

# Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto

Sandro José Giacomini<sup>(1)</sup>, Cláudia Pozzi Jantalia<sup>(2)</sup>, Celso Aita<sup>(1)</sup>, Segundo Sacramento Urquiaga<sup>(2)</sup> e Bruno José Rodrigues Alves<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup>Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Dep. de Solos, Caixa Postal 221, CEP 97105-900 Santa Maria, RS. E-mail: sjgiacomini@smail.ufsm.br, caita@ccr.ufsm.br <sup>(2)</sup>Embrapa Agrobiologia, Caixa Postal 74.505, CEP 23890-000 Seropédica, RJ. E-mail: claudia@cnpab.embrapa.br, urquiaga@cnpab.embrapa.br, bruno@cnpab.embrapa.br

Resumo – O objetivo deste trabalho foi comparar as emissões de óxido nitroso ( $N_2O$ ) para a atmosfera depois da aplicação de dejetos líquidos de suínos, em plantio direto (PD) e preparo reduzido (PR) do solo. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos inteiramente casualizados com cinco repetições. Os tratamentos consistiram na aplicação ( $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), ou não, de dejetos líquidos em PD e PR. As emissões de  $N_2O$  foram medidas in situ depois da aplicação dos dejetos, por 28 dias. Os fluxos de  $N_2O$  aumentaram com a aplicação dos dejetos e, em apenas 20% das avaliações realizadas, foram superiores no PD. As emissões de  $N_2O$  relacionaram-se com o aumento do espaço poroso ocupado pela água. Quantidades acumuladas de N na forma de  $N_2O$ , emitidas em 28 dias, representaram 0,20 e 0,25% do N total aplicado com os dejetos no PD e PR, respectivamente. Os resultados demonstram que a aplicação de dejetos líquidos de suínos em PD não aumenta a emissão acumulada de  $N_2O$  em relação à aplicação em PR.

Termos para indexação: óxido nitroso, preparo reduzido do solo, resíduos culturais, desnitrificação.

## Nitrous oxide emissions following pig slurry application in soil under no-tillage system

Abstract – The objective of this work was to compare nitrous oxide ( $N_2O$ ) emissions to the atmosphere with pig slurry application on soil under no-tillage (NT) and minimum tillage (MT). The experimental design was set as a completely randomized design with five replications. The treatments consisted of the application ( $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), or not, of pig slurry in NT and MT. The  $N_2O$  emissions were measured in situ, after the slurry application, for 28 days. The  $N_2O$  flux increased with the application of slurry and, only in 20% of the evaluations, they were greater in NT. Nitrous oxide emissions were related to the increase of the water-filled pore space. Amounts of N- $N_2O$  emitted in 28 days represented 0.20 and 0.25% of total N applied with slurry for NT and MT, respectively. Results work show that pig slurry application in NT does not increase the accumulated  $N_2O$  emission in relation to application in MT.

Index terms: nitrous oxide, minimum tillage, crop residues, denitrification.

### Introdução

A perda de nitrogênio (N) do sistema solo-planta não tem repercussões apenas econômicas, mas também ambientais, especialmente quando óxidos de N são emitidos para a atmosfera. Atualmente, o óxido nitroso ( $N_2O$ ) tem recebido maior atenção, principalmente por contribuir para o efeito estufa e para a destruição da camada de ozônio.

Além do potencial poluente que o  $N_2O$  apresenta, outro aspecto preocupante é o aumento anual, de 0,2 a 0,3%, de sua concentração na atmosfera, devido ao aumento das emissões ocasionadas principalmente pela

ação antrópica. Estima-se que, das emissões provocadas pela atividade humana, 80% sejam oriundas da agricultura (Beauchamp, 1997).

Em solos agrícolas, a desnitrificação e a nitrificação são os principais processos microbianos responsáveis pela produção de  $N_2O$  (Firestone & Davidson, 1989), embora esse gás não seja o principal produto final desses processos. A nitrificação, que requer condições aeróbias e está diretamente relacionada ao suprimento de  $NH_4^+$ , é mediada principalmente por bactérias autotróficas. A desnitrificação, que ocorre em condições anaeróbias, é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas, as quais dependem da disponibilidade de

carbono orgânico e de nitrato. Ambos os processos podem ocorrer simultaneamente no solo, haja vista que no interior dos agregados podem desenvolver-se microssítios de aerobiose e anaerobiose.

A aplicação de dejetos de suínos ao solo como fertilizante pode favorecer a emissão de  $N_2O$  por estimular tanto a nitrificação como a desnitrificação. Isto porque os dejetos apresentam de 40 a 60% do N na forma de  $NH_4^+$  (Scherer et al., 1996), o qual pode ser rapidamente nitrificado no solo, tanto no sistema convencional, quando os dejetos são incorporados ao solo (Morvan, 1999), quanto no plantio direto, quando são aplicados na superfície (Almeida, 2000). Além de adicionar N ao solo, os dejetos adicionam, também, C facilmente decomponível, o qual é rapidamente assimilado pelos microrganismos, aumentando a demanda de  $O_2$ , o que pode resultar em microssítios de anaerobiose no solo, favorecendo a desnitrificação.

A suinocultura pode contribuir significativamente para emissões de  $N_2O$ , seja durante o armazenamento dos dejetos, ou quando os dejetos são aplicados ao solo. Resultados sobre a emissão de  $N_2O$ , com o uso de dejetos de suínos, são relativamente abundantes, em condições de laboratório (Yang et al., 2002) e também em condições de campo sob clima temperado, tanto em áreas de lavoura (Rochette et al., 2000; Chantigny et al., 2001) como de pastagem (Chadwick et al., 2000). Nesses estudos, as emissões de N na forma de  $N_2O$  foram variáveis, situando-se entre 0,1 a 2,1% da quantidade total de N aplicado.

A temperatura e a umidade do solo afetam diretamente os processos de nitrificação e desnitrificação e estão entre os fatores abióticos mais influenciados pelos sistemas de manejo do solo. No plantio direto, por exemplo, em que resíduos culturais são mantidos na superfície do solo, há redução na evaporação da água, o que resulta em maiores valores de umidade do solo em relação aos sistemas que utilizam o revolvimento do solo. Além disso, no plantio direto, valores de densidade do solo são normalmente elevados, o que poderá favorecer o aparecimento de microssítios de anaerobiose, favorecendo atividade das bactérias desnitrificantes e, conseqüentemente, aumentando o potencial de desnitrificação (Linn & Doran, 1994). O uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto pode resultar em elevadas emissões de  $N_2O$  para a atmosfera, comparado aos sistemas com revolvimento do solo.

No Brasil, resultados de pesquisa sobre a avaliação das emissões de  $N_2O$  com o uso de dejetos de suínos são escassos. Considerando-se que na Região Sul concentra-se aproximadamente 34% do rebanho suinícola, que anualmente são gerados bilhões de toneladas de dejetos líquidos e que parte desses dejetos são utilizados como fertilizante em sistema plantio direto (PD), é necessário intensificar os estudos acerca dos efeitos dessa prática sobre a emissão de  $N_2O$  para a atmosfera.

O objetivo deste trabalho foi comparar emissões de óxido nitroso para a atmosfera, em conseqüência da aplicação de dejetos líquidos de suínos, em plantio direto e preparo reduzido do solo.

## Material e Métodos

Este trabalho foi realizado de outubro de 2002 a janeiro de 2003, na área experimental do Dep. de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS, localizada a 29°45'S, 53°42'W e altitude de 95 m. O clima, segundo a classificação de Köppen, é subtropical úmido, tipo Cfa2. O solo da área é classificado como Argissolo Vermelho distrófico arênico (Hapludalf) (Embrapa, 1999).

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com cinco repetições. Os tratamentos consistiram na aplicação, ou não, de dejetos líquidos de suínos sobre a palha de aveia com incorporação e sem incorporação ao solo: T1, plantio direto com palha de aveia e dejetos líquidos de suínos (PD+PADL); T2, preparo reduzido do solo com palha de aveia e dejetos líquidos de suínos (PR+PADL); T3, plantio direto com palha de aveia (PD+PA); e T4, preparo reduzido do solo com palha de aveia (PR+PA).

Os dejetos foram adicionados ao solo na dose de 40  $m^3 ha^{-1}$  sobre uma quantidade de palha de aveia de 3,6  $Mg ha^{-1}$ . A palha foi coletada em área contígua à deste trabalho, quando se encontrava no estágio de maturação fisiológica. Depois da coleta, o material foi secado ao ar e mantido em ambiente seco até sua utilização, quando uma subamostra foi colocada em estufa a 65°C para obtenção da matéria seca (MS). A determinação da MS foi realizada a fim de calcular a quantidade de palha secada ao ar e adicionar, em cada base da câmara, para atingir o equivalente a uma produção de aveia de 3,6  $Mg ha^{-1}$  de MS (65°C) para facilitar seu acondicionamento, no interior das câmaras. A palha foi cortada em pedaços de 20 cm para facilitar seu acondicionamento no interior das câmaras.

Os dejetos líquidos originaram-se de animais em fase de terminação e foram coletados em uma lagoa anaeróbia, cujo fundo havia sido revestido com lona de plástico. Os dejetos eram compostos de fezes, urina, sobras de alimentação e de água dos bebedouros, água das chuvas, pêlos e poeira.

Na palha de aveia, foram determinados os teores de C e N total (Tedesco et al., 1995). Nos dejetos, foram analisados o pH e os teores de MS, N total e N amoniacal, conforme Almeida (2000). Além dessas características, foram analisados os teores de C na amostra secada em estufa a 65°C (Tedesco et al., 1995). Na Tabela 1, estão descritas características da palha e dos dejetos, bem como quantidades de C e N adicionadas ao solo pelos dois materiais orgânicos.

As emissões de N<sub>2</sub>O foram medidas in situ, no dia da aplicação dos dejetos e por mais 28 dias (17 de janeiro a 14 de fevereiro de 2003). Nesse intervalo, foram realizadas dez avaliações, utilizando-se câmara estática fechada, composta por duas partes: uma base circular de alumínio, que ficava permanentemente no campo, inserida no solo até 5 cm de profundidade, deixando exposta uma calha para encaixe da parte móvel da câmara, no momento das amostragens. A outra parte da câmara era constituída por um cilindro de polipropileno, com 0,26 m de altura e 0,25 m de diâmetro, com uma das faces planas aberta. No momento das amostragens, a face aberta era encaixada na calha da base metálica, e eram adicionados 30 mL de água na calha para selar a câmara, buscando-se impedir trocas gasosas entre o interior da câmara e o ambiente externo durante as coletas. Na parte superior da parte móvel da câmara, existia um septo de borracha, pelo qual eram retiradas as amostras de gás durante as coletas.

As cinco bases metálicas usadas em cada tratamento foram instaladas em uma área de 2x4 m, na qual os resíduos culturais, remanescentes de cultivos anteriores, haviam sido retirados da superfície do solo no dia anterior. Na instalação das bases nos tratamentos, simulando o PD, foi adotado o seguinte procedimento: com um cilindro de metal de mesmo diâmetro das bases, realizou-se uma abertura no solo, onde foram inseridas as bases de alumínio até 5 cm de profundidade. No interior de cada base, adicionou-se a palha de aveia (equivalente a 3,6 Mg ha<sup>-1</sup>). No tratamento com dejetos, aplicou-se o equivalente a 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> sobre a palha de aveia. No sistema em PR, a incorporação da palha e dos dejetos foi realizada manualmente, adotando-se o seguinte procedimento: na área de cada base, o solo foi retirado até uma profundidade de 8 cm e colocado sobre uma lona, onde foi misturado com a palha ou com a palha + dejetos. Depois da mistura do solo com os resíduos orgânicos ter sido colocada de volta no local, foram inseridas as bases até a profundidade de 10 cm. Áreas externas às bases receberam os mesmos tratamentos aplicados no interior de cada base.

Depois da instalação da primeira câmara, foram retiradas, imediatamente, três amostras de gás em cada tratamento, constituindo o tempo inicial (t<sub>0</sub>). Sessenta minutos depois da instalação das câmaras, foi realizada outra coleta de gás (t<sub>1</sub>). Foram feitos testes com a mesma câmara usada neste estudo, em condições de campo, em um Argissolo, quando se encontrou incremento linear (R<sup>2</sup> entre 0,962 e 0,994) para acúmulo de N<sub>2</sub>O durante 80 minutos. Os maiores fluxos medidos no experimento foram semelhantes aos verificados no teste de campo, e, por isso, considerou-se que o incremento linear se manteria para fluxos menores. Essa mesma estratégia foi empregada por vários autores

**Tabela 1.** Matéria seca (MS) e composição química dos dejetos líquidos e da palha de aveia e quantidades adicionadas ao solo<sup>(1)</sup>.

Resíduo orgânico	MS	C	N total	N amoniacal	N orgânico	C/N	pH
----- (g kg <sup>-1</sup> ) -----							
Dejetos líquidos	51	17,8	3,86	2,62	1,24	4,6	7,85
Palha de aveia	-	425,3	10,40	-	-	40,9	-
----- Quantidade adicionada ao solo (kg ha <sup>-1</sup> ) -----							
Dejetos líquidos	2.040	714	154	104,80	49,20		
Palha de aveia	3.600	1.531	37	-	-		

<sup>(1)</sup>No cálculo das quantidades de MS, carbono orgânico (C) e N adicionadas (kg ha<sup>-1</sup>), considerou-se a concentração desses atributos (g kg<sup>-1</sup>) nos dejetos de suínos, determinada em base úmida, e a quantidade de dejetos aplicada (40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>).

(Smith et al., 1998; Ball et al., 1999; Dobbie et al., 1999; Vinten et al., 2002), alguns dos quais utilizaram o mesmo tempo de incubação empregado neste trabalho.

As coletas foram realizadas sempre entre 14h e 16h no dia da aplicação dos dejetos, e 1, 3, 5, 7, 11, 15, 19, 24 e 28 dias depois da aplicação. Em cada amostragem, retiravam-se 20 mL de gás do interior das câmaras por meio de seringas de plástico, das quais transferiam-se cerca de 15 mL para frascos de vidro de 12 mL, tampados com rolhas de borracha butírica, recravadas com lacres de alumínio. Os frascos foram previamente submetidos a vácuo, realizado uniformemente com auxílio de bomba de vácuo manual. Frascos contendo amostras de gás de cada coleta foram devidamente acondicionados em caixas e enviados, por correio, para a Embrapa Agrobiologia, em Seropédica, RJ. O intervalo entre a coleta e a análise não ultrapassou cinco dias. Testes realizados na Embrapa Agrobiologia, com padrão de 500 ppb de N<sub>2</sub>O, demonstraram que os frascos utilizados mantinham a concentração inicial do gás por 15 dias, reduzindo-se daí por diante.

A concentração de N<sub>2</sub>O das amostras foi determinada por cromatografia gasosa (Perkin Elmer, Autosystem XL, Wellesley, MA, USA), utilizando-se uma coluna empacotada com Porapak Q e um detector de captura de elétrons. Os fluxos de N<sub>2</sub>O (FN<sub>2</sub>O) foram calculados pela equação:  $FN_2O = \delta C / \delta t \times V / A \times M / V_m$  (Rochette et al., 2004), em que, FN<sub>2</sub>O é o fluxo de N na forma de N<sub>2</sub>O (N-N<sub>2</sub>O) (mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>);  $\delta C / \delta t$  é a variação da concentração de N<sub>2</sub>O (ppm), entre t<sub>0</sub> e t<sub>1</sub> (dia); V é o volume da câmara (m<sup>3</sup>); A é a área da câmara (m<sup>2</sup>); M é o peso atômico de N na molécula de N<sub>2</sub>O (mg); e V<sub>m</sub> é o volume molecular na temperatura de amostragem (dm<sup>3</sup>). A quantidade de N-N<sub>2</sub>O emitida entre duas avaliações sucessivas foi estimada por meio da multiplicação do FN<sub>2</sub>O médio das duas avaliações pelo tempo transcorrido entre elas. As perdas cumulativas de N-N<sub>2</sub>O foram calculadas pela soma dos valores da estimativa da emissão entre cada intervalo de coleta.

Em cada coleta de gás, foi medida, com auxílio de termômetro digital, a temperatura do ar fora e dentro de uma câmara auxiliar, instalada para este fim. No início de cada avaliação (t<sub>0</sub>), o termômetro foi colocado no interior da câmara, e a temperatura dentro e fora da câmara foi medida ao final da coleta do gás (t<sub>1</sub>), quando as câmaras eram recolhidas. Os resultados indicaram que os valores

de temperatura dentro e fora da câmara foram próximos ao do desvio-padrão médio de 0,9°C, variando de 0,1 a 2,1°C. No cálculo dos fluxos de N<sub>2</sub>O, foram considerados os valores de temperatura medidos no interior da câmara auxiliar.

Próximo à área de coleta de gases foram demarcadas parcelas (2x4 m), nas quais foram implantados os mesmos tratamentos estabelecidos nas parcelas em que foram instaladas as bases dos dispositivos de coleta de gás. Essas parcelas foram utilizadas para medir no solo, a temperatura, a umidade e os teores de N mineral [nas formas de amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) + nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)] no momento de cada avaliação da emissão de N<sub>2</sub>O. Em tais avaliações, não foram realizadas repetições de campo.

A temperatura do solo foi medida com geotermômetros, instalados a 3 e a 10 cm de profundidade. As coletas de solo foram realizadas na camada de 0–10 cm. A umidade gravimétrica do solo foi calculada pela secagem de uma subamostra de solo em estufa a 105°C por 24 horas. Os teores de N mineral no solo foram avaliados no mesmo dia da coleta. Para tal, o N mineral foi extraído do solo, utilizando-se solução extratora de KCl 1 mol L<sup>-1</sup> e depois procedeu-se à destilação em destilador semimicro Kjeldahl para a determinação dos teores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Tedesco et al., 1995).

Nas parcelas, foram realizadas também avaliações da densidade aparente e de partícula do solo (Kiehl, 1979). No sistema PD, a densidade foi avaliada somente no início do experimento, pelo método do anel volumétrico. No PR, as duas primeiras avaliações da densidade foram realizadas pelo método de escavação e, nas demais, utilizou-se o método do anel volumétrico. A densidade de partícula do solo foi determinada somente na fase inicial do estudo, utilizando-se a técnica do balão volumétrico. O valor de densidade de partícula foi 2,61 g cm<sup>-3</sup>.

Com base nos resultados obtidos de umidade, densidade aparente e densidade de partícula do solo, foram calculadas a porcentagem do espaço poroso do solo ocupado por água (%EPSA) em cada avaliação pela equação,  $\%EPSA = U \times da / 1 - (da / dp)$ , descrita por Paul & Clark (1996), em que U é a umidade gravimétrica do solo (g g<sup>-1</sup>); da é a densidade aparente do solo (g cm<sup>-3</sup>); e dp é a densidade de partículas do solo (g cm<sup>-3</sup>).

Quanto aos dados sobre emissão de N-N<sub>2</sub>O em cada coleta, foi calculado o desvio-padrão. Os dados de emissões cumulativas de N-N<sub>2</sub>O foram submetidos à

análise de variância e as médias de tratamentos, comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

## Resultados e Discussão

O fluxo de N-N<sub>2</sub>O (FN<sub>2</sub>O) para a atmosfera aumentou com a aplicação dos dejetos líquidos de suínos, tanto em PD como em PR (Figura 1). Na primeira avaliação, realizada quatro horas depois da aplicação dos dejetos, o aumento no FN<sub>2</sub>O, em relação aos tratamentos sem dejetos, foi de 3,84 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> no PD, e de 7,12 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, no PR. Esse aumento no FN<sub>2</sub>O logo depois da aplicação dos dejetos de suínos ao solo é observado em diversos estudos (Chadwick et al., 2000; Rochette et al., 2000; Yang et al., 2002). Ao se

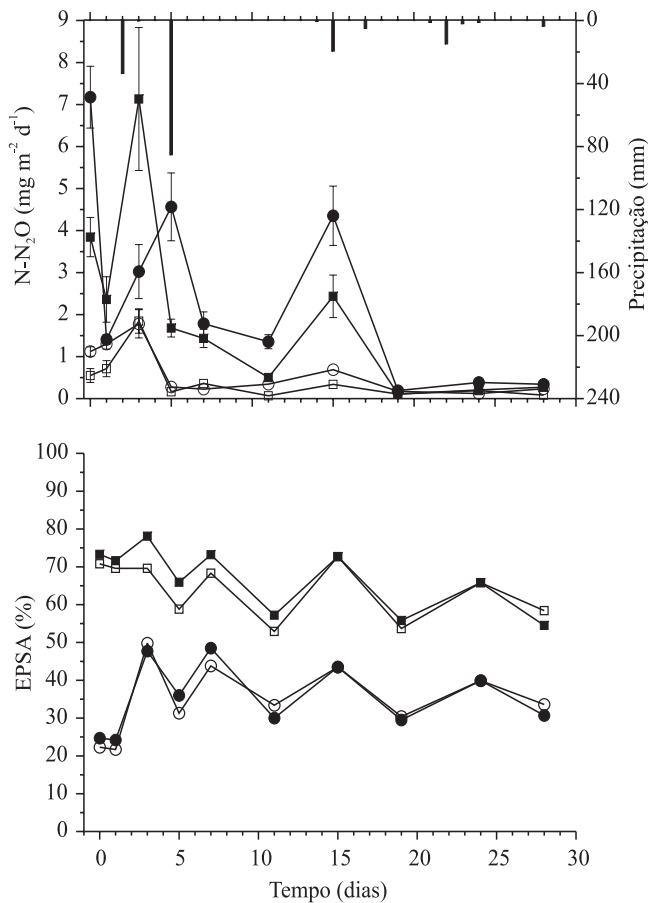
aplicar 60 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (69 kg ha<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) de dejetos de suínos na cultura do milho, no Canadá, Rochette et al. (2000) observaram que, 18 horas depois da aplicação, o FN<sub>2</sub>O aumentou de 0,86 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, no tratamento-controle, para 6,05 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> no tratamento com dejetos.

Esse aumento no FN<sub>2</sub>O para a atmosfera, logo depois da aplicação dos dejetos, é atribuído a três fatores principais: 1) os dejetos apresentam fração do C prontamente disponível aos microrganismos, o que proporciona aumento na atividade microbiana, resultando em elevada demanda de O<sub>2</sub>, que, por sua vez, pode gerar sítios de anaerobiose, favorecendo a emissão de N<sub>2</sub>O, a partir da utilização do NO<sub>3</sub><sup>-</sup> presente no solo, por bactérias anaeróbicas facultativas, capazes de substituir o O<sub>2</sub> pelo NO<sub>3</sub><sup>-</sup> comoceptor final de elétrons; 2) durante o processo de nitrificação do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> aplicado com os dejetos de suínos, ocorre produção de N<sub>2</sub>O, aumentando a emissão desse gás; 3) a alta concentração de líquidos nos dejetos de suínos pode promover a ocorrência de sítios de anaerobiose, favorecendo o processo de desnitrificação do NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo.

Pode-se atribuir a elevada emissão de N<sub>2</sub>O, logo depois da aplicação dos dejetos, principalmente, ao processo de desnitrificação. No PD, o solo apresentou elevada porcentagem dos espaços porosos ocupados por água (EPSA) em níveis considerados favoráveis ao processo de desnitrificação (Linn & Doran, 1994; Paul & Clark, 1996) (Figura 1). Além disso, a adição de C, facilmente decomponível ao solo, pelos dejetos e pela fração solúvel da palha de aveia, deve ter favorecido a redução do NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pelas bactérias desnitrificadoras.

Na terceira avaliação, realizada três dias depois da aplicação dos dejetos, o FN<sub>2</sub>O no sistema PD superou o observado no PR em 4,1 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. O principal fator que pode explicar esse resultado é o elevado valor de EPSA no PD (Figura 1), resultante de chuva anterior à realização dessa avaliação, aliado ao aparecimento de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo via nitrificação do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> adicionado com os dejetos (Figura 2).

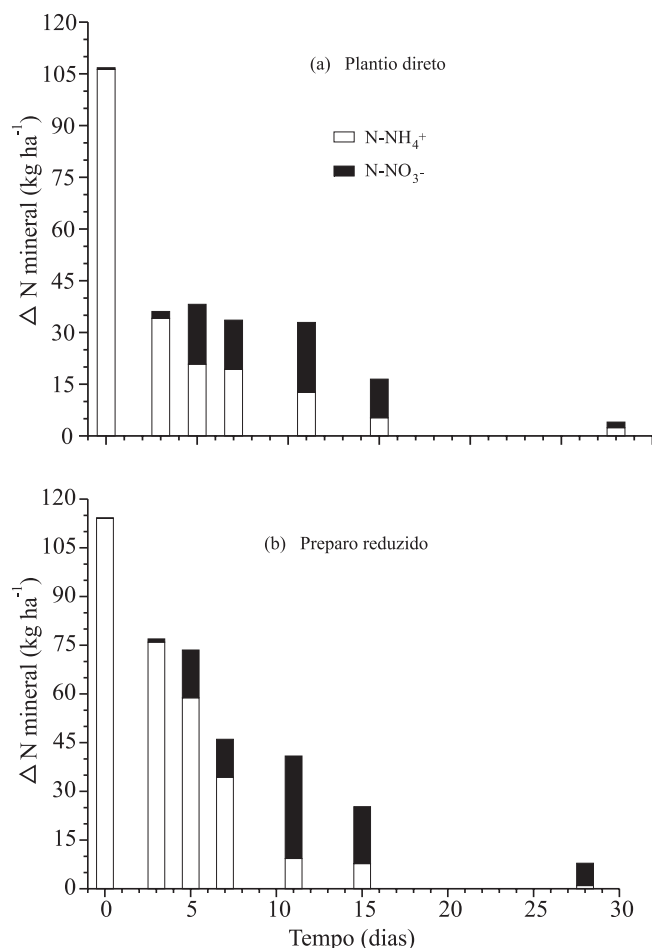
A quantidade de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> na camada 0–10 cm diminuiu rapidamente no solo, principalmente no PD, e essa diminuição não foi acompanhada pelo aumento correspondente na concentração de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Figura 2). As perdas de N por volatilização de NH<sub>3</sub>, normalmente elevadas sem incorporação dos dejetos líquidos no solo (Rochette et al., 2001), podem explicar esses resultados. Além disso, é provável que o NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, produzido nessa camada (0–10 cm), em três dias, tenha migrado para camadas mais profundas, já que, na noite anterior à



**Figura 1.** Fluxo de N-N<sub>2</sub>O, precipitação pluvial (l) e espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA) no plantio direto (PD) e no preparo reduzido (PR) com palha de aveia (PA), com aplicação e sem aplicação de dejetos líquidos de suínos (DL), durante as avaliações da emissão de N<sub>2</sub>O (■: PD+PADL; ●: PR+PADL; □: PD+PA; ○: PR+PA). Barras verticais, em cada avaliação do FN<sub>2</sub>O, representam o desvio-padrão.

coleta, ocorreu precipitação de 33 mm. O  $\text{NO}_3^-$  que migrou para camadas mais profundas pode atingir sítios de anaerobiose e, na presença de C e de bactérias desnitrificadoras, pode ser reduzido até  $\text{N}_2$ , passando pelo intermediário  $\text{N}_2\text{O}$ .

A aplicação dos dejetos na superfície do solo também pode resultar na formação de uma crosta superficial e na obstrução dos poros do solo, resultando na menor difusão de  $\text{O}_2$ , o que pode favorecer o aparecimento de condições benéficas à produção de  $\text{N}_2\text{O}$  pela desnitrificação. As chuvas podem desobstruir os poros e a crosta na camada superficial do solo pode ser desfeita, contribuindo para que o  $\text{N}_2\text{O}$ , produzido no interior do solo, se difunda até a atmosfera. Esse fator também pode explicar o maior  $\text{FN}_2\text{O}$  no sistema PD por ocasião da primeira chuva (Figura 1).



**Figura 2.** Diferença ( $\Delta N$  mineral) entre as quantidades de N mineral na camada de 0–10 cm do solo, nos tratamentos com aplicação e sem aplicação de dejetos líquidos de suínos, durante as avaliações da emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ .

Nas quatro avaliações, entre 5 e 15 dias depois da aplicação dos dejetos, os  $\text{FN}_2\text{O}$  no PR foram superiores aos observados no PD, apesar de os valores de EPSA no PR terem sido inferiores a 45%, os quais, segundo Paul & Clark (1996), não são favoráveis ao processo de desnitrificação. No entanto, a incorporação dos dejetos e da palha ao solo, deve ter favorecido a atividade microbiana pelo aumento do contato do C desses resíduos com os microrganismos. Esse aumento na atividade microbiana gera maior demanda de  $\text{O}_2$ , o que pode promover o aparecimento de microssítios de anaerobiose no solo, os quais, por sua vez, favorecem o processo de desnitrificação. Rochette et al. (2004), ao avaliar o  $\text{FN}_2\text{O}$  em solo com aplicação de dejetos de suínos, verificaram que os elevados valores  $\text{FN}_2\text{O}$  estiveram relacionados ao aumento no EPSA e à diminuição na concentração de  $\text{O}_2$  no solo.

Se, por um lado, o aumento nos valores de EPSA no PD pode favorecer a produção de  $\text{N}_2\text{O}$ , por outro lado, menores valores de EPSA no PR podem facilitar a difusão do  $\text{N}_2\text{O}$  do local onde foi produzido no solo até a atmosfera. Com isso, o menor espaço livre no solo do PD dificulta a difusão do  $\text{N}_2\text{O}$  produzido nos sítios de anaerobiose até a atmosfera, favorecendo a permanência do óxido nitroso no interior do solo, o qual pode ser reduzido até  $\text{N}_2$ . Ball et al. (1999), comparando a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  entre PD e preparo convencional (PC) do solo com aração até a profundidade de 20 cm, determinaram que o coeficiente de difusão de gases no PD foi 8,5 vezes inferior ao observado no PC.

Maiores emissões observadas no PR, em relação ao PD, a partir da quarta coleta, também podem ser explicadas, em parte, pela maior quantidade de N mineral no solo ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ ) (Figura 2). Aos 15 dias, observa-se aumento na emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  nos dois sistemas de cultivo. A ocorrência de chuva (19,4 mm), quatro horas antes da coleta do gás, provocou aumento dos valores EPSA, o que pode explicar esse aumento na emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ . Outro fator que pode ter contribuído para esse resultado, além do aumento do EPSA, foram as elevadas temperaturas do solo (Tabela 2). O efeito do EPSA e da temperatura sobre a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  foi estudado por Smith et al. (1998), os quais verificaram que a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo aumentou exponencialmente com maiores valores desses dois atributos.

A elevação no fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  em consequência da aplicação de N dos dejetos de suínos está de acordo com a maioria dos resultados de estudos conduzidos para avaliar o efeito da adubação nitrogenada, tanto orgânica

quanto mineral, sobre a emissão de  $N_2O$  (Gregorich et al., 2005; Johnson et al., 2005). Existem poucos estudos que comparam o efeito dos sistemas de preparo do solo sobre a emissão de  $N_2O$  e os resultados não são conclusivos. Gregorich et al. (2005), revisando a contribuição dos solos agrícolas da região oriental do Canadá sobre emissão de gases de efeito estufa, verificaram que, em 60% dos estudos, a emissão de  $N_2O$  foi menor no PD do que no PC. No entanto, a média das emissões de  $N-N_2O$  no PD foi de  $7,3 \text{ kg ha}^{-1}$  por ano, e no PC de  $3,6 \text{ kg ha}^{-1}$  por ano, evidenciando maior variabilidade das emissões no PD. Em outra revisão realizada por Johnson et al. (2005), envolvendo o efeito do tipo de preparo do solo adotado na região central dos Estados Unidos sobre as emissões de  $N_2O$ , constata-se que os resultados foram variáveis. Com base nessas duas revisões, é possível concluir que o efeito do tipo de preparo do solo sobre as emissões de  $N_2O$  depende da interação entre fatores ligados ao solo e ao clima.

A emissão acumulada de  $N-N_2O$  foi maior nos tratamentos com aplicação de dejetos de suínos do que nos sem aplicação e não diferiu entre o PD e o PR (Figura 3). No cálculo das quantidades de  $N-N_2O$  emitidas por hectare, em 28 dias de avaliação em cada tratamento, verifica-se que o solo sem dejetos apresentou emissão de  $93,8 \text{ g ha}^{-1}$  e  $129,7 \text{ g ha}^{-1}$  de  $N-N_2O$  no PD e no PR, respectivamente. Nos tratamentos com aplicação de dejetos, a quantidade de  $N-N_2O$  emitida foi de  $401,7 \text{ g ha}^{-1}$  no PD e  $507,7 \text{ g ha}^{-1}$  no PR. O aumento na emissão de  $N_2O$  com a aplicação dos dejetos de suínos ao solo é evidenciada em diversos estudos e deve estar ligada

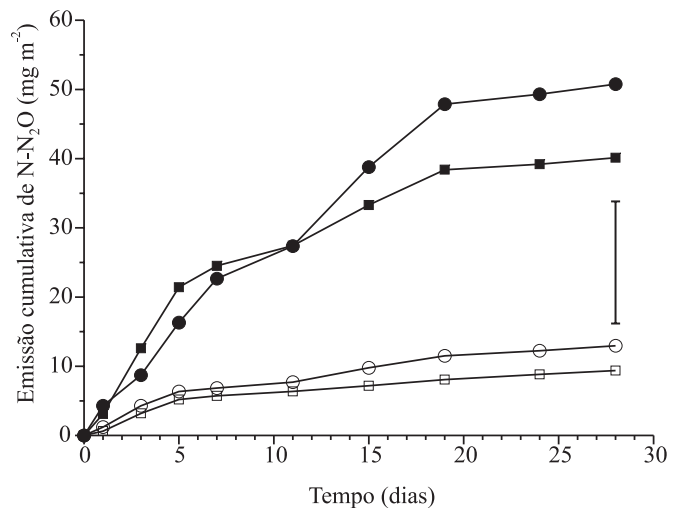
ao fato de que os dejetos, ricos em N amoniacal, potencializam as emissões de  $N_2O$  por processos de nitrificação e desnitrificação (Chadwick et al., 2000; Rochette et al., 2000; Chantigny et al., 2001).

Em estudo realizado no Canadá por Chantigny et al. (2001) a emissão cumulativa de  $N-N_2O$  depois de 28 dias da incorporação de  $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos de suínos ( $99,5 \text{ kg ha}^{-1}$  de N amoniacal) ao solo, com palha de cevada, superou o tratamento sem dejetos em  $12 \text{ mg m}^{-2}$ . Neste trabalho, ao final de 28 dias, o tratamento com dejetos em PR superou a testemunha em  $37,8 \text{ mg m}^{-2}$  de  $N-N_2O$ . Embora as quantidades de N aplicadas tenham sido próximas às de Chantigny et al. (2001), as emissões foram cerca de três vezes mais elevadas. O principal fator que pode explicar essas diferenças deve estar relacionado às condições edafoclimáticas predominantes em cada estudo.

Embora as diferenças nas quantidades acumuladas de  $N-N_2O$  emitidas para a atmosfera entre o tratamento com PD e PR não tenham sido significativas, a quantidade líquida de  $N-N_2O$  emitida no PR ( $N-N_2O$  emitido no tratamento com dejetos, e  $N-N_2O$  emitido no tratamento sem dejetos) aumentou em 23% em relação ao PD (Figura 3). Esse resultado deve estar ligado ao fato de que a incorporação dos dejetos de suínos ao solo no cultivo mínimo deve ter reduzido as perdas de N por volatilização de amônia

**Tabela 2.** Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) do solo nas profundidades de 3 e 10 cm, no plantio direto (PD) e no preparo reduzido (PR) com palha de aveia, na média dos tratamentos com aplicação e sem aplicação de dejetos líquidos de suínos, durante as avaliações do fluxo de  $N_2O$ .

Tempo (dias)	Profundidade (cm)			
	3		10	
	PD	PR	PD	PR
0	31,6	34,0	29,6	30,7
1	28,5	29,9	27,6	27,8
3	33,0	35,0	29,8	29,6
5	32,0	36,5	29,2	30,5
7	27,0	28,2	25,1	25,1
11	27,0	28,2	25,1	25,1
15	30,4	31,1	30,0	31,1
19	34,0	37,0	31,0	32,0
24	31,8	33,0	31,0	31,0
28	30,0	32,0	28,0	29,5



**Figura 3.** Emissão acumulada de  $N-N_2O$  no plantio direto (PD) e no preparo reduzido (PR) com palha de aveia (PA) com aplicação e sem aplicação de dejetos líquidos de suínos (DL) (■: PD+PADL; ●: PR+PADL; □: PD+PA; ○: PR+PA). A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

(Rochette et al., 2001) preservando maior quantidade de N no solo (Figura 2) e aumentando o potencial de emissão de  $N_2O$ . Além disso, a incorporação dos dejetos com a palha pode favorecer a decomposição microbiana desses resíduos orgânicos, diminuindo a quantidade de oxigênio, o que pode resultar em microssítios de anaerobiose no solo, favorecendo o processo de desnitrificação.

Ao se considerar a quantidade líquida acumulada emitida de N- $N_2O$ , verifica-se que a porcentagem do N total aplicado com os dejetos, perdido na forma de  $N_2O$ , variou de 0,20% no PD a 0,25% no PR. Tais valores de perda de N podem ser considerados baixos e estão dentro da faixa de 0,1 a 2,1% de perda do N total aplicado obtida em trabalhos realizados sob diferentes condições ambientais (Chadwick et al., 2000; Rochette et al., 2000; Chantigny et al., 2001; Yang et al., 2002).

Com base nas porcentagens de perda de N por emissão de  $N_2O$  determinadas, pode-se concluir que essa não é a principal via de perda do N aplicado com os dejetos de suínos. No entanto, o  $N_2O$  não é a única forma gasosa de N produzida pela desnitrificação. Clough et al. (1998), utilizando a técnica de traçagem isotópica com  $^{15}N$ , verificaram que, em um solo arenoso, para cada mol de  $N_2O$  produzido, foram gerados 33 mol de  $N_2$ . Segundo Paul & Clark (1996), essa relação depende da concentração de nitrato e de carbono no solo. Quando houver elevada concentração de N- $NO_3^-$  e baixa concentração de C, a redução dos óxidos de N podem ser incompletas, diminuindo a relação entre  $N_2/N_2O$ . Com baixa disponibilidade de N- $NO_3^-$ , mais  $N_2$  será formado e a relação  $N_2/N_2O$  será maior. Quando se considera a relação entre  $N_2/N_2O$  obtida por Clough et al. (1998), pode-se estimar a quantidade de N perdida neste estudo pela desnitrificação. No PD, por exemplo, foram emitidas 307,9 g  $ha^{-1}$  de N- $N_2O$  (0,20% do N total). Ao se multiplicar este valor por 33, pode-se estimar uma emissão de 10,2 kg  $ha^{-1}$  de N na forma de  $N_2$ . Esse valor representa 6,6% do N total aplicado, indicando que o processo de desnitrificação pode ser uma importante via de perda de N, diminuindo o potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos. No PR a perda de N por desnitrificação foi estimada em 8,1% do N total aplicado.

Embora as condições ambientais observadas possam ser consideradas mais favoráveis ao processo de emissão de  $N_2O$  do que as observadas em outros estudos realizados em condições de campo em regiões de clima temperado (Chadwick et al., 2000; Rochette et al., 2000;

Chantigny et al., 2001), a perda de parte do N dos dejetos aplicados no solo pela emissão de  $N_2O$  nas condições avaliadas ficou abaixo do fator de 1,25%, preconizado pelo IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change, 1997). O valor preconizado pelo IPCC se refere à perda anual do N aplicado com os dejetos. Os valores estimados de perda via emissão de  $N_2O$  foram determinados em um estudo de curta duração. As emissões de  $N_2O$  são muito variáveis e dependentes das condições climáticas, da época de aplicação dos dejetos, do tipo de solo, da cultura utilizada e da composição dos dejetos (Chadwick et al., 2000). Por isso, torna-se necessário mais estudo para aprimorar as estimativas da emissão de  $N_2O$  com a aplicação de dejetos de suínos ao solo em sistemas agrícolas, nas condições tropicais e subtropicais.

Os resultados evidenciam que, mesmo em plantio direto, apresentando condições potencialmente favoráveis à produção de  $N_2O$ , a emissão desse gás de efeito estufa não aumentou com a aplicação de dejetos líquidos de suínos, em relação ao observado no preparo reduzido do solo.

## Conclusões

1. A aplicação dos dejetos líquidos de suínos em plantio direto não aumenta a emissão de  $N_2O$  em relação à aplicação dos dejetos no sistema de preparo reduzido do solo.
2. A perda de N pela emissão de  $N_2O$  com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo é pequena, representando menos de 0,30% da quantidade de N total aplicada.
3. O aumento do espaço poroso ocupado por água resulta em maiores emissões de  $N_2O$ .

## Referências

- ALMEIDA, A.C.R. **Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho**. 2000. 144p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- BALL, B.C.; SCOTT, A.; PARKER, J.P. Field  $N_2O$ ,  $CO_2$  and  $CH_4$  fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil and Tillage Research**, v.53, p.29-39, 1999.
- BEAUCHAMP, E.G. Nitrous oxide emission from agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v.77, p.113-123, 1997.
- CHADWICK, D.R.; PAIN, B.F.; BROOKMAN, S.K.E. Nitrous oxide methane emissions following application of animal manures to grassland. **Journal of Environmental Quality**, v.29, p.277-287, 2000.
- CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, v.81, p.131-137, 2001.



- CLOUGH, T.J.; LEDGARD, S.F.; SPROSEN, M.S.; KEAR, M.J. Fate of  $^{15}\text{N}$  labelled urine on four soil types. **Plant and Soil**, v.199, p.195-203, 1998.
- DOBBIE, K.E.; McTAGGART, I.P.; SMITH, K.A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research**, v.104, p.26891-26899, 1999.
- DORAN, J.W.; LINN, D.M. Microbial ecology of conservation management systems. In: HATFIELD, J.L.; STEWART, B.A. (Ed.). **Soil biology: effects on soil quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p.1-27.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro, 1999. 412p.
- FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of  $\text{NO}$  and  $\text{N}_2\text{O}$  production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Chichester: Wiley, 1989. p.7-21.
- GREGORICH, E.G.; ROCHETTE, P.; VANDENBYGAART, A.J.; ANGERS, D.A. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. **Soil and Tillage Research**, v.83, p.53-72, 2005.
- INTERGOVERNMENT PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: reference manual**. Geneve: IPCC; NGGIP, 1997. 3v.
- JOHNSON, J.M.F.; REICOSKY, D.C.; ALLMARAS, R.R.; SAUER, T.J.; VENTEREA, R.T.; DELL, C.J. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. **Soil and Tillage Research**, v.83, p.73-94, 2005.
- KIEHL, J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 262p.
- MORVAN, T. **Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier**. 1999. 157p. Thèse (Docteur) - Université Paris 6, Paris.
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2<sup>nd</sup> ed. California: Academic Press, 1996. 340p.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; BERTRAND, N.; CÔTÉ, D. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.68, p.1410-1420, 2004.
- ROCHETTE, P.; BOCHOVE, E. van; PRÉVOST, D.; ANGERS, D.A.; CÔTÉ, D.; BERTRAND, N. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19<sup>th</sup> consecutive year. 2. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v.64, p.1396-1403, 2000.
- ROCHETTE, P.; CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; BERTRAND, N.; CÔTÉ, D. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, v.81, p.515-523, 2001.
- 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: Epagri, 1996. 46p. (Boletim técnico, 79).
- SMITH, K.A.; THOMSON, P.E.; CLAYTON, H.; McTAGGART, I.P.; CONEN, F. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. **Atmospheric Environment**, v.32, p.3301-3309, 1998.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p. (Boletim técnico, 5).
- VINTEN, A.J.A.; BALL, B.C.; O'SULLIVAN, M.F.; HENSHALL, J.K. The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys. **Journal of Agricultural Science**, v.139, p.231-243, 2002.
- YANG, X.M.; DRUY, C.F.; REYNOLDS, W.D.; McKENNEY, D.J.; TAN, C.S.; ZHANG, T.Q.; FLEMING, R.J. Influence of composts and liquid pig manure on  $\text{CO}_2$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from a clay loam soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v.82, p.395-401, 2002.

---

Recebido em 24 de janeiro de 2006 e aprovado em 19 de junho de 2006