois anos talvez possa ser justificado pelas baixas produções de matéria seca com as menores doses, o que pode ser devido aos percentuais de apenas 0,8 e 1,1 no teor de matéria seca do dejeito utilizado no primeiro e segundo ano, respectivamente.

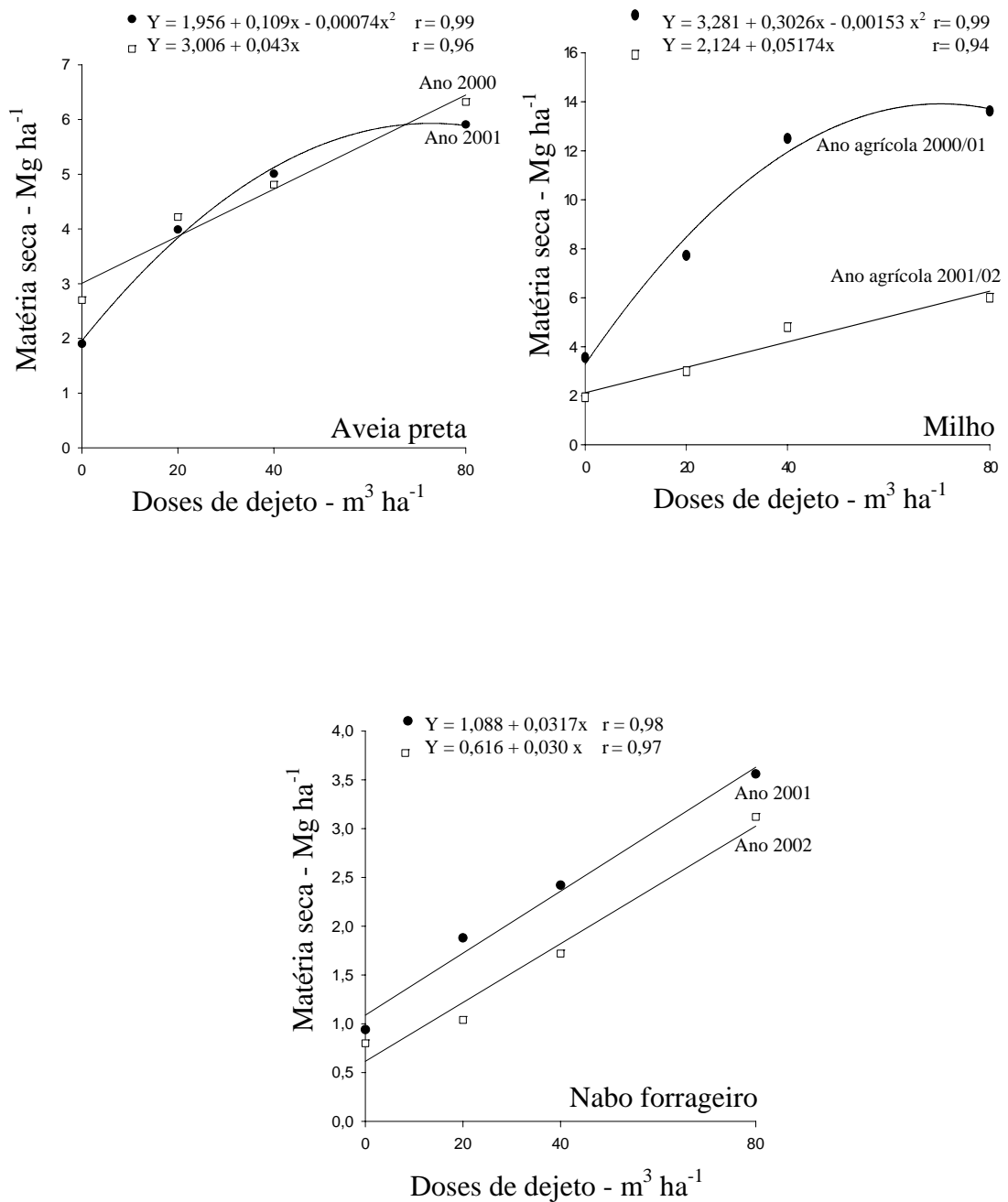


Figura 25 - Produção de matéria seca na parte aérea da aveia preta, milho e nabo forrageiro, nos dois anos de cultivo.

O acúmulo de N na parte aérea das culturas apresentou respostas positivas às doses de dejetos de forma muito semelhante à produção de matéria seca (Figura 26).

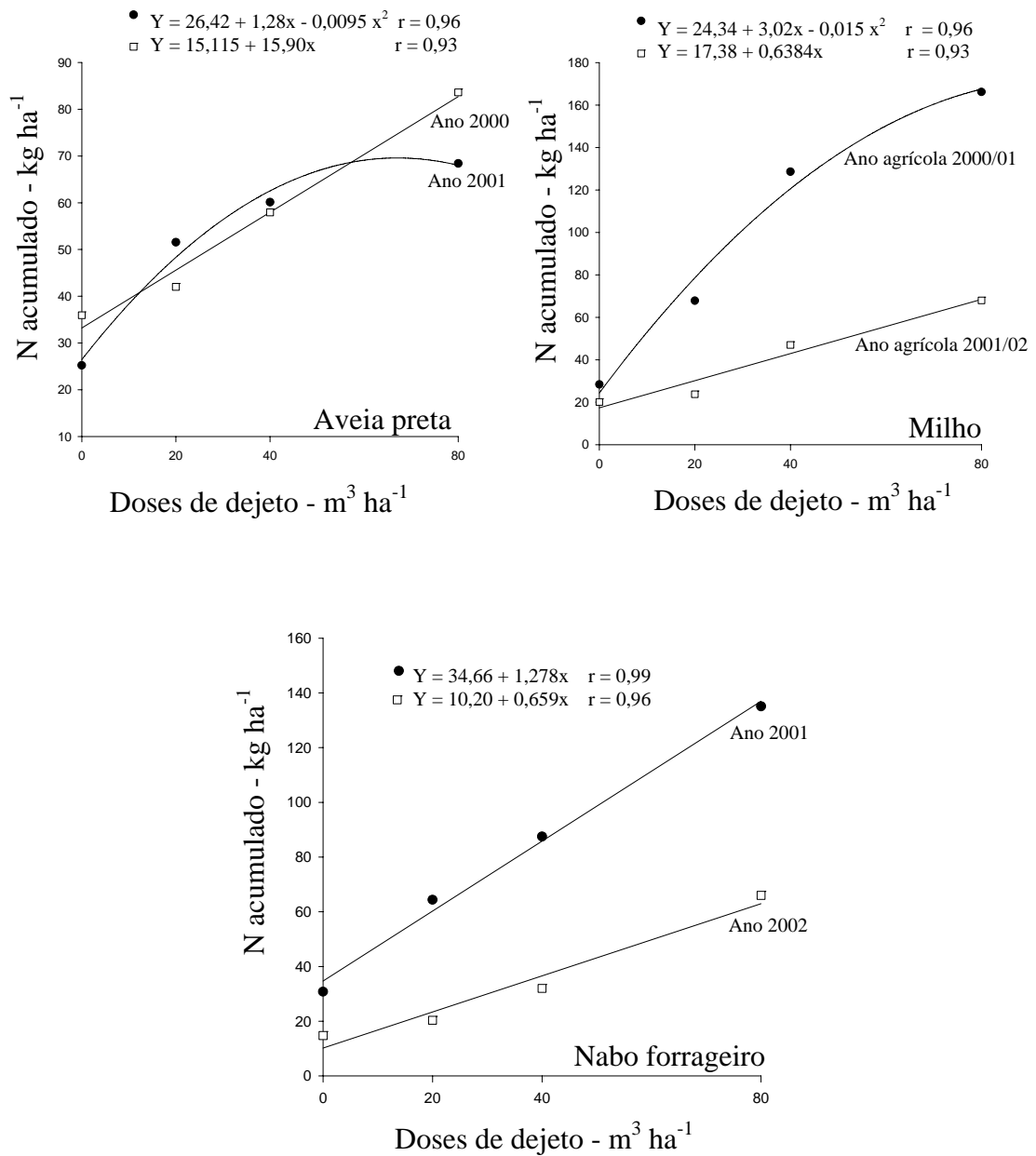


Figura 26 - Acúmulo de nitrogênio na parte aérea da aveia preta, milho e nabo forrageiro, nos dois anos.

Para aveia preta, o incremento no acúmulo de N foi de 26, 35 e 43 kg ha⁻¹ no primeiro e 17, 22 e 48 kg ha⁻¹ no segundo ano, com 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetto, respectivamente. Para cada m³ de dejetto aplicado, o incremento no acúmulo de nitrogênio foi de 1,30, 0,88 e 0,54 kg de N ha⁻¹ no primeiro e 0,85, 0,55 e 0,60 kg de N

ha⁻¹ no segundo ano de cultivo da aveia preta com 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente. Utilizando-se de valores médios observa-se que houve acúmulo de 0,91 kg de N ha⁻¹ no primeiro ano e 0,67 kg de N ha⁻¹ no segundo ano. Por outro lado, considerando-se a quantidade média de nitrogênio aplicado em cada m³ de esterco de 1,1 e 0,8 kg de nitrogênio no primeiro e segundo ano, respectivamente (Tabela 17), observa-se que para cada kg de nitrogênio aplicado via dejetos houve um incremento de 0,83 e 0,84 kg ha⁻¹ no acúmulo de nitrogênio nas plantas no primeiro e segundo ano, respectivamente.

No primeiro cultivo de milho e com aplicação de um dejetos com 9,9 % de matéria seca, a quantidade de nitrogênio acumulada na parte aérea foi de 32, 100 e 134 kg ha⁻¹ com 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente, sendo o modelo quadrático o que melhor se ajustou. No segundo ano, esse acúmulo foi de apenas 14, 27 e 48 kg ha⁻¹, se ajustando melhor o modelo linear (Figura 26). Na média dos dois anos de cultivo de milho, o acúmulo de nitrogênio na parte aérea do milho foi 3 vezes maior no primeiro ano, justificando-se pela quantidade de nitrogênio aplicado que foi 3,8 vezes maior do que a quantidade aplicada no segundo ano, refletindo numa maior produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio nas plantas.

O acúmulo de N na parte aérea do milho para cada m³ de dejetos aplicado foi de 1,60, 2,50 e 1,67 kg de N ha⁻¹ e 0,70, 0,67 e 0,60 kg de N ha⁻¹ no primeiro e segundo ano, respectivamente. Fazendo-se a média das doses, o acúmulo de N nas plantas atingiu 1,92 e 0,65 kg ha⁻¹ para cada m³ de dejetos aplicado no primeiro e segundo ano, respectivamente. Considerando-se a quantidade de N aplicado em cada ano, ou seja, 7,5 e 2,0 kg de N para cada m³ de dejetos no primeiro e segundo ano, respectivamente, observa-se um acúmulo de 0,26 e 0,32 kg de N ha⁻¹ na parte aérea do milho para cada kg de N aplicado para o primeiro e segundo ano, respectivamente, muito próximo aos 0,22 kg de N ha⁻¹ encontrado por Almeida (2000), trabalhando com milho nas mesmas condições de clima e com aplicação das mesmas doses de dejetos.

O nabo forrageiro aumentou linearmente o acúmulo de nitrogênio na parte aérea das plantas com as doses de dejetos nos dois anos, com destaque para o primeiro ano, quando o acúmulo de nitrogênio nas plantas, na média das doses de dejetos, foi 2,5 vezes maior do que no segundo ano. A principal justificativa para isso foi a ocorrência de

longos períodos com precipitações pluviométricas, que manteve alta a umidade no solo e prejudicou o crescimento do nabo forrageiro no segundo ano de cultivo.

O acúmulo de potássio foi linear ao aumento das doses nas culturas de aveia preta e nabo forrageiro, na maioria dos casos (Figura 27). Para a aveia preta, observa-se para cada m^3 de dejetos aplicado houve um incremento no acúmulo de potássio, na média dos dois anos, de 0,84, 0,63 e 0,33 kg ha^{-1} para as doses de 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, respectivamente. Já para o nabo forrageiro, o acúmulo de potássio para cada m^3 de dejetos aplicado na média das doses, foi de 1,15 e 0,45 kg ha^{-1} para o primeiro e segundo ano, respectivamente.

O acúmulo de fósforo com o aumento na dose de dejetos foi ainda mais linear do que foi em resposta ao potássio e isso pode ser observado pelos coeficientes angulares das retas que, na maioria dos casos, foram superiores àqueles do potássio. Para cada m^3 de dejetos aplicado, o acúmulo médio de fósforo foi de 95,0 e 77,0 g ha^{-1} na aveia preta e 180 e 170 g ha^{-1} no nabo forrageiro no primeiro e segundo ano, respectivamente. Embora a produção de matéria seca do nabo forrageiro não tenha sido tão expressiva quando comparada com àquela da aveia preta (Figura 25), percebe-se grande capacidade do nabo forrageiro na ciclagem de nutrientes, principalmente de fósforo.

Na literatura são escassas as informações referentes ao acúmulo de fósforo e potássio em culturas comerciais ou mesmo espécies de cobertura de solo, isso porque, a maior parte dos trabalhos visando avaliar o potencial fertilizante do dejetos líquido de suínos tem no N o enfoque principal, por ser o nutriente mais exigido pelas culturas, possuir um potencial poluente e uma dinâmica muito complexa no solo.

No mesmo tipo de solo do presente estudo e com aplicação de 40 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de esterco líquido de suínos, Barcellos (1991) determinou que a absorção de fósforo pela parte aérea do milho aumentou em 38% com a utilização do esterco líquido de suínos, enquanto que para o potássio foi de apenas 6%. Esse percentual é bem inferior aos 43% observado na aveia e aos 72% do nabo forrageiro na média dos dois anos para a dose de 40 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, diferenças essas que podem estar associadas a características dos dejetos utilizados, bem como as condições de clima.

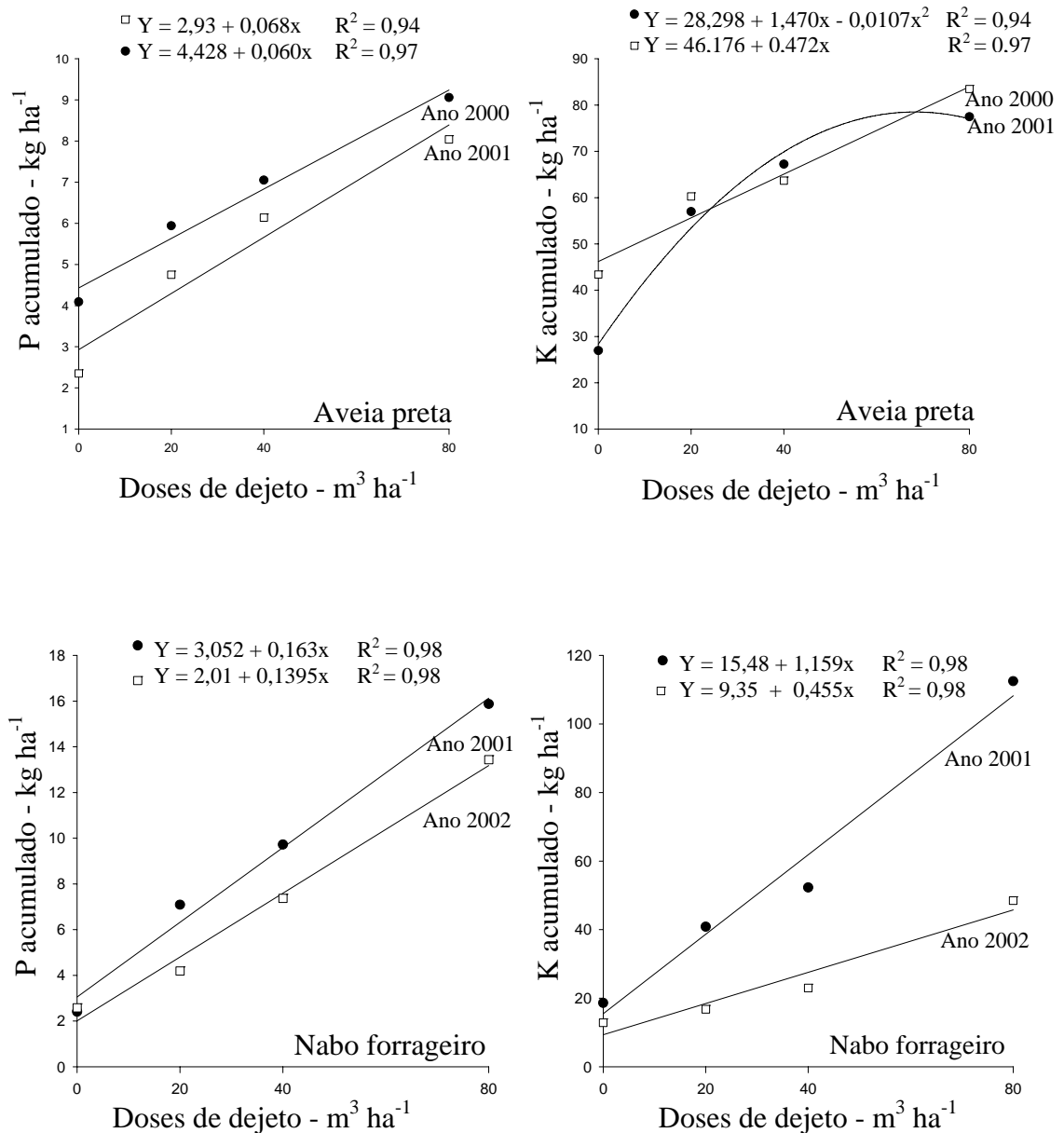


Figura 27 - Acúmulo de fósforo e potássio na parte aérea da aveia preta e do nabo forrageiro nos dois anos.

A recuperação aparente do N, P e K aplicados via dejetto mostrou que, na maioria das vezes, houve maior recuperação pelas plantas quando foram menores as quantidades dos nutrientes aplicados (Tabela 18). Esse resultado provavelmente deve-se à lógica no comportamento das plantas relacionada com a lei dos aumentos

decrecentes, mais do que com a menor produção de matéria seca no segundo ano de cultivo do milho (Figura 25) e, conseqüentemente, menor demanda de nutrientes.

Tabela 18 - Recuperação aparente pelas plantas de milho das quantidades de nitrogênio, fósforo e potássio aplicadas via dejetos nos dois anos.

Doses de dejetos $m^3 ha^{-1}$	Quantidade aplicada		Quantidade absorvida		Recuperação aparente ⁽¹⁾	
	-----Nitrogênio - kg ha ⁻¹ -----					
	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano
0	-	-	28,3	20,1	-	-
20	151	40	60,3	33,8	21	34
40	301	80	128,6	47,0	33	33
80	602	160	162,7	68,0	22	29
	-----Fósforo-----					
	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano
0	-	-	3,3	1,5	-	-
20	42	12	5,2	3,5	4,5	16,7
40	84	24	8,9	4,8	6,7	13,7
80	168	48	11,9	6,4	5,1	10,2
	-----Potássio-----					
	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano	1º ano	2º ano
0	-	-	34,4	33,3	-	-
20	91	16	67,8	38,1	37	30
40	183	32	103,3	58,2	38	77
80	365	64	149,1	75,6	31	65

⁽¹⁾ Recuperação aparente do N, P e K do dejetos pelo milho = absorvido nas respectivas doses - absorvido na testemunha/total adicionado via dejetos.

Os valores de recuperação aparente de nitrogênio observados nesse estudo, estão muito próximos aos obtidos por Almeida (2000) e por Port (2002), quando o cálculo foi feito em cima da quantidade total aplicada. Entretanto as recuperações foram bem inferiores aos 83% observado no trabalho de Paul & Beauchamp (1995), onde o esterco foi uniformemente incorporado ao solo, o que reduz as perdas por volatilização, além do experimento ter sido desenvolvido em vaso e em casa de vegetação, onde o volume de solo explorado pelo sistema radicular é menor e as perdas por lixiviação não ocorrem.

Os menores percentuais de recuperação aparente de fósforo, provavelmente devem-se a menor demanda das plantas, especialmente neste solo cujo teor de fósforo disponível era médio, quando da instalação do experimento (Tabela 1), bem como a

dependência temporal da decomposição microbiana e a liberação de formas de fósforo (P-orgânico) capazes de serem absorvidas, e que muitas vezes não acontece em sincronismo com a maior demanda da cultura.

Por outro lado, os altos percentuais de recuperação aparente do potássio, especialmente com a aplicação de 40 e 80 m³ ha⁻¹, refletem a alta necessidade das plantas e a facilidade na disponibilização do potássio dos dejetos às plantas, já que o potássio encontra-se em sua totalidade na forma mineral nos dejetos. Inclusive, em áreas de pastagem natural com a retirada da matéria seca, o teor de potássio pode ficar inferior ao teor original, mesmo quando são feitas 28 aplicações de 40 m³ ha⁻¹ durante 4 anos, como ficou evidenciado no trabalho de Durigon (2000).

A produtividade de grãos ocorreu em patamares distintos nos dois anos (Figura 28). A aplicação de um dejetos com alto teor de matéria seca, que significou adicionar ao solo quantidades de nutrientes muito maiores no primeiro ano (Tabela 17), proporcionou melhores condições às altas produtividades que eram possíveis, tanto que o incremento na produtividade com 20 m³ ha⁻¹ foi considerável em comparação com o milho onde não foi aplicado dejetos. Contudo, o fato de apresentar uma resposta quadrática, quando utilizado dejetos com alto teor de matéria seca e linear com o uso de dejetos com menor teor de matéria seca, ressalta a conveniência do uso associado do dejetos com fertilizantes minerais, quando o dejetos utilizado apresentar baixos teores de matéria seca. Comparando a produção de matéria seca do milho em sucessão à vegetação espontânea e às plantas de cobertura com o uso exclusivo de dejetos de suínos e associado a uma fonte mineral, Port (2002) observou um incremento de 2 Mg ha⁻¹ na produção de matéria seca do milho com a utilização de 160 kg de nitrogênio mineral associado à dose de 80 m³ ha⁻¹ de dejetos. Para Ress et al. (1993), o uso associado simultâneo de fertilizantes orgânicos e minerais melhora a absorção de ambos e, na opinião dos autores isso se deve a melhoria na estrutura do solo, aeração, capacidade de retenção de água e na disponibilidade de outros nutrientes.

A menor produtividade de grãos no segundo ano (Figura 28), também foi devido ao fato de que foi mantida a sucessão de culturas, o que significou que o segundo cultivo de milho foi efetuado em área já utilizada com dois cultivos de aveia preta e um cultivo de milho, ou seja, duas gramíneas da sucessão que se caracterizam pela alta

produção de matéria seca o que é importante no sistema plantio direto, mas que pode refletir em imobilização de parte do N aplicado via dejetos devido a alta relação C/N da palhada

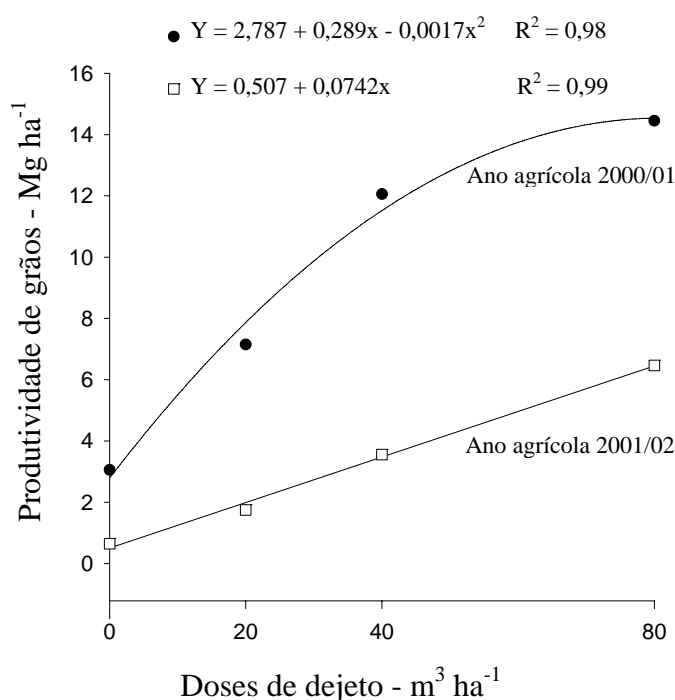


Figura 28 - Produtividade de grãos de milho com aplicação de dejetos de suínos nos dois anos.

É evidente que o cultivo de nabo forrageiro após o milho no primeiro ano e antes da aveia, pode ter amenizado os inconvenientes citados acima, embora a produção de matéria seca do nabo forrageiro tenha sido expressiva apenas com 80 m³ ha⁻¹. Entretanto, o fator decisivo à menor produtividade do milho no segundo ano foi o dejetos com teor de matéria seca muito inferior àquele usado no primeiro ano. Tanto que no segundo ano, mesmo com aplicação de 160 kg de N ha⁻¹ na dose de 80 m³ ha⁻¹, as plantas de milho mostraram sintomas visuais típicos de deficiência de N. Por tudo isso, enquanto no primeiro ano o incremento na produtividade de grãos de milho foi de 270,

225 e 143 kg ha⁻¹ para cada m³ de dejetos aplicado com 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente, no segundo ano foi apenas de 55, 73 e 73 kg ha⁻¹ para cada m³ nas respectivas doses.

Considerando-se a média das doses de dejetos, a produtividade de grãos para cada m³ de dejetos aplicado foi de 213 e 45 kg ha⁻¹ no primeiro e segundo ano, respectivamente. Por outro lado, ao considerar a quantidade de nitrogênio aplicado por m³ de dejetos em cada ano, se observa um incremento médio de 28 e 23 kg de milho por ha⁻¹ para cada kg de N aplicado via dejetos, para o primeiro e segundo ano, respectivamente.

A falta de sincronismo entre a disponibilidade de nutrientes e a demanda pela cultura em sucessão parece ser o grande desafio da pesquisa quando da utilização desse resíduo como fonte principalmente de N. Isso porque, com aplicação do dejetos, feita geralmente antes da semeadura do milho e onde a maior parte do N total já está na forma mineral, isto é, prontamente disponível, podem ocorrer perdas por lixiviação e escoamento superficial num período onde a cultura ainda não está bem estabelecida e demanda ainda é pequena. Posteriormente, a taxa de mineralização do N orgânico pode não coincidir ou é insuficiente para atender a demanda da cultura. Embasado nisso, Lunkes et al. (2002) testaram o parcelamento na distribuição de dejetos líquido de suínos (50 % do dejetos na semeadura e 50 % 32 dias após a semeadura), mas não obtiveram incremento na produtividade de grãos de milho, que segundo os autores, pode ser justificado pelo regime pluviométrico ocorrido nos dois meses após a aplicação do dejetos, com poucas chuvas e de baixa intensidade, permitindo que o N-NO₃⁻ permanecesse na zona radicular do milho. Porém, os autores acreditam que em anos de ocorrência do fenômeno “el niño” a aplicação parcelada resulte em maior produtividade de grão de milho do que a aplicação única pela redução das perdas de nitrogênio por lixiviação, observação essa comprovada no trabalho de Basso & Ceretta (2000), trabalhando com diferentes manejos de N na cultura do milho.

Independentemente do primeiro ou segundo ano agrícola, a semelhança do que ocorreu com a produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes, a maior resposta na produtividade de grãos de milho ocorreu até a dose de 40 m³ ha⁻¹. Aliás, essa tem sido apontada por Scherer et al. (1986), como a melhor dose de esterco líquido de suínos sob

o ponto de vista técnico e econômico. Por isso, doses acima de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ além de serem menos eficientes sob o ponto de vista nutricional, representam um risco de contaminação às águas de superfície pelo escoamento superficial de nitrogênio e fósforo, como ficou demonstrado no Estudo 2, bem como de águas de subsuperfície, principalmente com nitrato (Estudo 3). Contudo, a melhor dose pode ser menor, como $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, quando o dejetos for utilizado para outras culturas ou formas de manejo, como no caso de produção de matéria seca em pastagem natural como demonstrou Durigon et al. (2002).

3.4.5 Conclusão

1- Maiores doses de dejetos líquido de suínos favorecem a produção de matéria seca, acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio nas plantas e a produtividade de grãos, mas a taxa de recuperação de nitrogênio, fósforo e potássio pelas plantas, elevou-se apenas até doses intermediárias como a de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, mostrando que doses acima de determinados limites, além de serem menos eficiente à nutrição de plantas, potencializam os riscos de contaminação do solo e da água.

4 - COCLUSÃO GERAL

A volatilização de amônia evidenciou ser um fenômeno importante de perda do N amoniacal e o horário de aplicação do dejetos não afetou as perdas de N-NH₃. As concentrações de N mineral e fósforo disponível na solução do escoamento superficial, bem como a forma predominante de N-NH₄⁺ ou N-NO₃⁻ dependeram da quantidade de dejetos aplicado e do intervalo entre a aplicação e o primeiro escoamento superficial. As maiores perdas de nitrogênio por lixiviação ocorreram nos estádios iniciais de desenvolvimento das culturas e suas concentrações na solução do solo, dependeram da quantidade de dejetos aplicado. Maiores doses de dejetos líquidos de suínos favorecem a produção de matéria seca, acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio nas plantas e a produtividade de grãos, mas a taxa de recuperação de nitrogênio, fósforo e potássio pelas plantas foi máxima até doses intermediárias como a de 40 m³ ha⁻¹, mostrando que doses acima de determinados limites, além de serem menos eficientes à nutrição de plantas, potencializam os riscos de contaminação do solo e da água.

5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos nesse estudo pode-se concluir o seguinte:

Pode-se inferir que com a utilização de equipamento tratorizado equipado com distribuidor do tipo leque, que possibilita uma distribuição em faixa e uniforme do dejetos líquido de suínos sobre a superfície do solo, a aplicação de até $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, parcelada em três vezes, não oferece risco com relação a lixiviação de nitrato. Já o acúmulo de fósforo na superfície do solo resultante da aplicação superficial e a não incorporação do dejetos (plantio direto), associado a topografia geralmente acidentada das regiões que desenvolvem a criação de suínos, representam um risco a contaminação das águas superficiais pelas perdas de fósforo por escoamento superficial. Essa preocupação cresce em importância, quando produtores por uma questão de estrangulamento do sistema de armazenamento mal dimensionado e/ou que não acompanhou a intensificação do sistema produtivo, utilizam pastagens (geralmente áreas íngremes da propriedade) ou áreas de lavoura próximas às unidades de produção e com a cultura em final de ciclo como local de descarte. Essas áreas, por não permitirem o acesso do equipamento de distribuição (trator + distribuidor), acabam recebendo altas quantidades de dejetos sem nenhum critério de uniformidade na distribuição, podendo essa carga orgânica escorrer morro abaixo atingindo cursos d'água ou se concentrando em depressões do terreno, podendo então, em função da quantidade acumulada provocar lixiviação de nitrato.

Para o fósforo, a minimização de suas perdas por escoamento superficial inclui modificações na forma de aplicação do dejetos bem como no manejo de solo. Com relação a forma de aplicação, a injeção do dejetos no interior do solo com equipamento especializado seria uma excelente maneira de reduzir as perdas de fósforo por escoamento superficial e aumentar a eficiência de utilização dos elementos pelas plantas. Com relação ao manejo do solo, uma pequena mobilização superficial com grade, propiciaria uma maior contato entre o dejetos e o solo, favorecendo a adsorção do fósforo as partículas de solo e conseqüentemente, redução das perdas de fósforo na forma solúvel. Já para o nitrogênio, a quantidade aplicada, a seleção de plantas recicladoras e a rotação de culturas são práticas mais efetivas para minimizar o impacto

desse elemento sobre o ambiente, já que o transporte ou a saída de nitrogênio do sistema é difícil de ser alterado em condições de clima úmido, o que implica na obtenção de estratégias diferenciadas para o manejo do nitrogênio e fósforo. Porém, em função da alta susceptibilidade dos recursos hídricos à contaminação por fósforo, o manejo tanto do dejetos como do solo, dentro dos limites de uma microbacia que desenvolve a atividade criatória de animais, sempre deve ser feito levando-se em consideração a vulnerabilidade para as perdas de fósforo.

Por isso estudos dessa natureza, não pontuais como o presente, devem ser feitos a nível de microbacias, visando monitorar as concentrações de nitrogênio e fósforo nas águas superficiais e subsuperficiais, bem como nos teores de fósforo e outros elementos com potencial poluente, podendo o fósforo servir de indicativo de contaminação do solo pelo uso de dejetos devido a sua dinâmica no solo. Além disso, o solo como ambiente reativo, possui uma capacidade de suporte limitada, daí a necessidade de estudos para se avaliar essa capacidade para diferentes tipos de solos. E pensando sob o ponto de vista preventivo, quando os teores de fósforo no solo atingirem níveis acima da necessidade da cultura, se deveria evitar a aplicação de dejetos nessas áreas, o que pode significar uma distribuição do dejetos distante de onde é gerado, o que acarreta custos. Isso implica dizer, que deve haver um trabalho conjunto entre prefeitura e empresas a fim de tornar a distribuição menos onerosa ao produtor. Ou mesmo uma reorganização da distribuição das unidades de produção em função de microbacias.

A produção animal é cada vez mais desafiada na busca de tecnologia com menor agressão ao ambiente, até por que essa tem sido uma das exigências do mercado externo para a compra da carne e seus derivados. Hoje, a produção de dejetos atingiu um nível insuportável, tanto é que a partir da década de 90 esse resíduo deixou de ser tratado como um fertilizante orgânico e passou a ser visto como uma grande fonte de poluição do solo e da água. Por isso, a busca de soluções deve envolver todos os setores da sociedade, incluindo nutricionistas responsáveis pelas formulações de rações, que deverão cada vez mais buscar alternativas que visam uma melhor utilização dos nutrientes fornecidos aos animais nas suas dietas, reduzindo assim o desperdício e, conseqüentemente, o efeito poluidor, podendo ainda, incrementar os resultados econômicos da atividade suinícola.

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, A.C.R. **Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho.** Santa Maria, 2000. 114p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.

AITA, C. Dinâmica do nitrogênio no solo durante a decomposição de plantas de cobertura: efeito sobre a disponibilidade de nitrogênio para a cultura em sucessão. In: FRIES, M.R & DALMOLIN, R.S. **Atualização em recomendação de adubação e calagem, ênfase em plantio direto**, Santa Maria, RS, 1997, p.106-111.

ALVES, A.G.C.; COGO, N.P. & LEVIEN, R. Relação da erosão do solo com a persistência da cobertura vegetal morta. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, v.19, n.1, p.127-132, 1995.

ANGLE, J.S.; GROSS, C.M.; HILL, R.L. & MCINTOSH, M.S. Soil nitrate concentrations under corn as affected by tillage, manure, and fertilizer applications. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.22, n.1, p.141-147, 1993.

BAKER, J.L. & JOHNSON, P.H. Nitrate-nitrogen in tile drainage as affected by fertilization. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.10, n.4, p.519-522, 1981.

BALL-COELHO, B.R. & ROY, C.R. Overseeding rye into corn reduces NO_3^- leaching and increases yields. **Can. J. Soil Sci.**, Ottawa, v.77, n.3, p.443-451, 1997.

BARCELLOS, L.A.R. **Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos.** Santa Maria, 1991. 108p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1991.

BASSO, C.J. & CERETTA, C.A. Manejo do nitrogênio no milho em sucessão a plantas de cobertura de solo, sob plantio direto. **R. Bras. Ci. Solo**. Viçosa, v.24, n.4, p.905-915, 2000.

BEAUCHAMP, A.E. Response of corn to nitrogen in preplant and sidedress application of liquid cattle manure. **Can. J. Soil Sci.**, Ottawa, v.63, n.2, p.377-386, 1983.

BEAUCHAMP, E.G. KIDD, G.E. & THURTELL, G. Ammonia volatilization from liquid dairy cattle manure in the field. **Can. J. Soil Sci.**, Ottawa, v.62, n.1, p.11-19, 1982.

BEAUCHAMP, E.G.; BERGSTROM, D.W. & BURTON, D.L. Denitrification and nitrous oxide production in soil followed or under alfalfa or grass. **Soil Sci. Plant Anal.**, Amsterdam, v.27, n.1, p.87-90, 1996.

BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R.R. & CLUIS, D. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.25, n.6, p.1317-1325, 1996.

BLESS, H-G.; BEINHAEUER, R. & SATTELMACHER, B. Ammonia emission from slurry applied to wheat stubble and rape in North Germany. **J. Agric. Sci.**, New York, v.117, n.1, p.225-231, 1991.

BOUCHARD, M.; WILLIAMS, M.K. & SURAMPALLI, R.Y. Nitrate contamination of groundwater: Sources and potential health effects. **J. Am. Waterworks Assoc.**, v.84, n.1, p.85-90, 1992.

BRANDI-DOHRN, F.M.; DICK, P.R.; HESS, M.; KAUFFMAN, M.S.; HEMPHILL, D.D & SELKER, S.J. Nitrate leaching under a cereal rye cover crop. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.26, n.1, p.181-188, 1997.

BRUNKE, R.; ALVO, P.; SCHUEPP, P. & GORDON, R. Effects of meteorological parameters on ammonia loss from manure in the field. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.17, n.3, p.431-436, 1988.

BUIJSMAN, E.; MASS, H.F.M. & ASMAN, W.A.H. Anthropogenic NH₃ emissions in Europe. **Atmospheric Environment**, Amsterdam, 21:1009-1022, 1987.

BURGE, W.D. & BROADBENT, F.E. Fixation of ammonia by organic soil. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, Madison, v.25, n.3, p.199-204, 1961.

CETESB. **Relatório de qualidade ambiental no Estado de São Paulo**. Coord. S. Oliveira. Série Relatórios, São Paulo, 1994, 50p.

CHANG, C. & ENTZ, T. Nitrate leaching losses under repeated cattle feedlot manure applications in Southern Alberta. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.25, n.1, p.145-153, 1996.

CHASE, C.; DUFFY, M. & LOTZ, W. Economic impact of varying swine manure application rates on continuous corn. **J. Soil Water Conserv.**, Ankeny, v.46, n.6, p.460-464, 1991.

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

CHIANG, S.C.; RADCLIFFE, D.E. & MILLER, W.P. Hydraulic properties of surface seals in Georgia soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.57, n.6, p.1418-1426, 1993.

COFFEE, R.C. & BARTHOLOMEW, W.V. Some aspects of ammonia sorption by soil surfaces. **Soil Sci. Am. Proc.**, Madison, v.28, n.4, p.485-490, 1964.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. Recomendação de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 3. ed. Passo Fundo: **SBCS-Núcleo Regional Sul**, 1995. 223p.

CORRE, W.J. & ZWART, K.B. Effects of DCD addition to slurry on nitrate leaching in sandy soil. Netherlands. **J. Agric. Sci.**, New York, v.43, n.1, p.195-204, 1995.

DALIPARTHY, J.; HERBERT, S.J. & VENEMAN, P.L.M. Dairy manure applications to alfafa: crop response, soil nitrate, and nitrate in soil water. **American Society of Agronomy**, Madison, v.86, n.4, p.927-933, 1994.

DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N. & LEMUNYON, J.L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.27, n.2, p.251-257, 1998.

DAVIES, D.B.; GARWOOD, T.W.D. & ROCHAFORD, A.D.H. Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. **J. Agric. Sci.**, New York, v.126, n.1, p.75-86, 1996.

DONOVAN, W.C. & LOGAN, T.J. Factors affecting ammonia volatilization from sewage sludge applied to soil in a laboratory study. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.12, n.2, p.584-590, 1983.

DUNN, G.H. & PHILLIPS, R.E. Macroporosity of a well-drained soil under no-till and conventional tillage. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.55, n.3, p.817-823, 1991.

DURIGON, R. **Esterco líquido de suínos em pastagem natural e características químicas de solo**. Santa Maria, 2000. 46p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.

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 suínos. **Rev. Bras. de Ci. Solo**. Viçosa, v.26, n.4, 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**, Michigan, v.36, n.2, p.405-411, 1993a.

EDWARDS, R.D. & DANIEL, T.C. Runoff quality impacts of swine manure applied to fescue plots. **American Society of Agricultural Engineers**, Michigan, v.36, n.1, p.81-86, 1993b.

EGHBALL, B.; SANDER, D.H. & SKOPP, J. Diffusion, adsorption and predicted longevity of banded phosphorus fertilizer in three soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.54, n.4, p.1161-1165, 1990.

EGHBALL, B.; POWER, J.F.; GILLEY, J.E. & DORAN, J.W. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.26, n.1, p.189-193, 1997.

EGHBALL, B.; BINFORD, D.G. & BALTENSPERGER, D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.25, n.6, p.1339-1343, 1996.

EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solo (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. - Brasília: Embrapa Produção de Informações: Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 26, 412p. 1999.

ERNANI, P.R. Necessidade de adição de nitrogênio para o milho em solo fertilizado com esterco de suínos, cama de aves e adubos minerais. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v.8, n.1, p.313-317, 1984.

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. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.6, n.2, p.361-368, 1977.

FAUVEL, Y. & MORVAN, T. **Management of pig slurry for nitrogen fertilization of corn**. Contribution au colloque Ramiran 98. Rennes, 26-28 mai 1998.

FENN, L.B. & HOSSNER, L.R. Ammonia volatilization from ammonium or ammonium-forming nitrogen fertilizers. **Soil Sci.**, Baltimore, v.1, n.1, p.123-169, 1985.

FERNANDES, C.O.M. & OLIVEIRA, P.M.V. Armazenagem de dejetos suínos. **In: Aspectos práticos do manejo de dejetos suínos**. Florianópolis: EPAGRI/EMBRAPA-CNPASA, 1995, p. 35-66.

FRANCHI, E.A.G. **Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de milho, aveia e ervilhaca com o uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 70p. Dissertação de Mestrado, 2001.

FRASER, M.P.; CAMERON, C.K. & SHERLOCK, R.R. Lysimeter study of the fate of nitrogen in animal urine returns to irrigated pasture. **European Journal of Soil Science**, Dorchester, v.45, n.2, p.439-447, 1994.

GANGBAZO, G.; PESANT, A.R.; BARNETT, G.M.; CHARUEST, J.P. & CLUIS, D. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.24, n.3, p.420-425, 1995.

GORDON, R.; LECLERC, M.; SCHUEPP, P. & BRUNKE, R. Field estimates of ammonia volatilization from swine manure by a simple micrometeorological technique. **Can. J. Soil Sci.**, Ottawa, v.68, n.2, p.369-380, 1988.

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

HATFIELD, J. **Nutrient management & waste handling**. In: World Pork Symposium. Iowa, p.41-48, 1998.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A. & GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.29, n.1, p.158-166, 2000.

HEINZMANN, F.X. Resíduos culturais de inverno e assimilação de nitrogênio por culturas de inverno. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v.20, n.4, p.1021-1030, 1985.

HOODA, P.S.; MOYNAGH, M.; SVOBODA, F.I.; EDWARDS, C.A.; ANDERSON. A.H. & SYM, G. Phosphorus loss in drainflow from intensively managed grassland soils. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.28, n.4, p.1235-1242, 1999.

HOUNTIN, J.A.; KARAM, A.; COUILLARD, D. & CESCAS, M.P. Use of a fractionation procedure to assess the potential for P movement in a soil profile after 14 year of liquid pig manure fertuilization. **Agriculture and Ecosystems Environment**, v.78, n.1, p.77-84, 2000.

INGRID, T.K.; KJELLERUP, V. & BENDT, J. Crop uptake leaching of ¹⁵N applied in ruminant slurry with selectively labelled faeces and urine fraction. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.197, n.2, p.233-239, 1997.

JEMISON, J.M, Jr. & FOX, R.H. Estimation of zero-tension pan lysimeter collection efficiency. **Soil Science**, Baltimore, v.154, n.2, p.85-94, 1992.

JEMISON, J.M. & FOX, R.H. Nitrate leaching from nitrogen-fertilized and manured corn measured with zero-tension pan lysimeters. **J Environ. Qual.**, Madison, v.23, n.2, p.337-343, 1994.

JOKELA, W.E. Nitrogen fertilizer and dairy manure effects on corn yield and soil nitrate. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.56, n.1, p.148-154, 1992.

KAO, C.W. & BLANCHAR, R.W. Distribution and chemistry of phosphorus in na Albaqualf soil after 82 years of phosphate fertilization. **J, Enviro. Qual.**, Madison, v.2, n.1, p.237-240, 1973.

KING, L.D.; BURNS, C.J. & WESTERMAN, P.W. Long-term swine lagoon effluent applications on "Coastal" Bermudagrass: II. Effects on nutrient accumulations in soil. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.19, n.4, p.756-760, 1990.

KIRCHMANN, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: LAL, R. & STEWART, A.B. **Soil Processes and Water Quality**, Madison, 1994, p.163-232.

KLEIN, C.A.M. de .; van LOGTESTINJ, R.S.P.; van de MEER, H.G. et al. Nitrogen losses due to denitrification from cattle slurry injected into grassland soil with and without a nitrification inhibitor. **Plant and Soil**, Dordrecht v.183, n.1, p.161-170, 1996.

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

LARA, C.W.A.R. & TREVELIN, P.C.O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de NH₃ volatilizado da uréia aplicada ao solo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas. v.14, n.1, p.345-352, 1990.

LIAO, C.F.H. Devarda's alloy method for total nitrogen determination. **Soil Sci. Soc. Am. J.** Madison, v.45, n.3, p.582-585, 1981.

LUNKES, A.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; CHIAPINOTTO, I.C.; AMARAL, E.B. & GUIDINI, E. Dejetos de suínos em aplicação única e parcelada no milho em sistema plantio direto: II. Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de grãos. In: FERTBIO, 2002, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS, 2002. 1 CD-ROM.

MACKENZIE, A.F. & TOMAR, S.J. Effect of added monocalcium phosphate monohydrate and aeration on nitrogen retention by liquid hog manure. **Can. J. Soil Sci.**, Ottawa, v.67, n.3, p.687-692, 1987.

MATHERS, B.A.; STEWART, A.B. & THOMAS, D.J. Manure effects on water intake and runoff quality from irrigated grain sorghum plots. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.41, n.3, p.782-785, 1973.

McCRACKEN, D.V.; SMITH, M.S.; GROVE, J.H.; MACKOWN, C.T. & BLEVINS, R.L. Nitrate leaching as influenced by cover cropping and nitrogen source. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.58, n.5, p.1476-1483, 1994.

McDOWELL, L.L. & McGREGOR, C.K. Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn. **Soil Till. Res.**, Amsterdam, v.4, n.1, p.79-91, 1984.

McINNES, K.J.; FERGUSON, R.B.; KISSEL D.E. & KANEMASU, E.T. Ammonia loss from applications of urea-ammonium nitrate solution to straw residue. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.50, n.4, p.969-974, 1986.

McLEOD, R.V. & HEGG, O.R. Pasture runoff quality from application of inorganic and organic nitrogen sources. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.13, n.1, p.122-126, 1984.

MEIRELLES, N.M.F.; LIBARDI, P.L. & REICHARDT, K. Absorção e lixiviação de N em cultura de feijão (*Phaseolus vulgaris*). **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v.4, n.1, p.83-88, 1980.

MENGEL, K. & KIRKBY, E. **Principles of plant nutrition**. 2^a ed. Berna: International Potash Institute, 1979. 592 p. cap.2, p.25-95: The soil a plant nutrient medium.

MOAL, J.-F.; MARTINEZ, J.; GUIZIOU, F.; COSTE, C-M. Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. **J. of Agricultural Science**, Madison, v.125, n.2, p.245-252, 1995.

MOREIRA, I.L.; BASSO, C.J.; SILVEIRA, M.J da. & CERETTA, C.A. Perdas de água por escoamento superficial na sucessão aveia preta/milho no sistema plantio direto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2001, Londrina. **Anais...** Londrina-PR: SBCS, 2001. 1 CD-ROM.

MOZAFFARI, M. & SIMS, T.S. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic Coastal plain watershed dominated by animal based agriculture. **Soil Sci.**, Baltimore, v.157, n.2, p.97-107, 1994.

MUELLER, D.H.; WENDT, C.R. & DANIEL, C.T. Phosphorus losses as affected by tillage and manure applications. **Soil Sci. Soc. Am. J.** Madison, v.48, n.4, p.901-905, 1984.

MUGWIRA, L.M. Residual effect of dairy cattle manure on millet and rye forage and soil properties. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.8, n.1, p.251-255, 1979.

MURPHY, J. & RILEY, J.P. A Modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. **Anal. Chem. Acta**, Oxford, v.27, n.1, p.31-36, 1962.

MUZILLI, O. Influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v.7, n.1, p.95-102, 1983.

NELSON, K.E.; TURGEON, A.J. & STREET, R.J. Thatch influence on mobility and transformation of nitrogen carriers applied to turf. **Agron. J.**, Madison, v.72, n.3, p.487-492, 1980.

NICHOLS, D.J.; DANIEL, T.D. & EDWARDS, D.R. Nutrient runoff from pasture after incorporation of poultry litter or inorganic fertilizer. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.58, n.4, p.1224-1228, 1994.

NIELSEN, D.R.; BIGGAR, J.W. & WIERENGA, P.J. Nitrogen transport process in soil. In: STEVENSON, P.J., (Ed) **Nitrogen in agriculture soils**. Madison, American Society of Agronomy, p.423-448, 1982.

NÔMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. **Plant and Soil**, The Hague, v.39, n.2, p.309-318, 1973.

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

OWENS, B.L.; EDWARDS, M.W. & VAN KEUREN, W. R. Groundwater nitrate levels under fertilized grass and grass-legume pastures. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.23, n.4, p.752-758, 1994.

PAIN, B.F.; PHILIPS, V.R.; CLARKSON, C.R & KLARENBECK, J.V. Loss of nitrogen through ammonia volatilization during and following the application of pig or cattle slurry to grassland. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, Sussex, v.47, n.1, p.1-12, 1989.

PAUL, J.W & BEAUCHAMP, E.G. Availability of manure slurry ammonium for corn using ¹⁵N-labelled (NH₄)₂SO₄. **Can. J. Soil Sci.**, Ottawa, v.77, n.1, p.35-42, 1995.

PAUL, J. W. & BEAUCHAMP, E.G. Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. **Can. J. Soil Sci.**, Ottawa, v.69, n.1, p.49-61, 1989.

PAUL, J.W & ZEBARTH, B.J. Denitrification during the growing season following dairy cattle slurry and fertilizer application for silage corn. **Can. J. Soil Sci.**, Ottawa, v.77, n.2, p.241-248, 1997b.

PAUL, J.W & ZEBARTH, B.J. Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. **Can. J. Soil Sci.**, Ottawa, v.77, n.2, p.231-240, 1997a.

PETERSEN, S.O. & ANDERSEN, M.N. Influence of soil water potential and slurry type on denitrification activity. **Soil Biol. Biochem.**, Oxford, v.28, n.4, p.977-980, 1996.

PORT, O. **Uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto: volatilização de amônia, N mineral no solo e fornecimento de nutrientes e produtividade de plantas de cobertura e de milho**. Santa Maria, 2002. 113p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

PRATT, P.F. Management restrictions in soil application of manure. **Journal of Animal Science**, Savoy, v.48, n.1, p.134-143, 1979.

REDDY, K.R.; OVERCASH, R.M.; KAHLED, R. & WESTERMAN, W.P. Phosphorus absorption-desorption characteristics of two soils utilized for disposal of manure. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.9, n.1, p.86-92, 1980.

RESS, Y.J.; PAIN, B.F.; PHILLIPS, V.R. & MISSELBROOK, T.H. The influence of surface and sub-surface application methods for pig slurry on herbage yields and nitrogen recovery. **Grass and Forage Science**, v.48, n.1, p.38-44, 1993.

ROLSTON, D.E.; NIELSEN, D.R. & BIGGAR, J.W. Desorption of ammonia from soil during displacement. **Soil Sci. Am. Proc.**, Madison, v.36, n.6, p.905-911, 1972.

ROLSTON, D.E.; RAO, P.S.C.; DAVIDSON, J.M. & JESSUP, R.E. Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped, and manure-amended field plots. **Soil Sci.**, Baltimore, v.137, n.1, p.279-279, 1984.

ROTH, L.W. & FOX, R.H. Soil nitrate accumulations following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.19, n.2, p.243-248, 1990.

SALET, R.L. **Dinâmica de ions na solução de um solo submetido ao sistema plantio direto**. Porto Alegre, 1994. 110p. Dissertação (Mestrado em Agronomia- Ciência do Solo). Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1994.

SCHERER, E.E. & CASTILHOS, E.G. de. Esterco de suínos como fonte de nitrogênio para o milho e feijão da safrinha. **Agrop. Catarinense**, Florianópolis, v.7, n.3. set.1994.

SCHERER, E.E.; CASTILHOS, E.G. de. & AITA, C. **Utilização de esterco líquido de suíno como fonte de N para as culturas de milho e feijão**. Florianópolis, EMPASC, 4p. (Pesquisa em andamento, 56), 1986.

SCHERER, E.E.; AITA, C. & BALDISSERA, I.T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos 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. **Agrop. Catarinense**, Florianópolis, v.8, n.1, p.35-39, 1995.

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

SEGANFREDO, M.L.; ELTZ, F.L.F. & BRUM, A.C.R. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto. **R. bras. Ci. Solo**. Campinas, v.21, n.1, p.287-291, 1997.

SETA, A.K.; BLEVINS, R.L.; FRYE, W.W. & BARFIELD, B.J. Reducing soil erosion and agricultural chemical losses with conservation tillage. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.22, n.4, p.661-665, 1993.

SEXTON, B.T.; MONCRIEF, J.F.; ROSEN, C.J.; GUPTA, S.C & CHENG, H.H. Optimizing nitrogen and irrigation inputs for corn based on nitrate leaching and yield on a coarse-textured soil. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.25, n.5, p.982-992, 1996.

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

SHARPLEY, A.; DANIEL, T.C.; SIMS, J.T. & POTE, D.H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **J. Soil Water Conserv.**, Ankeny, v.51, n.1, p.160-166, 1996.

SIMS, J.T. & BOSWELL, F.C. The influence of organic wastes and inorganic nitrogen sources on soil nitrogen, yield, and elemental composition of corn. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.9, n.2, p.512-518, 1980.

SIMS, J.T., SIMARD, R.R & JOERN, C.B. Phosphorus losses in agricultural drainage: historical perspective and current research. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.27, n.2, p.277-293, 1998.

SMITH, F.B.; BROWN, E.B. & RUSSEL, A.J. The effect of organic matter on the infiltration capacity of Clarion loam. **J. Am. Soc. Agron.**, Madison, v.29, n.3, p.521-525, 1973

SMITH, K.A., JACKSON, D.R. & WITHERS, P.J.A. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manure to arable land. Phosphorus. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v.112, n.1, p.53-60, 20001a.

SMITH, K.A., JACKSON, D.R. & PEPPER, T.J. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manure to arable land. 1 Nitrogen. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v.112, n.1, p.53-60, 20001b.

SOMMER, S.G. & OLSEN, J.E. Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.20, n.3, p.679-683, 1991.

SOMMER, S.G.; FRIIS, E.; BACH, A. & SCHJØRRING, J.K. Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat: effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.26, n.4, p.1153-1160, 1997.

SØRENSEN, P. Carbon mineralization, nitrogen immobilization and pH change in soil after adding volatile fatty acids. **European Journal of Soil Science**, Dorchester, v.49, n.2, p.457-462, 1998.

STEIN, O.R.; NEIBLING, W.H.; LOGAN, T.J. & MOLDENHAUER, W.C. Runoff and soil loss as influenced by tillage and residue cover. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.50, n.6, p.1527-1531, 1986.

STEENHUIS, S.F.; BUBENZER, J.C.; CONVERSE, J.C. & WALTER, F.M. Winter-spread manure nitrogen losses. **American Society of Agricultural Engineers**, Michigan, v.24, n.3, p.436-449, 1981.

STOUT, W.L.; FALES, S.A.; MULLER, L.D; SCHNABEL, R.R.; PRIDDY, W.E & ELWINGER, G.F. Nitrate leaching from cattle urine and feces in Northeast USA. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v.61, n.6, p.1787-1794, 1997.

SUBAIR, S.; FYLES, J.W. & O'HALLORAN, I.P. Ammonia volatilization fom liquid hog manure amended with paper products in the laboratory. **J Environ. Qual.**, Madison, v.28, n.1, p.202-207, 1999.

SUTTON, A.L.; NELSON, D.W.; MAYROS, V.B. et al. Effects of liquid swine waste application on corn yield and soil chemical composition. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.7, n.3, p.325-333, 1978.

SUTTON, A.L.; NELSON, D.W.; HOFF, J.D. & MAYROSE, V.B. Effects of injection and surface applications of liquid swine manure on corn yield and soil composition. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.11, n.2, p.468-472, 1982.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**, Porto Alegre, Departamento de Solos, UFRGS, 174p. 1995.

THOMPSON, R.B.; PAIN, B.F.; REES, Y.J Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.125, n.1, p.119-128, 1990.

TYLER, D.D & THOMAS, W.G. Lysimeter measurements of nitrate and chloride losses from soil under conventional and no-tillage corn. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.6, n.1, p.63-66, 1977.

UNGER, P.W. & STEWART, A.B. Feedlot waste effects on soil conditions and water evaporation. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, Madison, v.38, n.3, p.954-957, 1974.

URQUIAGA, S.; LIBARDI, P.L.; REICHARD, K.; MORAES, S.O. & VICTORIA, R.L. Lixiviação do N proveniente do solo e do fertilizante ($^{15}\text{NH}_4$) $_2\text{SO}_4$ durante o ciclo de uma cultura de feijão. **Pesq. Agrop. Bras.**, Brasília, v.21, n.1, p.25-31, 1986.

VALPASVUO-JAATINEN, P.; REKOLAINEN S. & LATOSTENMAA, H. Finnish agriculture and its sustainability. **Environmental impacts Ambio.**, Oxford, v.26, n.3, p.448-455, 1997.

VLEK, P.L.G. & STUMPE, J.W. Ammonia volatilization from flooded soil. **Fert. Res.** 2. Baltimore, p.227-245. 1981

WARMAN, P.R. Effects of fertilizer, pig manure, and sewage sludge on timothy and soils. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.15, n.1, p.95-100, 1986.

WESTERMAN, P.W.; DONNELLY, L.T. & OVERCASH, R.R. Erosion of soil and poultry manure - a laboratory study. **Transactions fo the ASAE**, Michigan, v.26, n.5, p.1070-1078, 1983.

WHITE, R.E. & MAGESAN, G.N. A stochastic-empirical approach to modelling nitrate leaching. **Soil Use and Management**, Madison, v.7, n.1, p.85-94, 1991.

WIETHÖLTER, S. Adubação nitrogenada no sistema plantio direto. Passo Fundo, EMBRAPA-CNPT, 1996. 44p.

WILLIAMS, P.H. & HAYNES, R.J. Transformations and plant uptake of urine-sulphate in urine-affected areas of pasture soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.145, n.1, p.167-175, 1992.

WILDUNG, R.E.; SCHMIDT, L.R. & GAHLER, R.A. The phosphorus status of eutrophic lake sediment as related to changes in limnological condition-total, inorganic, and organic phosphorus. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.3, n.1, p.133-138, 1974.

WU, L. SWAN, J.B.; PAULSON, W.H & RANDALL, G.W. Tillage effects on measured soil hydraulic properties. **Soil Til. Res.**, Amsterdam, v.25, n.1, p.17-32, 1992.

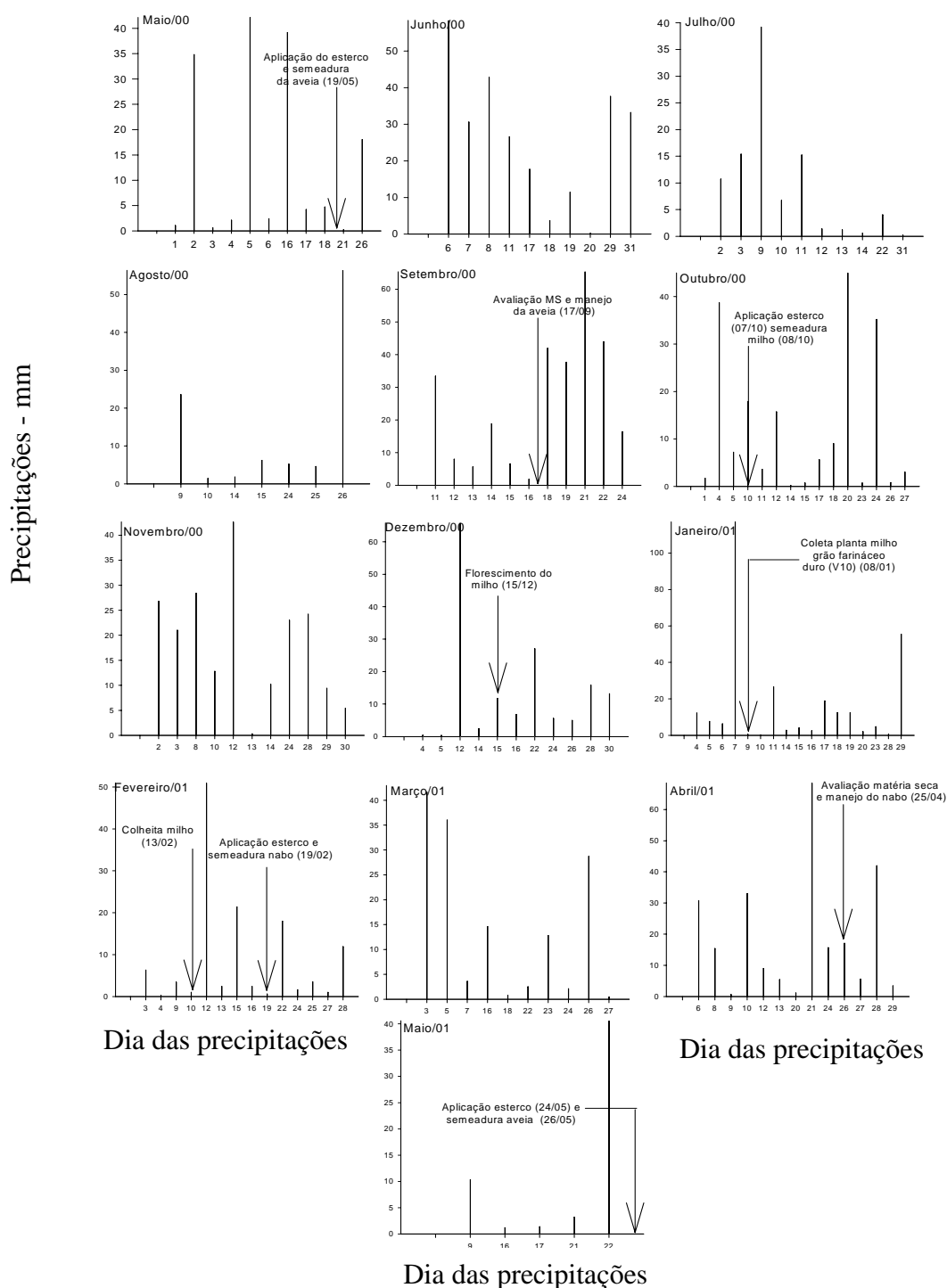
YLI-HALLA, M.; HARTIKAINEN, H. et al. Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. **Agric. Ecosyst. Environ.**, Amsterdam, v.56, n.1, p.53-62, 1995.

YOUNG, J.L. & McNEAL, B.L. Ammonia and ammonium reactions with some layer-silicate minerals. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, Madison, v.28, n.3, p.334-339, 1964.

YOUNG, R.A & MUTCHLER, K.C. Pollution potencial of manure spread on frozen ground. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.5, n.1, p.174-181, 1976.

ZEBARTH, B.J.; PAUL, J.W.; SCHMIDT, O. & McDOUGAL, R. Influence of the time and rate of liquid manure application on yield and nitrogen utilization of silage corn in south coastal British Columbia. **Can. J. Soil Sci.**, Ottawa, v.76, n.2, p.153-164, 1996.

7 - APÊNDICES



Apêndice 1 - Precipitações ocorridas durante o período de maio/2000 a maio/2001. Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

8 - ANEXOS

Anexo 1 - Volume total de água perdida por drenagem durante o cultivo das espécies na sucessão nos dois anos.

Espécies na sucessão	Doses de esterco - m ³ ha ⁻¹			
	0	20	40	80
Perdas de água no primeiro ano - m ³ ha ⁻¹				
Aveia	732	565	742	655
Milho	656	565	415	780
Nabo	560	428	390	673
Volume total	1948	1558	1547	2108
Perdas de água no segundo ano - m ³ ha ⁻¹				
Aveia	321	363	318	500
Milho	322	296	244	334
Nabo	252	158	152	174
Volume total	895	817	714	1008

Anexo 2 - Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no primeiro ano.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Doses de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros-----					
6	18,0	2,35	2,16	1,93	2,44
18	89,0	14,82	13,76	11,46	12,34
19	42,8	6,84	6,76	6,37	6,08
25	26,0	5,89	4,94	4,55	4,17
32	33,0	6,51	5,57	4,17	3,74
41	37,6	16,87	16,20	13,42	13,11
46	59,3	6,82	6,55	4,28	5,32
53	61,1	14,22	12,20	11,22	9,39
100	102,8	12,30	10,87	7,71	6,83
121	153,9	10,43	10,12	4,58	3,38
125	109,4	23,00	23,00	23,00	22,25

⁽¹⁾Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 3 - Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo do milho no primeiro ano agrícola.

Período da Coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Doses de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume coletado - litros-----					
12	97,7	3,98	2,90	2,39	2,10
17	39,7	17,36	11,69	7,25	5,59
29	76,2	7,70	6,17	2,85	1,94
38	66,0	15,41	11,01	6,11	2,11
57	62,8	4,14	3,26	1,35	0,20
70	86,8	15,75	21,39	14,31	13,45
93	117,2	24,75	23,25	25,38	16,80
103	80,3	19,27	14,31	5,69	1,51
116	67,5	14,51	7,99	5,19	2,70

⁽¹⁾Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 4 - Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo do nabo forrageiro no primeiro ano.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Doses de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros-----					
11	36,0	2,88	1,79	0,74	0,45
14	77,6	24,00	21,89	18,45	13,23
51	112,3	10,14	4,22	1,21	0,35
57	40,4	11,33	7,92	4,59	1,35
66	84,3	13,96	9,83	4,68	2,10
71	98,7	9,01	5,49	5,57	1,04
94	56,7	9,10	5,49	6,92	1,04

⁽¹⁾Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 5 - Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo da aveia preta no segundo ano.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Doses de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros-----					
11	36,4	2,80	3,74	2,21	1,04
15	47,6	9,70	5,67	2,68	1,11
25	47,1	8,15	6,10	5,15	2,03
35	50,0	6,74	2,32	0,72	0,30
49	90,6	23,00	19,62	16,62	13,75
57	72,3	23,00	21,33	16,38	15,42
89	68,9	8,40	2,96	0,96	0,33
109	41,2	16,34	7,23	2,78	0,95
118	77,5	9,49	4,88	3,25	0,97
132	118,0	22,08	22,17	19,88	10,30
141	71,3	5,32	3,11	2,44	1,74

⁽¹⁾Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 6 - Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo do milho no segundo ano agrícola.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Doses de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros-----					
8	31,6	3,96	1,91	1,75	1,29
21	61,3	6,16	2,31	1,82	0,65
33	53,0	4,45	1,39	0,74	0,85
37	38,7	10,35	5,18	3,55	2,15
57	42,0	1,73	0,63	0,33	0,33
72	32,9	10,47	10,58	6,27	7,40
110	103,6	22,26	20,35	19,93	19,17
114	52,2	8,89	8,65	7,23	7,82
135	27,0	5,64	20,35	7,71	6,99
149	42,1	7,54	8,65	6,73	4,00
156	83,7	5,20	8,65	9,98	6,80

⁽¹⁾Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 7 - Precipitação no período e volume de solução coletada no escoamento superficial durante o cultivo do nabo forrageiro no segundo ano.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Dose de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros -----					
5	58,0	2,48	2,09	1,88	1,85
11	34,2	2,82	7,82	3,29	3,07
16	50,4	7,05	8,53	4,37	4,42
37	31,5	4,04	3,54	2,93	1,64
41	58,7	6,18	12,20	9,67	5,31
46	76,0	10,94	9,65	8,12	6,00
61	64,6	8,69	8,85	6,91	6,66
66	71,6	9,85	11,61	8,13	7,74
75	56,7	17,31	14,97	15,47	12,89

⁽¹⁾Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 8 - Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo da aveia preta no primeiro ano.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Dose de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros -----					
19	77,0	2,50	1,74	2,58	2,55
22	46,9	3,56	3,24	4,07	3,00
27	47,1	1,41	0,91	0,63	0,55
46	50,0	0,26	0,62	1,46	2,24
102	134,0	2,88	0,80	1,74	2,70
121	101,9	2,34	1,10	2,19	0,59
127	116,2	4,63	5,16	5,14	4,11

⁽¹⁾Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 9 - Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo do milho no primeiro ano agrícola.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Dose de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros -----					
12	55,6	2,08	0,83	0,90	1,62
21	61,9	2,05	2,63	2,33	2,48
29	52,0	1,92	1,53	1,03	1,89
35	53,7	1,64	2,46	1,13	2,70
57	47,3	1,00	0,19	0,45	2,77
70	38,6	0,88	0,11	0,63	0,38
93	63,4	3,30	2,34	1,31	3,08
103	65,8	1,53	1,93	1,42	2,01
116	79,2	1,38	1,55	0,76	1,80

⁽¹⁾ Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾ Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 10 - Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo do nabo forrageiro no primeiro ano.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Dose de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros -----					
11	77,6	0,49	0,92	0,55	1,69
14	54,2	2,01	1,28	1,56	3,46
51	92,3	3,49	0,69	0,74	0,93
57	84,3	0,85	1,73	2,16	2,28
65	73,7	2,31	2,23	1,50	2,98
71	78,7	2,85	2,65	2,23	3,12
94	56,7	1,45	0,77	0,64	1,69

⁽¹⁾ Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾ Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 11 - Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo da aveia preta no segundo ano.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Dose de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros-----					
11	77,0	0,98	1,12	0,72	1,60
25	92,6	1,26	1,11	1,09	1,71
49	161,7	1,28	1,01	0,97	1,85
57	76,5	0,63	0,55	0,31	0,82
109	10,9,9	0,94	1,22	0,86	1,85
118	66,8	0,34	0,57	0,37	0,96
132	108,1	1,75	2,55	2,73	2,44
141	55,6	0,54	0,60	0,59	0,79

⁽¹⁾ Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾ Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 12 - Precipitação no período e volume de solução drenada durante o cultivo do milho no segundo ano agrícola.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Dose de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros-----					
8	31,6	0,66	0,94	0,63	0,79
21	61,6	0,70	0,79	0,45	0,28
33	53,0	0,97	0,74	1,04	1,09
37	38,7	0,79	1,53	0,73	0,96
79	74,9	0,83	0,77	0,44	1,03
111	103,6	0,43	0,25	0,22	1,35
114	52,2	0,74	1,06	0,93	1,33
133	27,0	0,95	0,32	0,52	0,37
150	42,1	0,99	0,41	0,63	0,62
156	83,7	0,64	0,30	0,28	0,20

⁽¹⁾ Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾ Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.

Anexo 13 - Precipitação do período e volume de solução drenada durante o cultivo do nabo forrageiro no segundo ano.

Período da coleta ⁽¹⁾	Precipitação mm ⁽²⁾	-----Dose de dejetos - m ³ ha ⁻¹ -----			
		0	20	40	80
-----Volume - litros -----					
5	58,0	0,29	0,32	0,27	0,35
11	34,4	0,47	0,32	0,28	0,40
16	50,4	0,98	0,75	0,42	0,25
37	31,5	0,81	0,48	0,35	0,23
41	58,7	0,75	0,43	0,39	0,37
46	76,0	0,88	0,44	0,40	0,47
66	71,6	0,78	0,83	0,96	1,49
75	56,7	1,09	0,23	0,60	0,65

⁽¹⁾ Dias após aplicação do dejetos.

⁽²⁾ Dados obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Maria.