

Dejeto líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto

Pig slurry: II - nitrogen and phosphorus losses by percolation flow

Claudir José Basso¹ Carlos Alberto Ceretta² Reges Durigon³
Naracelis Poletto⁴ Eduardo Giroto⁵

RESUMO

A suinocultura tem grande importância social e econômica no Brasil. Contudo, os dejetos cada vez mais representam potenciais contaminantes do ambiente, mais do que uma opção à nutrição de plantas. A aplicação de dejetos líquidos de suínos pode resultar em perdas de elementos, principalmente nitrogênio e fósforo, resultando em menor eficiência de utilização pelas plantas e aumentando os riscos de contaminação da água. Esse trabalho teve por objetivo avaliar a percolação de nitrogênio e fósforo em área submetida a aplicações sistemáticas de dejeto líquido de suínos. O trabalho foi desenvolvido na Universidade Federal de Santa Maria, RS no período de maio de 2000 a maio de 2002, em Argissolo Vermelho distrófico arênico, com a rotação aveia preta (*Avena strigosa*), milho (*Zea mays*) e nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) e com a utilização das doses de 0, 20, 40 e 80m³ ha⁻¹ de dejeto líquido de suínos, distribuídas a lanço e em superfície antes da semeadura de cada espécie. Com o aumento da dose de dejeto ocorre incremento nas concentrações de nitrato na água percolada, principalmente logo após a aplicação, que coincide com estádios iniciais de desenvolvimento das culturas. Por outro lado, não se percebe efeito expressivo da dose de dejeto sobre as concentrações de fósforo disponível na água percolada. As perdas de nitrogênio e fósforo, em kg ha⁻¹, são pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas, mas as concentrações de N-NO₃⁻ na água percolada nos maiores picos de perda estiveram acima do limite tolerável à qualidade da água.

Palavras-chave: esterco, resíduos orgânicos, adubação orgânica, dejetos de animais.

ABSTRACT

Swine production has great social and economical relevance in Southern Brazil. However, the use of wastes resulted from the production process, as a plant nutrient source may not be sufficient solution to treat pig slurry production. Application of pig slurry to crop fields may result in nitrogen and phosphorus losses, decreasing the plant uptake efficiency and increasing the risk of water contamination. The present work objective is to evaluate the percolation of nitrogen and phosphorus in soil after slurry application. The field work was developed at the Federal University of Santa Maria, from May 2000 to May 2002, in crop rotation using of black oat (*Avena strigosa*), corn (*Zea mays*) and oilseed radish (*Raphanus sativus*) were grown in plots amended with 0, 20, 40, and 80m³ ha⁻¹ pig slurry, spread onto soil surface before each seeding operation. Increase in nitrate in soil solution increases with the amount of slurry applied, mainly right after application, which coincides with the initial crop development. In spite of that, it was not detected increase on available phosphorus in soil solution. Losses of nitrogen and phosphorus are negligible as compared with the amount applied, although the nitrate concentration in soil solution at the loss peaks was above the recommended levels for water quality.

Key words: manure, crop residue, organic fertilizer, animal waste.

¹SLC Agrícola Ltda, Luiziânia, Goiás, Brasil. E-mail: bassopp@slcagricola.com.br

²Departamento de Solos, UFSM, 97105-900. Santa Maria, RS, Brasil. E-mail: ceretta@ccr.ufsm.br Autor para correspondência.

³Departamento de Engenharia Rural, UFSM, 97105-900. Santa Maria, RS, Brasil.

⁴Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.

⁵Curso de Agronomia, UFSM, Santa Maria, RS, Brasil. E-mail: egiroto@mail.ufsm.br

INTRODUÇÃO

O dejetos líquido de suínos tem sido usado em áreas de lavoura e pastagem como fonte de nutrientes, sendo importante na ciclagem dos mesmos dentro das próprias unidades de produção. O nitrogênio (N) e o fósforo (P) são dois importantes constituintes do dejetos sob o ponto de vista nutricional de plantas mas que preocupam com relação ao risco de contaminação das águas.

Em outros países, muitas das preocupações do impacto da aplicação do dejetos sobre a contaminação das águas estão relacionadas ao manejo dado ao dejetos de animais nas unidades de produção (PATNI & CULLEY, 1989). Nesse caso, os autores ressaltam os problemas devido ao excessivo uso de dejetos em áreas relativamente pequenas, resultado da concentração e da especialização desse sistema de produção, o que representa um sério risco de degradação de águas superficiais e de subsuperfície. A quantidade de dejetos aplicado, bem como as precipitações são fatores que afetam a concentração de NO_3^- na água percolada e isso foi constatado por CHANG & ENTZ (1996), os quais alertaram que aplicações por longo tempo nos níveis máximos da recomendação representam um risco à contaminação do solo e da água, sendo essa preocupação também ressaltada por INGRID et al. (1997). Com relação ao dejetos de suínos, evidências da movimentação vertical de NO_3^- aparecem no trabalho de SUTTON et al., (1982) quando da utilização de 90Mg ha^{-1} e no de WARMAN (1986) com aplicação de 150Mg ha^{-1} .

A falta de sincronismo entre a disponibilidade de N proveniente do dejetos e a demanda da cultura, é um outro problema que preocupa com relação ao uso do dejetos, porque cerca de 50% do N total do dejetos está na forma mineral. Aliado a isso, como geralmente a aplicação do dejetos ocorre antes da semeadura das culturas, se ocorrerem intensas precipitações pode haver movimentação vertical de NO_3^- no perfil do solo, principalmente durante os estádios iniciais de desenvolvimento da cultura, quando a demanda de N ainda é pequena. Isso reforça a necessidade de manter o solo sempre com alguma cultura em crescimento (McCRACKEN et al., 1994; WIETHÖLTER, 1996). O efeito benéfico das plantas nesse processo de reciclagem de nutrientes deve-se ao fato dessas diminuírem a concentração de N mineral na água percolada e não no volume de água drenada (DAVIES et al., 1996).

A mobilidade do fósforo no solo é muito pequena, comparativamente ao NO_3^- , e as perdas pela movimentação vertical em solos agricultáveis são

consideradas insignificantes e por isso, estudos nessa área têm recebido pouca atenção (HEATHWAITE et al., 2000). Porém, alguns trabalhos mostram que sucessivas aplicações de dejetos, em quantidades que excedem a demanda da cultura, podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido a diminuição da capacidade de adsorção do solo (SUTTON et al., 1982; BEAUCHEMIN et al., 1996; HESKETH & BROOKES, 2000), além da possibilidade da movimentação no perfil de fósforo na forma orgânica (MOZAFFARI & SIMS, 1994, EGHBALL et al., 1996).

O trabalho teve por objetivo avaliar a percolação de nitrogênio e fósforo em área submetida a aplicações sistemáticas de dejetos líquido de suínos.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido de maio de 2000 a maio de 2002 em área da Universidade Federal de Santa Maria, RS, com declividade média de 4%. Do horizonte Ap ao Bt do Argissolo Vermelho distrófico arênico, que ocorre a aproximadamente 0,60m de profundidade, os teores de argila no perfil variaram de 170 a 290g kg^{-1} , de silte de 300 a 370g kg^{-1} e de areia total (incluindo fina e grossa) de 340 a 530g kg^{-1} . As características químicas (0 a 10cm) eram: pH (água 1:1) 4,7, M.O. 16g kg^{-1} , P $15,0\text{mg dm}^{-3}$, K $96,0\text{mg dm}^{-3}$, Al, Ca e Mg 0,8, 2,7 e $1,1\text{cmolc dm}^{-3}$, respectivamente, e há oito anos sob plantio direto. Durante os dois anos de trabalho e numa rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro foram aplicadas doses de 0, 20, 40 e $80\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquido de suínos antes da semeadura de cada espécie, totalizando seis aplicações de dejetos cujos detalhes de composição são apresentados em BASSO (2003). A aveia era semeada em junho, o milho em outubro e o nabo forrageiro em março, sendo que após cada cultivo foi aplicado dessecante e mantido os resíduos sem rolar, à exceção do milho.

A coleta da água percolada a campo foi feita continuamente após cada chuva durante os dois anos, utilizando-se de lisímetros de 0,40m de largura e 0,60m de comprimento construídos com chapa de PVC de 4mm de espessura e de maneira a favorecer o fluxo de água para o recipiente coletor com capacidade de 5 litros. Por ocasião da instalação, no interior de cada lisímetro foi colocada brita lavada e sobre esta uma lâmina de material filtrante (Bidim). A primeira etapa à instalação dos lisímetros no campo, envolveu a abertura de uma trincheira de 1,5 x 1,5m e 1,0m de profundidade em área de bordadura das parcelas. Posteriormente, para a instalação dos lisímetros a 0,60m de profundidade foram abertas duas trincheiras em

cada parede lateral que tinha contato com as parcelas experimentais. Essas trincheiras laterais em profundidade mediam 0,20m de altura (mantendo-se 0,60m de sua borda superior até a superfície do solo), 0,60m de comprimento e 0,50m de profundidade. Os lisímetros foram pressionados contra as paredes superiores das trincheiras com macaco hidráulico e calçados com tijolos maciços e lascas de pedras.

Após a instalação dos lisímetros e dos recipientes para o armazenamento da água percolada, as trincheiras foram fechadas, mantendo-se a seqüência das camadas de solo. O procedimento geral de instalação dos lisímetros foi baseado na descrição feita por JEMISON & FOX (1992) e um desenho esquemático é apresentado em BASSO (2003).

A instalação de dois lisímetros em cada parcela foi motivada pela variabilidade intrínseca em trabalhos desta natureza em condições de campo e os resultados representam a média dos dois lisímetros como uma repetição. A retirada da água percolada do coletor foi feita por sucção, utilizando-se bomba de vácuo. Após a medida do volume, uma alíquota de 300ml da solução foi levada ao laboratório para as análises de nitrogênio e fósforo. Na determinação das concentrações de N mineral, uma alíquota de 20ml da amostra foi acondicionada em tubos de destilação, adicionando-se 0,2g de MgO para determinação dos teores de amônio (NH_4^+) em destilador de arraste de vapor semimicro Kjeldahl. Na mesma alíquota utilizada na determinação do N- NH_4^+ foi adicionado 0,2g de liga de Devarda para determinação de N- NO_3^- (TEDESCO et al., 1995). Para determinar as concentrações de fósforo disponível, uma alíquota de 50ml da amostra era colocada em frascos de “snap-cap” e adicionado 1ml de HCl (Pa Merk) 50%, e após agitadas intermitentemente por 10 minutos, permanecendo em repouso até o dia seguinte (TEDESCO et al., 1995), onde foram feitas as determinações da concentração de fósforo, segundo método descrito por MURPHY & RILEY (1962).

No primeiro ano de avaliação (2000/2001), além das concentrações de N mineral e de fósforo disponível, também foram determinadas suas concentrações totais. Para a extração do P-total, foi efetuada uma digestão de 20ml da amostra, com adição de 2ml de ácido sulfúrico, sendo no final do processo feita também a adição de 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 de N-total também foi efetuada uma digestão ácida. Porém, nesse caso para não ocorrer a perda de nitrogênio durante o processo de digestão houve a necessidade de uma

pré-digestão da amostra com liga de devarda para recuperação do nitrato (LIAO, 1981).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No primeiro e segundo ano de cultivo da aveia preta, a concentração de N na água percolada somente ultrapassou os 10mg L^{-1} , considerado como nível crítico na água do consumo humano (L'HIRONDEL; L'HIRONDEL, 2002), aos 22 e 25 dias após a aplicação do dejeto para o primeiro e segundo ano, respectivamente e somente quando foi aplicado $80\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ (Figura1). Além disso, se observa que os maiores teores de N- NO_3^- na água percolada ocorreram nos estádios iniciais de desenvolvimento da aveia onde a demanda de N pela cultura ainda é pequena, justificando porque não foi mais possível determinar as concentrações de N- NO_3^- nas avaliações feitas aos 102, 121 e 127 dias após a aplicação do dejeto e no primeiro ano de cultivo da aveia preta (Figura 1a), quando a cultura se encontrava num estágio mais avançado de desenvolvimento.

Durante o primeiro cultivo de milho as concentrações de N- NO_3^- na água percolada aos 26, 35 e 57 dias após aplicação do dejeto estavam bem acima dos 10mg L^{-1} , principalmente para as doses de 40 e $80\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$. Na determinação feita 35 e 57 dias após a aplicação do dejeto os teores de N- NO_3^- na água percolada variaram de 30 a 35mg L^{-1} (Figura 1c). Nesse caso, aplicação de um dejeto com quase 10% de matéria seca resultou numa adição total de $602\text{kg de N ha}^{-1}$. Mesmo assim, 70 dias após a aplicação do dejeto, as concentrações de N- NO_3^- na água percolada foram baixas, e que demonstra a alta mobilidade do íon N- NO_3^- e sua alta capacidade de absorção pelas plantas.

Durante o segundo cultivo de milho, mesmo com uma quantidade de N aplicado via dejeto quase quatro vezes menor do que no primeiro ano, já aos oito dias após a aplicação do dejeto, os teores de N- NO_3^- na água percolada foram maiores do que os observado no primeiro ano de cultivo do milho (Figura 2d). Isso mostra, uma rápida transformação do N- NH_4^+ do dejeto para N- NO_3^- no processo de nitrificação como mostrado por PAUL & ZEBARTH (1997), e pode estar associado a algumas características do dejeto, como teor de matéria seca e pH. A aplicação no segundo ano de um dejeto com um pH de 7,8 pode ter contribuído para deslocar esse equilíbrio em direção a NH_3 e posteriormente nitrato, o que justificaria o incremento nas concentrações de N- NO_3^- na água percolada quando se compara a primeira avaliação após a aplicação do dejeto antes do milho nos dois anos. Essa possibilidade é justificada pela observação

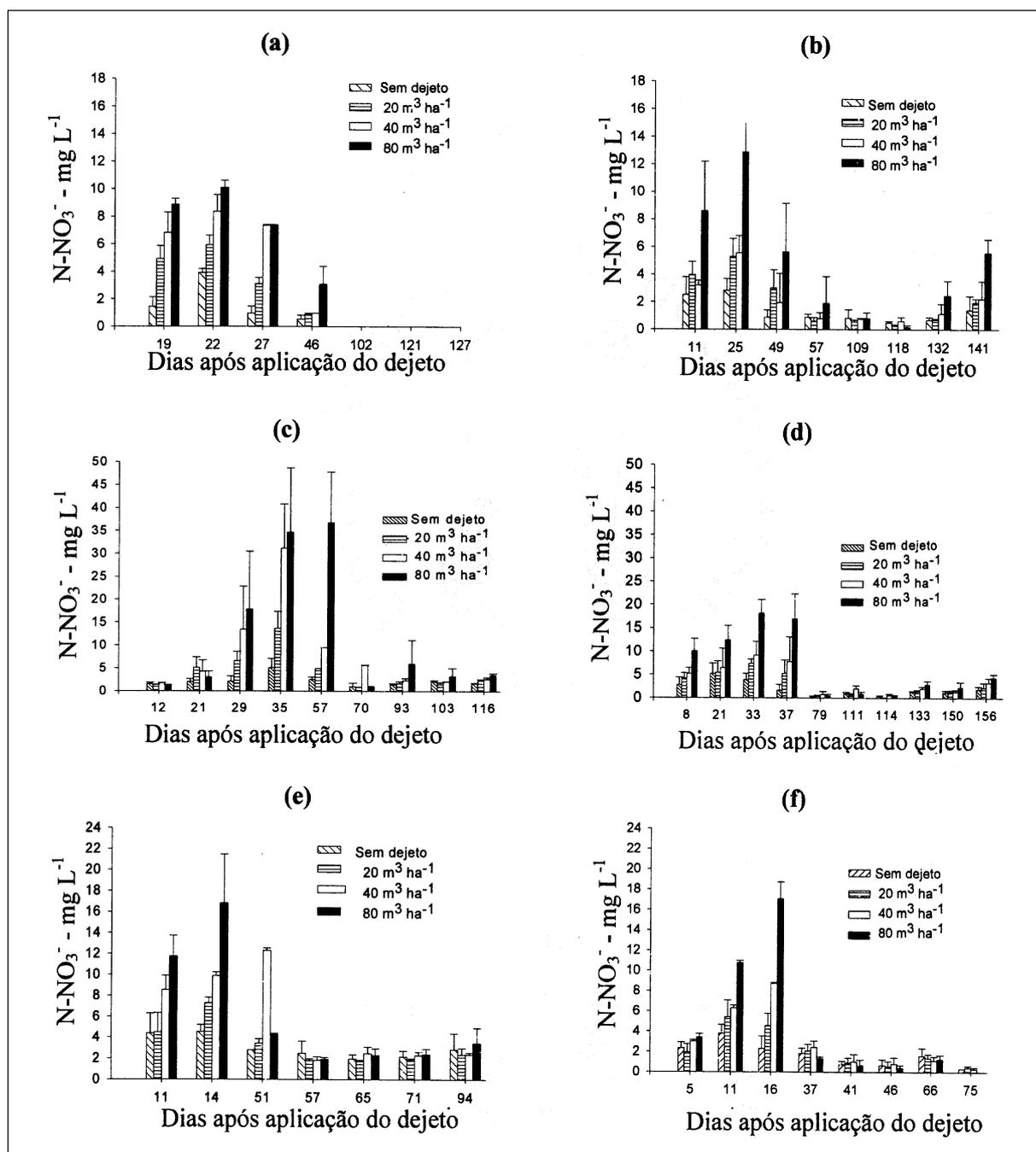


Figura 1 - Concentração de $N-NO_3^-$ na água percolada durante o primeiro e segundo ano de cultivo da aveia preta (a) e (b), do milho (c) e (d) e nabo forrageiro (e) e (f), respectivamente, com aplicação de dejetos líquidos de suínos.

de SØRENSEN (1998) de que o incremento do pH do solo resultante da oxidação dos ácidos graxos voláteis presentes no dejetos, influencia o equilíbrio NH_4^+/NH_3 em favor do NH_3 .

Seguindo uma mesma tendência observada para as outras espécies da rotação, com exceção para o milho no primeiro ano, as concentrações de $N-NO_3^-$

na água percolada durante o cultivo do nabo forrageiro também foram maiores somente nos estádios iniciais do estabelecimento das culturas.

Quando se compara as doses de dejetos e seu efeito nas concentrações de $N-NO_3^-$ na água percolada durante o cultivo das espécies, se percebe, com exceção do primeiro ano de cultivo do milho, que

a aplicação de até 40m³ ha⁻¹ de dejetos parece não preocupar com relação à contaminação de águas subterrâneas, devido à movimentação vertical de N-NO₃⁻ no perfil do solo. Essa afirmação pode ser extrapolada para as regiões que desenvolvem a suinocultura, pois na maioria das propriedades, além dos solos serem mais argilosos e profundos, a maior parte dos produtores aplica menos que 40m³ ha⁻¹ de dejetos por cultivo. Porém, o mau dimensionamento dos tanques e conseqüentemente o estrangulamento do sistema de armazenamento, têm levado muitos produtores a utilizarem áreas de pastagem como local de descarte nas épocas em que as lavouras estão sendo utilizadas com culturas comerciais. Essa prática preocupa, porque grande parte das áreas de pastagem está em locais mais íngremes, onde é difícil a distribuição homogênea do dejetos e, por conseqüência, o mesmo acaba sendo jogado sem nenhum critério “morro a baixo”.

Considerando a quantidade de nitrogênio aplicado via dejetos antes da sementeira de cada espécie e a quantidade perdida por hectare pela movimentação vertical no perfil do solo no primeiro ano, se observa que as perdas foram maiores durante o cultivo do milho com aplicação de uma quantidade de N de 6,8 e 5,4 vezes maior do que a aplicada antes da sementeira da aveia preta e do nabo forrageiro, respectivamente (Tabela 1). Porém, em valores relativos se observa que as perdas de N entre os três cultivos, essas são maiores durante o cultivo da aveia e isso pode estar associado a manutenção de maior umidade do solo no inverno, devido a menor evaporação em função de menores temperaturas. Mesmo aplicando mais de 600kg de N ha⁻¹ via dejetos, as perdas de N pela movimentação de N-NO₃⁻ ao longo do perfil do solo pode ser considerada muito pequena.

As concentrações de fósforo disponível na água percolada durante o cultivo da aveia preta, do

milho e do nabo forrageiro no primeiro ano agrícola são mostradas na figura 2a, 2b e 2c, respectivamente, foram semelhantes a uma série de trabalhos desenvolvidos a campo e que estão descritos no trabalho de SIMS et al. (1998). Com exceção das doses de 40 e 80m³ ha⁻¹ e somente no primeiro ano de cultivo do milho, não se percebe expressivo incremento nas concentrações de fósforo disponível na água percolada com a utilização do dejetos, sendo que essas estão abaixo ou muito próximas daquela de 0,2 a 0,3mg L⁻¹ citadas como ideais na água percolada para um bom crescimento das plantas. Porém, durante o cultivo do milho no primeiro ano, com aplicação de um dejetos com um alto teor de matéria seca houve uma tendência de aumento nas concentrações de fósforo disponível na água percolada, principalmente quando foi aplicado 40 e 80m³ ha⁻¹ (Figura 2b).

Comparando a movimentação de fósforo proveniente do dejetos e de fertilizantes ENHBALL et al. (1996) e MOZZAFFARI & SIMS (1994) observaram maior movimentação do fósforo no perfil do solo e na justificativa dos autores isso poderia ser devido a movimentação do fósforo na forma orgânica. Isso poderia justificar o incremento das concentrações de fósforo na água percolada durante o primeiro cultivo de milho, quando da utilização principalmente das doses de 40 e 80m³ ha⁻¹ de dejetos. Contudo, os maiores teores de fósforo disponível somente foram observados com 80m³ ha⁻¹ durante o primeiro cultivo de milho e aos 12 e 21 dias após a aplicação do dejetos (Figura 2b), e isso pode estar indicando a existência de fluxos preferenciais já que se percebeu na grande maioria das coletas maior volume de solução coletada. Mesmo assim, essas concentrações estão bem abaixo de 2,5 e 8,1mg L⁻¹ observados em área de pastagem natural cultivada com trevo e com aplicação de 50m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos encontrados no trabalho de HOODA et al. (1999).

Tabela 1 - Quantidade total de nitrogênio aplicado via dejetos e perdido por percolação durante o cultivo de cada uma das espécies na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro, no primeiro ano agrícola.

Doses de Dejetos m ³ ha ⁻¹	Quantidade de nitrogênio aplicado (kg ha ⁻¹)			Quantidade de nitrogênio perdida (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 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 (BASSO et. al., 2004). Observar que no cálculo dos percentuais de perdas foi descontado o valor das perdas na testemunha.

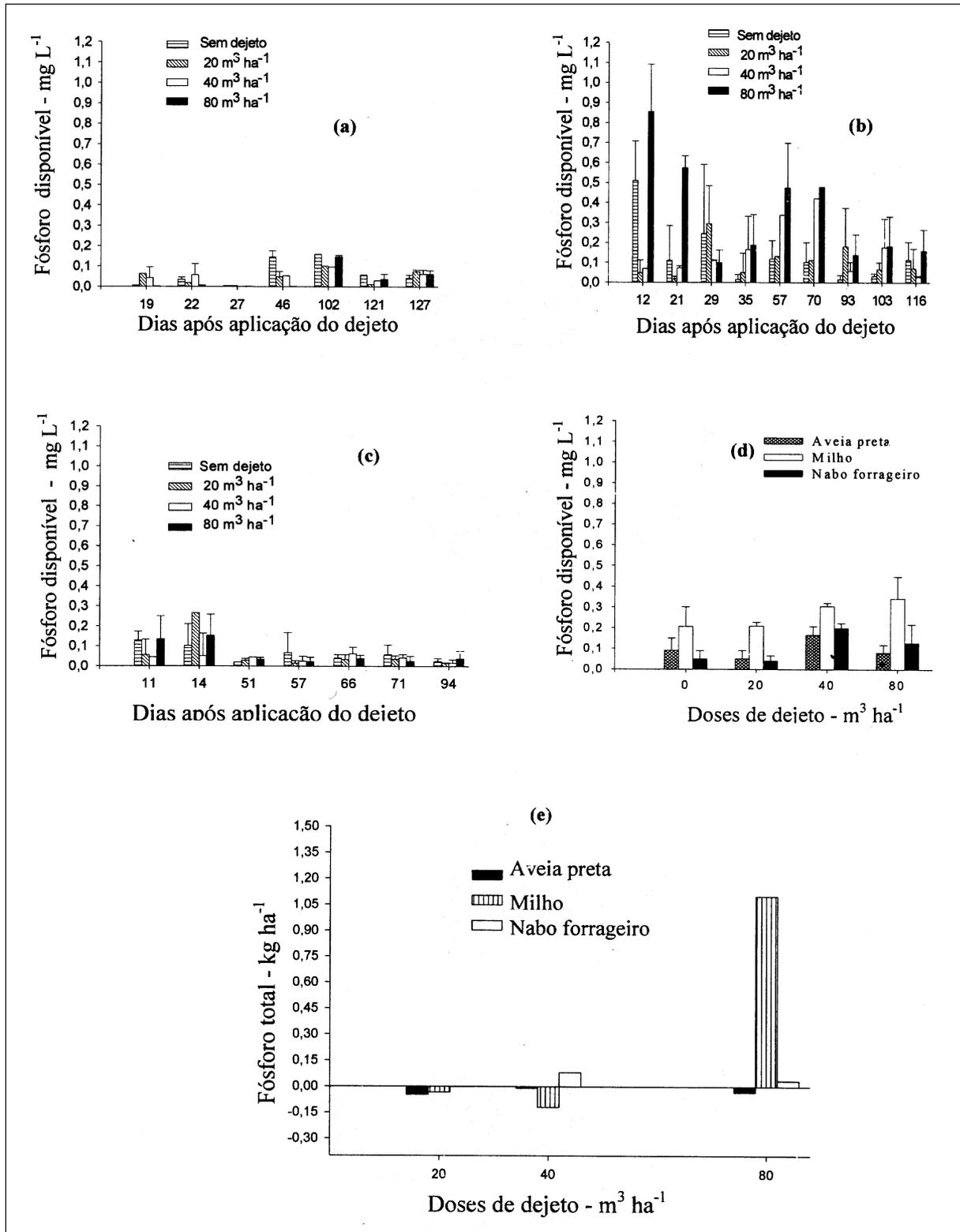


Figura 2 - Concentração de fósforo disponível na solução percolada durante o cultivo da aveia preta (a), milho (b) e nabo forrageiro (c) no primeiro ano agrícola e a média para as três espécies da rotação no segundo ano agrícola (d) e perdas de fósforo total no primeiro ano agrícola, após o cultivo das três espécies (e), com aplicação de dejetos líquidos de suínos.

Quanto às concentrações de fósforo disponível na água percolada durante o primeiro cultivo de nabo forrageiro (Figura 2c), e nas médias do cultivo de cada espécie no segundo ano (Figura 2d), não se observa relação direta entre as concentrações de fósforo e as doses de dejetos utilizadas. Comparando as perdas de fósforo total por percolação durante o primeiro ano de cultivo, se observa que não houve maiores efeitos do dejetos aplicado sobre as perdas totais de fósforo em profundidade, com exceção da dose de $80\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$ (Figura 2e), na qual as perdas podem ter sido superestimadas em função de um possível fluxo preferencial e maior volume de solução drenado, o que também é levantado por WHITE & MAGESAN (1991).

Com relação aos percentuais de perdas de nitrogênio mineral (NH_4^+ e NO_3^-) por percolação durante os dois anos da rotação, pode-se observar que as perdas foram pequenas e pouco relevantes (Tabela 2). Porém, salienta-se que aplicações de altas doses de dejetos podem incrementar os teores de N-NO_3^- na água percolada, principalmente durante os estádios iniciais de desenvolvimento das culturas.

Quando se compara as perdas de nitrogênio mineral por percolação, com as ocorridas por escoamento superficial (CERETTA et al., 2005), nos dois anos de estudo, se observa que as perdas por percolação foram 4,0, 3,7 e 1,5 vezes menores que as observadas via escoamento superficial, com o uso de 20, 40 e $80\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$, respectivamente. Maiores perdas por escoamento superficial também foram observadas por SMITH et al. (2001), após compararem as perdas de nitrogênio por escoamento superficial e por

percolação em área com aplicação de $50\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquido de bovinos.

Os dados evidenciam que o principal caminho de perdas de nitrogênio e fósforo em áreas com aplicação superficial de dejetos é o escoamento superficial, com destaque para o fósforo. Isso demonstra a necessidade do estabelecimento de práticas de manejo que privilegiem a cobertura do solo porque isso minimizaria as perdas por escoamento superficial e favoreceria o fenômeno de menor importância às perdas que é a percolação.

CONCLUSÕES

Com o aumento da dose de dejetos ocorre incremento nas concentrações de nitrato na água percolada, principalmente logo após a aplicação e que coincide com estádios iniciais de desenvolvimento das culturas. Não há efeito expressivo da dose de dejetos sobre as concentrações de fósforo disponível na água percolada. As perdas de nitrogênio e fósforo por percolação, em kg ha^{-1} , são pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas via dejetos de suínos. As concentrações de nitrato na água percolada nos maiores picos de perda estão acima do limite tolerável à qualidade da água.

AGRADECIMENTOS

Parte da Tese de Doutorado em Agronomia do primeiro autor. Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Financiada pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Ceretta, Bolsista do CNPq. Giroto, Bolsista de Iniciação Científica, CNPq.

REFERÊNCIAS

- BEAUCHEMIN, S. et al. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. *J Environ Qual*, Madison, v.25, n.1, p.1317-1325, 1996.
- BASSO, C.J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria.
- BASSO, C.J. et al. Perdas de nitrogênio de dejetos líquido de suínos por volatilização de amônia. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.34, n.6, p.1775-1780, 2004.
- CERETTA, C.A. et al. Dejeto líquido de suínos: I - Perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.35, n.6, p.1297-1305, 2005.
- CHANG, C.; ENTZ, T. Nitrate leaching losses under repeated cattle freedlot manure applications in Southern Alberta. *J Environ Qual*, Madison, v.25, n.1, p.145-153, 1996.

Tabela 2 - Quantidade total de nitrogênio aplicado via dejetos e perdido por percolação na forma de nitrogênio mineral (NH_4^+ e NO_3^-) no solo nos dois anos da rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro.

Doses de dejetos $\text{m}^3\text{ ha}^{-1}$	Quantidade aplicada de nitrogênio em dois anos		Quantidade perdida de nitrogênio em dois anos	
	Nitrogênio total		Nitrogênio mineral	
	kg ha^{-1}		kg ha^{-1}	% ⁽¹⁾
0	-	-	5,4	-
20	293	-	8,6	1,4
40	585	-	8,6	0,7
80	1170	-	24,1	2,1

⁽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 (BASSO et al., 2004). Observar que no cálculo dos percentuais de perdas foi descontado o valor das perdas na testemunha.

- DAVIES, D.B. et al. Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. **J Agric Sci**, New York, v.126, n.1, p.75-86, 1996.
- EGHBALL, L.B. et al. 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.
- HEATHWAITE, L. et al. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **J Environ Qual**, Madison, v.29, n.1, p.158-166, 2000.
- HESKETH, N.; BROOKES, P.C. Development of indicator risk of phosphorus leaching. **J Environ Qual**, Madison, v.29, p.105-110, 2000.
- HOODA, P.S. et al. Phosphorus loss in drainflow from intensively managed grassland soils. **J Environ Qual**, Madison, v.28, n.4, p.1235-1242, 1999.
- INGRID, T.K. et al. Crop uptake leaching of ¹⁵N applied in ruminant slurry with selectively labelled faeces urine fraction. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.197, n.2, p.233-239, 1997.
- JEMISON, J.M. FOX, R.H. Estimation of zero-tension pan lysimeter collection efficiency. **Soil Science**, Baltimore, v.154, n.2, p.85-94, 1992.
- L'HIRONDEL, J.; L'HIRONDEL, J.L. **Nitrate and man: toxic, harmless or beneficial?**, New York: CABI Publishing, 2002. 168p.
- 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.
- McCRACKEN, D.V. et al. Nitrate leaching as influenced by cover cropping and nitrogen source. **Soil Sci Soc Am J**, Madison, v.58, n.5, p.1476-1483, 1994.
- 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.
- 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.
- PATNI, N.K.; CULLEY, J.L.B. Corn silage yield, shallow ground-water quality and soil properties under different methods and times of manure application. **Trans Am Soc Agric Eng**, Michigan, v.32, n.3, p.2123-2129, 1989.
- 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, 1997.
- SIMS, J.T. et al. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. **J Environ Qual** Madison, v.27, n.2, p.277-293, 1998.
- SMITH, K.A. et al. 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, 2001.
- Sørensen, P. Carbon mineralization, nitrogen immobilization and pH change in soil after adding volatile fatty acids. **European J of Soil Sci**, Dorchester, v.49, n.2, p.457-462, 1998.
- SUTTON, A.L. et al. 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. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174p.
- WARMAN, P.R. Effects of fertilizer, pig manure and sewage sludge on timothy and soil. **J Environ Qual**, Madison, v.15, n.1, p.95-100, 1986.
- 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.