



Revista Brasileira de Ciência do Solo

ISSN: 0100-0683

revista@sbccs.org.br

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo  
Brasil

Aita, Celso; Giacomini, Sandro José  
NITRATO NO SOLO COM A APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO MILHO EM  
PLANTIO DIRETO

Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 32, núm. 5, 2008, pp. 2101-2111  
Sociedade Brasileira de Ciência do Solo  
Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180214065031>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal  
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

# NITRATO NO SOLO COM A APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO MILHO EM PLANTIO DIRETO<sup>(1)</sup>

Celso Aita<sup>(2)</sup> & Sandro José Giacomini<sup>(3)</sup>

## RESUMO

A aplicação de dejetos de animais ao solo, com destaque para aqueles gerados na suinocultura, é uma prática cada vez mais comum na Região Sul do Brasil. Todavia, em função da dose aplicada, esta prática poderá provocar perda de nutrientes, principalmente de  $\text{NO}_3^-$ , por lixiviação e escoamento superficial em direção aos cursos d'água, e à atmosfera pela emissão de óxidos de N. O objetivo deste trabalho foi avaliar o acúmulo e o deslocamento de  $\text{NO}_3^-$  no solo após a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. As doses de 0, 40 e 80  $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos foram aplicadas anualmente, durante três anos, sobre os resíduos culturais de aveia-preta e da vegetação espontânea de inverno, antecedendo a semeadura do milho. Foi avaliado o teor de  $\text{N-NO}_3^-$  em diferentes camadas do solo, até a profundidade de 60 cm, e em seis datas, desde a aplicação dos dejetos até o florescimento do milho. Com a aplicação dos dejetos, a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  aumentou rapidamente na camada superficial do solo, evidenciando a elevada taxa de nitrificação do N amoniacal que eles contêm. O  $\text{N-NO}_3^-$  produzido nas camadas superficiais do solo percolou rapidamente no perfil. Na dose de 80  $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos, a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  da camada 30–60 cm do solo aos 30 dias no primeiro ano, 29 dias no segundo e 36 dias no terceiro ano foi maior do que a média dos tratamentos sem dejetos em 9, 21 e 32  $\text{kg ha}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$ , respectivamente. Nos dois primeiros anos, a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  no perfil do solo não diferiu com a aplicação dos dejetos sobre os resíduos culturais de aveia ou da vegetação espontânea, revelando o baixo potencial dos resíduos culturais da gramínea em promover a imobilização microbiana de N. A elevada taxa de nitrificação do N amoniacal dos dejetos e o rápido deslocamento do  $\text{N-NO}_3^-$  no perfil no momento em que a demanda em N pelo milho ainda era pequena, indicam maior susceptibilidade de perdas de  $\text{N-NO}_3^-$  por lixiviação com a aplicação dos dejetos, principalmente na dose de 80  $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , em que a quantidade média de N total aplicada nos três anos foi de 244  $\text{kg ha}^{-1}$  ano<sup>-1</sup>.

**Termos de indexação:** lixiviação de nitrato, adubação orgânica, resíduos culturais.

<sup>(1)</sup> Recebido para publicação em agosto de 2007 e aprovado em julho de 2008.

<sup>(2)</sup> Professor Associado do Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Av. Bento Gonçalves 1000, CEP 9500-000, Santa Maria, RS, Brasil.

<sup>(3)</sup> Professor Titular do Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Av. Bento Gonçalves 1000, CEP 9500-000, Santa Maria, RS, Brasil.

**SUMMARY: SOIL NITRATE AS AFFECTED BY PIG SLURRY APPLICATION UNDER NO-TILL CORN**

*The application of animal manure to the soil, particularly those generated in pig farms, has become an increasingly common practice in southern Brazil. However, depending on the dose applied, there is a risk of nutrient losses, mainly nitrate ( $NO_3^-$ ), to the water courses through leaching and runoff, and to the atmosphere as N-oxide emissions. The objective of this work was to evaluate the accumulation and displacement of  $N-NO_3^-$  in the soil after pig slurry application in no-tillage corn. The doses of 0, 40 and 80  $m^3 ha^{-1}$  pig slurry were applied annually, for three years, on the mulch of cover crop of black oats and of winter spontaneous vegetation, preceding corn sowing. The  $N-NO_3^-$  concentration was evaluated in different soil layers to a depth of 60 cm and on six dates, from the slurry application until corn tasseling. The amount of  $N-NO_3^-$  increased quickly in the soil surface layer with the pig slurry application, evidencing the high nitrification rates of ammoniacal N in the slurry.  $N-NO_3^-$  produced in the surface layers moved down quickly in the soil profile. At a dose of 80  $m^3 ha^{-1}$  slurry the amounts of  $N-NO_3^-$  in the 30–60 cm soil layer on the 30<sup>th</sup> day of the first year, 29<sup>th</sup> day in the second and 36<sup>th</sup> day in the third year were higher than the average of the treatments without slurry in 9, 21 and 32  $kg ha^{-1} N-NO_3^-$ , respectively. In the first two years the amount of soil  $N-NO_3^-$  in the surface layer did not differ with slurry application on mulch of oats or spontaneous vegetation, indicating the low potential of grass mulch in promoting microbial N immobilization. The high rate of nitrification of ammoniacal N in the slurry and the fast displacement of  $N-NO_3^-$  in the soil profile when the corn N demand was still small indicate a greater susceptibility of  $N-NO_3^-$  losses by leaching with slurry application, especially at a dose of 80  $m^3 ha^{-1}$ , where the average amount of total applied N in the three years was 244  $kg ha^{-1} year^{-1}$ .*

*Index terms:* nitrate leaching, organic amendment, crop residues.

## INTRODUÇÃO

Paralelamente à evolução da suinocultura, o sistema plantio direto (SPD) também tem experimentado forte expansão na última década, na região centro-sul do Brasil. O SPD constitui um sistema de manejo já consolidado, cuja premissa principal consiste na implantação das culturas sem o preparo do solo. Com isso, uma prática cada vez mais comum consiste na aplicação dos dejetos de suínos diretamente sobre os resíduos culturais de plantas de cobertura, com destaque para a aveia-preta, antecedendo a semeadura do milho. Nessa modalidade de uso dos dejetos, a dinâmica do N deve ser distinta daquela observada no sistema de preparo convencional do solo, com incorporação por meio de aração e gradagem. Além disso, o conhecimento já acumulado envolvendo o destino, no solo, do N aplicado com fertilizantes minerais poderá não se aplicar aos dejetos de animais, como enfatizam Flowers & O'Callaghan (1983), já que estes apresentam, normalmente, pH elevado, teores elevados de N amoniacal, além de uma fração orgânica.

Os dejetos de suínos, constituídos por uma mistura de fezes e urina e outros materiais orgânicos, como restos de alimentos, além de uma quantidade variável de água, são normalmente manejados na forma líquida e armazenados em estanques ou aterro-sítios.

Conhecer a velocidade com que este N amoniacal nitrificado no solo e o destino do  $NO_3^-$  produzidos são aspectos fundamentais tanto do ponto de vista do aproveitamento do N dos dejetos pelas plantas quanto da poluição ambiental.

Trabalhando em campo e em clima temperado, Morvan et al. (1997) e Chantigny et al. (2004) constataram que o N amoniacal dos dejetos de suínos foi rapidamente nitrificado no solo. Em condições subtropicais, Aita et al. (2007), ao aplicarem 130  $kg ha^{-1}$  de N amoniacal com dejetos líquidos de suínos, verificaram que, 20 dias após a aplicação dos dejetos, praticamente todo o N amoniacal havia sido oxidado a nitrito. Com a rápida nitrificação do N amoniacal dos dejetos, o aparecimento do  $N-NO_3^-$  no solo pode ocorrer em uma velocidade superior à capacidade de sua absorção pelas plantas e pelos microrganismos. Nessa condição, poderá ocorrer perdas de  $NO_3^-$  por lixiviação, contaminando as águas de superfície e lençol freático, e por desnitrificação, aumentando a emissão de  $N_2O$  para a atmosfera, que é um gás estufa (Chantigny et al., 2004).

A adição ao solo, de materiais orgânicos com elevada relação C/N, como os resíduos culturais e cereais, poderá estimular a absorção do  $N-NO_3^-$  pela biomassa microbiana, mantendo o N temporariamente na forma orgânica e diminuindo as perdas de  $N-NO_3^-$  para o ambiente. Aplicando esse aspecto, Da-

## NITRATO NO SOLO COM A APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO MILHO...

de 128, resultou em imobilização líquida de 12,2 kg de N para cada Mg de C adicionado ao solo com a palha. Com a adição conjunta de 60 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos (144 kg ha<sup>-1</sup> de N total), com 69,6 % do N total na forma de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, e 4 Mg ha<sup>-1</sup> de palha de cevada, Chantigny et al. (2001) verificaram que, na primeira semana, a quantidade de N mineral na camada de 0-20 cm do solo do tratamento com dejetos e palha foi significativamente menor do que aquela do tratamento apenas com dejetos, indicando a imobilização de N provocada pela adição da palha. É importante destacar que, nesses dois estudos, todos os materiais foram uniformemente incorporados ao solo.

Nas condições do centro-sul do Brasil, o efeito da adição dos dejetos de suínos juntamente com resíduos culturais de cereais, pobres em N, visando estimular a imobilização de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para diminuir suas perdas, não tem sido suficientemente avaliado. É importante quantificar a magnitude da imobilização, especialmente em plantio direto, em que tanto os resíduos culturais como os dejetos permanecem na superfície do solo. Outro aspecto que necessita ser mais bem avaliado refere-se ao efeito da quantidade e da fonte de N (orgânica ou mineral) sobre a variação temporal das quantidades de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no perfil do solo.

Este trabalho foi realizado em condições de campo, com o objetivo de avaliar o acúmulo e o deslocamento de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo após a aplicação anual, durante três anos, de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto.

### MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido durante três anos agrícolas (1998/99, 1999/00 e 2000/01) na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (RS) em um Argissolo Vermelho distrófico arênico (Hapludalf)

(Embrapa, 1999), com textura superficial frazilarenosa no horizonte A e franco-argilosa no horizonte B. No início do experimento, o teor de argila da camada 0-20 cm era de 150 g kg<sup>-1</sup> e o teor de matéria orgânica de 16 g kg<sup>-1</sup>.

As avaliações foram realizadas em um experimento cujo objetivo era melhorar a eficiência dos dejetos suínos como fertilizante para a cultura do milho em sistema plantio direto. O experimento foi realizado no delineamento experimental de blocos ao acaso, com parcelas subdivididas e três repetições. Em maio de 1998, foram demarcadas as parcelas principais (5 x 20 m) onde foram implantados cinco sistemas de cultura (aveia/milho, aveia + erva-lhaca/milho, erva-lhaca/milho, pousio/milho, pousio/milho + uréia). Em outubro de 1998, 1999 e 2000, as parcelas principais foram divididas em quatro subparcelas (5 x 5 m), nas quais foram aplicadas doses de dejetos líquidos de suínos (0, 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>), imediatamente antes da semeadura da cultura do milho. As doses de dejetos foram aplicadas nas mesmas subparcelas anualmente. Neste trabalho, nos três anos, as avaliações foram realizadas apenas nas subparcelas com as doses de dejetos de 0, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> dos sistemas aveia/milho e pousio/milho. No segundo e terceiro ano, também foi avaliada a cultura pousio/milho + N uréia, apenas na subparcela sem o uso de dejetos (0 m<sup>3</sup>).

No primeiro ano, os tratamentos foram aplicados sobre os resíduos culturais de aveia-preta e a vegetação espontânea de inverno da área (pousio). No segundo e terceiro ano, sobre os resíduos culturais de aveia/milho e vegetação espontânea/milho. No outono/inverno do terceiro ano, os dejetos foram aplicados também nas parcelas com aveia, antecedendo a semeadura dessa, e nas parcelas em pousio. Porém, no terceiro ano, os dejetos foram aplicados em quantidades maiores de resíduos culturais de aveia e da vegetação espontânea, em relação aos dois anos anteriores (Quadro 1). Em cada ano, e com no máximo duas semanas de antecedência ao início da

**Quadro 1. Matéria seca, nitrogênio e carbono nos resíduos culturais de aveia e da vegetação espontânea no momento do manejo, antecedendo a cultura do milho nos três anos de experimentação**

Sistema <sup>(1)</sup>	Fonte de N no milho	Dose	Matéria seca			Carbono			Nitrogênio		
			98/99	99/00	00/01	98/99	99/00	00/01	98/99	99/00	00/01
— Mg ha <sup>-1</sup> —											
Aveia/milho	Dejetos (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	0	4,60	3,10	3,27	1,93	1,29	1,35	43,2	31,7	30,8
		40	4,60	3,75	5,96	1,98	1,58	2,56	43,2	35,9	36,6
		80	4,60	3,90	6,68	1,89	1,63	2,74	43,2	41,9	41,7
Pousio/milho	Dejetos (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	0	0,90	0,64	0,57	0,37	0,27	0,24	13,8	9,0	8,0
		40	0,90	1,17	1,88	0,39	0,50	0,79	13,8	17,0	16,0
		80	0,90	1,40	1,91	0,37	0,57	0,80	13,8	20,1	19,4
Pousio/milho	Uréia (kg ha <sup>-1</sup> )	356	0,90	0,81	0,88	0,38	0,34	0,38	13,8	11,0	10,0

tratamentos, foi efetuado o manejo da aveia na fase de florescimento pleno da cultura. Para isso, utilizou-se um rolo-faca seguido da aplicação do herbicida glifosato (960 g ha<sup>-1</sup> de i.a.). Com esse manejo, no momento da aplicação dos tratamentos, os resíduos culturais da aveia estavam acamados sobre o solo. Para simplificação, os resíduos culturais dos dois sistemas de culturas, sobre os quais foram aplicados os tratamentos com dejetos em cada ano, foram denominados neste trabalho de aveia/milho e pousio/milho. Os dejetos foram aplicados manualmente, com baldes, em cada parcela.

No sistema pousio/milho + N-uréia sem o uso de dejetos, o milho foi adubado com 70 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 100 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O e 160 kg ha<sup>-1</sup> de N. A quantidade total de P e K foi aplicada na semeadura do milho. Quanto ao N, foram aplicados manualmente 30 kg ha<sup>-1</sup> de N logo após a semeadura do milho, na superfície do solo, junto ao sulco de semeadura. O restante do N foi dividido em duas aplicações em cobertura (65 kg ha<sup>-1</sup> de N), efetuadas manualmente a lanço, em toda a área das parcelas (Quadro 2). Quando necessário, foram realizadas irrigações por aspersão durante o ciclo da cultura do milho.

Os dejetos de suínos eram de animais criados em regime de confinamento total, sendo compostos pela mistura de fezes e urina dos animais e de outros materiais provenientes do processo criatório (água desperdiçada nos bebedouros, água de higienização, restos de alimentos, pêlos e poeira), além da água das chuvas, já que a esterqueira anaeróbia era descoberta.

A caracterização física e química dos dejetos foi realizada em quatro amostras coletadas no momento da sua aplicação no campo. Elas permaneceram cerca de 24 h em refrigerador ( $\pm 4^{\circ}\text{C}$ ), até iniciarem-se as

análises laboratoriais. Os teores de N total e amoniacial (N-NH<sub>3</sub> + N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) foram determinados sem a secagem prévia dos dejetos. O N total determinado por meio da digestão úmida das amostras em ácido sulfúrico e mistura de digestão, e posterior destilação em semimicro Kjeldhal, enquanto o teor amoniacial foi determinado por destilação em semimicro Kjeldhal após a adição de MgO. Detalhes sobre o preparo das amostras para a determinação do N total e do N amoniacial dos dejetos líquidos estão descritos em Aita et al. (2007). A matéria seca foi determinada por meio da secagem em estufa a 65 °C até constante. O pH foi medido diretamente em um potenciômetro em uma alíquota de aproximadamente 50 mL de dejetos enquanto o teor de C orgânico foi determinado no material seco a 65 °C e maturado conforme método descrito por Nelson & Sommers (1982).

As quantidades de N total e C orgânico adicionado pelos resíduos culturais da parte aérea da aveia e da vegetação espontânea no pousio invernal (Quadro 2) foram determinadas a partir da avaliação da quantidade de matéria seca (MS) produzida e dos teores desses dois elementos no tecido vegetal. Para isso, foram coletadas, aleatoriamente, duas subamostras de 0,49 m<sup>2</sup> em cada parcela, que logo foram reunidas em uma amostra única. No momento da avaliação, a aveia encontrava-se no estádio de pleno florescimento. O material coletado foi submetido à secagem a 65 °C em estufa com circulação de ar até peso constante, moído em um triturador de forragem, subamostrado e moído novamente em moinho equipado com peneira de 40 mesh. No material, seco e moído, foram determinados os teores de N total e C orgânico conforme métodos descritos em Bremner & Mulvaney (1982) e Nelson & Sommers (1982), respectivamente.

**Quadro 2. Quantidade de nitrogênio aplicada com os dejetos de suínos e a uréia sobre os resíduos culturais de aveia/milho e pousio/milho nos três anos de experimentação**

Sistema <sup>(1)</sup>	Dose	Dejeto de suíno		Uréia	
		m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>	Dose	N
			1998/99		
Aveia/milho e pousio/milho	40	143,2	80,0	—	—
	80	286,4	160,0	—	—
			1999/00		
Aveia/milho e pousio/milho	40	98,0	45,6		
Pousio/milho	80	196,0	91,2	356,0	160,0
			2000/01		
Aveia/milho e pousio/milho	40	124,0	69,2		
	80	248,0	138,4		
Pousio/milho		—	—	356,0	160,0

## NITRATO NO SOLO COM A APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO MILHO...

O calendário das principais atividades desenvolvidas no experimento durante os três anos agrícolas é mostrado no quadro 3.

A evolução das quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  no solo foi acompanhada por meio da variação temporal dos teores de  $\text{N-NO}_3^-$  após a aplicação dos dejetos (Quadro 3), nas camadas 0–5; 5–15; 15–30 e 30–60 cm do solo, o qual foi coletado por meio de um trado calador. No primeiro ano, as coletas foram efetuadas em quatro pontos distribuídos aleatoriamente dentro de cada subparcela. Em função da variabilidade nos teores de  $\text{N-NO}_3^-$  nas camadas superficiais e nas primeiras amostragens, nos dois últimos anos o número de pontos amostrados em cada subparcela aumentou para oito nas três primeiras coletas. As subamostras foram misturadas constituindo-se uma amostra única, que foi acondicionada em sacos plásticos, levada para o laboratório e mantida em congelador a -20 °C até a execução das análises.

Por ocasião da análise, as amostras de solo foram descongeladas em temperatura ambiente e homogeneizadas manualmente. O  $\text{N-NO}_3^-$  foi extraído do solo úmido, utilizando-se uma relação solo: solução extratora ( $\text{KCl 1 mol L}^{-1}$ ) de 1:4. Após a eliminação do N amoniacal, pela adição de 0,2 g de  $\text{MgO}$  em uma alíquota de 20 mL do sobrenadante e destilação em destilador de arraste de vapor semimicro Kjeldahl, adicionou-se 0,2 g de liga de Devarda e fez-se nova destilação do mesmo extrato para a determinação de  $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$  (Keeney & Nelson, 1982). Como, normalmente, os teores de  $\text{N-NO}_2^-$  no solo são extremamente baixos, considerou-se que todo o N mineral determinado na segunda destilação era

representado pelo  $\text{NO}_3^-$ . Todos os resultados relativas quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  referem-se a solo seco a 105 °C e considerando-se a concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  a densidade do solo de cada camada determinada no início do experimento pelo método do anel volumétrico (Kiehl, 1979).

Os dados obtidos em cada ano foram interpretados pela análise da variância e as médias de tratamentos foram comparadas pelo teste de Tukey a 5 %. O procedimento foi adotado em razão de as quantidades de N aplicadas com os dejetos e as quantidades de resíduos culturais nos dois sistemas terem sido diferentes em cada ano. Em cada coleta realizada, a comparação das quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  no perfil de solo de cada tratamento foi realizada separadamente para cada camada de solo analisada.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Doses de dejetos e distribuição do $\text{NO}_3^-$ no perfil do solo

Nos três anos do experimento, a quantidade de  $\text{NO}_3^-$  no solo aumentou rapidamente nas camadas superficiais do solo (Figuras 1, 2 e 3). Esse rápido aparecimento de  $\text{NO}_3^-$  no solo ocorreu em consequência da elevada taxa de nitrificação do N amoniacal dos dejetos, conforme comprovado por Aita et al. (2007) em um experimento de campo em que o N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos de suínos em plantio direto foi completamente nitrificado entre 15 e 20 dias após a aplicação dos dejetos. Além do rápido aparecimento de  $\text{NO}_3^-$  nas camadas mais superficiais no solo,

**Quadro 3. Calendário de atividades desenvolvidas nos três anos de experimentação e volume de precipitação pluvial + irrigação) em cada intervalo de coleta de solo**

Atividade	1998/99	1999/00	2000/01
Manejo da aveia e da vegetação espontânea	19/10/98	11/10/99	7/10/00
Aplicação dos dejetos	28/10/98	22/10/99	28/10/00
Semeadura do milho	30/10/98	23/10/99	30/10/00
Aplicação de uréia			
Semeadura	—	23/10/99	30/10/00
Cobertura 1	—	29/11/99	30/11/00
Cobertura 2	—	17/12/99	23/12/00
Coletas de solo			
Coleta 1	2/11/98 (0,0) <sup>(1)</sup>	28/10/99 (3,2)	2/11/00 (26,8)
Coleta 2	7/11/98 (14,1)	8/11/99 (77,1)	8/11/00 (49,4)
Coleta 3	17/11/98 (62,4)	20/11/99 (1,6)	18/11/00 (99,0)
Coleta 4	27/11/98 (43,0)	7/12/99 (99,4)	3/12/00 (62,4)
Coleta 5	12/12/98 (59,1)	20/12/99 (99,3)	28/12/00 (140,6)
Coleta 6	16/01/99 (134,1)	4/01/00 (80,4)	24/01/00 (266,9)

resultados (Figuras 1, 2 e 3) mostram que o  $\text{NO}_3^-$  aumentou com as quantidades de N total aplicadas com as doses de dejetos, as quais foram, em média, de 121 ( $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e de 243  $\text{kg ha}^{-1}$  de N ( $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ).

Analizando a distribuição do  $\text{NO}_3^-$  na camada 0–60 cm do solo, observa-se que o seu aparecimento nas camadas superficiais, logo após a aplicação dos dejetos, é acompanhado pela rápida transferência do  $\text{NO}_3^-$  para as camadas inferiores. Considerando, por exemplo, a dose de  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , percebe-se que, aos 30 dias (Figura 1d), 29 dias (Figura 2c) e 36 dias (Figura 3d) após a aplicação dos dejetos, as quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  da camada mais profunda do solo (30–60 cm) superaram aquelas da dose  $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  em 9, 21 e  $32 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$ , respectivamente. Considerando que nesse período a demanda em N pelo milho ainda era pequena, é possível inferir que parte desse  $\text{N-NO}_3^-$ , produzido pela oxidação do N amoniacal dos dejetos, pode ter sido lixiviado para além da profundidade de 60 cm.

Mesmo com o aumento na capacidade de absorção de N pelo milho, observa-se que, aos 40 dias ao início do experimento no primeiro ano (Figura 1e), 59 dias no segundo ano (Figura 2e) e aos 61 dias no terceiro ano (Figura 3e), a quantidade média de  $\text{N-NO}_3^-$  da camada 30–60 cm do tratamento com  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  superou a média do tratamento com  $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  em  $15 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$ . Isto é indicativo de que, em solos com características similares ao deste estudo, a dose de  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos, cuja quantidade de N total aplicada no momento da semeadura do milho variou, nos três anos, de  $196 \text{ kg ha}^{-1}$  a  $286,4 \text{ kg ha}^{-1}$  (Quadro 2), pode representar um risco de perda de N por lixiviação, contribuindo para a diminuição do potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos e para a contaminação da água do lençol freático. Além disso, o  $\text{N-NO}_3^-$  poderá ser perdido por desnitrificação, poluindo a atmosfera pelo  $\text{N}_2\text{O}$  produzido. É provável

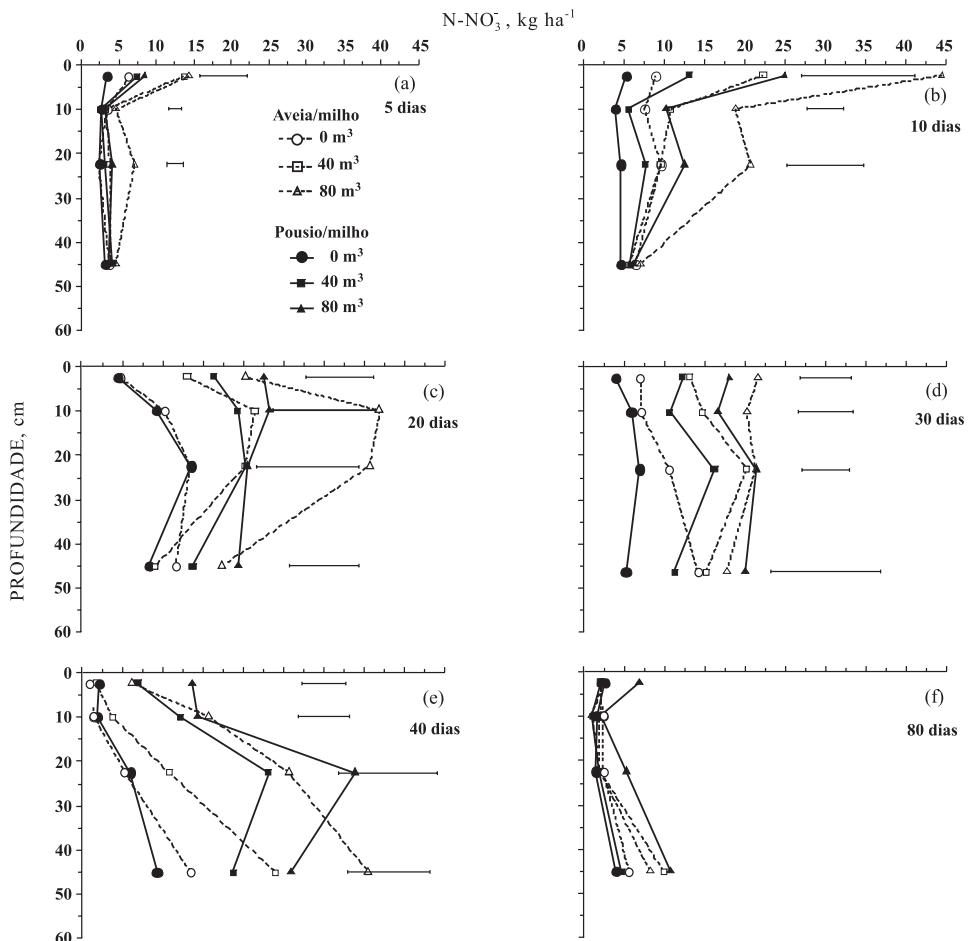
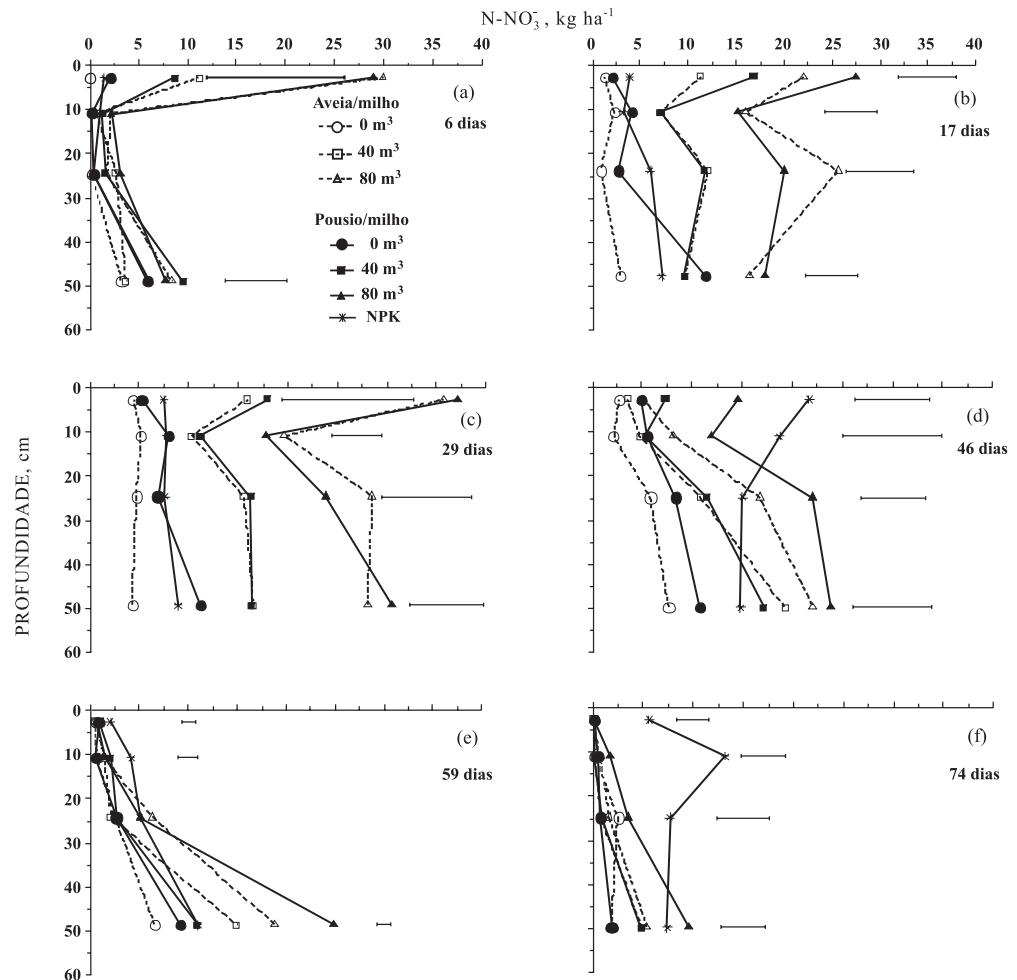


Figura 1. Quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  na camada de 0–60 cm do solo durante o cultivo de milho, aos 5, 10, 20, 30, 40 e 80 dias após a aplicação dos dejetos ( $0, 40$  e  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), nos sistemas aveia/milho e pousio/milho.

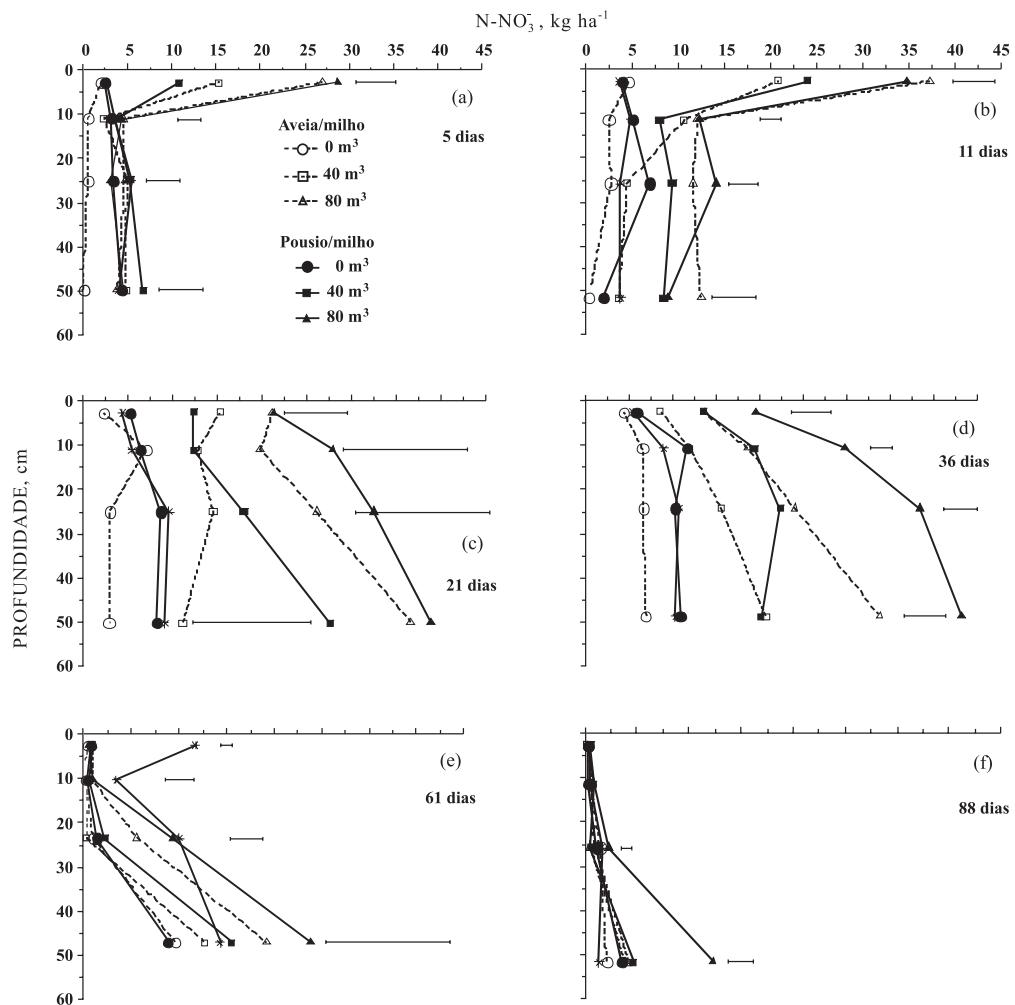


**Figura 2.** Quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  na camada de 0–60 cm do solo durante o cultivo de milho, aos 6, 17, 29, 46, 59 e 74 dias após a aplicação dos dejetos ( $0, 40$  e  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), nos sistemas aveia/milho e pousio/milho no sistema pousio/milho nos três anos agrícolas (1998/99, 1999/00 e 2000/01). Nas profundidades em que existem barras horizontais, estas indicam diferença mínima significativa (Tukey a 5 %).

que este processo seja favorecido na fase inicial de decomposição dos resíduos culturais, quando o C solúvel contido neles poderá migrar para regiões do solo com baixa disponibilidade de  $\text{O}_2$  (Giacomini et al., 2006). Anaerobiose e presença de  $\text{NO}_3^-$  e C são condições essenciais à atividade das bactérias responsáveis pela desnitrificação (Sylvia et al., 1998).

Na maioria dos trabalhos, as perdas de N por lixiviação após a aplicação de dejetos ou de N mineral têm sido avaliadas em lisímetros. Trabalhando em lisímetros com área de  $1,5 \text{ m}^2$  e  $0,75 \text{ m}$  de profundidade e com a cultura do milho, Daudén et al. (2004) constataram que, até a colheita do milho, foram perdidos  $76 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  com a aplicação de

para os níveis de produtividade esperados para o milho. Quando a dose de dejetos foi duplicada (200 Mg ha<sup>-1</sup>), a quantidade  $\text{N-NO}_3^-$  perdida na água de drenagem aumentou para  $313 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$ . É importante considerar que essas quantidades de  $\text{N-NH}_4^+$  aplicadas ao solo com os dejetos são aproximadamente três a seis vezes superiores à quantidade máxima de  $\text{N-NH}_4^+$  aplicada neste trabalho, que foi de  $160 \text{ kg ha}^{-1}$  no primeiro ano e na dose de  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (Quadro 2). Na a aplicação de doses menores de dejetos líquidos de suínos ( $50, 100, 150$  e  $200 \text{ kg ha}^{-1}$  de N total, ou  $62,5 \%$  do N na forma amoniacal) e, portanto, nas próximas daquelas utilizadas neste trabalho, Bergström & Kirchmann (2006) encontraram perda



**Figura 3.** Quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  na camada de 0-60 cm do solo durante o cultivo de milho, aos 5, 11, 21, 36, 61 e 88 dias após a aplicação dos dejetos (0, 40 e 80  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ), nos sistemas aveia/milho e pousio/milho uréia no sistema pousio/milho nos três anos agrícolas (1998/99, 1999/00 e 2000/01). Nas profundidades em que existem barras horizontais, estas indicam diferença mínima significativa (Tukey a 5 %).

Na última avaliação realizada em cada ano (Figuras 1f, 2f e 3f), as quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  nos tratamentos com aplicação de dejetos foram baixas, como consequência da absorção de N pelo milho e da provável transferência de  $\text{N-NO}_3^-$  para profundidades maiores do que 60 cm. Tais resultados coincidem com aqueles obtidos por Daudén et al. (2004) em que a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  na camada 0-75 cm de cinco tratamentos, incluindo adubação mineral (275 kg  $\text{ha}^{-1}$  de N) e doses crescentes de dejetos líquidos de suínos (231 a 924 kg  $\text{ha}^{-1}$  de N) foi de apenas 11 kg  $\text{ha}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  na colheita do milho.

Embora os resultados obtidos (Figuras 1, 2 e 3) evidenciem a possibilidade de ter ocorrido perdas de

concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$ , por meio da amostragem periódica de solo em diferentes camadas, conforme realizado neste trabalho, fornece apenas informações relativas à localização do  $\text{N-NO}_3^-$  no perfil. Por este método, não é possível calcular a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviada para além de 60 cm. Para tal, é necessária a determinação da concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  na solução do solo, bem como do volume de água drenou no espaço de tempo e na camada de solo considerados.

O  $\text{NO}_3^-$  que porventura tiver ultrapassado 60 cm, somente irá atingir as águas do lençol freático, provocando sua contaminação, se a concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo for suficientemente elevada.

microrganismos e de absorção pelas raízes do milho. Ao compararem o uso de dejetos de suínos e adubação mineral quanto à lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  na cultura do milho, Daudén & Quílez (2004) relataram que a absorção de água e de  $\text{NO}_3^-$  pelo milho foi insignificante, abaixo de 0,90 m. Os autores consideraram que todo o  $\text{NO}_3^-$  encontrado abaixo desta profundidade representou um potencial poluidor da água. Para melhor estabelecer o potencial real dos dejetos de suínos em causar contaminação das águas subterrâneas com nitrato, seria interessante estender a coleta de solo para camadas além da zona de absorção do sistema radicular do milho, apesar das dificuldades metodológicas para tal. O uso de modelos matemáticos, baseados em medidas de N mineral no solo e de variáveis climáticas, durante a fase experimental, tem se mostrado uma estratégia promissora para a previsão das perdas de  $\text{NO}_3^-$  por lixiviação (Mary et al., 1999).

Os resultados desses estudos, realizados em lisímetros, e aquele deste trabalho, por meio de coleta de solo, mostram que a nitrificação do N amoniacal dos dejetos é rápida, ocorrendo o acúmulo de  $\text{NO}_3^-$  no solo logo após a sua aplicação, quando o milho ainda não está absorvendo N. Outra constatação é a de que o  $\text{NO}_3^-$  é rapidamente transferido para camadas inferiores do perfil do solo, juntamente com a água das chuvas. Com isso, pode-se inferir que o potencial de contaminação tanto das águas superficiais como daquelas do lençol freático, via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  e também da atmosfera pelo  $\text{N}_2\text{O}$  produzido durante a desnitrificação, aumenta com o uso de dejetos de suínos e que este risco é proporcional à quantidade de N aplicada. Uma maneira de diminuir estes problemas potenciais de contaminação do ambiente pelos dejetos líquidos de suínos poderia ser a aplicação parcelada em lugar de sua aplicação em dose única, antecedendo a semeadura. Embora esta estratégia não tenha sido avaliada neste trabalho, é provável que, com a aplicação de parte dos dejetos em cobertura, quando o milho apresentar um sistema radicular maior aumente a sincronia entre a produção de  $\text{NO}_3^-$  e sua absorção pelo milho, diminuindo a quantidade de  $\text{NO}_3^-$  suscetível a perdas.

#### **$\text{NO}_3^-$ no perfil do solo com a aplicação dos dejetos e da uréia**

Comparando o tratamento com aplicação parcelada de uréia aos tratamentos com aplicação de dejetos em dose única de  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , observa-se que, de maneira geral, após o primeiro mês, quando aumentou a demanda de N pelo milho, a uréia manteve maior, quantidade de N disponível nas camadas mais superficiais do solo, onde se concentra o sistema radicular da cultura. Além disso, no tratamento com uréia foi encontrada menor quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  nas camadas mais profundas (Figuras 2 e 3).

de N total no terceiro ano, e 47 e 56 % do N já estava na forma amoniacal, respectivamente (Quadro 1). Assumindo um índice de mineralização de 35 % do orgânico dos dejetos de suínos, encontrados por Giacomini (2005), poderiam ser contabilizados 37  $\text{kg ha}^{-1}$  de N mineral no segundo ano e 38  $\text{kg ha}^{-1}$  no terceiro ano, totalizando  $128 \text{ kg ha}^{-1}$  de N ( $37 \text{ kg ha}^{-1}$  de N) e  $176 \text{ kg ha}^{-1}$  de N ( $138 + 38 \text{ kg ha}^{-1}$  de N), respectivamente. Portanto, a quantidade mineral de N proveniente da aplicação de  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos, potencialmente disponível ao milho, é de  $152,3 \text{ kg ha}^{-1}$  de N, próxima da quantidade aplicada na forma de uréia ( $160 \text{ kg ha}^{-1}$  de N).

Estes resultados indicam a provável falta de sincronia entre a liberação de N dos dejetos e a absorção de N pelo milho e evidenciam o maior potencial de perdas de  $\text{N-NO}_3^-$  por lixiviação com a aplicação dos dejetos do que com N uréia, corroborando os resultados de Bergström & Kirchmann (2006), os quais trabalharam em um solo arenoso (83 a 93 % de areia na camada de 0–100 cm), comparando a aplicação de doses equivalentes de N total ( $100 \text{ kg ha}^{-1}$  de N) entre os dejetos de suínos e N mineral ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ). Apesar de os dejetos apresentarem 37,5 % do N na forma orgânica, os autores constataram que a perda de N por lixiviação durante os três anos de experimento superou aquela do tratamento com N mineral ( $17 \text{ kg ha}^{-1}$  de N (16 %)). Tais resultados, aliados ao resultado deste trabalho, reforçam a hipótese de que o parcelamento dos dejetos, conforme foi feito com a uréia, pode diminuir as perdas de  $\text{N-NO}_3^-$  por lixiviação, melhorando seu potencial fertilizante e diminuindo seu potencial poluente.

#### **Efeito dos resíduos culturais na quantidade e distribuição de $\text{NO}_3^-$ no perfil do solo**

Uma das hipóteses deste trabalho era a de que a aplicação dos dejetos de suínos, contendo de 45 a 55,9 % do N total na forma amoniacal (Quadro 1), diretamente sobre os resíduos culturais de aveia, com adição de C nos três anos variou de 1,29 a 2,74  $\text{Mg ha}^{-1}$  (Quadro 1), estimularia a imobilização, pela população microbiana, de parte do  $\text{NO}_3^-$  resultante da oxidação do N amoniacal dos dejetos. Com isso, a aplicação dos dejetos sobre os resíduos culturais de aveia deve resultar em menores quantidades de  $\text{NO}_3^-$  no solo, em relação à aplicação de dejetos sobre os resíduos culturais da vegetação espontânea. Todavia, observe-se, através dos perfis de  $\text{N-NO}_3^-$  do primeiro mês (Figura 1), que com a dose de  $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos, praticamente não houve diferenças significativas entre a aplicação dos dejetos sobre os resíduos culturais de aveia ou da vegetação espontânea. Já na dose de  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos, contrariamente ao esperado, quando as quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  diferiram significativamente, ocorreram em favor do tratamento com aplicação dos dejetos sobre os resíduos culturais de aveia-preta.

entre os tratamentos com resíduos culturais da vegetação espontânea e da aveia, e com a dose de 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> observou-se que, a partir da amostragem realizada aos 46 dias (Figura 2d), houve tendência do tratamento com resíduos culturais de aveia apresentar menores quantidade de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, principalmente na camada mais profunda (30–60 cm).

No terceiro ano (Figura 3), observa-se que, tanto com a dose de 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> quanto, principalmente com a de 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, houve diferenças significativas nas quantidades de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em algumas amostragens e em algumas camadas de solo, sempre com maiores valores no tratamento com resíduos culturais da vegetação espontânea. Na amostragem realizada aos 36 dias (Figura 3d) e com a dose de 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, a diferença foi significativa em todas as camadas avaliadas, e a soma das quantidades de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> até a profundidade de 60 cm do tratamento com resíduos culturais da vegetação espontânea foi 41 kg ha<sup>-1</sup> maior do que no tratamento com aveia. É provável que este efeito dos resíduos culturais sobre a diminuição das quantidades de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do solo tenha sido mais significativo no terceiro ano dado o acúmulo gradativo de resíduos culturais e de C (parte aérea e raízes) no solo com o cultivo anual de aveia e milho na mesma área, o que deve aumentar o potencial de imobilização de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pela biomassa microbiana. Todavia, é importante considerar também o fato de que aplicações repetidas de dejetos de suínos na mesma área poderão contribuir para o aumento gradativo do estoque de N orgânico no solo e, consequentemente, na produção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por meio do processo microbiano de mineralização. Com a dose de 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos, a quantidade de N total aplicada nos três anos foi de 730 kg ha<sup>-1</sup>, dos quais 345 kg ha<sup>-1</sup> faziam parte de compostos nitrogenados orgânicos (Quadro 2). Por isso, a importância na realização de experimentos por médio a longo prazos, repetindo-se a aplicação dos dejetos na mesma área, conforme é feito em inúmeras propriedades rurais.

Este conjunto de resultados relativos aos perfis de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, desde a aplicação dos dejetos até o florescimento pleno do milho (Figuras 1, 2 e 3), sugere que o potencial de imobilização de N por parte dos resíduos culturais da aveia, quando estes permanecem na superfície do solo, é menor do que aquele encontrado em outros estudos (Darwis, 1993; Chantigny et al., 2001), tendo pouco efeito sobre a diminuição da lixiviação de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Provavelmente, o contato limitado dos resíduos culturais com o solo no plantio direto, dificultando o acesso dos microrganismos à fonte de C, aliado à ocorrência de chuvas após a aplicação dos dejetos, carregando o N amoniacal dos dejetos para além da zona ativa de decomposição, sejam os principais fatores determinantes deste resultado. Isto evidencia que não basta a presença de C e N mineral no solo para que ocorra o processo microbiano de imobilização líquida de N, pelo menos em nível que possa ser detectado.

otimizar o contato entre a fonte de C e a população microbiana, para que a magnitude do processo de imobilização de N possa alterar significativamente a disponibilidade de N no solo. Portanto, o objetivo de limitar as perdas de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por lixiviação e imobilização microbiana dificilmente será alcançado no sistema plantio direto, onde os resíduos culturais permanecem na superfície do solo.

A relação C/N dos resíduos culturais também pode afetar a magnitude da imobilização do N e sua consequência, as perdas de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por lixiviação. Isso que a C/N da aveia, cujo valor nunca ultrapassou 42 (Quadro 1), foi suficientemente elevada a ponto de aumentar a demanda microbiana por uma parte externa de N? O efeito do contato entre os resíduos culturais e o solo e da relação C/N sobre a imobilização microbiana de N são alguns dos principais aspectos que necessitam ser mais avaliados pela pesquisa, sobretudo com o uso de dejetos líquidos de suínos no plantio direto. Nesses estudos, é importante avaliar simultaneamente as biotransformações do C e do N, haja vista a relação estreita entre a dinâmica dos dois elementos durante a decomposição de materiais orgânicos no solo, conforme enfatizado por Chantigny et al. (2001). O uso de dejetos cuja fração amoniacal tenha sido uniformemente marcada com <sup>15</sup>N, conforme feito por Morvan et al. (1997), também pode contribuir para acompanhar o destino desta fração de N no sistema solo/planta/atmosfera.

## CONCLUSÕES

1. A aplicação de dejetos de suínos sobre a vegetação espontânea e a aveia como estratégia para estimular a imobilização microbiana de N, reduzindo o potencial de lixiviação de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo, mostrou-se ineficiente.

2. As quantidades de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e a sua percolação no solo aumentaram rapidamente após a aplicação dos dejetos, principalmente na dose de 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>.

## LITERATURA CITADA

AITA, C.; GIACOMINI, S.J. & HÜBNER, A.P. Nitrificação e percolação de nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos no solo sob sistema de plantio direto. *Pesq. Agropec.* 42:95-102, 2007.

BERGSTRÖM, L. & KIRCHMANN, H. Leaching and uptake of nitrogen and phosphorus from pig slurry affected by different application rates. *J. Environ. Qual.* 35:1803-1811, 2006.

BREMNER, J.M. & MULVANEY, C.S. Nitrogen-Total. PAGE, A.L.; MILLER, R.H. & KEENEY, D.R. *Methods of Soil Analysis*. Clarendon Press, 1960.

## NITRATO NO SOLO COM A APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO MILHO...

- CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; MORVAN, T. & POMAR, C. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with  $^{15}\text{N}$ . *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:637-643, 2004.
- CHANTIGNY, M.H.; ROCHEINTE, P. & ANGERS, D.A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: A field experiment. *Can. J. Soil Sci.*, 81:131-137, 2001.
- DARWIS, D. Effet des modalités de gestion de la paille de blé sur l'évolution du carbone et l'azote au cours de sa décomposition dans le sol. Paris, Université Paris 6, Sciences de la Terre, 1993. 196p. (Tese de Doutorado)
- DAUDÉN, A. & QUÍLEZ, D. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *Eur. J. Agron.*, 21:7-19, 2004.
- DAUDÉN, A.; QUÍLEZ, D. & VERA, M.V. Pig slurry application and irrigation effects on nitrate leaching in mediterranean soil lysimeters. *J. Environ. Qual.*, 33:2290-2295, 2004.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, 1999. 412p.
- FLOWERS, T.H. & O'CALLAGHAN, O.R. Nitrification in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. *Soil Biol. Biochem.*, 13:337-342, 1983.
- GIACOMINI, S.J. Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio com o uso de dejetos de suínos. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2005. 240p. (Tese de Doutorado)
- GIACOMINI, S.J.; JANTALIA, C.P.; AITA, C.; URQUETA, S.A. & ALVES, B.J.R. Emissão de óxido nitroso e aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 41:1653-1661, 2006.
- KEENEY, D.R. & NELSON, D.W. Nitrogen-Inorganic and organic. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H. & KEENEY, D.R., eds. *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties. Part 2*. Madison, Soil Science Society of America, 1982. p.539-579.
- KIEHL, J. *Manual de edafologia: Relações solo-plantas*. Paulo, Agronômica Ceres, 1979. 262p.
- MARY, B.; BEAUDOIN, N.; JUSTES, E. & MACHET, C. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *Eur. J. Soil Sci.*, 50:549-566, 1999.
- MORVAN, T.; LETERME, P.; ARSENE, G.G. & MARCHAL, J. Nitrogen transformations after the spreading of pig slurry on bare soil and ryegrass using  $^{15}\text{N}$ -labelled ammonium. *Eur. J. Agron.*, 7:181-188, 1997.
- NELSON, D.W. & SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H. & KEENEY, D.R., eds. *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties. Part 2*. Madison, Soil Science Society of America, 1982. p.539-579.
- SOMMER, S.G. & HUSTED, S. The chemical buffer system of raw and digested animal slurry. *J. Agric. Sci.*, 124:199-215, 1995.
- SYLVIA, D.M.; FUHRMANN, J.J.; HARTEL, P.G. & ZUBER, D.A. *Principles and applications of soil microbiology*. New Jersey, Prentice Hall, 1998. 550p.