

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

**EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO E DIÓXIDO DE
CARBONO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS DE
SUÍNOS E BOVINOS EM UM ARGISSOLO**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Genuir Luis Denega

**Santa Maria, RS, Brasil
2009**

EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E DIÓXIDO DE CARBONO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS E BOVINOS EM UM ARGISSOLO

por

Genuir Luis Denega

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

Orientador: Prof. Dr. Celso Aita

**Santa Maria, RS, Brasil
2009**

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

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

**EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO E DIÓXIDO DE CARBONO APÓS
APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS E BOVINOS EM UM
ARGISSOLO**

elaborada por
Genuir Luis Denega

**Como requisito parcial para a obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo**

Comissão Examinadora:

**Celso Aita, Dr.
(Presidente/Orientador)**

**Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)
(Co-orientador)**

Cimélio Bayer, Dr. (UFRGS)

Santa Maria, 02 de março de 2009.

“Viva como se fosse morrer amanhã e faça agricultura como se fosse viver para sempre!”

Jason Clay

*Aos meus pais Darci e Ires Parcianello Denega
Aos amigos Tiago Roldo e André Paulo Hübner*

Dedico

Agradecimentos

Ao “astro-rei” que a cada novo dia nos dá as boas-vindas e a luz necessária para seguirmos firmes na luta;

Aos meus pais Darci e Ires, primeiramente, pelo milagre da vida, pelas palavras de incentivo, pela ajuda, por adiarem seus sonhos para que os meus se realizassem e, principalmente por acreditarem no “... tem que ser assim!”;

Aos meus familiares: nonas Júlia e Ida, Osvaldo, Dileta, Alaércio e Lucas e demais e meus afiliados: Éliton, Juliana e Lucas;

Ao meu orientador Prof. Dr. Celso Aita, pelas sábias palavras, incentivo e conhecimentos repassados;

Aos co-orientadores Prof. Dr. Sandro José Giacomini e Prof. Dr. Carlos Alberto Ceretta, pelo acompanhamento e amizade;

Ao Prof. Dr. Cimélio Bayer, pelo auxílio e pelo exemplo profissional e humanitário;

Aos doutorandos Frederico Costa Beber Vieira, Josiléia Acordi Zanatta e Tiago Zchornack, e ao laboratorista Luiz Antônio da Silveira (Tonho) bem como demais pessoas que nos acolheram e possibilitaram que ficássemos inúmeras madrugadas em claro no lado do “Mr. Shimadzu” no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS);

Aos grandes e exemplares amigos Jeane Portela e Sidinei Stürmer, pela moradia e ótimo convívio, quando de nossa permanência em Porto Alegre;

Ao amigo/irmão Gabriel de Franceschi dos Santos pela parceria nos trabalhos, coletas e análises, pela grande amizade, pelos conselhos e pelo exemplo de dedicação e disciplina;

A Stefen Barbosa Pujol, Viviane Bugs e Marciel Redin, pela honra de ter dividido a moradia, conhecimentos, medos e anseios;

À Pró-Reitoria de Assuntos Estudantis e à Casa do Estudante Universitário pelo suporte, e aos amigos do Apto 4205, em especial a Marcelo Oliveira, Alexandro Rosa, Rodrigo Rodrigues, Marcelo Prado, Marcelo Ronsoni e Valmir, pela acolhida naquele momento difícil, sem a qual eu não poderia ter chegado até aqui;

À Universidade Federal de Santa Maria, e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelo ensino público, gratuito e de qualidade tanto durante a graduação como também no mestrado;

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos;

Aos bolsistas do Laboratório de Microbiologia de Solo e Ambiente: Cassiano Schmalz, Juliano Olivo, Rafael Longhi, Jackson Cerini, Rogério Gonzatto, Douglas Adams, Giliardi Dallazen, Andressa Ballem, Janquieli Schirmann, Armando Neto e André Volpato;

Aos colegas de laboratório e mestrandos Juciéli Simon, Fabiana Trevisan, Vera da Cas, Alexandre Doneda, Marciel Redin, Fabiano Damasceno e Fernanda Stüker;

Aos colegas e amigos do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo: Elisandra Pcojeski, Eduardo Lorensi, Gerônimo Rodrigues Prado, Alcione Miotto, Fábio Mallmann, Fábio Pacheco Menezes, Paulo Gubiani e Alexandre Ten Caten, pelo coleguismo e auxílio durante a realização do curso;

Aos funcionários Rose, Tarcísio, Finamor, Flávio, Gládis e Luiz Marchiotti Fernandes, pelo auxílio e bom humor em todos os momentos;

As figuras anônimas que nos mais diversos momentos nos auxiliaram na logística e às pessoas não citadas, mas que também podem ser consideradas colaboradoras deste trabalho;

Saibam todos que:

“O futuro não é o lugar para onde estamos indo, mas o lugar que estamos criando. O caminho para ele não é encontrado, mas construído, e o ato de fazê-lo muda tanto a realidade quanto o destino!” (John Shaor).

Então, que criemos nosso próprio destino!

Obrigado a todos.

RESUMO

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

EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO E DIÓXIDO DE CARBONO APÓS APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS E BOVINOS EM UM ARGISSOLO

Autor: Genuir Luis Denega

Orientador: Celso Aita

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 02 de Março de 2009.

A emissão de gases de efeito estufa decorrente do uso agrícola dos dejetos de animais como fertilizantes, bem como a mineralização do carbono desses materiais no solo são aspectos ainda relativamente pouco estudados no Brasil. Este trabalho foi realizado para avaliar: 1) a emissão anual de óxido nitroso com o uso, no milho, de adubação mineral e orgânica (dejetos líquidos de suínos e de bovinos e cama sobreposta de suínos); 2) a mineralização do carbono dos dejetos líquidos de suínos e da palha de milho, com e sem incorporação ao solo. Para isso foram conduzidos dois experimentos em condições de campo, no período de outubro de 2007 a setembro de 2008, na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) em um Argissolo Vermelho distrófico arênico. No primeiro, avaliou-se periodicamente a emissão de N_2O durante 342 dias nos seguintes tratamentos: T1: sem dejetos (testemunha); T2: dejetos líquidos de suínos em aplicação única; T3: cama sobreposta de suínos; T4: cama sobreposta + uréia; T5: dejetos líquidos de bovinos; T6: dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada; T7: sem dejetos e com adubação mineral (NPK) recomendada ao milho. Aproximadamente 2/3 da emissão anual de N_2O ocorreu durante os primeiros 15 dias após a aplicação dos materiais orgânicos, sendo que todos eles provocaram aumento na emissão de N_2O em relação ao tratamento testemunha, sem uso de fertilizantes e também em relação ao tratamento com o uso de N-uréia. Com a aplicação parcelada dos dejetos de suínos a emissão de N_2O foi inferior à aplicação dos dejetos em dose única. Ao final de aproximadamente um ano o fator de emissão de N_2O nos tratamentos com aplicação de resíduos orgânicos variou de 2,1 % do N aplicado com os dejetos líquidos de bovinos a 3,4 % do N aplicado com os dejetos líquidos de suínos. No segundo experimento foi avaliado o efeito da adição de dejetos sobre a decomposição de palha de milho, com e sem incorporação ao solo. Para tal, foi quantificada a emissão contínua de $C-CO_2$ por um período de 158 dias nos seguintes tratamentos: T1: solo sem mobilização, T2: solo mobilizado, T3: dejetos líquidos de suínos em superfície, T4: dejetos incorporados, T5: palha de milho em superfície, T6: palha incorporada, T7: palha + dejetos em superfície e T8: palha + dejetos incorporados. A incorporação da palha de milho ao solo favoreceu a mineralização do C da palha enquanto nos dejetos de suínos a sua manutenção na superfície do solo favoreceu a mineralização do C. A aplicação de dejetos líquidos de suínos aumentou a mineralização do C da palha em superfície em 12% (320 kg ha^{-1} do C adicionado) e da palha incorporada em 1,3% (34 kg ha^{-1} do C adicionado).

Palavras-chave: Gases de efeito estufa, dejetos líquidos de suínos, dejetos líquidos de bovinos, cama sobreposta de suínos, decomposição de resíduos orgânicos.

ABSTRACT

Master Dissertation in Soil Science
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

EMISSION OF NITROUS OXIDE AND CARBON DIOXIDE AFTER APPLICATION OF PIG SLURRY AND CATTLE DEJECTIONS IN AN HAPLUDALF

Author: Genuir Luis Denega

Adviser: Celso Aita

Place and date of the defense: Santa Maria, March 2, 2009.

Emission of greenhouse effect gases due to the agricultural use of the dejections of animals as fertilizers, as well as the mineralization of the carbon of those materials in the soil healthy aspects are still relatively a little studied in Brazil. This work was accomplished to evaluate: 1) the annual emission of nitrous oxide with the use, in the corn, of mineral and organic manuring (pig and cattle slurry and pig deep-bedding); 2) the mineralization of the carbon of pig slurry and of the corn straw, with and without incorporation to the soil. For that two experiments were driven in field conditions, in the period of October of 2007 to September of 2008, in the experimental area of the Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) in typic Hapludalf soil. In the first, it was evaluated the emission of N_2O periodically for 342 days in the following treatments: T1: without dejections (control); T2: pig slurry in single application; T3: pig deep-bedding; T4: pig deep-bedding + urea; T5: cattle slurry; T6: pig slurry in parceled out application; T7: without slurry and with mineral fertilizer (NPK) recommended to the corn. Approximately 2/3 of the annual emission of N_2O happened during the first 15 days after the application of the organic materials, and all of them provoked increase in the emission of N_2O in relation to the control treatment, without use of fertilizers and also in relation to the treatment with the use of N-urea. With the parceled out application of the pig slurry the emission of N_2O was inferior to the single application. At the end of approximately one year the factor of emission of N_2O in the treatments with application of organic residues varied of 2.1% of applied N with the cattle slurry to 3.4% of applied N with the pig slurry. In the second experiment the effect of the addition of pig slurry was evaluated on the decomposition of corn straw, with and without incorporation to the soil. For such, the continuous C-CO₂ emission was quantified for a period of 158 days in the following treatments: T1: soil without mobilization, T2: mobilized soil, T3: pig slurry in soil surface, T4: pig slurry incorporated, T5: corn straw in surface, T6: incorporate straw, T7: straw + pig slurry in surface and T8: straw + incorporate pig slurry. The incorporation of the corn straw to the soil favored the C mineralization of the straw while in the pig slurry his maintenance in the soil surface favored the C mineralization. The application of pig slurry increased the mineralization straw C in surface in 12% (320 kg ha⁻¹ of added C) and of the incorporate straw in 1.3% (34 kg ha⁻¹ of added C).

Keywords: Greenhouse gas, pig slurry, cattle slurry, deep-bedding, organic residues decomposition.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS), dejetos líquidos de bovinos (DLB) e da cama sobreposta de suínos (CS) e quantidades de matéria seca (MS), carbono orgânico (C) e nitrogênio (N) adicionadas ao solo com cada material orgânico.28
- Tabela 2 – Concentração de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N total e N mineral) nos dejetos líquidos de suínos (DLS) e nos resíduos culturais de milho (RCM) e quantidades de MS, C e N adicionadas no solo com cada material orgânico.73

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Temperatura média diária do ar e precipitações pluviométricas durante o experimento. Santa Maria, 2009.30
- Figura 2 – Dispositivo para medição do N_2O : (a) instalação das bases metálicas; (b) detalhe da disposição das bases nas entrelinhas do milho; (c) vista superior de uma base metálica; (d) visão geral das bases instaladas no campo, nas entrelinhas do milho; (e) coleta dos gases. Santa Maria, 2009. Denega, 2007.....31
- Figura 3 – Calendário das coletas de gases e identificação das principais operações realizadas no experimento em 2007 (a) e 2008 (b). Santa Maria, 2009.....33
- Figura 4 – Fluxo de óxido nitroso (N_2O) nos tratamentos durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b). DLSu, dejetos líquidos de suínos em aplicação única; CS, cama sobreposta; CS+U, cama sobreposta mais uréia; DLB, dejetos líquidos de bovinos; DLSp, dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada; NPK, adubação mineral. Santa Maria, 2009.....36
- Figura 5 – Teores de $N-NO_3^-$ nos tratamentos durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b). DLSu, dejetos líquidos de suínos em aplicação única; CS, cama sobreposta; CS+U, cama sobreposta mais uréia; DLB, dejetos líquidos de bovinos; DLSp, dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada; NPK, adubação mineral. Santa Maria, 2009.39
- Figura 6 – Porosidade do solo preenchida por água (PPA) durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b). DLSu, dejetos líquidos de suínos em aplicação única; CS, cama sobreposta; CS+U, cama sobreposta mais uréia; DLB, dejetos líquidos de bovinos; DLSp, dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada; NPK, adubação mineral. Santa Maria, 2009.....42
- Figura 7 – Emissão de $N-N_2O$ durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b) nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada (DLSp) e testemunha sem dejetos (TEST). Santa Maria, 2009.....44

| | |
|--|----|
| Figura 8 – Emissão de N-N ₂ O durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b) nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); dejetos líquidos de bovinos (DLB) e testemunha sem dejetos (TEST). Santa Maria, 2009. | 49 |
| Figura 9 – Emissão de N-N ₂ O durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b) nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); cama sobreposta de suínos (CS) e testemunha sem dejetos (TEST). Santa Maria, 2009. | 53 |
| Figura 10 – Emissão de N-N ₂ O durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b) nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); dejetos líquidos de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CS) e adubação mineral (NPK). Santa Maria, 2009. | 56 |
| Figura 11 – Emissão acumulada total (a) e líquida (b) de N-N ₂ O durante os primeiros 60 dias do experimento nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); dejetos líquidos de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CS) e testemunha sem dejetos (TEST). Santa Maria, 2009. | 58 |
| Figura 12 – Emissão de N-N ₂ O em kg ha ⁻¹ (a) e em % do N total aplicado (b) nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada (DLSp), dejetos líquidos de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CS), cama sobreposta de suínos + uréia (CS+U), testemunha sem dejetos (TEST) e adubação mineral (NPK). Santa Maria, 2009. | 62 |
| Figura 13 – a) visão geral do experimento; b) detalhe do sistema de coleta do CO ₂ , mostrando o recipiente com NaOH no interior da câmara e c) duas câmaras de cada repetição de um dos tratamentos. Santa Maria, 2009. Denega, 2008. | 74 |
| Figura 14 – Mineralização acumulada do C nos diferentes tratamentos durante todo o experimento. Santa Maria, 2009. | 77 |
| Figura 15 – Mineralização acumulada do C nos diferentes tratamentos durante os primeiros 40 dias do experimento. Santa Maria, 2009. | 78 |
| Figura 16 – Fluxos de C-CO ₂ durante o experimento, nos tratamentos com palha em superfície e palha incorporada. Santa Maria, 2009. | 80 |
| Figura 17 – Mineralização aparente do C nos tratamentos com palha e palha + dejetos durante todo o experimento (a) e nos tratamentos com palha em superfície e palha + dejetos em superfície, durante os primeiros 40 dias (b). Santa Maria, 2009. | 83 |
| Figura 18 – Mineralização aparente do C dos dejetos mantidos na superfície do solo e incorporados. Santa Maria, 2009. | 84 |

Figura 19 – Mineralização do C da palha mantida na superfície do solo (a) incorporada (b), com e sem aplicação de dejetos. Santa Maria, 2009.....86

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| INTRODUÇÃO GERAL | 17 |
| OBJETIVOS | 20 |
| Objetivo geral | 20 |
| Objetivos específicos | 20 |
| HIPÓTESES | 21 |
| 1 EMISSÃO DE N₂O COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS E BOVINOS EM PLANTIO DIRETO DE MILHO | 22 |
| 1.1 Resumo | 22 |
| 1.2 Introdução | 23 |
| 1.3 Materiais e métodos | 26 |
| 1.3.1 Caracterização da área..... | 26 |
| 1.3.2 Delineamento e tratamentos..... | 26 |
| 1.3.3 Semeadura das plantas de cobertura de inverno | 26 |
| 1.3.4 Coleta e análise dos dejetos..... | 27 |
| 1.3.5 Aplicação dos dejetos e semeadura do milho..... | 28 |
| 1.3.6 Condução do experimento..... | 29 |
| 1.3.7 Dispositivo para avaliar a emissão de N ₂ O..... | 30 |
| 1.3.8 Coleta de gases no interior das câmaras..... | 31 |
| 1.3.9 Análise do N ₂ O nas amostras gasosas..... | 33 |
| 1.3.10 Cálculos das emissões de N ₂ O..... | 34 |

| | |
|--|-----------|
| 1.3.11 Análises de outros atributos..... | 34 |
| 1.3.12 Análise Estatística..... | 34 |
| 1.4 Resultados e discussão | 35 |
| 1.4.1 Emissão de N ₂ O nos tratamentos avaliados..... | 35 |
| 1.4.2 Dejetos líquidos de suínos em aplicação única x aplicação parcelada..... | 43 |
| 1.4.3 Dejetos líquidos de suínos x dejetos líquidos de bovinos | 48 |
| 1.4.4 Dejetos líquidos de suínos x cama sobreposta..... | 51 |
| 1.4.5 Adubos orgânicos x adubação mineral | 55 |
| 1.4.6 Emissão acumulada de N ₂ O | 57 |
| 1.4.7 Emissão anual de óxido nitroso | 60 |
| 1.5 Conclusões | 63 |
| 1.6 Bibliografia | 64 |
| 2 MINERALIZAÇÃO DO CARBONO DE PALHA DE MILHO E DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COM E SEM INCORPORAÇÃO AO SOLO..... | 68 |
| 2.1 Resumo | 68 |
| 2.2 Introdução..... | 69 |
| 2.3 Material e métodos..... | 71 |
| 2.3.1 Caracterização da área..... | 71 |
| 2.3.2 Delineamento e tratamentos..... | 71 |
| 2.3.3 Período de condução e avaliações | 71 |
| 2.3.4 Resíduos culturais de milho..... | 71 |
| 2.3.5 Análises dos materiais orgânicos | 72 |
| 2.3.6 Dispositivos de medição contínua de C-CO ₂ (câmaras estáticas) | 73 |
| 2.3.7 Captação do CO ₂ liberado | 74 |
| 2.3.8 Titulação das amostras..... | 75 |
| 2.3.9 Condução do experimento..... | 75 |
| 2.3.10 Avaliações complementares | 75 |

| | |
|---|-----------|
| 2.3.11 Análise Estatística..... | 75 |
| 2.3.12 Estimativa dos processos de biotransformação do carbono..... | 76 |
| 2.3.12.1 Mineralização aparente do C (método da diferença). | 76 |
| 2.4 Resultados e discussão | 77 |
| 2.4.1 Liberação acumulada de C-CO ₂ nos tratamentos..... | 77 |
| 2.4.2 Mineralização aparente do C da palha e dos dejetos | 81 |
| 2.4.3 Efeito dos dejetos sobre a mineralização do C da palha | 85 |
| 2.5 Conclusões | 87 |
| 2.6 Bibliografia | 88 |
| 3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 90 |

INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente, cresce o interesse pelas discussões relativas às mudanças globais, em seu sentido mais amplo. Dentre os diversos assuntos que vêm sendo discutidos, o enfoque principal tem sido a preocupação com o meio ambiente. Paralelamente a isso, observa-se também um aumento nas pesquisas e na proposição de medidas mitigatórias para com a poluição e contaminação das águas, do solo e do ar. Cabe ressaltar que esse cenário tem se tornado mais concreto, sobretudo, devido à cobrança da própria sociedade, hoje, mais que em outras épocas, a mercê das constantes mudanças do clima.

Além da sociedade em geral, provavelmente, o setor mais propenso a sofrer com estas alterações é o setor primário, ou seja, a agricultura e a pecuária. Todavia, essas atividades também contribuem à poluição ambiental, principalmente quando emitem, (antropicamente) gases de efeito estufa (GEE), contribuintes adicionais no aquecimento global.

Estudos recentes têm mostrado aumento na concentração de dióxido de carbono (CO_2), gás metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), óxidos de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono (CO) na atmosfera terrestre. Nesse sentido, o anteparo ou escudo natural de gases do planeta tem aumentado de espessura. Esse acréscimo, relacionado à dinâmica natural do planeta em manter parte da radiação de ondas de calor provinda do sol em sua superfície, tem se potencializado, provavelmente, auxiliando no aumento do que a comunidade científica mundial chama de efeito estufa de origem antrópica. A contribuição do setor agropecuário e, mais especificamente da agricultura, tem aumentado de importância com o decorrer dos anos, muito embora o incremento de gases na atmosfera venha ocorrendo desde a época em que teve início a Revolução Industrial na Europa. Atualmente, em nível global, estima-se que 20% dos GEE, emitidos para a atmosfera, sejam originários da atividade agrícola.

O dióxido de carbono provém da oxidação de materiais orgânicos e principalmente da mineralização da matéria orgânica do solo (MOS), quando este é manejado de forma que exponha a MOS a um maior ataque dos microorganismos decompositores. Esta emissão está intimamente relacionada com o estoque de MOS.

O óxido nitroso, por sua vez é produzido durante o processo microbiano de desnitrificação, quando bactérias anaeróbicas facultativas utilizam o nitrato (NO_3^-) como aceptor final de elétrons em substituição ao oxigênio (O_2). Esse processo ocorre em condições de anoxia, sendo favorecido pela disponibilidade de carbono e pela presença de NO_3^- , proveniente da mineralização da MOS e da aplicação de fertilizantes minerais e orgânicos.

Quando dejetos animais são utilizados como fertilizantes, ocorrem perdas de nutrientes, tanto na forma gasosa quanto por processos físicos como a lixiviação e o escoamento superficial. No solo, os microrganismos decompositores utilizam o carbono orgânico e os nutrientes dos dejetos e, através de seu metabolismo, aceleram a emissão de gases, sobretudo os GEE. Por isso, é necessário o manejo adequado dos dejetos para não comprometer a qualidade das águas (superficiais e sub-superficiais), principalmente pelo aumento na concentração de nitrato e de organismos patogênicos; do ar, pela liberação de maus odores e de GEE; e do solo, pelo acúmulo de metais pesados.

Em condições tropicais e subtropicais a magnitude da liberação de GEE, resultante da aplicação de dejetos animais, é ainda relativamente pouco conhecida. Assim, é necessário intensificar as pesquisas nessa área, a fim propor medidas mitigatórias para essas emissões.

A região sul do Brasil concentra o maior volume de produção de dejetos animais do país, sendo estes provenientes, principalmente, da criação intensiva de suínos, da criação de bovinos para a produção leiteira e do confinamento de bovinos de corte. Nestas criações, geralmente os dejetos são acondicionados em esterqueiras ou lagoas convencionais, onde parte do nitrogênio e carbono pode ser perdida para a atmosfera na forma de amônia (NH_3) e de GEE.

Nessa região é comum o uso agrícola de dejetos animais especialmente na cultura do milho e o modo de aplicação dos dejetos afeta a dinâmica do carbono e do nitrogênio no solo. Com aplicações anuais e superficiais em sistema de plantio direto (SPD), ocorre acúmulo de carbono no solo, resultante dos próprios dejetos e dos resíduos culturais das espécies em que os mesmos são aplicados. Além de aumentar o aporte de C ao solo, esse sistema melhora também diversos atributos químicos e físicos com o passar do tempo, em relação ao sistema em que os dejetos são incorporados ao solo.

Tanto no plantio direto como no sistema de preparo convencional do solo o acompanhamento da evolução do CO₂ e de outros GEE para a atmosfera, além da movimentação do N-NO₃⁻ no perfil do solo pode fornecer bons indicativos para recomendações no manejo, com vistas a um melhor aproveitamento dos nutrientes aplicados, a manutenção da cobertura do solo por maior tempo possível e a preservação do ambiente. Para tal é importante considerar as características do solo e dos dejetos, os fatores abióticos e a natureza bioquímica dos resíduos culturais.

Assim, busca-se com esse trabalho, conhecer melhor o efeito do uso dos dejetos em diferentes sistemas de preparo do solo, e sua influência na emissão de GEE e na decomposição dos materiais orgânicos, sobretudo daqueles que apresentam alta relação C/N, como os resíduos culturais dos cereais. Para avaliar esses diferentes aspectos foram conduzidos dois experimentos em condições de campo, os quais constituem os capítulos desta dissertação:

Capítulo 1. Emissão de N₂O com o uso de dejetos de suínos e bovinos em plantio direto de milho.

Capítulo 2. Mineralização do carbono de palha de milho e dejetos líquidos de suínos com e sem incorporação ao solo.

OBJETIVOS

Objetivo geral

- Avaliar a dinâmica do carbono e do nitrogênio com o uso de dejetos de suínos e de bovinos, com ênfase no efeito dos mesmos sobre a emissão de N_2O em plantio direto de milho e na mineralização do C da palha de milho e dos dejetos líquidos de suínos, com e sem incorporação ao solo.

Objetivos específicos

- Quantificar a emissão de N_2O na sucessão nabo forrageiro/milho/aveia preta, com o uso de dejetos de suínos e de bovinos em plantio direto;

- Avaliar a dinâmica de decomposição da palha de milho em condições de campo com o uso de dejetos líquidos de suínos, com e sem incorporação ao solo;

HIPÓTESES

- A emissão de N_2O varia em função do tipo de dejetos animais aplicados ao solo;
- A aplicação de dejetos líquidos de suínos, ricos em N amoniacal aumenta a mineralização do C dos resíduos culturais de milho;
- A localização dos dejetos e dos resíduos culturais de milho no solo afeta a taxa de decomposição dos materiais orgânicos.

1 EMISSÃO DE N₂O COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS E BOVINOS EM PLANTIO DIRETO DE MILHO

1.1 Resumo

O experimento foi conduzido em condições de campo durante um ano, na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), com o objetivo de avaliar, o efeito da aplicação de dejetos líquidos de suínos, dejetos líquidos de bovinos, cama sobreposta de suínos e adubação mineral (NPK) sobre a emissão de óxido nitroso (N₂O). Os fertilizantes foram aplicados no milho em plantio direto e o delineamento experimental foi o de blocos inteiramente casualizados, com três repetições. Em câmaras estáticas e adaptadas à coleta de sua atmosfera interna, foram avaliados os seguintes tratamentos: T1: Sem dejetos (testemunha); T2: Dejetos líquidos de suínos em aplicação única; T3: Cama sobreposta de suínos; T4: Cama sobreposta + Uréia; T5: Dejetos líquidos de bovinos; T6: Dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada; T7: Sem dejetos e com adubação mineral (NPK) recomendada ao milho. A emissão de N₂O para a atmosfera aumentou com a aplicação dos três materiais orgânicos, em relação à testemunha e ao tratamento com aplicação de N-uréia, principalmente nos primeiros 15 dias após a aplicação dos tratamentos. Com a aplicação parcelada dos dejetos de suínos houve redução da emissão de N₂O, em relação ao seu uso em dose única. Ao final do trabalho, o fator de emissão de N₂O nos tratamentos com aplicação de materiais orgânicos variou de 2,1 % do N aplicado com os dejetos líquidos de bovinos a 3,4 % do N aplicado com os dejetos líquidos de suínos.

1.2 Introdução

Após a Revolução Industrial foi intensificado em nível mundial o uso dos recursos naturais, sobretudo na Europa (FOLEY et al., 2005). Com o desenvolvimento tecnológico das máquinas, o trabalho passou a ser mais efetivo em termos termodinâmicos, proporcionando um ganho maior de produtividade num menor espaço de tempo. Neste contexto está inserida a agricultura. Em virtude dessas mudanças, a perturbação dos agroecossistemas desencadeou um aumento da entropia (BAIRD, 2002). Assim, estoques de elementos, dentre os quais o carbono, que até então estavam estocados no solo, na biomassa vegetal e em reservas fósseis, foram sendo gradativamente liberados para a atmosfera, potencializando reações que até então estavam equilibradas (ROCHA FILHO, 1998).

Qualquer modificação nas condições naturais de um agroecossistema gera ganhos e perdas (BAIRD, 2002). O balanço energético entre fonte e dreno no sistema solo-atmosfera tem gerado muita preocupação no meio científico, principalmente no que diz respeito à própria sustentabilidade ambiental e agrícola, bem como à qualidade de vida, em longo prazo (COSTA et al., 2008). O aumento da concentração dos chamados GEE na atmosfera é um exemplo desse desequilíbrio entre fonte e dreno.

Apesar de ocuparem aproximadamente 0,1% do volume total de gases na atmosfera, os GEE, também chamados de gases-traço (CO_2 , N_2O), podem ser considerados grandes vilões do anunciado aumento da temperatura média do planeta. Os gases de efeito estufa sempre fizeram parte do cotidiano. O diferencial entre o período pré-industrial e os dias atuais está na sua concentração na atmosfera. Essa em determinados momentos, pode potencializar as inúmeras reações e fenômenos atmosféricos, retroalimentando sistemas e podendo ocasionar uma série de danos à sociedade. Assim, enquanto o vapor de água (gás do efeito estufa natural) não apresenta nenhum inconveniente, os demais GEE emitidos antropicamente são responsáveis pelo aumento no aquecimento global e de suas conseqüências.

Segundo cálculos do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas, (IPCC, 2001), em termos globais, se estima que 20% dos gases com características e potencial de causar o efeito estufa sejam originados de atividades agropecuárias. Dentro desse contexto, Gomes (2006) destaca que a forma de manejo do solo é

uma das principais causas. Para as condições brasileiras, 75% das emissões de CO₂ e acima de 90% das emissões de N₂O são oriundas das práticas agrícolas, sobretudo devido à existência de grandes áreas cultivadas e do enorme rebanho bovino do país (COSTA et al., 2008).

A contribuição relativa destes GEE em escala global fica em 60% para o CO₂, e 5% para o N₂O. Já no Brasil, o CO₂ representa 67%, e N₂O 13% (EMBRAPA, 2006). Por isso, o principal GEE responsável pelo aumento no aquecimento global é sem dúvida o CO₂. Na agricultura, práticas que preconizam uma menor mineralização dos resíduos culturais e da própria MOS são imprescindíveis na mitigação da emissão desse gás.

Os processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação são os responsáveis pela emissão do óxido nitroso (N₂O), um potente gás de efeito estufa (MOZETO, 2001). São vários os fatores que determinam a formação e emissão do óxido nitroso. Dentre os principais estão a temperatura, pH do solo, presença de NH₄⁺ e NO₃⁻, matéria orgânica, porosidade do solo e umidade. Destes, o fator dominante que regula a formação de N₂O no solo é o espaço poroso ocupado por água (PPA) aliado à temperatura. Assim, solos aerados que apresentem um PPA de 35 a 60% têm formação de N₂O como um subproduto da nitrificação. Já em PPA acima de 70%, ocorrem condições que facilitam as reações de desnitrificação (JANTALIA et al., 2006). Em ambos os processos, a formação de N₂O somente ocorre se houver substrato e presença de bactérias específicas. O atual volume de óxido nitroso gerado é originado em grande parte pelo uso de fertilizantes nitrogenados, tanto minerais quanto orgânicos. Outra fonte de emissão antrópica considerável é gerada pela conversão de uso da terra.

O óxido nitroso é um dos gases que mais preocupa os cientistas devido ao seu grande poder reativo na atmosfera, bem como por possuir uma meia vida de até 150 anos (CARDOSO et al., 2001). Além disso, possui poder catalisador da depleção da camada de ozônio (O₃), ocasionando assim, indiretamente, uma diminuição do poder filtrante do O₃, que tem como função evitar efeitos deletérios à biosfera pela radiação energética (MOZETO, 2001).

A magnitude da produção e emissão dos GEE depende das condições abióticas, principalmente temperatura, aeração, umidade e pH. Essas, somadas às condições físicas e ao teor de C e N disponíveis no solo, criam um panorama de emissão específico para cada situação.

A utilização dos dejetos de animais para a fertilização de lavouras é uma prática agrícola cada vez mais comum. São depositadas quantidades consideráveis de C e nutrientes no solo, muitas vezes superiores à própria capacidade de assimilação das culturas. Isso pode gerar poluição no sentido mais amplo, com destaque para a emissão de GEE. Poucos são os trabalhos cuja emissão de N₂O com o uso de dejetos tenha sido avaliada para as condições brasileiras (GIACOMINI, 2005).

Assim, o presente estudo visa avaliar a dinâmica de emissão de N₂O com o uso de dejetos de suínos e de bovinos no milho, em plantio direto.

1.3 Materiais e métodos

1.3.1 Caracterização da área

O trabalho foi realizado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, em Santa Maria, RS. O solo do local pertence à Unidade de Mapeamento São Pedro, sendo classificado como Argissolo Vermelho distrófico arênico (EMBRAPA, 2006).

O clima da Depressão Central do Rio Grande do Sul, região na qual foi instalado o experimento, é subtropical do tipo Cfa, segundo classificação de Köppen. Apresenta um regime de chuvas bem distribuídas no outono, inverno e primavera e estiagens freqüentes no verão. As médias anuais de temperatura e precipitação situam-se em torno de 19,2° C e 1789 mm, respectivamente. Apresenta luminosidade deficiente nos meses de inverno.

O experimento teve início no dia 19 de outubro de 2007 sendo conduzido em condições de campo durante um ano. A partir de outubro de 2004 a área passou a ser cultivada em sistema plantio direto, tendo o milho como cultura de verão, a qual foi semeada em sucessão a plantas de cobertura de inverno (aveia ou nabo). Antecedendo a semeadura do milho, em cada ano são aplicados, como tratamentos, dejetos de bovinos e de suínos sobre os resíduos culturais das plantas de cobertura.

1.3.2 Delineamento e tratamentos

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, com três repetições. Em parcelas de 5 x 5 metros (25 m²) foram avaliados os seguintes tratamentos: T1: sem dejetos (testemunha); T2: dejetos líquidos de suínos em aplicação única, T3: cama sobreposta de suínos; T4: cama sobreposta + uréia; T5: dejetos líquidos de bovinos; T6: dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada e T7: sem dejetos e com adubação mineral (NPK) recomendada para o milho.

1.3.3 Semeadura das plantas de cobertura de inverno

No ano agrícola 2007/2008, o nabo forrageiro foi a cultura de inverno, sendo semeada em 25 de maio de 2007. Devido às condições climáticas desfavoráveis ocorridas neste período foi necessária ressemeadura em 02 de julho. Para isso, as plantas da primeira semeadura foram dessecadas 15 dias antes.

Por ocasião da plena floração do nabo, em 28 de setembro foi feita a coleta de plantas em uma área de 0,49 m² (0,7 x 0,7 m) em cada tratamento. As plantas foram acondicionadas em sacos e levadas para secagem em estufa ventilada a uma temperatura de 65^o C até atingir peso constante. Posteriormente, as amostras foram pesadas e trituradas, subamostradas e moídas em moinho *Willey* (equipado com peneira de 40 Mesh). Após a moagem fina foi analisado o teor de N total, via digestão ácida (TEDESCO et al., 1995).

No dia 2 de outubro foi feita a rolagem do nabo utilizando-se um rolo-faca tracionado por trator. Em 9 de outubro, procedeu-se a dessecação da área utilizando-se o herbicida Glifosato, na dose de 3,6 litros ha⁻¹.

1.3.4 Coleta e análise dos dejetos

Três dias antes da instalação do experimento foram coletados dejetos líquidos de suínos e de bovinos em esterqueiras anaeróbicas, ambas situadas no distrito de Arroio Grande, interior do município de Santa Maria, RS. Os dejetos líquidos de suínos foram oriundos de animais em terminação e os dejetos líquidos de bovinos de vacas em lactação alimentadas a pasto, com complementação de silagem.

A cama sobreposta, por sua vez, foi coletada do Setor de Suinocultura da Universidade Federal de Santa Maria. Até o momento da coleta haviam sido criados, sobre a cama, cinco lotes de suínos adultos em fase de terminação. Nos três tipos de material orgânico foram analisados, sem secagem prévia, o pH, matéria seca e teor de nitrogênio total e amoniacal, conforme TEDESCO et al. (1995). Após a secagem em estufa analisou-se no material seco e moído, o teor de C total em autoanalisador CHNS.

As principais características dos materiais orgânicos e as quantidades adicionadas ao solo de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 – Principais características dos dejetos líquidos de suínos (DLS), dejetos líquidos de bovinos (DLB) e da cama sobreposta de suínos (CS) e quantidades de matéria seca (MS), carbono orgânico (C) e nitrogênio (N) adicionadas ao solo com cada material orgânico.

| Material Orgânico ⁽¹⁾ | MS | C orgânico | N total | N amoniacal | N nítrico | N Orgânico | C/N | pH |
|----------------------------------|--------|------------|---------|-------------|-----------|------------|-----|-----|
| g kg ⁻¹ | | | | | | | | |
| DLS | 25 | 7,67 | 2,44 | 1,51 | - | 0,92 | 3,2 | 7,8 |
| DLB | 104 | 21,67 | 2,22 | 0,79 | - | 1,43 | 9,8 | 7,3 |
| CS | 402 | 127,4 | 5,08 | 0,5 | 1,26 | 3,32 | 25 | 7,2 |
| kg ha ⁻¹ | | | | | | | | |
| DLS | 1.222 | 375 | 118,7 | 73,8 | - | 45,0 | - | - |
| DLB | 8.902 | 1.855 | 190 | 67,6 | - | 122,4 | - | - |
| CS | 15.035 | 4.764 | 190 | 18,7 | 47,1 | 124,2 | - | - |

⁽¹⁾ Doses de 48,9 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos; 85,6 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de bovinos; 37,4 Mg ha⁻¹ de cama sobreposta de suínos.

1.3.5 Aplicação dos dejetos e semeadura do milho

Em 19 de outubro, 17 dias após a rolagem do nabo forrageiro, foram aplicados os dejetos e em 20 de outubro a semeadura do milho. Os dejetos foram aplicados sobre os resíduos culturais do nabo forrageiro já que o trabalho foi conduzido em sistema de plantio direto. As doses aplicadas de dejetos líquidos, cama sobreposta e adubação mineral foram estabelecidas conforme recomendação da Comissão de Fertilidade do Solo do Núcleo Regional Sul (2004). Assim, no tratamento com adubação química foram aplicados, por ocasião da semeadura, 30 kg ha⁻¹ de N, 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 40 kg de K₂O ha⁻¹, nas formas de uréia, superfosfato triplo e cloreto de potássio, respectivamente. Em cobertura foram aplicados 65 kg de N ha⁻¹, na forma de uréia.

Com exceção do tratamento com dejetos de suínos em aplicação parcelada (T6), em todos os demais tratamentos com materiais orgânicos os mesmos foram aplicados em dose única, no dia anterior à semeadura do milho. No tratamento em aplicação parcelada dos dejetos líquidos de suínos, 50% da dose recomendada (24,4 m³ ha⁻¹ = 60 kg ha⁻¹ de N total) foi aplicada no dia da semeadura e 50% em cobertura aos 33 dias após a semeadura (DAS). No tratamento com o uso exclusivo

de cama sobreposta de suínos a dose aplicada foi de 37,4 Mg ha⁻¹ (190 kg ha⁻¹ de N total). Para aplicar, com a cama sobreposta, a dose recomendada de N ao milho (95 kg ha⁻¹ de N) considerou-se o N mineral presente inicialmente na cama, nas formas de N-NH₄⁺ (18,7 kg ha⁻¹ de N) e de N-NO₃⁻ (47,1 kg ha⁻¹ de N), e uma taxa de mineralização de 50 % do N orgânico da mesma (GIACOMINI, 2005). No tratamento com o uso combinado de cama sobreposta e uréia, 50% da quantidade de N recomendada ao milho foi aplicada com a cama (18,7 Mg ha⁻¹) e 50% com a uréia, em cobertura, aos 33 DAS.

Para a avaliação da emissão de N₂O considerou-se apenas um dos quatro blocos do experimento, no qual a semeadura do milho foi feita manualmente, em sulcos. Nos demais blocos a semeadura foi feita de forma mecanizada com semeadora para plantio direto. Por ocasião da semeadura as sementes foram tratadas com fungicida específico. A densidade de sementes foi de 8 por metro linear, (m⁻¹) num espaçamento de 0,9 m de entrelinhas. No mesmo dia da semeadura foram instalados quatro geotermômetros na profundidade de 10 cm, distribuídos aleatoriamente no bloco destinado à avaliação da emissão de N₂O.

1.3.6 Condução do experimento

Foram feitas duas aplicações de herbicida nas entrelinhas da cultura do milho utilizando-se a mistura de Atrazina + Simazina (6 L ha⁻¹) + Nicosulfuron (1 L ha⁻¹).

Três semanas após a germinação foi feito raleio no milho, deixando-se um *stand* final de 5 plantas por metro linear (aproximadamente 55.000 plantas ha⁻¹).

Durante o ciclo da cultura foi feito o controle da lagarta do cartucho (*Spodoptera frugiperda*) em duas ocasiões, sendo utilizados os produtos Clorpirifós (0,4 L ha⁻¹) e Novaluron (0,15 L ha⁻¹).

Em área próxima ao experimento foi instalado um pluviômetro para acompanhar a pluviometria da área durante o período experimental. Quando necessário, foram realizadas irrigações por aspersão, em dezembro, janeiro e fevereiro. Na Figura 1 observam-se as precipitações pluviométricas e as temperaturas médias diárias do ar durante o período experimental.

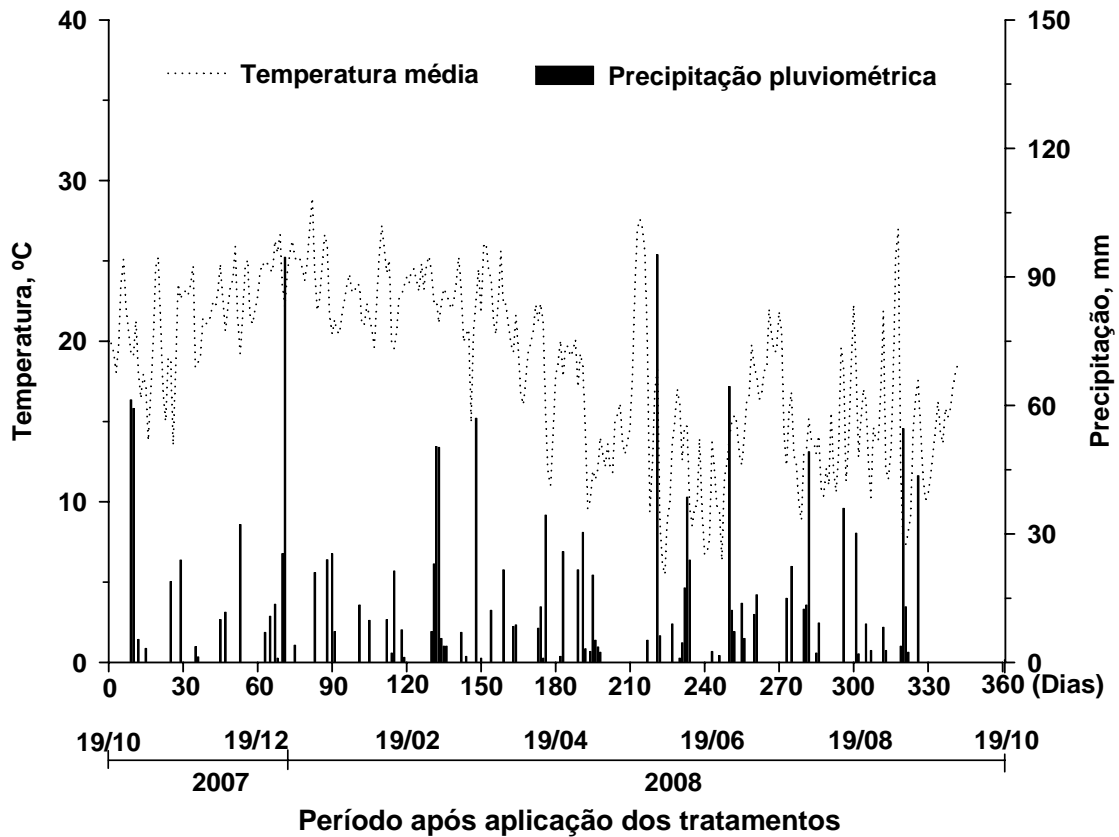


Figura 1 – Temperatura média diária do ar e precipitações pluviométricas durante o experimento. Santa Maria, 2009.

Em 5 de julho de 2008, quatro meses após a colheita do milho, semeou-se a aveia preta em todos os tratamentos no espaçamento de 17 cm entrelinhas. A semeadura foi feita em sulcos, os quais foram abertos manualmente. A quantidade de sementes utilizada foi de 80 kg ha^{-1} .

1.3.7 Dispositivo para avaliar a emissão de N_2O

Na área útil de cada tratamento do bloco destinado à avaliação da emissão de N_2O foram instaladas três bases metálicas, sendo que cada base constituía uma repetição. Estas foram construídas em alumínio e instaladas nas entrelinhas do milho antes da semeadura (Figuras 1a e 1b).

As bases metálicas, as quais serviram de suporte para as câmaras de coleta de gás, foram inseridas no solo a 5 cm de profundidade e permaneceram no mesmo local durante todo o período de avaliação, para evitar perturbações no solo (Figura

1d). Cada base metálica possuía um diâmetro interno de 20 cm. Aproximadamente 1cm abaixo do limite superior de cada base foi soldada uma extensão lateral, também em alumínio, de aproximadamente 3 cm, cuja extremidade tinha 1 cm de altura (Figura 1c). Essa área externa permanecia preenchida por água de modo a garantir a completa vedação do sistema (selo d'água) quando as câmaras eram colocadas sobre as bases, para coleta dos gases.



Figura 2 – Dispositivo para medição do N₂O: (a) instalação das bases metálicas; (b) detalhe da disposição das bases nas entrelinhas do milho; (c) vista superior de uma base metálica; (d) visão geral das bases instaladas no campo, nas entrelinhas do milho; (e) coleta dos gases. Santa Maria, 2009. Denega, 2007.

1.3.8 Coleta de gases no interior das câmaras

Em 21 de outubro, dois dias após a aplicação dos tratamentos, procedeu-se a primeira coleta de gases da atmosfera interna das câmaras (Figura 2e). Todas as coletas eram iniciadas às 9 horas da manhã e finalizadas por volta de 11 horas. As câmaras dispunham para coleta, na sua parte superior, de um dispositivo, regulado por válvula, onde eram conectadas seringas de polipropileno de 20 mL.

As câmaras foram fabricadas em cloro-polivinil (PVC), tendo como dimensões 20 cm de altura e 25 cm de diâmetro, perfazendo um volume interno de 9,817 litros.

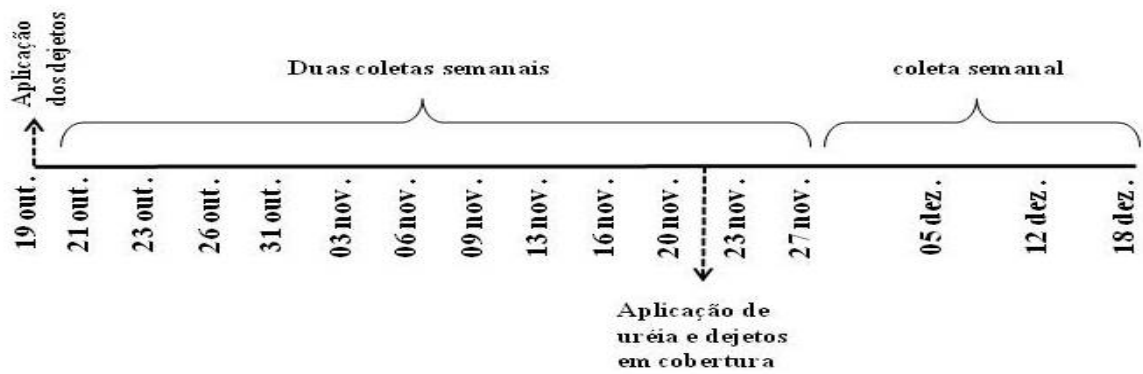
Em cada coleta, as câmaras eram dispostas sobre o selo d'água existente nas bases metálicas. Cada coleta foi feita em quatro tempos (zero, 15, 30 e 45 minutos) após a colocação das câmaras.

No momento em que as três câmaras de cada tratamento eram colocadas sobre as bases, coletava-se uma amostra da atmosfera externa (tempo zero), a uma altura aproximada de 35 cm do solo. Decorridos 15 minutos da primeira coleta externa era feita a primeira coleta do ar contido no interior das câmaras, sendo que trinta segundos antes dessa coleta (aos 14 minutos e 30 segundos) eram acionados os ventiladores internos (tipo *cooler*), em cada câmara, para homogeneização da atmosfera interna. As coletas nos tempos 30 e 45 minutos seguiam a mesma sistemática.

Após cada uma das coletas anotava-se a temperatura interna das câmaras, registrada através de termômetro digital acoplado a uma das câmaras da triplicata, e a temperatura do solo, medida através dos geotermômetros. Imediatamente após cada coleta, as seringas eram acondicionadas em caixa de isopor contendo gelo.

Nas seis primeiras semanas após a instalação do experimento (até 27/11/2007) a periodicidade foi de duas avaliações por semana. A partir desta data e até o dia 18 de dezembro de 2007 foi semanal (Figura 3a). A partir de janeiro de 2008 as avaliações passaram a ser aproximadamente mensais (Figura 3b). Dessa forma, durante todo período de avaliação (21 de outubro de 2007 a 24 de setembro de 2008) foram feitas 25 coletas.

a) 2007



b) 2008

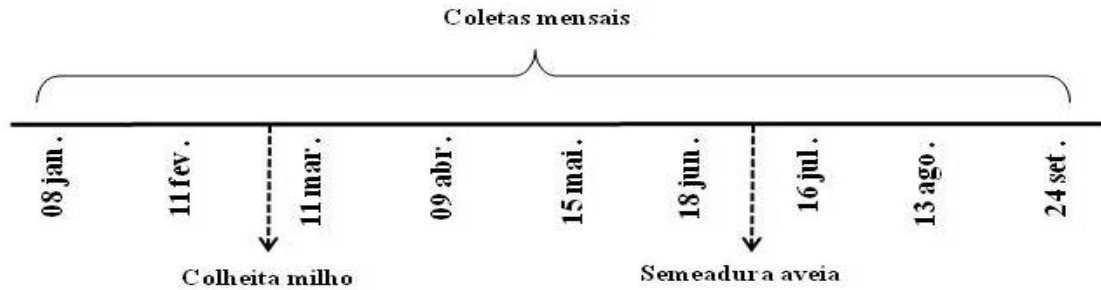


Figura 3 – Calendário das coletas de gases e identificação das principais operações realizadas no experimento em 2007 (a) e 2008 (b). Santa Maria, 2009.

1.3.9 Análise do N_2O nas amostras gasosas

Após cada coleta, as amostras eram transportadas imediatamente ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre/RS. Todas as amostras foram analisadas dentro do período máximo de 24 horas após a coleta de campo.

As análises foram feitas por cromatografia gasosa (Shimadzu GC 2014, modelo Greenhouse), utilizando-se colunas empacotadas em temperatura de $70^{\circ}C$. Como gás de arraste o equipamento utiliza N_2 com um fluxo de 26 mL min^{-1} . A temperatura do injetor era de $250^{\circ}C$ e a temperatura do detector de $325^{\circ}C$. Para detecção do gás N_2O foi utilizado o detector ECD (Electron Capture Detection).

1.3.10 Cálculos das emissões de N₂O

Obteve-se a variação da concentração de N₂O nas câmaras através do coeficiente angular da equação da reta ajustada. As emissões médias foram obtidas pelo valor médio das três câmaras instaladas em cada tratamento. Com o valor médio foi calculado o erro padrão.

Os fluxos de N₂O foram calculados pela equação:

$$F(GEE) = d [GEE]/dt \times 28 \times P \times V / R \times T \quad [1]$$

Sendo, **d [GEE]/dt**: mudança na quantidade de gás dentro da câmara no intervalo de tempo; **P**: pressão no interior da câmara; **V**: volume da câmara; **R**: constante universal dos gases e **T**: temperatura interna da câmara (em ° K).

Através de cálculos do fluxo médio determinou-se as emissões acumuladas de N₂O durante todo o período de avaliação, sendo que os valores de cada avaliação foram expressos em µg N-N₂O m⁻² h⁻¹.

1.3.11 Análises de outros atributos

Além da coleta de gases para avaliação da concentração em N₂O foi avaliada temperatura interna das câmaras (termômetro digital) e do solo, a 10 cm, através de geotermômetros. No mesmo dia de cada coleta de gases avaliou-se também a umidade gravimétrica e os teores do N-mineral do solo nas camadas de 0-20 cm.

A densidade do solo foi avaliada uma vez nessas mesmas profundidades, através do método do anel volumétrico (KIEHL, 1979).

1.3.12 Análise Estatística

Os resultados foram avaliados estatisticamente através da análise de variância e comparação das médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

1.4 Resultados e discussão

1.4.1 Emissão de N₂O nos tratamentos avaliados

As emissões de N₂O, avaliadas durante aproximadamente onze meses, diferiram entre os tratamentos, principalmente nos primeiros dois meses do experimento (Figura 4a). Observa-se que os maiores picos nos fluxos de N₂O ocorreram até os 25 dias e nos tratamentos com a aplicação de materiais orgânicos. Tomando como exemplo a amostragem realizada aos 12 dias, a emissão de N₂O nos três tratamentos com uso exclusivo de materiais orgânicos em dose única variou de 997 µg N₂O m⁻² h⁻¹ na cama sobreposta de suínos a 1149 µg N₂O m⁻² h⁻¹ no tratamento com dejetos líquidos de suínos (Figura 4b).

Esse comportamento, em que os maiores fluxos de N₂O são observados nos períodos iniciais à aplicação, tanto de dejetos como de fertilizantes nitrogenados minerais, tem sido observado em outros estudos conduzidos em diferentes condições edafoclimáticas (GOMES, 2006; CHIARADIA, 2005; GIACOMINI et al. 2006; PERÄLÄ et al., 2006; ROCHETTE et al., 2007). Ao avaliarem a emissão de N₂O em um experimento conduzido durante 28 dias, em área próxima àquela do presente trabalho e no mesmo tipo de solo, Giacomini et al. (2006) verificaram que a aplicação de 40 m³ ha⁻¹ (154 kg ha⁻¹ de N total) de dejetos líquidos de suínos juntamente com resíduos culturais de aveia preta (3,6 Mg ha⁻¹) aumentou os fluxos de N₂O em relação ao solo sem dejetos, tanto em plantio direto como em preparo reduzido do solo. Todavia, essa diferença ocorreu apenas nos primeiros 15 dias após a aplicação dos dejetos. A partir de 20 dias os fluxos de N₂O atingiram valores próximos de zero em todos os tratamentos.

Na Figura 4a observa-se que, de maneira geral e na maioria dos tratamentos, as emissões de N₂O a partir de aproximadamente 60 dias foram bastante baixas. No trabalho de Rochette et al. (2007), conduzido durante dois anos consecutivos em dois tipos de solo do Canadá, a aplicação de dejetos líquidos e sólidos de bovinos de leite aumentou significativamente a emissão de N₂O, em relação ao tratamento sem dejetos, apenas durante os primeiros 40 dias após a aplicação dos mesmos.

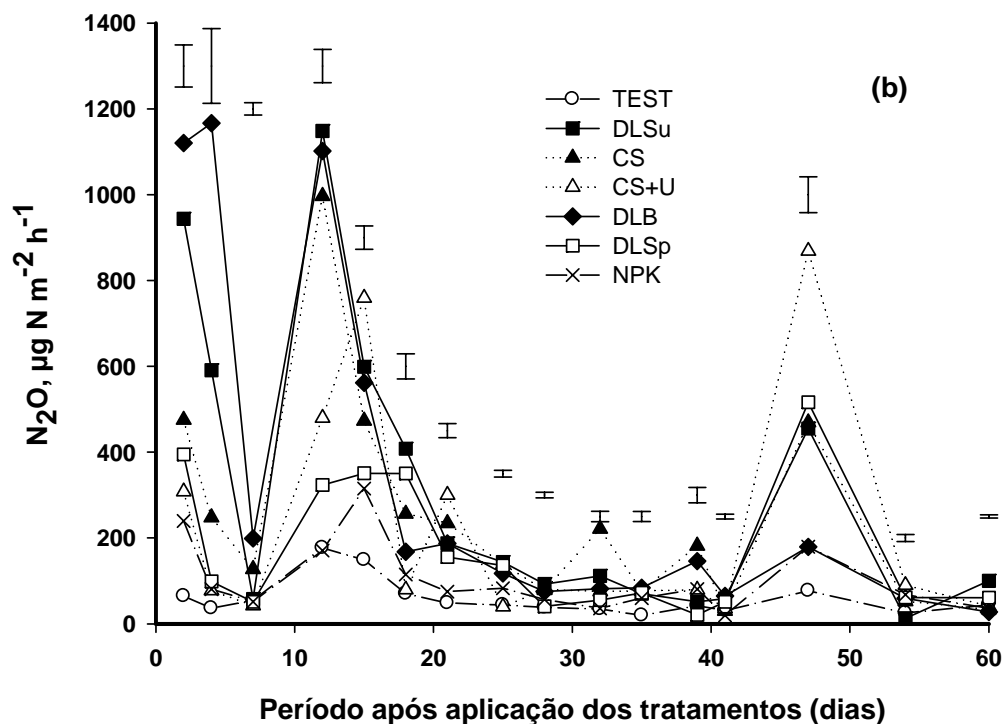
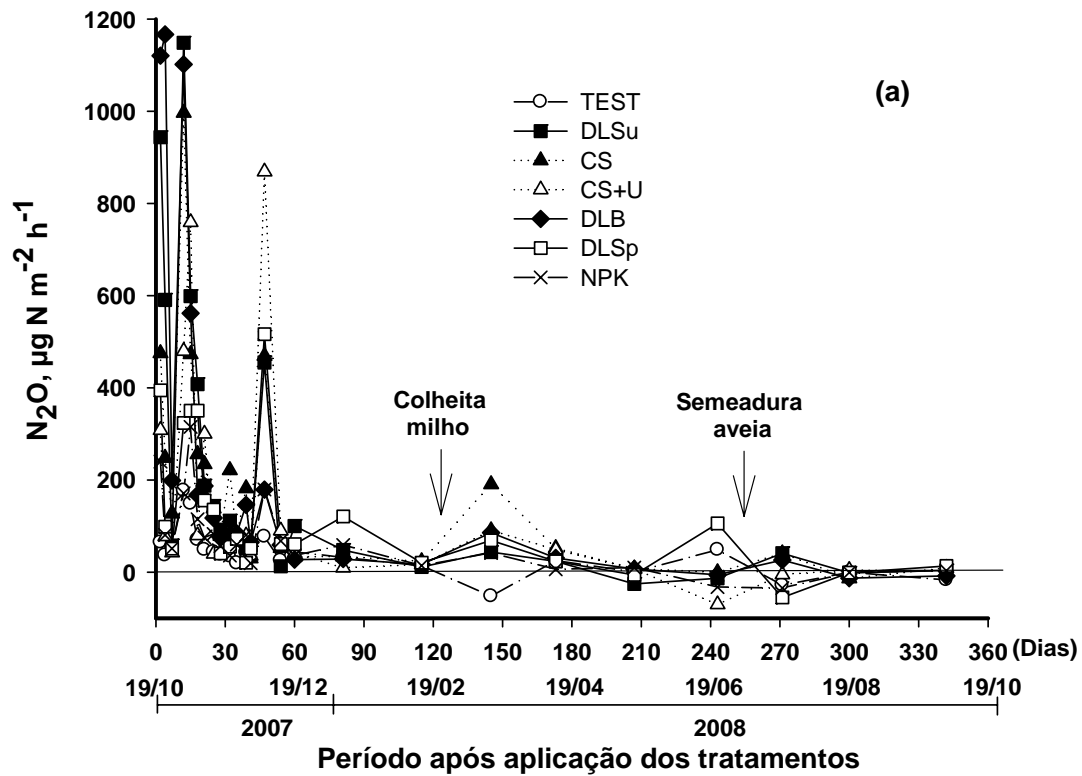


Figura 4 – Fluxo de óxido nitroso (N_2O) nos tratamentos durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b). DLSu, dejetos líquidos de suínos em aplicação única; CS, cama sobreposta; CS+U, cama sobreposta mais uréia; DLB, dejetos líquidos de bovinos; DLSp, dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada; NPK, adubação mineral. Santa Maria, 2009.

Esse aumento inicial nos fluxos de N_2O , quando dejetos são aplicados ao solo, especialmente aqueles manejados na forma líquida, pode ser atribuído a três fatores principais, segundo Giacomini et al. (2006): 1) o carbono orgânico dos dejetos é utilizado como fonte de C e energia pelos microrganismos aeróbios do solo, aumentando a sua atividade e a demanda em O_2 , o que pode gerar sítios de anaerobiose onde algumas bactérias podem respirar utilizando o NO_3^- presente no solo como receptor final de elétrons da cadeia respiratória reduzindo-o a N_2O ; 2) a rápida nitrificação do N amoniacal aplicado com os dejetos pode resultar na produção de N_2O por algumas bactérias possuidoras da enzima nitrito redutase; 3) dependendo da umidade do solo e da dose de dejetos, a fração líquida presente nos mesmos pode facilitar a ocorrência localizada de ambientes deficientes em O_2 onde o NO_3^- pode ser desnitrificado e emitido para a atmosfera na forma de N_2O .

Considerando que as maiores emissões de N_2O ocorreram durante os primeiros dois meses (Figura 1a), foi construída a Figura 1b, onde pode ser melhor visualizada, nesse período, a diferença entre os tratamentos avaliados. Observa-se que ocorreram diferenças significativas entre os tratamentos com materiais orgânicos e destes com o tratamento testemunha, onde não se aplicou dejetos. No início do experimento, as maiores emissões de N_2O em relação ao tratamento testemunha foram observadas nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos e de bovinos. Já na primeira avaliação, realizada apenas dois dias após a aplicação dos dejetos, a emissão de N_2O aumentou de apenas $64,4 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ na testemunha para $943,8 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no tratamento com aplicação de dejetos líquidos de suínos em dose única (DLSu) e $1120,5 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no tratamento em que foram aplicados os dejetos líquidos de bovinos (DLB).

Esse aumento médio de aproximadamente 16 vezes no fluxo de N_2O , provocado pela aplicação dos dejetos líquidos de suínos e de bovinos em relação à testemunha, pode ser atribuído a três razões principais: 1) as bactérias capazes de respirar utilizando NO_3^- como receptor final de elétrons, alternativamente ao O_2 , pertencentes principalmente aos gêneros *Pseudomonas*, *Bacillus* e *Paracoccus*, têm sua população e atividade no solo limitadas pela disponibilidade de energia. Isso é comprovado pelos baixos valores de emissão de N_2O no tratamento testemunha na maioria das avaliações realizadas. Com a adição dos dejetos essa energia é suprida através dos diversos compostos orgânicos presentes nos mesmos; 2) os dejetos além de atuarem como fonte de carbono e energia às bactérias desnitrificadoras,

favorecem os demais microrganismos heterotróficos aeróbios do solo aumentando a sua demanda por O_2 , o que pode estimular a redução do NO_3^- ; 3) os dejetos por serem constituídos principalmente de uma fração líquida, quando aplicados diminuiriam momentaneamente a disponibilidade de O_2 , especialmente na camada superficial do solo.

Além da disponibilidade de carbono para atender as necessidades metabólicas das bactérias anaeróbias facultativas, responsáveis pela desnitrificação, esse processo também é favorecido no solo pela presença de teores elevados de NO_3^- e por condições anóxicas decorrentes, principalmente, da atividade microbiana elevada, do adensamento do solo e, ou da umidade excessiva. Todavia, comparando-se as emissões de $N-N_2O$ aos teores de $N-NO_3^-$ no solo (Figura 5) encontra-se a dificuldade em estabelecer uma relação entre essas duas variáveis.

Ainda nas Figuras 4b e 5b observa-se, por exemplo, que, na terceira avaliação, ocorreu uma queda acentuada na emissão de N_2O em todos os tratamentos (Figura 4b) enquanto que os teores de NO_3^- no solo na mesma avaliação foram, para alguns tratamentos, os mais elevados (Figura 5b). Da mesma maneira, o aumento nos teores de NO_3^- no solo entre 150 e 200 dias (Figura 5a) não é percebido em termos de aumento na emissão de N_2O na avaliação feita na mesma data (Figura 4a). Apesar dessa falta de concordância entre picos de emissão de N_2O com aumento nos teores de $N-NO_3^-$ no solo, observa-se que, de maneira geral, o tratamento testemunha, sem aplicação de N, foi aquele que apresentou menor emissão de N_2O ao longo do experimento (Figura 4) e também os menores teores de $N-NO_3^-$ (Figura 5).

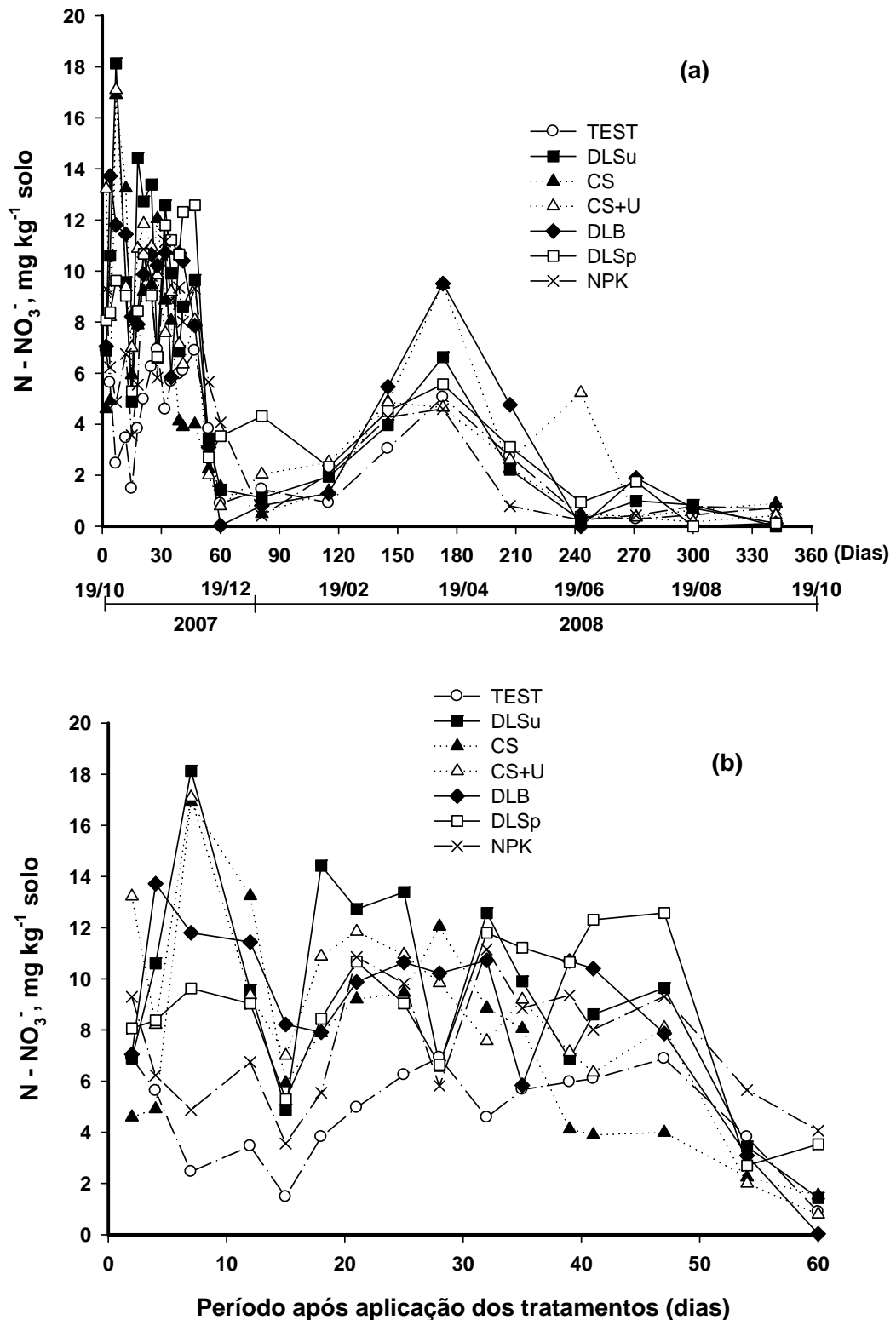


Figura 5 – Teores de $N-NO_3^-$ nos tratamentos durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b). DLSu, dejetos líquidos de suínos em aplicação única; CS, cama sobreposta; CS+U, cama sobreposta mais uréia; DLB, dejetos líquidos de bovinos; DLSp, dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada; NPK, adubação mineral. Santa Maria, 2009.

Vários trabalhos, como por exemplo, aqueles realizados por Khalil et al. (2004) e Bateman; Baggs (2005) evidenciam que podem ocorrer simultaneamente no solo os processos microbianos de nitrificação (autotrófica e heterotrófica) e desnitrificação, ambos produzindo N_2O . A predominância de um ou de outro processo irá depender do espaço poroso do solo ocupado por água, ou seja, da concentração de oxigênio do solo. A emissão de N_2O por desnitrificação irá ocorrer sob condições de completa anoxia embora emissões de N_2O por nitrificação podem ser significativas se o processo ocorrer sob concentrações reduzidas de O_2 (KHALIL et al., 2004). No presente trabalho não é possível identificar o processo produtor de N_2O . Todavia, observa-se que há uma relação entre valores de porosidade do solo ocupada por água (PPA, Figura 6) com as emissões de N_2O (Figura 4), especialmente na fase inicial do experimento (Figuras 4b, 5b e 6b).

Observa-se na Figura 4b que nas primeiras três avaliações realizadas houve uma diminuição concomitante dos fluxos de N_2O e dos valores de PPA (Figura 6b) enquanto que na quarta avaliação aumentaram tanto as emissões de N_2O quanto os valores de PPA. A partir da quarta avaliação os valores de PPA da maioria dos tratamentos diminuíram até a avaliação feita aos 41 dias, quando os fluxos de N_2O atingiram valores mínimos e inferiores a $100 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$. O aumento da PPA para valores entre 65 e 75% aos 47 dias foi acompanhado de um novo pico nas emissões de N_2O . Segundo Jantalia et al. (2006), um índice entre 35 a 60% de PPA favorece a emissão de N_2O como um subproduto do processo de nitrificação desnitrificante. Já Siqueira; Moreira, (2006) consideram que teores de PPA acima dessa faixa também possibilitam a formação de N_2O , porém, nesse caso, por meio do processo de denitrificação respiratória.

O fato dos fluxos de N_2O terem apresentado melhor relação com a concentração de O_2 no solo do que com os teores de NO_3^- evidenciam a importância da anoxia sobre a produção e emissão de N_2O . No entanto, cabe ressaltar que a falta de uma boa correspondência entre fluxos de N_2O e a concentração de NO_3^- no solo pode ser resultado da elevada mobilidade desse ânion no solo e por terem sido avaliadas apenas as camadas 0-10 e 10-20 do solo. Na Figura 6b observa-se que ocorreram duas chuvas de aproximadamente 60 mm o que resultou no aumento da PPA e na diminuição dos teores de NO_3^- (Figura 5b). É provável que o NO_3^- tenha migrado para camadas inferiores do solo e desnitrificado, o que resultou em

aumento na emissão de N_2O mesmo com a redução dos teores de NO_3^- nas camadas superiores do solo.

Na avaliação realizada após a colheita do milho houve um aumento dos teores de NO_3^- , na média das camadas 0-10 e 10-20 cm do solo (Figura 5a), provavelmente em função da mineralização do N orgânico do solo. O acúmulo de NO_3^- , decorrente da falta de absorção radicular já que o milho havia sido colhido, resultou em pequeno aumento na emissão de N_2O (Figura 4a). É provável que a atividade das bactérias desnitrificadoras tenha sido limitada pela baixa disponibilidade de C e energia e que a contribuição da nitrificação na emissão de N_2O tenha sido pequena. Tais resultados evidenciam a influência de múltiplos fatores na produção e emissão de N_2O , o que dificulta o estabelecimento de uma hierarquia entre os mesmos, a qual deve variar ao longo do experimento. Acredita-se que no início do experimento, quando os teores de N- NO_3^- no solo eram mais elevados (Figura 5), o processo de desnitrificação tenha sido controlado principalmente pela disponibilidade de carbono. Com o passar do tempo diminuíram tanto a disponibilidade de C dos materiais orgânicos aplicados como também os teores de N- NO_3^- , em função da sua absorção pelas culturas do milho e da aveia em sucessão, o que deve ter condicionado as baixas emissões de N_2O durante a maior parte do experimento, a partir dos primeiros dois meses (Figura 4).

Ainda na Figura 4a observa-se que a partir da avaliação realizada aos 145 dias alguns tratamentos apresentaram valores negativos para a emissão de N_2O . Esse fato em que ocorre maior consumo do que produção de N_2O , resultando em fluxos líquidos negativos desse gás, foi abordado recentemente por Chapuis-Lardy et al. (2007) em uma revisão sobre o assunto. Isso tem ocorrido nas mais diversas situações, tanto em regiões de clima tropical como temperado e sob condições de sistemas naturais ou agrícolas. Baixos teores de N mineral no solo e teores elevados de umidade são condições que têm sido relacionadas como indutoras do consumo de N_2O . Sob tais condições, a desnitrificação seria o processo responsável, reduzindo N_2O a N_2 .

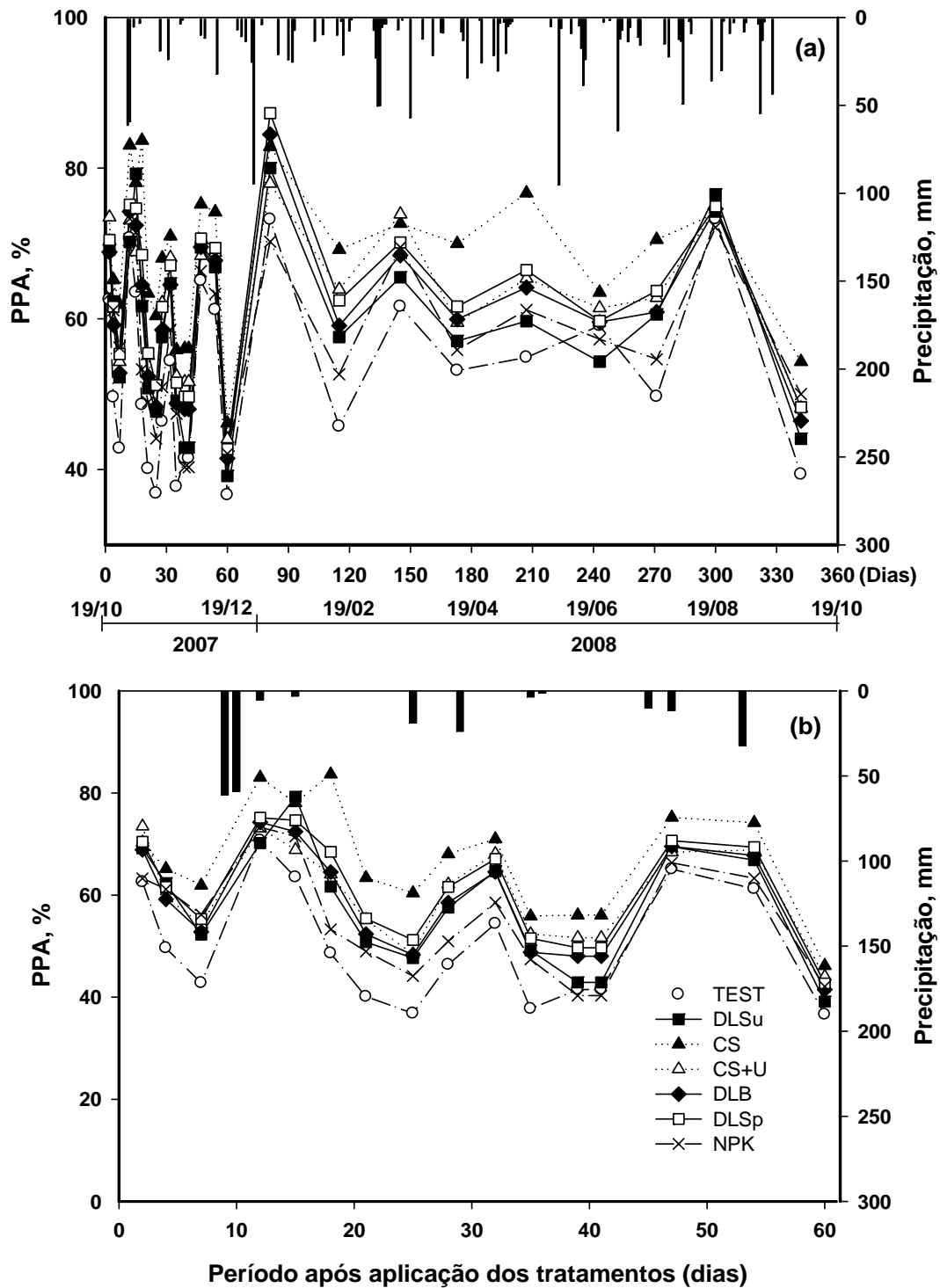


Figura 6 – Porosidade do solo preenchida por água (PPA) durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b). DLSu, dejetos líquidos de suínos em aplicação única; CS, cama sobreposta; CS+U, cama sobreposta mais uréia; DLB, dejetos líquidos de bovinos; DLSp, dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada; NPK, adubação mineral. Santa Maria, 2009.

Contudo, o consumo de N_2O por aqueles microrganismos capazes de desnitrificar durante a nitrificação, também tem sido mencionado. Apesar dessas diferentes possibilidades, Chapuis-Lardy et al. (2007) reforçam a necessidade de melhor identificar e entender os fatores que regulam o consumo de N_2O , concentrando os estudos na identificação dos microrganismos, nas reações e nas condições ambientais envolvidas.

No trabalho de Mkhabela et al. (2009) a emissão de N_2O não diferiu entre doses crescentes (60 a $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) de dejetos líquidos de suínos aplicados sobre uma mistura de duas gramíneas. Os fluxos de N_2O foram, na maior parte do tempo, baixos (inferiores a $5 \text{ g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e freqüentemente negativos, mesmo na maior dose aplicada. Os autores atribuíram esse resultado aos baixos teores de $N\text{-NO}_3^-$ no solo, em função da baixa taxa de nitrificação do $N\text{-NH}_4^+$ aplicado com os dejetos e/ou à rápida absorção do NO_3^- pelas forrageiras, o que confirma a afirmação de Dobbie & Smith (2003) de que, quando o teor de NO_3^- do solo for baixo, os fluxos de N_2O também o serão, mesmo quando todas as outras variáveis que interferem no processo estão presentes em níveis ótimos. Ao aplicar dejetos líquidos de suínos no solo, Whalen (2000) estabeleceu em 5 mg kg^{-1} de $N\text{-NO}_3^-$ como o limite mínimo para a produção de N_2O . Nas Figuras 4 e 5 observa-se que as baixas emissões de N_2O na maioria das avaliações realizadas após os 60 dias (Figura 4a) ocorreram quando os teores de $N\text{-NO}_3^-$ do solo estavam próximos ou mesmo abaixo desse limite (Figura 5 a).

Além das condições edafoclimáticas predominantes, a emissão de N_2O após a aplicação de materiais orgânicos no solo também pode variar em função da natureza bioquímica e quantidade de material orgânico adicionado, além do manejo de solo adotado (ROCHETTE et al., 2004). Assim, serão comparadas a seguir as emissões de N_2O por grupos de tratamentos.

1.4.2 Dejetos líquidos de suínos em aplicação única x aplicação parcelada

As diferenças na emissão de N_2O entre os tratamentos com aplicação de dejetos líquidos de suínos em dose única e parcelada podem ser melhor visualizadas nas avaliações feitas nos primeiros 60 dias (Figura 7b), já que após

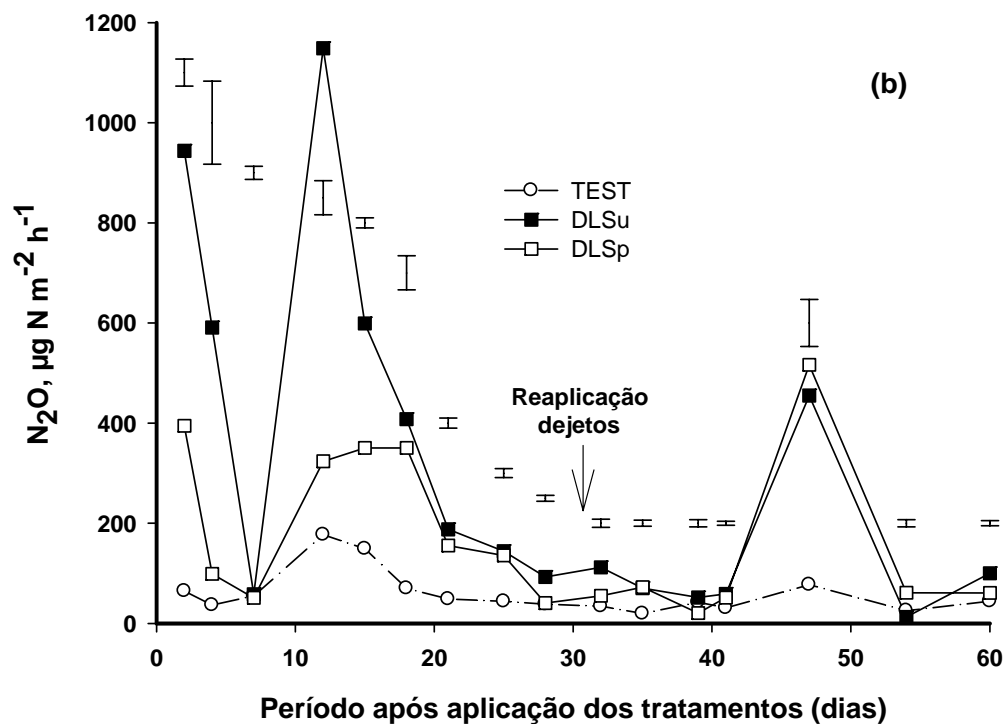
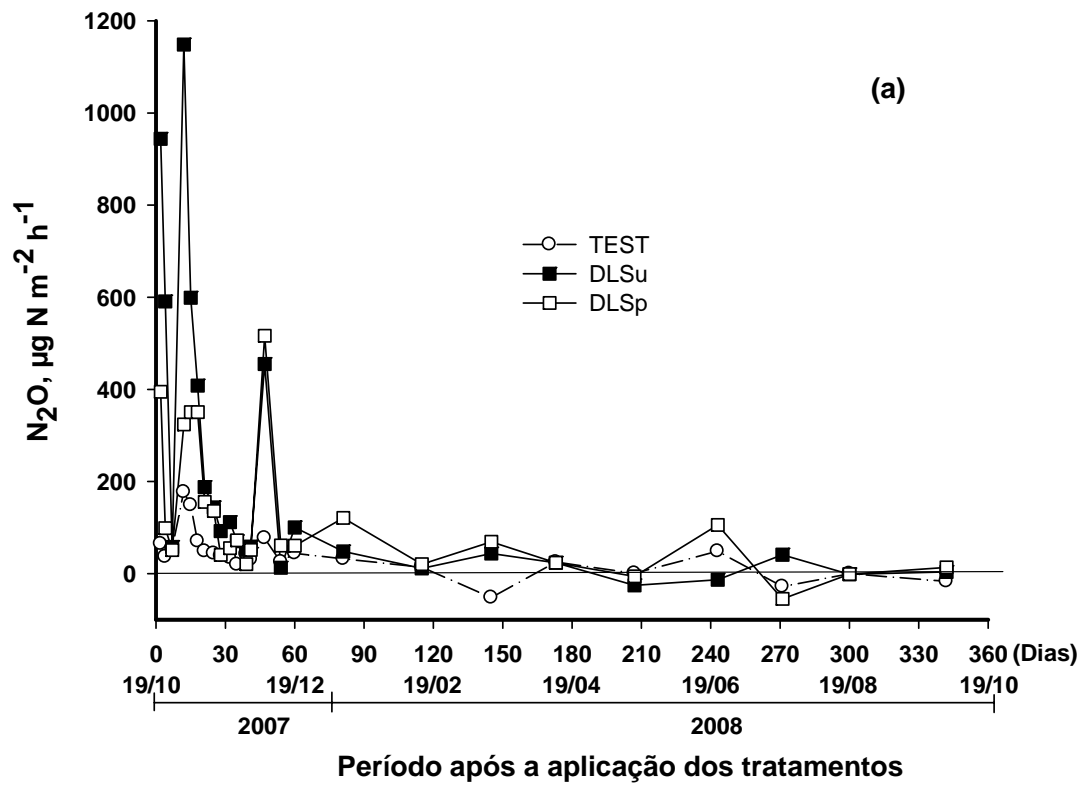


Figura 7 – Emissão de $N-N_2O$ durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b) nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada (DLSp) e testemunha sem dejetos (TEST). Santa Maria, 2009.

esse período os fluxos de N_2O foram de baixa intensidade e relativamente próximos ao tratamento testemunha, sem aplicação de dejetos (Figura 7a).

Na Figura 7b observa-se que nas duas primeiras avaliações, realizadas aos dois e aos quatro dias, as emissões de N_2O diferiram entre as duas modalidades de aplicação dos dejetos e também dos dois tratamentos com dejetos em relação ao tratamento testemunha. Na primeira avaliação feita após a aplicação dos dejetos o tratamento com aplicação em dose única superou a aplicação em dose parcelada em aproximadamente 2,4 vezes. Esse resultado pode ser explicado pelo fato da dose única ter aplicado no início do experimento o dobro da quantidade de C e N em relação à aplicação parcelada, além do dobro da quantidade de fração líquida. É provável que nessa fase inicial o carbono presente nos dejetos tenha favorecido a população e atividade das bactérias desnitrificadoras, já que sua atividade no solo é freqüentemente limitada pela disponibilidade de C, a qual é suprida pelos compostos orgânicos dos dejetos, especialmente daqueles compostos carbonados solúveis (DENDOOVEN et al., 1996).

A adição de uma fonte de C, conforme foi feito nos dois tratamentos com dejetos, aumenta a produção de N_2O pela desnitrificação em função de acelerar a taxa de redução do NO_3^- , sem acelerar a taxa de redução do N_2O (DENDOOVEN et al., 1996). Além disso, segundo Bergstrom et al. (1994) o N_2O resultante da adição simultânea de NH_4^+ e substratos carbonados, conforme ocorre nos dejetos, é originado mais a partir do aumento da desnitrificação do NO_3^- proveniente da nitrificação do que através do N_2O produzido durante o processo de nitrificação em si. Todavia, trabalhando com a adição de dejetos líquidos de suínos sob condições de campo em dois solos com textura contrastante, Rochette et al. (2007) concluíram que no solo arenoso a nitrificação deve ter sido o principal processo produtor de N_2O enquanto que no solo argiloso foi a desnitrificação. Em trabalho conduzido sob condições de laboratório, Dendooven et al. (1998) verificaram que cerca de 1/3 do N_2O produzido foi proveniente do processo de nitrificação do N amoniacal adicionado ao solo com dejetos líquidos de suínos.

No presente trabalho e em outros experimentos com o uso de dejetos os episódios de maior emissão de N_2O estão frequentemente relacionados a períodos em que o solo apresenta teores elevados de umidade (ROCHETTE et al., 2007) e alta atividade microbiana (DENDOOVEN et al., 1998), o que sugere que a desnitrificação seja, na maioria das situações, o principal mecanismo produtor de

N₂O. É provável que isso tenha sido o caso, especialmente logo após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos em dose única, em função da quantidade de C e da fração líquida adicionada com os mesmos. Porém, a medição da emissão líquida total de N₂O, conforme conduzida neste trabalho, não permite estabelecer a importância relativa dos processos de nitrificação e desnitrificação quanto à produção e emissão de N₂O. Tomando como exemplo o trabalho de Laanbroek; Gerards (1991), os autores verificaram que o maior consumo de O₂ pela decomposição dos compostos orgânicos do esterco podem aumentar a produção de N₂O pela nitrificação pela diminuição no potencial de redução no solo. Recentemente, Khalil et al. (2004) usando a técnica de traçagem isotópica com ¹⁵N demonstraram que a emissão de N₂O pela nitrificação pode ser muito significativa se o processo ocorrer sob condições de baixa concentração de O₂.

Da primeira para a terceira avaliação, realizada uma semana após a adição dos dejetos, observa-se uma diminuição acentuada na emissão de N₂O nos dois tratamentos com dejetos de suínos, a qual atingiu valores próximos a 50 µg de N-N₂O m⁻² h⁻¹ e iguais aos do tratamento testemunha sem dejetos (Figura 7b). Nesse período não ocorreram chuvas e o valor da PPA atingiu valores inferiores a 60% (Figura 6) enquanto que os teores de N-NO₃⁻ do tratamento com dejetos líquidos de suínos em dose única foram os mais elevados de todo o período experimental. Tais resultados sugerem que a disponibilidade de O₂, em função dos baixos valores de PPA, tenha reduzido a emissão de N₂O, tanto por nitrificação quanto por desnitrificação. Isso é consistente com o aumento da emissão de N₂O, observado principalmente nos tratamentos com dejetos em dose única, na quarta avaliação a qual ocorreu logo após duas chuvas que totalizaram aproximadamente 160 mm e que aumentaram o nível de anoxia no solo.

A ocorrência de chuvas, de acordo com Sherlock et al. (2002), pode elevar rapidamente o conteúdo de água do solo para valores superiores à capacidade de campo na camada superficial. Sob tais condições a porosidade do solo preenchida por ar será muito baixa o que estimula a desnitrificação do NO₃⁻ já que a saturação pela água induz condições de anoxia no solo. Os autores verificaram que a ocorrência de chuva um dia antes da medida de N-N₂O apresentou correlação positiva com o fluxo desse gás.

A ausência de chuvas entre 12 e 25 dias deve ter sido a causa principal da diminuição das emissões de N₂O dos tratamentos com dejetos, embora seja difícil

compreender porque as duas chuvas ocorridas entre 20 e 30 dias, e que totalizaram cerca de 50 mm (Figura 6), não provocaram aumento na emissão de N_2O nas avaliações realizadas nesse período. Da avaliação realizada aos 21 dias até os 41 dias as emissões de N_2O dos dois tratamentos com dejetos líquidos de suínos permaneceram em valores inferiores a $200 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e próximas do tratamento sem dejetos. Na avaliação realizada aos 47 dias, observa-se um pico na emissão de N_2O , a qual aumentou de aproximadamente $50 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para $500 \mu\text{g de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, sem diferenças significativas entre as duas modalidades de aplicação dos dejetos. Observa-se que esse aumento na emissão de N_2O ocorreu paralelamente ao aumento nos valores de PPA (Figura 6) e de NO_3^- no solo (Figura 5). É provável que a ausência de chuvas desde a reaplicação dos dejetos, aos 33 dias, tenha reduzido a taxa de nitrificação do N amoniacal no tratamento em dose parcelada e o efeito da reaplicação sobre a emissão de N_2O só tenha sido detectado na avaliação realizada aos 47 dias. O que é difícil de compreender é porque o tratamento com aplicação dos dejetos em dose única provocou um pico na emissão de N_2O aos 47 dias da mesma ordem de grandeza que o tratamento com aplicação em dose parcelada. A adição de N-NH_4^+ , de C prontamente disponível e da fração líquida com a reaplicação dos dejetos deveria provocar um aumento na emissão de N_2O superior ao tratamento em dose única onde todos esses componentes foram aplicados apenas no início do experimento.

A aplicação dos dejetos em dose única apresentou maiores emissões de N_2O do que a dose parcelada, sendo que a diferença se estabeleceu nas cinco avaliações durante os primeiros 15 dias após a aplicação. Nesse período o fluxo médio de N_2O do tratamento em dose única superou aquela do tratamento parcelado em $157,2 \text{ mg de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, o que equivale a uma quantidade acumulada de N_2O superior em $1,6 \text{ kg de N-N}_2\text{O ha}^{-1}$. Embora a quantidade de N-NH_4^+ , carbono e fração líquida seja praticamente a mesma nas duas modalidades de aplicação dos dejetos, a realizada em dose única resulta em aumento imediato na disponibilidade de C e no rápido aparecimento de N-NO_3^- no solo através da nitrificação. Nesse momento não há cultura para absorvê-lo, o que cria condições favoráveis à desnitrificação. A aplicação parcelada foi feita aos 33 dias quando o sistema radicular do milho estava absorvendo ativamente o NO_3^- produzido pela oxidação do N amoniacal dos dejetos. Por isso, a aplicação parcelada parece ser uma estratégia interessante no sentido de mitigar a emissão de N_2O para a atmosfera. Para

Chadwick et al. (2000) as emissões de N_2O a partir do uso de dejetos podem ser controladas sincronizando o momento da aplicação dos dejetos com a demanda de nutrientes pelas culturas e também pela redução das doses a aplicar.

1.4.3 Dejetos líquidos de suínos x dejetos líquidos de bovinos

Os dejetos gerados na suinocultura e na bovinocultura, especialmente daquela voltada à produção de leite são manejados principalmente na forma líquida. Os resultados apresentados na Figura 8 mostram que esses dois tipos de dejetos proporcionaram diferentes fluxos de N_2O na fase inicial do experimento, confirmando a expectativa colocada no trabalho de Chadwick et al. (2000) de que após a aplicação dos dejetos a emissão desse gás varie em função do tipo de animal. Isso por que variam as dietas e os índices de conversão alimentar, o que resultam em variações na composição dos dejetos.

Na Figura 8b observa-se que a aplicação de dejetos líquidos de bovinos resultou em maiores fluxos de N_2O do que aqueles de suínos e que as maiores diferenças ocorreram nas duas primeiras avaliações realizadas. Os dados relativos à composição dos dejetos (Tabela 1) mostram que as quantidades de $N-NH_4^+$ aplicadas com ambos os dejetos foram relativamente próximas. Por isso, a provável emissão de N_2O durante a nitrificação desse N amoniacal aplicado não deve ter sido a causa das diferenças na emissão líquida de N_2O entre os dois tratamentos. A causa mais provável para isso deve ter sido a maior quantidade de C adicionada ao solo com os dejetos de bovinos, a qual foi cinco vezes superior aos dejetos de suínos (Tabela 1). Além disso, a quantidade de fração líquida aplicada com a dose de dejetos de bovinos ($85,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) foi 75% superior àquela aplicada com a dose de dejetos líquidos de suínos ($48,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$).

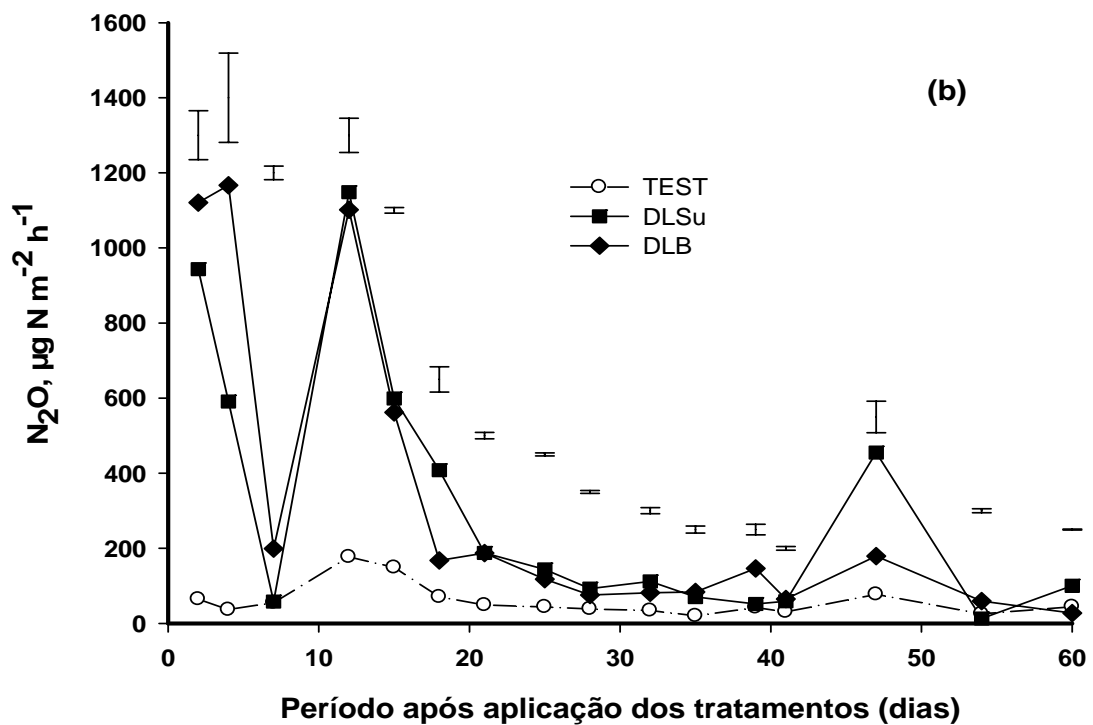
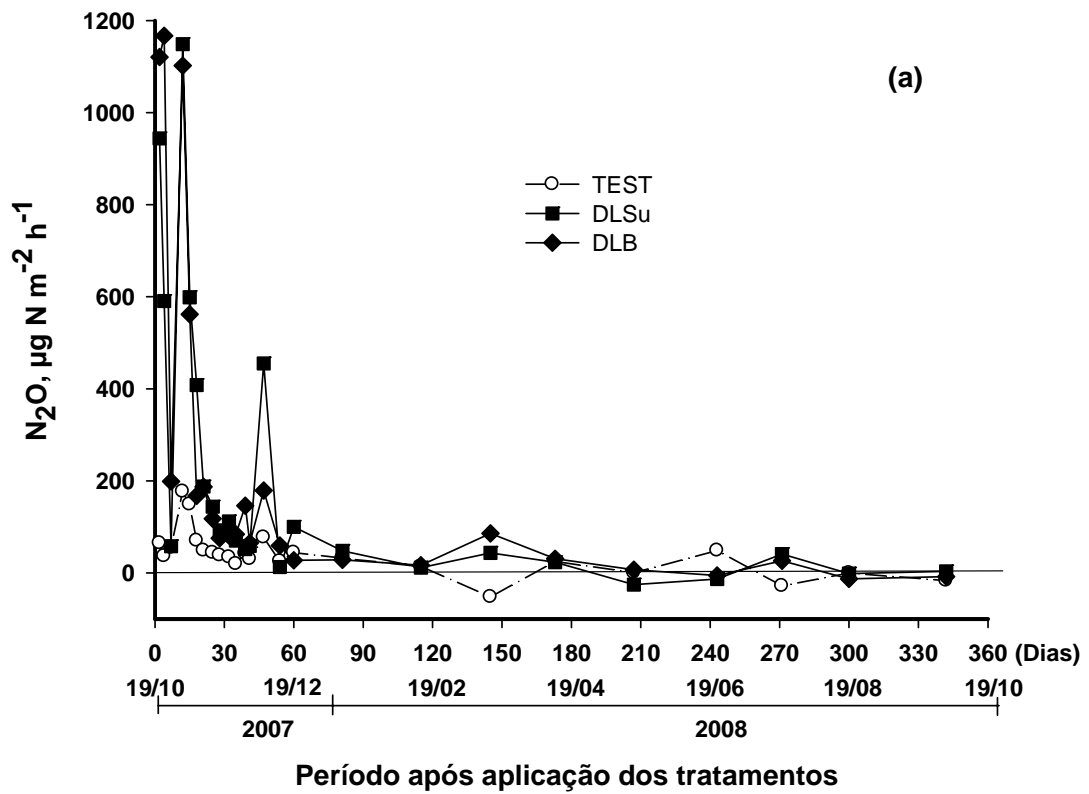


Figura 8 – Emissão de $N-N_2O$ durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b) nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); dejetos líquidos de bovinos (DLB) e testemunha sem dejetos (TEST). Santa Maria, 2009.

A maior emissão de N_2O encontrada no presente trabalho com os dejetos de bovinos, em relação aos dejetos de suínos, está em acordo aos resultados de Chadwick et al. (2000) ao compararem ambos os dejetos aplicados em três épocas do ano (abril, julho e outubro) sobre pastagem de *Lolium perenne* L. A aplicação feita por esses autores e que mais se assemelha ao presente trabalho é aquela feita em abril em que a quantidade de $N-NH_4^+$ aplicada com ambos os dejetos foi igual (50 kg ha^{-1} de $N-NH_4^+$) e as doses aplicadas diferiram ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de bovinos e $18 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de suínos). A emissão líquida acumulada de N_2O em 20 dias de experimento foi cerca de três vezes maior nos dejetos líquidos de bovinos ($1,21 \text{ kg de } N-N_2O \text{ ha}^{-1}$) do que nos dejetos líquidos de suínos ($0,43 \text{ kg de } N-N_2O \text{ ha}^{-1}$). Os autores verificaram que a diminuição dos teores de $N-NH_4^+$ e o aumento dos teores de $N-NO_3^-$ no solo foram similares entre os dois tipos de dejetos, o que significa que a maior emissão de N_2O proporcionada pelos dejetos de bovinos não pode ser atribuída a maior taxa de nitrificação e nem ao aumento do compartimento $N-NO_3^-$. Duas razões foram evocadas pelos autores para justificar os resultados obtidos. A primeira se deve ao fato dos dejetos de bovinos terem adicionado ao solo 2,3 vezes mais C do que os dejetos de suínos, o que pode ter estimulado a desnitrificação. A outra razão está ligada a maior adição de partículas sólidas finas com os dejetos de bovinos, o que pode ter obstruído os poros do solo, dificultando a difusão de O_2 e resultando em condições mais favoráveis à produção de N_2O .

Na aplicação de dejetos feita em julho por Chadwick et al. (2000) o volume de ambos os dejetos foi equivalente ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Todavia a quantidade de N aplicada com os dejetos de suínos foi cerca de três vezes maior do que os dejetos de bovinos. Por isso, ao final dos 22 dias de experimento a emissão líquida de N_2O , decorrente do uso dos dejetos de suínos, foi de $0,36 \text{ kg de } N-N_2O \text{ ha}^{-1}$ contra $0,13 \text{ kg ha}^{-1}$ de $N-N_2O \text{ ha}^{-1}$ nos dejetos líquidos de bovinos, mostrando, nesse caso, o efeito da quantidade de N aplicada sobre as emissões de N_2O . Um aspecto interessante do trabalho desses autores é que nas aplicações de abril e julho as doses de dejetos de bovinos foram equivalentes ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e as quantidades de C e N adicionadas também foram similares. Todavia, a emissão de N_2O em abril foi aproximadamente 10 vezes maior do que aquela de julho, resultando em perdas de N_2O equivalentes a 1% e 0,1% do N aplicado, respectivamente. Tais resultados foram justificados pelos autores em função das elevadas temperaturas em julho, o

que deve ter favorecido as perdas de N por volatilização de amônia, diminuindo a disponibilidade de N mineral no solo para a absorção pelas plantas e para a formação e emissão de N_2O . Além disso, na aplicação de abril, os maiores valores de PPA devem ter favorecido a formação de N_2O . Esse conjunto de resultados evidencia a influência de múltiplos fatores sobre a emissão de N_2O , reforçando a afirmação de Rochette et al. (2007) de que o resultado líquido da aplicação de dejetos de animais sobre a emissão de N_2O em uma dada situação dependerá das características dos dejetos, das propriedades físicas do solo, dos níveis de C e N do solo e das condições climáticas. Por isso, a dificuldade ou mesmo impossibilidade de estabelecer uma relação direta entre tipo de dejetos e emissão de N_2O .

O que fica evidente na Figura 8b é que logo após a aplicação dos dejetos líquidos de bovinos e de suínos a emissão de N_2O aumentou significativamente em relação à testemunha sem dejetos. Como os dejetos líquidos não continham $N-NO_3^-$ (Tabela 1) esse aumento na emissão de N pode ser derivado tanto do NO_3^- já presente no solo, presumivelmente como resultado do aumento na disponibilidade de C e de umidade pelos próprios dejetos, como da rápida nitrificação do $N-NH_4^+$ aplicado com os mesmos. A maior emissão de N_2O encontrada com a aplicação de dejetos de bovinos em relação aos de suínos, pode ser atribuída a maior adição de C e de fração líquida, além da possível redução da difusão de O_2 no solo, fruto da obstrução dos poros pela fração particulada fina dos dejetos de bovinos.

O pico de emissão de N_2O observado nos dois tratamentos entre 40 e 50 dias pode ser atribuído à retomada da mineralização do N orgânico dos dejetos, após um período relativamente seco, e à rápida nitrificação do N amoniacal produzido. No entanto, contrariamente ao observado, era de se esperar que esse pico fosse maior nos dejetos de bovinos do que no de suínos, já que no primeiro foram aplicadas 2,7 vezes a mais de N orgânico ($77,4 \text{ kg ha}^{-1}$) do que nos dejetos de suínos (Tabela 1). É provável que o N orgânico dos dejetos de bovinos tenha apresentado um baixo índice de mineralização.

1.4.4 Dejetos líquidos de suínos x cama sobreposta

A forma como se apresentam os dejetos e os efeitos de sua aplicação ao solo sobre a emissão de N_2O é um aspecto ainda pouco avaliado pela pesquisa embora esse aspecto possa afetar a composição dos dejetos no momento de sua aplicação no campo (ROCHETTE et al., 2007). Para esses autores, nos dejetos sólidos a

maior parte do C e do N encontra-se na forma de matéria orgânica. Já nos dejetos líquidos o seu armazenamento sob condições anaeróbias resulta na decomposição incompleta e no acúmulo de N mineral e de compostos carbonados mais reativos tais como ácidos graxos voláteis os quais são rapidamente decompostos quando submetidos a ambientes aeróbios (KIRCHMANN; LUNDEVALL, 1993). Por isso, a aplicação de dejetos líquidos no solo resulta freqüentemente em maiores emissões de N_2O do que a aplicação de dejetos sólidos (LORO et al., 1997; CHADWICK et al., 2000).

Na Figura 9 observa-se que o manejo dos dejetos na forma sólida, oriundo de sistema de criação dos animais em cama sobreposta, resultou em menores emissões de N_2O do que nos dejetos líquidos apenas nas duas avaliações iniciais, feitas durante os primeiros quatro dias do experimento (Figura 9b). Nessas duas avaliações, a emissão de N_2O no tratamento com dejetos líquidos foi aproximadamente duas vezes superior a cama sobreposta.

Após os quatro dias iniciais e até o final do experimento as emissões de N_2O dos dois tratamentos foram semelhantes na maioria das avaliações realizadas (Figura 9a). Comparando a composição dos dejetos líquidos e da cama sobreposta de suínos (Tabela 1) observa-se que ambos apresentaram distinção. Enquanto nos dejetos líquidos 62% do N total estava na forma amoniacal, na cama sobreposta apenas 9,8%. Outra particularidade da cama sobreposta é que aproximadamente 25% do N total aplicado já estava na forma de NO_3^- enquanto os dejetos líquidos não apresentavam N na forma nítrica. Em função de tais características, nos dejetos líquidos foram aplicados $73,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de N amoniacal e 45 kg ha^{-1} de N orgânico e na cama sobreposta $18,7 \text{ kg ha}^{-1}$ de N amoniacal, $124,2 \text{ kg ha}^{-1}$ de N orgânico e $47,1 \text{ kg ha}^{-1}$ de N na forma de NO_3^- . Pelo do elevado teor de matéria seca da cama sobreposta, a quantidade de C adicionada ao solo com esse material orgânico foi 12,7 vezes maior do que nos dejetos líquidos (Tabela 1).

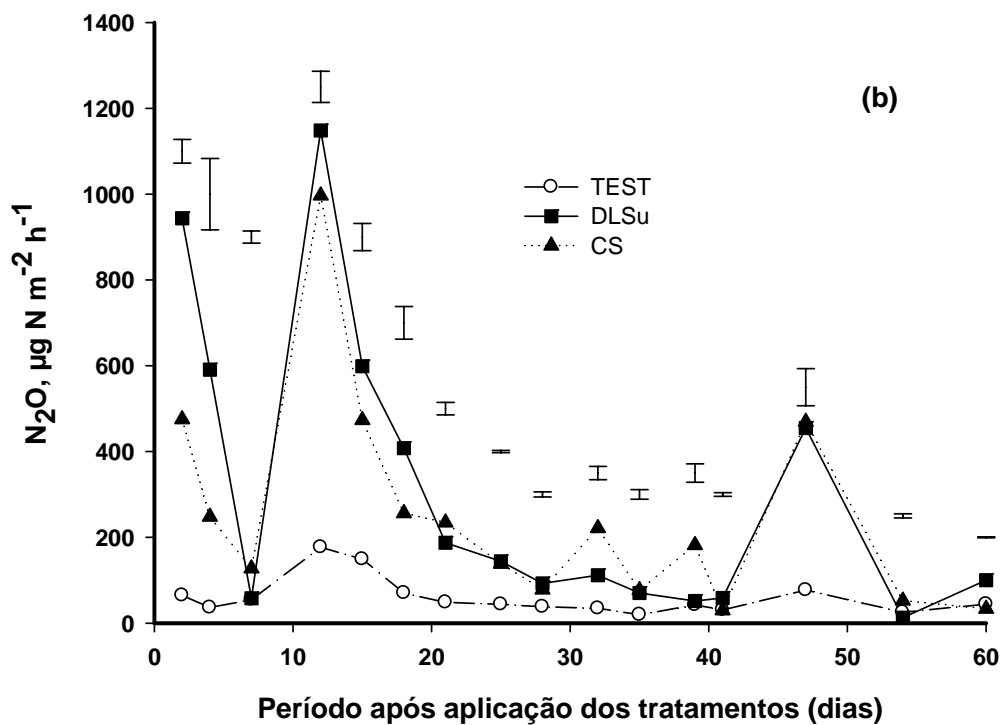
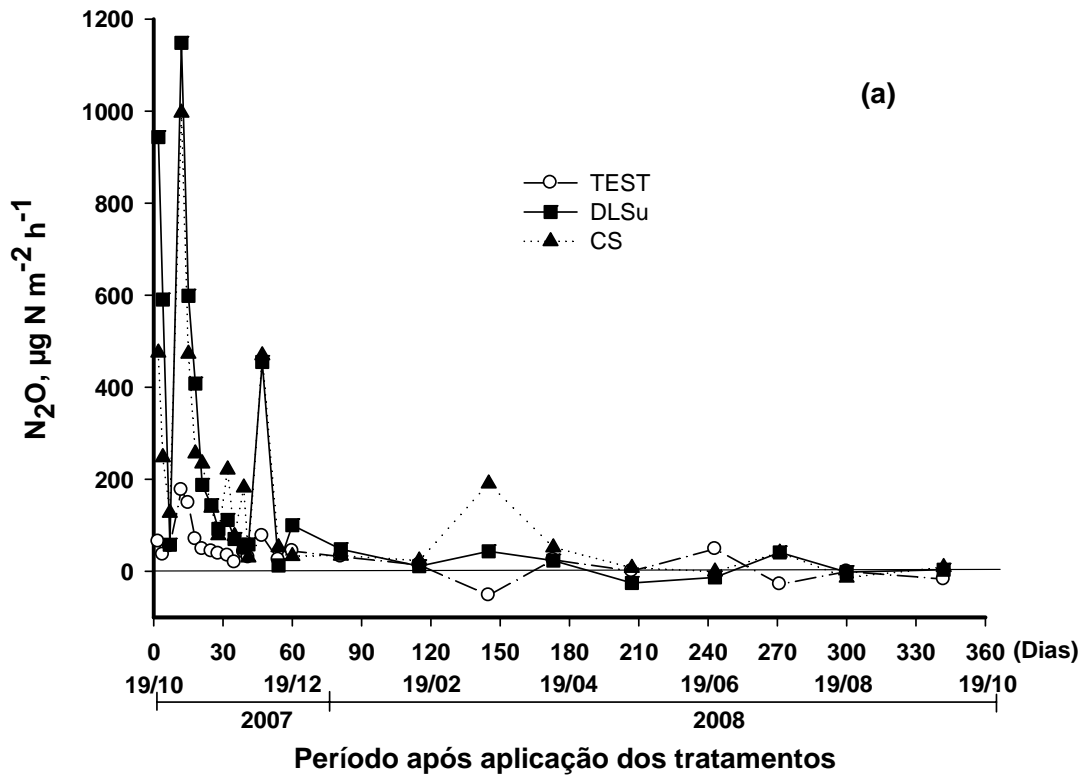


Figura 9 – Emissão de N-N₂O durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b) nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); cama sobreposta de suínos (CS) e testemunha sem dejetos (TEST). Santa Maria, 2009.

As razões para o aumento imediato na emissão de N_2O provocado pelos dejetos líquidos de suínos já foram apresentadas anteriormente. Por outro lado, esse incremento verificado dois dias após a aplicação da cama pode ser atribuído à nitrificação do N amoniacal aplicado e à desnitrificação do $N-NO_3^-$ do solo e, principalmente do NO_3^- já presente na cama. Resultados similares foram encontrados por Chadwick et al. (2000) ao compararem a emissão de N_2O com o uso de dejetos líquidos e sólidos de bovinos, os quais apresentavam 200 mg kg^{-1} de $N-NO_3^-$. Já Rochette et al. (2007) não encontraram diferenças consistentes na emissão de N_2O em função do tipo de dejetos aplicado. Comparando dejetos sólidos e líquidos de bovinos, ambos incorporados na camada de 0 a 10 cm do solo, os autores verificaram que o efeito do tipo de dejetos variou de acordo com o tipo de solo, com os dejetos sólidos resultando em maior emissão de N_2O do que os dejetos líquidos apenas em um solo arenoso, mas não em um solo argiloso. Para Rochette et al. (2007), a distribuição e manutenção de dejetos líquidos e sólidos de animais na superfície do solo, conforme foi feito no presente trabalho, dificulta a comparação do potencial do tipo de dejetos quanto à produção de N_2O . Isso porque a infiltração de C e N do material aplicado no solo, bem como as perdas de N por volatilização de amônia diferem entre os tipos de dejetos.

Considerando as quantidades elevadas de $N-NO_3^-$ e, principalmente, de C aplicadas ao solo com a cama sobreposta era de se esperar que a emissão inicial de N_2O nesse tratamento fosse maior do que aquela verificada (Figura 9b). É provável que a alta recalcitrância do C presente na cama, conforme constatado por Giacomini et al. (2005) tenha dificultado a sua mineralização e, conseqüentemente, limitado a disponibilização imediata de C às bactérias desnitrificadoras. Além disso, a diminuição dos valores de PPA nesse período, e o fato dos dejetos sólidos não terem adicionado fração líquida ao solo, também pode ter contribuído para esse resultado. Como o aumento da PPA da terceira para a quarta avaliação nota-se um aumento significativo na emissão de N_2O , o que deve ter ocorrido a partir do $N-NO_3^-$ adicionado pela cama e também pela mineralização de parte do seu N orgânico, cuja quantidade adicionada foi de $124,2 \text{ kg ha}^{-1}$, seguida da nitrificação e desnitrificação.

Em função das maiores emissões de N_2O dos dejetos líquidos, em relação à cama sobreposta, principalmente durante os primeiros 12 dias do experimento poderia ser formulada a hipótese de que o manejo dos dejetos na forma sólida seja

mais efetivo na mitigação da emissão de N_2O , considerando os gerados pela suinocultura. Todavia é necessário levar em consideração não apenas a emissão de N_2O após a aplicação dos dejetos no campo, mas também aquela que ocorre desde a geração dos dejetos nas pocilgas e durante o seu armazenamento. Esse aspecto ainda é relativamente pouco conhecido e necessita ser mais intensamente avaliado pela pesquisa. Em um dos poucos trabalhos com esse enfoque, Kermarech et al. (1999) constataram que a emissão de gases de efeito estufa é maior no sistema de cama sobreposta do que com o manejo dos dejetos de suínos na forma líquida.

1.4.5 Adubos orgânicos x adubação mineral

A emissão de N_2O nos três tratamentos com o uso de materiais orgânicos superou aquela do tratamento com aplicação de N mineral, na maior parte das avaliações realizadas durante os primeiros 60 dias (Figura 10), embora a quantidade de N aplicada na forma de uréia (95 kg ha^{-1}) foi maior do que aquela aplicada com os dejetos (Tabela 1). Este resultado está em acordo com a maior parte dos trabalhos em que a emissão de N_2O com o uso de dejetos e com fertilização mineral foi comparada (ROCHETTE et al., 2000; PERÄLÄ et al., 2006; ROCHETTE et al., 2007). No trabalho de Perälä et al. (2006), a incorporação (8-10 cm) de dejetos líquidos de suínos na dose de $28,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ (157 kg ha^{-1} de N total e 120 kg ha^{-1} de N mineral) no momento da semeadura de cevada resultou em uma emissão acumulada de $1.100 \text{ g de N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ ao final de cinco meses. Comparativamente, o tratamento com uso exclusivo de adubação nitrogenada mineral (NH_4NO_3) na dose de 100 kg ha^{-1} de N resultou em uma emissão de $290 \text{ g de N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ no mesmo período. No presente trabalho, a aplicação de dejetos líquidos de suínos ($118,7 \text{ kg ha}^{-1}$ de N total e $73,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de N amoniacal) em dose única, por ocasião da semeadura do milho, resultou em uma produção líquida acumulada de $3.400 \text{ g de N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ durante os primeiros dois meses. No mesmo período, a aplicação parcelada de 95 kg ha^{-1} de N-uréia produziu $620 \text{ g de N-N}_2\text{O ha}^{-1}$.

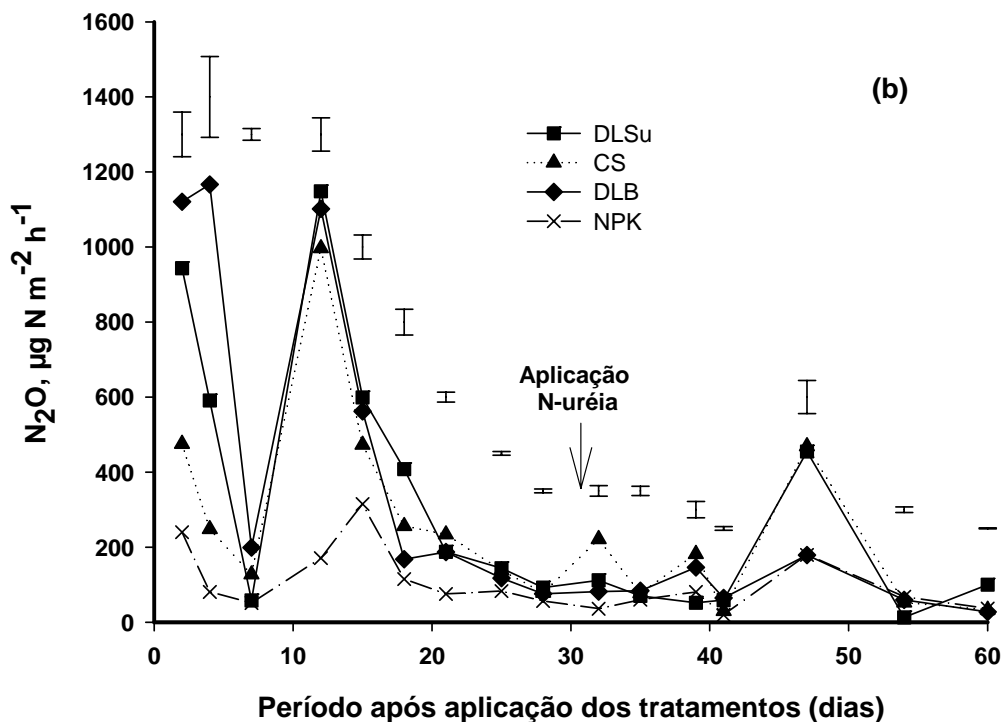
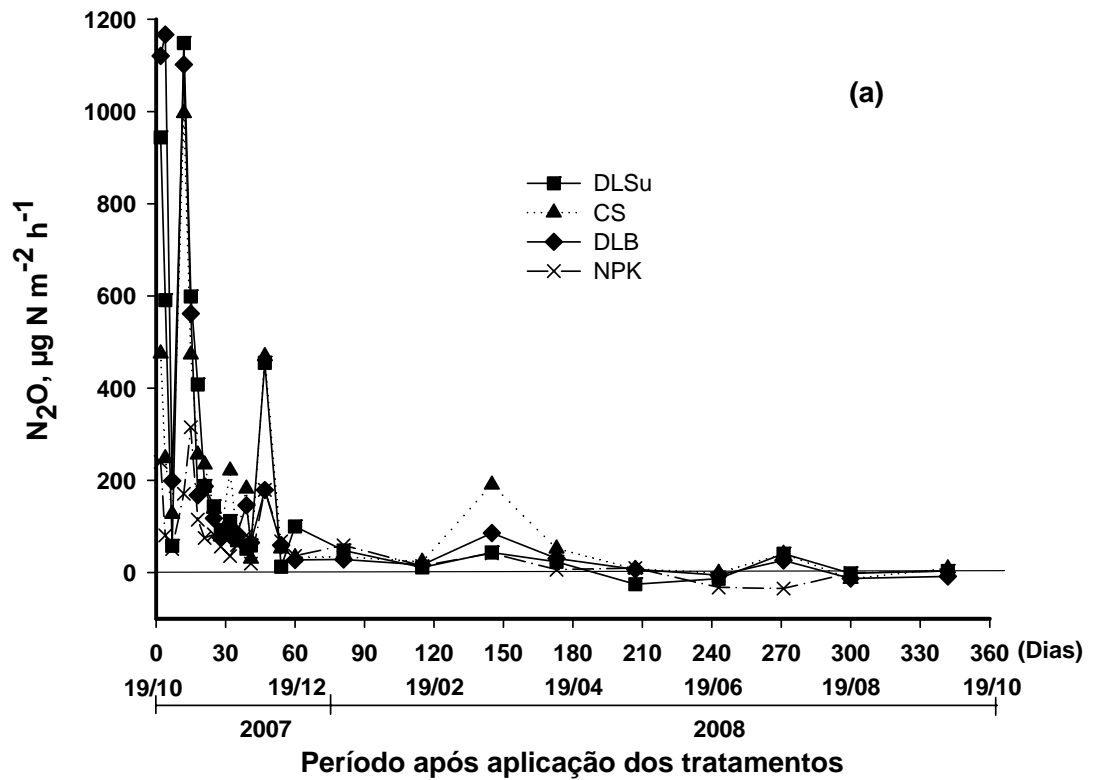


Figura 10 – Emissão de N-N₂O durante todo o período de avaliação (a) e nos primeiros 60 dias (b) nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); dejetos líquidos de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CS) e adubação mineral (NPK). Santa Maria, 2009.

Quando comparados aos fertilizantes nitrogenados sintéticos, os fertilizantes orgânicos, no caso os dejetos de animais, podem influenciar a produção de N_2O de diferentes maneiras. Eles podem aumentar o N_2O pelo fato de fornecer substratos carbonados o que favorece a desnitrificação. Por outro lado, os dejetos podem diminuir a produção de N_2O porque o N orgânico dos mesmos apresenta-se, as vezes, menos prontamente disponível do que o N sintético para os processos de nitrificação e desnitrificação (ROCHETTE et al., 2007). Por isso, o resultado líquido da aplicação de dejetos sobre a emissão de N_2O em determinada situação dependerá das características dos dejetos, das propriedades físicas do solo, dos teores de C e N do solo e das condições climáticas. Um dos fatores que, no presente trabalho, deve ter diminuído a emissão de N_2O do tratamento com aplicação de N-uréia, em relação ao uso de dejetos, é que a aplicação da uréia foi feita de forma parcelada, garantindo maior sincronia entre fornecimento de N e demanda do nutriente pelo milho.

1.4.6 Emissão acumulada de N_2O

A emissão total acumulada (Figura 11a) e a emissão líquida acumulada (Figura 11b) de N_2O para os tratamentos com o uso de dejetos líquidos de bovinos e suínos e cama sobreposta foram apresentadas apenas para os primeiros 60 dias, que foi o período de maior emissão. Tomando como exemplo os dejetos líquidos de bovinos, a emissão de N_2O ocorrida nos primeiros 60 dias correspondeu a 78% da quantidade total de N_2O emitida durante todo o período experimental. Observa-se na Figura 11a que, nesse período, o tratamento testemunha, sem aplicação de materiais orgânicos emitiu menos do que 100 mg de $N-N_2O m^{-2}$ enquanto na cama sobreposta a emissão total foi de aproximadamente 350 mg de $N-N_2O m^{-2}$ (3,5 kg de N ha^{-1}) e nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos e de bovinos de 430 mg de $N-N_2O m^{-2}$ (4,3 kg de N ha^{-1}). A emissão líquida de $N-N_2O$ (subtraindo-se o $N-N_2O$ do tratamento testemunha) foi de 260 mg de $N-N_2O m^{-2}$ (2,6 kg de N ha^{-1}) nos dois tratamentos com dejetos líquidos (Figura 11b).

Esses valores de emissão de $N-N_2O$ são inferiores aos relatados por Sherlock et al. (2002) os quais aplicaram dejetos de suínos no mês de agosto em uma pastagem da Nova Zelândia. A aplicação de 60 $m^3 ha^{-1}$ (366 kg de N total ha^{-1} , 252 kg de N amoniacal ha^{-1} e 1.326 kg de C ha^{-1}) na superfície do solo resultou em uma

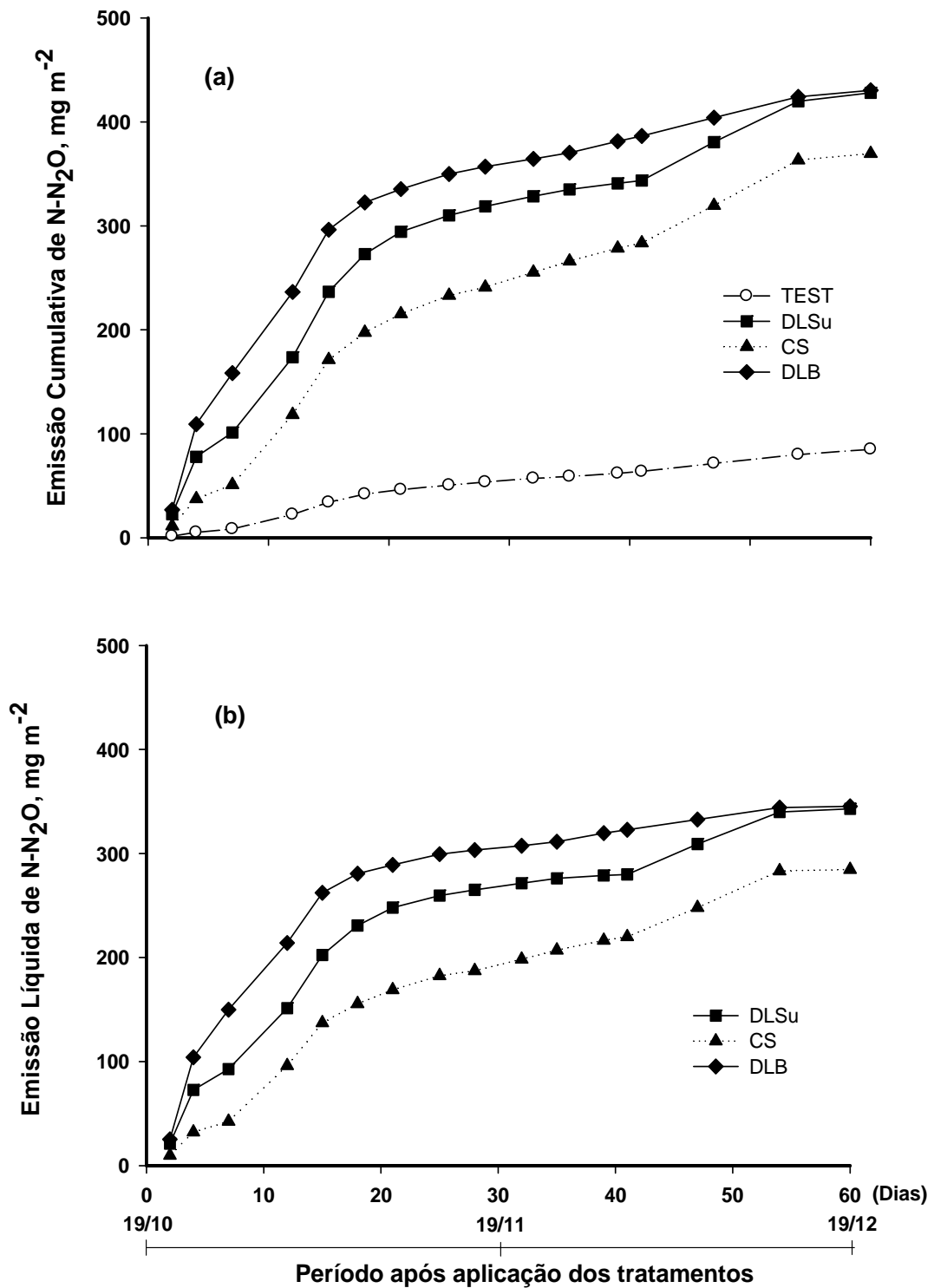


Figura 11 – Emissão acumulada total (a) e líquida (b) de N-N₂O durante os primeiros 60 dias do experimento nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); dejetos líquidos de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CS) e testemunha sem dejetos (TEST). Santa Maria, 2009.

emissão de 7,6 kg de N-N₂O ha⁻¹ (2,1 % do N aplicado) ao final de 90 dias. Os autores justificaram essa elevada emissão de N₂O em função da baixa absorção pela pastagem (mistura de azevém e trevo branco) do N mineral aplicado com os dejetos. Em trabalho conduzido no verão, no Canadá, Chantigny et al. (2001) aplicaram 60 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos (143 kg de N total ha⁻¹, 100 kg de N amoniacal ha⁻¹ e 684 kg de C ha⁻¹) e encontraram, ao final de 28 dias, uma emissão de apenas 260 g de N-N₂O ha⁻¹, o que correspondeu a menos do que 0,3 % do N amoniacal aplicado com os dejetos, quando foi subtraído o N-N₂O emitido pelo solo. Esse mesmo cálculo para os primeiros 30 dias do presente trabalho resultaria em uma emissão de aproximadamente 3.000 g de N-N₂O ha⁻¹ (2,5% e 4,1% das quantidades de N total e N amoniacal aplicadas, respectivamente). Tais discrepâncias em termos de quantidades de N₂O emitidas devem estar ligadas a fatores ligados aos dejetos, ao solo e ao clima de cada região. Diferenças na metodologia utilizada para avaliar a emissão de N₂O também não podem ser descartadas. A cultura também pode influenciar a emissão de N₂O. Para Rochette et al. (2007) o uso de dejetos em gramíneas perenes reduz a disponibilidade de N mineral no solo para a produção de N₂O, uma vez que as mesmas apresentam elevada eficiência no uso desse nutriente.

A quantidade de N-N₂O proveniente da cama sobreposta de suínos (2,6 kg ha⁻¹) corresponde a 1,4 % da quantidade de N total aplicado e a 13,9 % do N amoniacal. Não foram encontrados trabalhos na literatura em que a emissão de N-N₂O com a aplicação de cama sobreposta de suínos tenha sido avaliada.

Quanto à cinética de emissão de N-N₂O, observa-se que ela foi semelhante entre os três resíduos orgânicos avaliados, com a maior proporção do N-N₂O sendo emitida durante as duas primeiras semanas (Figura 11b). Nos dejetos líquidos de suínos e de bovinos as quantidades N-N₂O emitidas durante os primeiros 15 dias corresponderam a cerca de 69 e 32 % da quantidade total emitida ao final de 60 dias, respectivamente (Figura 11b). Essa cinética de liberação de N-N₂O, em que os fluxos desse gás são mais intensos nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos, tem sido aquela observada com maior freqüência em diferentes situações (GIACOMINI et al., 2000; CHADWICK et al., 2000; CHANTIGNY et al., 2001; PERÄLÄ et al., 2006; ROCHETTE et al., 2007). Todavia, alguns resultados como, por exemplo, os relatados por Sherlock et al. (2002) mostram um período inicial com baixos fluxos de N-N₂O. No trabalho desses autores a emissão de N-N₂O somente

aumentou significativamente duas semanas após a aplicação de dejetos líquidos de suínos. Isso foi justificado pelo fato dos dejetos terem criado inicialmente uma crosta superficial, o que reduziu a difusão do O_2 e originou uma zona de anaerobiose na camada superficial do solo, inibindo a nitrificação do N amoniacal dos dejetos e, portanto, a emissão de N_2O pelos processos de nitrificação e desnitrificação. Os resultados do trabalho de Chadwick et al. (2000) sugerem que o N_2O é produzido na camada superficial do solo.

1.4.7 Emissão anual de óxido nitroso

Na Figura 12a observa-se que todos os tratamentos, com destaque para aqueles que receberam materiais orgânicos, apresentaram uma emissão anual de N_2O superior a testemunha. Nos tratamentos com aplicação de materiais orgânicos a emissão acumulada anual de N_2O variou de 4,26 kg de N_2O ha^{-1} no tratamento com aplicação de cama sobreposta na semeadura (50% da dose) e uréia em cobertura (CS + U) a 6,17 kg de N_2O ha^{-1} naquele que recebeu dose integral de cama sobreposta no momento da semeadura (CS).

As diferenças observadas nas emissões anuais entre os tratamentos devem estar relacionadas tanto às diferenças na composição dos materiais orgânicos quanto à modalidade de aplicação dos mesmos (em dose única ou parcelada). Chadwick et al. (2000) também verificaram um efeito marcante da composição dos dejetos líquidos de bovinos e de suínos sobre a emissão de N_2O e CH_4 o que levou-os a conclusão de que uma das estratégias para reduzir a emissão desses gases inclui a manipulação da dieta dos animais. Comparando os mesmos materiais Rochette et al. (2007) enfatizaram a necessidade de melhor caracterizar a disponibilidade de C e N em dejetos para poder determinar com maior precisão o impacto de sua aplicação sobre a emissão de N_2O em condições de campo.

Considerando que a maioria dos trabalhos que avaliam a emissão de N_2O após o uso de dejetos é conduzida a curto e médio prazo, torna-se difícil a comparação das emissões anuais apresentadas na Figura 12 às de outros trabalhos. Chadwick et al. (2000) aplicaram diferentes tipos de dejetos em três épocas do ano. Em abril a emissão de N_2O em 20 dias foi de 1,51 kg ha^{-1} de N- N_2O (0,97% do N aplicado) para os dejetos líquidos de bovinos e de 0,77 kg ha^{-1} de N- N_2O (0,44% do N aplicado) para os de suínos. Na aplicação de julho a emissão de

N_2O em 22 dias foi de 0,34 e 0,57 kg ha^{-1} de N- N_2O para os dejetos líquidos de bovinos e de suínos, respectivamente, o que correspondeu a 0,12% do N aplicado para ambos os dejetos. Em outubro, onde a emissão de N_2O para diferentes tipos de dejetos foi avaliada durante 24 dias, o fator de emissão variou de 0,05 a 0,38% do N aplicado. No trabalho de Sherlock et al. (2002) o fator de emissão de N_2O foi mais elevado.

Em 90 dias a aplicação de dejetos líquidos de suínos (60 $m^3 ha^{-1}$) resultou em uma emissão de N- N_2O de 7,6 kg de N ha^{-1} (2,1% do N aplicado). Após cinco meses, a quantidade emitida no trabalho de Perälä et al. (2006) foi de 0,7% do N aplicado com dejetos líquidos de suínos, injetados no solo. Giacomini et al. (2006) trabalhando em área próxima do presente estudo encontraram uma emissão de N_2O em 28 dias equivalente a 0,2% do N aplicado com dejetos líquidos de suínos.

Ao considerar que na maioria das situações a maior emissão de N_2O ocorre nos períodos iniciais à aplicação dos dejetos, pode-se inferir que as emissões de N_2O encontradas no presente estudo são mais elevadas do que aquelas mencionadas acima.

Na Figura 12b, o fator de emissão de N_2O nos tratamentos com aplicação de materiais orgânicos variou de 2,1 % do N aplicado com os dejetos líquidos de bovinos a 3,4 % do N aplicado com os dejetos líquidos de suínos, quando em dose única por ocasião da semeadura do milho. No entanto, parece necessário ampliar o número de trabalhos cujo objetivo seja avaliar emissões anuais de N_2O após a aplicação de dejetos de animais, para estabelecer com maior grau de segurança fatores de emissão de N_2O para diferentes tipos de resíduos animais e situações.

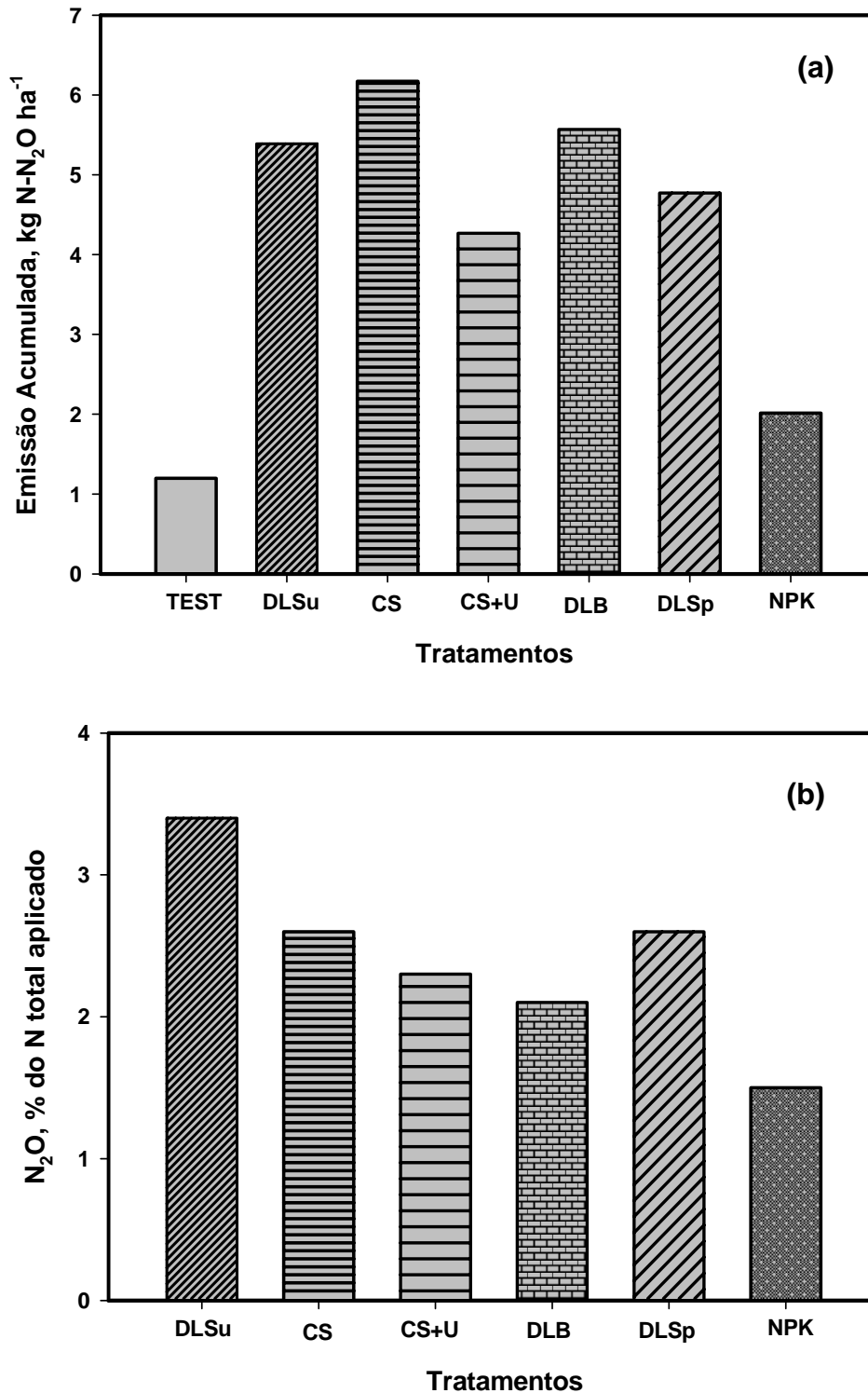


Figura 12 – Emissão de N-N₂O em kg ha⁻¹ (a) e em % do N total aplicado (b) nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em aplicação única (DLSu); dejetos líquidos de suínos em aplicação parcelada (DLSp), dejetos líquidos de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CS), cama sobreposta de suínos + uréia (CS+U), testemunha sem dejetos (TEST) e adubação mineral (NPK). Santa Maria, 2009.

1.5 Conclusões

A aplicação de dejetos líquidos de suínos e de bovinos e da cama sobreposta de suínos aumentou a emissão de N_2O , principalmente nos primeiros 15 dias após a aplicação dos materiais orgânicos.

As emissões de N_2O foram maiores nos tratamentos com adubação orgânica do que com aplicação de N-uréia.

Com a aplicação parcelada dos dejetos de suínos a emissão de N_2O foi inferior à aplicação dos dejetos em dose única.

1.6 Bibliografia

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookmann, 2002.

BATEMAN; E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 41, n. 6, p. 379–388, Aug. 2005.

BERGSTROM, D. W.; TENUTA, M.; BEAUCHAMP, E. G. Increase in nitrous oxide production in soil induced by ammonium and organic carbon. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 18, n. 1, p. 1-6, June 1994.

CARDOSO, A. N. et al. **Fluxo de gases-traço de efeito estufa na interface solo/atmosfera em solos de cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. 23 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n.17).

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**, Madison, v. 29, n. 1, p. 277-287, Jan./Feb. 2000.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. 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**, Ottawa, v. 81, n. 2, p. 131-137, Apr./May 2001.

CHAPUIS-LARDY, L. et al. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**. Oxford, v. 13, n. 1, p. 1–17, Jan. 2007.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS - Núcleo Regional Sul/UFRGS, 2004. 400 p.

COSTA, F. S. et al. Emissões de gases de efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. A. et al. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 654 p.

DENDOOVEN, L. et al. N dynamics and sources of N₂O production following pig slurry application to a loamy soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 26, n. 3, p. 224-228, Feb. 1998.

DENDOOVEN, L.; SPLATT, P.; ANDERSON, J. M. Denitrification in permanent pasture soil as affected by different forms of C substrate. **Soil Biology and Biochemistry**. Berlim, v. 28, n. 2, p. 141-149, Jan. 1996.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2006. 306 p.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, p. 570-574, July 2005.

GIACOMINI, S. J. **Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos**. 2005. 247 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

GIACOMINI, S. J. et al. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 11, p.1653-1661, nov. 2006.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 151 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **The physical Science basis: contribution on working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental Panel on Climate Change**. Paris, 2007.

JANTALIA, C. P. et al. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: Avaliação das práticas usadas na produção de grãos no Sul do Brasil. In: ALVES, B.J.R. et al. **Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas; Porto Alegre: Gênese, 2006. 215 p.

KERMARECH, C. **Bilan et transformations de l'azote en élevage intensif de porcs sur litière**. 1999. 186 f. (Thèse de Docteur). Université de Rennes 1, Rennes.

KIEHL, J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 262 p.

KIRCHMANN, H.; LUNDVALL, A. Relationships between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 15, n. 3, p. 161-164, Mar. 1993.

LAANBROEK, H. J.; GERARDS, S. Effects of organic manure on nitrification in arable soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 12, n. 2, p. 147-153, Oct. 1991.

LORO, P. J.; BERGSTROM, D. W.; BEAUCHAMP, E. G. Intensity and duration of denitrification following application of manure and fertilizer to soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, n. 3, p. 706-713, May/June 1997.

MOZETO, A. A. Química atmosférica: a química sobre nossas cabeças. **Caderno Temático Química Nova na Escola**. n. 1, p. 41-49, 2001.

MKHABELA, M. S. et al. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 130, n. 1-2, p. 41-49, Mar. 2009.

ROCHA FILHO R. C. Camada de ozônio dá Nobel. **Revista Química Nova na Escola**, São Paulo, n. 2, p.10-11, nov. 1995.

ROCHETTE, P. et al. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 4, p. 1410-1420, July/Aug. 2004.

ROCHETTE, P. et al. N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88, n. 2, p. 175-187, Apr./June. 2008.

SHERLOCK, R. R. et al. Ammonia, Methane, and Nitrous Oxide Emission from Pig Slurry Applied to a Pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, n. 5, p.1491-1501, Sept./Oct. 2002.

TEDESCO, M.J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre, 1995. 215 p.

WHALEN, S. C. Nitrous oxide emission from an agricultural soil fertilized with liquid swine waste or constituents. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 2, p. 781-789, Mar./Apr. 2000.

2 MINERALIZAÇÃO DO CARBONO DE PALHA DE MILHO E DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COM E SEM INCORPORAÇÃO AO SOLO

2.1 Resumo

O experimento foi conduzido em condições de campo durante cinco meses, na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), com o objetivo de avaliar o efeito da adição de dejetos de suínos sobre a decomposição de palha de milho, com e sem incorporação ao solo. Para tal, foi quantificada a emissão contínua de C-CO₂ por um período de 158 dias nos seguintes tratamentos: T1: solo sem mobilização, T2: solo mobilizado, T3: dejetos líquidos de suínos em superfície, T4: dejetos incorporados, T5: palha de milho em superfície, T6: palha incorporada, T7: palha + dejetos em superfície e T8: palha + dejetos incorporados. A incorporação da palha de milho ao solo favoreceu a mineralização do C da palha enquanto nos dejetos de suínos a sua manutenção na superfície do solo favoreceu a mineralização do C. A aplicação de dejetos líquidos de suínos aumentou a mineralização do C da palha em superfície em 12% (320 kg ha⁻¹ do C adicionado) e da palha incorporada em 1,3% (34 kg ha⁻¹ do C adicionado).

2.2 Introdução

A suinocultura e a bovinocultura, voltada à produção de leite, constituem-se nas principais atividades econômicas de muitas regiões do sul do Brasil. Ambas, com destaque para a suinocultura, caracterizam-se pela criação dos animais em regime de confinamento, o que gera grande concentração de dejetos líquidos em áreas próximas às pocilgas.

Outra característica marcante das propriedades rurais voltadas tanto à suinocultura, como à bovinocultura de leite, é a estreita relação dessas atividades com a cultura do milho. Por isso, quando os dejetos são utilizados como fertilizantes eles são aplicados, principalmente, antecedendo à semeadura do milho. Todavia, como a produção de dejetos é praticamente contínua durante o ano, é necessária a aplicação dos mesmos após a colheita do milho, antecedendo a semeadura das culturas de inverno. Relativamente ao conhecimento já gerado pela pesquisa brasileira sobre os efeitos da aplicação dos dejetos nas culturas de verão, pouco se conhece sobre os efeitos da aplicação dos mesmos antecedendo as culturas de inverno, ou seja, em sucessão ao milho.

Embora atualmente predomine o sistema de plantio direto, tanto nas culturas de verão como naquelas de inverno, ainda existem situações em que os produtores utilizam o sistema de preparo convencional do solo, em que os dejetos são incorporados através de aração e gradagens. Pode-se formular a hipótese de que, tanto a resposta das culturas à aplicação dos dejetos como o efeito destes sobre os atributos do solo, são afetados diferentemente nos sistemas de plantio direto e de preparo convencional do solo. Por isso há necessidade de intensificar os estudos nessa área, especialmente no que concerne às biotransformações do carbono e do nitrogênio. Nesse sentido, deve-se considerar a função dinâmica e complexa desses dois elementos e sua relação com a capacidade produtiva do solo, com a produtividade das culturas e com a poluição do ambiente.

Um dos aspectos relativos à dinâmica do carbono e que tem recebido a atenção de pesquisadores de diversos países nos últimos anos refere-se à avaliação do efeito da aplicação de dejetos sobre a mineralização do carbono de resíduos culturais, com destaque para aqueles de gramíneas (CHIAPINOTTO, 2003; GIACOMINI, 2005; LUZ, 2007;), caracterizados pela sua elevada relação C/N. A maioria dos trabalhos tem sido realizada com dejetos líquidos de suínos, os quais

são aplicados principalmente sobre os resíduos culturais de plantas de inverno, como a aveia (GIACOMINI, 2005;) e a cevada (CHANTIGNY et al., 2001).

Os resultados desses diferentes estudos nem sempre apontam para a mesma direção. Em condições de laboratório, Saviozzi et al. (1997) constataram que a aplicação de dejetos aumentou a mineralização do C dos resíduos culturais da cevada em aproximadamente 25%. Resultados similares foram encontrados no Canadá por Chantigny et al. (2001), em condições de campo. Já Chiapinotto (2003) e Giacomini (2005), trabalhando em um Argissolo Vermelho amarelo distrófico de Santa Maria, RS, verificaram que os dejetos de suínos não afetaram a taxa de decomposição de resíduos culturais de aveia. Sob condições controladas de laboratório Luz (2007) verificou que o aumento da liberação de CO₂ durante a decomposição de resíduos culturais de milho ocorreu apenas quando os dejetos foram aplicados sobre os resíduos culturais e ambos permaneceram na superfície do solo. É provável que tais resultados contraditórios se devam a diferenças na composição dos dejetos, na relação C/N dos resíduos culturais e no grau de contato dos dejetos e dos resíduos culturais com o solo, o que evidencia a necessidade de intensificar os estudos nessa área.

Com base no exposto, o presente trabalho teve dois objetivos principais: a) avaliar o efeito da aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre a mineralização do C de palha de milho; b) avaliar o efeito do contato da palha e dos dejetos com o solo sobre a mineralização do C de ambos os materiais orgânicos.

2.3 Material e métodos

2.3.1 Caracterização da área

O trabalho foi realizado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, em Santa Maria, RS. O solo do local pertence à Unidade de Mapeamento São Pedro, sendo classificado como Argissolo Vermelho distrófico arênico (EMBRAPA, 2006).

A Depressão Central do Rio Grande do Sul, região na qual foi instalado o experimento, possui um clima subtropical do tipo Cfa, segundo classificação de Köppen. Apresenta um regime de chuvas bem distribuídas no outono, inverno e primavera e estiagens freqüentes no verão. As médias anuais de temperatura e precipitação situam-se em torno de 1789 mm e 19,2^o C, respectivamente. Apresenta luminosidade deficiente nos meses de inverno.

2.3.2 Delineamento e tratamentos

O experimento foi conduzido no delineamento de blocos ao acaso, com três repetições. As parcelas possuíam 3 x 2 metros (6 m²). Os tratamentos, em duas situações (com e sem mobilização do solo) simulando o sistema de plantio direto e preparo reduzido foram: T1: solo sem mobilização, T2: solo mobilizado, T3: dejetos líquidos de suínos em superfície, T4: dejetos incorporados, T5: palha de milho em superfície, T6: palha incorporada, T7: palha + dejetos em superfície e T8: palha + dejetos incorporados.

2.3.3 Período de condução e avaliações

O trabalho foi conduzido em condições de campo no período de 09 de maio a 17 de outubro de 2008, perfazendo um total de 158 dias. Durante esse período foram efetuadas setenta e cinco avaliações da emissão de C-CO₂, sete avaliações dos teores de N-mineral do solo, sete avaliações da umidade gravimétrica e uma avaliação da quantidade de resíduos culturais remanescentes de milho, ao final do experimento.

2.3.4 Resíduos culturais de milho

Os resíduos culturais de milho utilizados foram obtidos da experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, em março/2008.

Por ocasião da maturação fisiológica, foram coletadas plantas inteiras para avaliação da matéria seca e da proporção de cada componente (colmo, palha e folhas). As plantas foram armazenadas em local aerado e seco, até atingirem massa constante, quando suas espigas foram retiradas. As plantas, incluindo as palhas que foram retiradas das espigas, foram então trituradas com o auxílio de um batedor de cereais. O objetivo dessa operação foi simular o tipo de resíduos culturais de milho resultante da colheita mecanizada nas lavouras. Os resíduos assim gerados foram acondicionados em local seco e arejado até sua utilização no experimento.

Para a instalação do experimento realizou-se a pesagem dos diferentes componentes das plantas (palha, colmo e folhas) guardando as proporções entre eles. A quantidade total de resíduos culturais, em base seca foi equivalente a 6 Mg ha⁻¹.

2.3.5 Análises dos materiais orgânicos

No tecido vegetal, seco e moído, foram analisados os teores de carbono e nitrogênio total. Para tal foi utilizado um autoanalisador elementar CHSN (Modelo Flash EA 1112, Thermo Finnigan, Milão, Itália), onde as amostras são analisadas via combustão seca. A matéria seca do tecido vegetal foi analisada após atingir peso constante em estufa ventilada, a uma temperatura de 65° C. Nos dejetos líquidos de suínos, coletados em esterqueira anaeróbica, foram analisados a matéria seca e os teores de N total e N amoniacal, conforme Tedesco et al. (1995).

As características dos materiais orgânicos e as quantidades adicionadas ao solo de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2 – Concentração de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N total e N mineral) nos dejetos líquidos de suínos (DLS) e nos resíduos culturais de milho (RCM) e quantidades de MS, C e N adicionadas no solo com cada material orgânico.

| Material Orgânico ⁽¹⁾ | MS | C | N Total | N mineral | C/N |
|----------------------------------|-------|-------|---------------------|-----------|-----|
| | | | g kg ⁻¹ | | |
| DLS | 26 | 8,44 | 3,45 | 2,35 | 2,4 |
| RCM | - | 437,1 | 6,94 | - | 63 |
| | | | kg ha ⁻¹ | | |
| DLS | 1.040 | 337,6 | 138,0 | 94 | - |
| RCM | 6.000 | 2.623 | 41,6 | - | - |

⁽¹⁾ Doses de 40 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos; 6 Mg ha⁻¹ de resíduos culturais de milho.

2.3.6 Dispositivos de medição contínua de C-CO₂ (câmaras estáticas)

Por ocasião da instalação do experimento foram colocadas duas câmaras estáticas por tratamento (Figura 13a). O objetivo das duplicatas foi permitir a renovação alternada da atmosfera interna das câmaras, visto que em cada período de avaliação uma câmara permanecia aberta enquanto a outra fechada, coletando o C-CO₂ emitido. As câmaras foram confeccionadas em PVC, cujas dimensões eram de 0,30 m de diâmetro e 0,27 m de altura.

Houve variação na altura das câmaras quando de sua fabricação, sendo que aquelas utilizadas nos tratamentos com mobilização do solo tinham 32 cm de altura e as do tratamento sem mobilização 27 cm. Tal procedimento foi adotado para evitar a entrada externa de CO₂, devido a maior porosidade do solo. Todavia, o volume interno das câmaras de ambos os sistemas de manejo, permaneceu idêntico já que variou apenas a profundidade em que os anéis foram introduzidos no solo. As câmaras estáticas foram inseridas a 5 e 10 cm de profundidade, respectivamente nos tratamentos simulando sistema plantio direto e preparo reduzido do solo e são similares àquelas utilizadas por Aita (1996).

Uma câmara com essas mesmas dimensões e com o fundo vedado foi utilizada para captar e quantificar a concentração do C-CO₂ presente na atmosfera

interna das câmaras. As emissões de C-CO₂ dos demais tratamentos, foram sempre subtraídas da emissão verificada nesta câmara, também denominada de “prova em branco”.

Durante o período de avaliações, uma das câmaras permanecia hermeticamente fechada por meio de uma tampa de zinco galvanizada, assentada sobre uma borracha existente na parte superior de cada câmara. A tampa de zinco possuía uma fina lâmina de isopor (1 cm) para evitar o aquecimento excessivo do interior das câmaras. A fixação da tampa era feita com auxílio de quatro parafusos distribuídos simetricamente no entorno da câmara. Os parafusos foram fixados acima da base da câmara, por um dispositivo construído em forma de “X”, sendo este, também responsável por suportar o recipiente contendo a solução de NaOH coletora do CO₂. O recipiente permaneceu a uma altura de 5 cm do solo (Figura 13b e 13c).



Figura 13 – a) visão geral do experimento; b) detalhe do sistema de coleta do CO₂, mostrando o recipiente com NaOH no interior da câmara e c) duas câmaras de cada repetição de um dos tratamentos. Santa Maria, 2009. Denega, 2008.

2.3.7 Captação do CO₂ liberado

A primeira coleta da solução de NaOH foi feita 20 horas após a instalação das câmaras. A partir do momento em que a quantidade evoluída de C-CO₂, captada pela solução de NaOH mol L⁻¹ foi diminuindo, indicando redução na atividade microbiana, as trocas da solução receptora (NaOH) foram sendo espaçadas. Foram feitas trocas diárias na fase inicial e depois a cada dois dias. A partir dos 100 dias a solução foi trocada a cada três dias ou mais. Após cada chuva, a solução de NaOH

era imediatamente coletada. A câmara que continha o recipiente recebia 1/3 do volume de água da chuva correspondente, sendo usada água destilada nestes casos. A colocação desse volume de água justifica-se em virtude da observação de Marques (2006) em que ocorria uma migração lateral da água, umedecendo parcialmente o solo do interior da câmara que estava fechada. O volume de chuva foi medido por meio de três pluviômetros instalados no local. Em cada troca, a solução de NaOH 1 mol L⁻¹ contida no interior dos recipientes plásticos foi armazenada em recipientes com tampa, os quais foram hermeticamente fechados e conduzidos ao laboratório.

2.3.8 Titulação das amostras

De cada recipiente foram retiradas alíquotas de 10 mL de NaOH 1 mol L⁻¹ com auxílio de seringa volumétrica as quais foram transferidas para copos plásticos. Imediatamente foi adicionado cloreto de bário e gotas do indicador fenolftaleína para em seguida titular o excesso de NaOH com HCl 1 mol L⁻¹.

2.3.9 Condução do experimento

Durante o período em que o experimento permaneceu a campo, foram feitas duas aplicações de herbicida (Glifosato, na dosagem de 1 litro ha⁻¹) para manter as parcelas livres das plantas. No interior das câmaras estáticas realizou-se arranquio manual toda vez que foi constatado a presença de plantas invasoras.

2.3.10 Avaliações complementares

Nos primeiros dias após a instalação do experimento foi avaliada a densidade do solo, através do método do anel volumétrico. Para tal foram abertas três trincheiras de 0,8 m x 0,8 m x 1,2 m. Nos tratamentos com preparo reduzido, a densidade de solo nas primeiras duas camadas (0 – 10 e 10 – 30 cm) foi feita pelo método da escavação (KIEHL, 1979).

2.3.11 Análise Estatística

Os resultados foram avaliados estatisticamente através da análise de variância e comparação das médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

2.3.12 Estimativa dos processos de biotransformação do carbono

2.3.12.1 Mineralização aparente do C (método da diferença).

A mineralização aparente do C da palha de trigo e dos dejetos de suínos foi calculada com base nos dados de C-CO₂ medidos em cada data de avaliação. O cálculo da mineralização do C, em cada data de amostragem, variou conforme o tratamento.

a) Tratamentos com a adição isolada de palha e de dejetos a fórmula utilizada foi a seguinte:

$$C_{map} = \left(\frac{C - CO_{2ro} - C - CO_{2s}}{Cad} \right) \times 100 \quad [2]$$

Sendo, **C_{map}** a mineralização aparente do C da palha ou dos dejetos (% do C adicionado); **C-CO_{2ro}** e **C-CO_{2s}** as quantidades de C-CO₂ emitidas (mg kg⁻¹) nos tratamentos com resíduos orgânicos (S + P Sup, S + P Inc, S + D Sup e S + D Inc) e no tratamento testemunha (S), respectivamente; e **Cad** o C adicionado (mg kg⁻¹) com a palha ou com os dejetos.

b) Nos tratamentos em que a palha e os dejetos foram aplicados conjuntamente ao solo o cálculo da mineralização do C foi realizado como segue:

$$C_{map} = \left(\frac{C - CO_{2cpd} - C - CO_{2cd}}{Cad} \right) \times 100 \quad [3]$$

Sendo, **C_{map}** a mineralização aparente do C da palha de milho (% do C adicionado); **C-CO_{2cpd}** e **C-CO_{2cd}** as quantidades de C-CO₂ emitidas (mg kg⁻¹) nos tratamentos com palha + dejetos (S + D Inc + P Inc e S + P Sup + D Sup) e nos tratamentos com dejetos (S + D Sup e S + D Inc), respectivamente; e **Cad** o C adicionado (mg kg⁻¹) com a palha.

2.4 Resultados e discussão

2.4.1 Liberação acumulada de C-CO₂ nos tratamentos

As quantidades totais de C-CO₂ liberadas indicam a existência de dois grupos de tratamentos (Figura 14). O primeiro, com valores acumulados em 158 dias variando de 2440 a 2941 kg ha⁻¹ de C-CO₂, aparecem os dois tratamentos com o uso conjunto da palha e dejetos e o tratamento com o uso exclusivo da palha, em que a mesma foi incorporada ao solo. O segundo grupo, com valores entre 1510 e 1923 kg ha⁻¹ de C-CO₂, é constituído pelos outros cinco tratamentos, sendo dois com o uso exclusivo de dejetos, dois sem a adição de palha e dejetos ao solo e um com o uso exclusivo de palha em que a mesma permaneceu na superfície do solo. Essa distribuição dos tratamentos, quanto às quantidades de C-CO₂ emitidas, está relacionada não apenas às quantidades de carbono adicionadas, mas também a sua localização no solo. O efeito desses aspectos sobre a mineralização do carbono será discutido posteriormente.

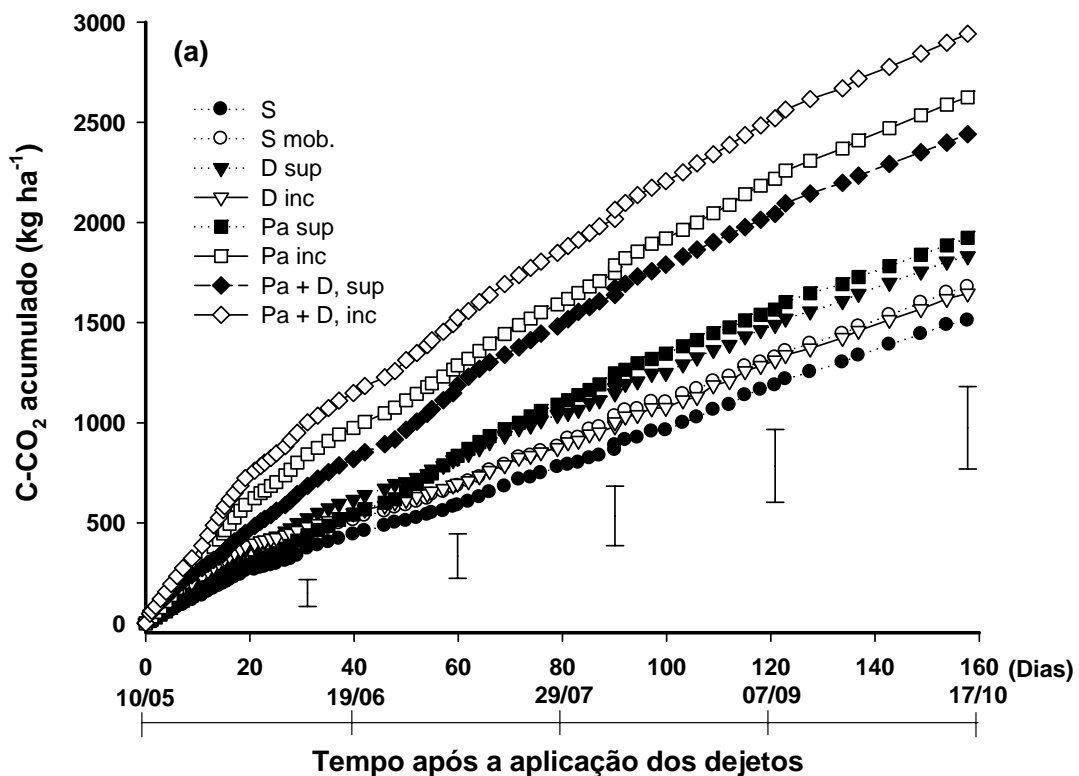


Figura 14 – Mineralização acumulada do C nos diferentes tratamentos durante todo o experimento. Santa Maria, 2009.

Observa-se com mais clareza na Figura 15, onde são apresentados os dados relativos à liberação acumulada de C-CO₂ durante os primeiros 40 dias do experimento, que essa separação entre os dois grupos de tratamentos iniciou a partir do vigésimo dia. Isso coincide com a ocorrência de chuvas a partir desse período, evidenciando que, na fase inicial do experimento, a atividade microbiana foi limitada pela deficiência de umidade no solo.

A partir dos resultados apresentados nas Figuras 14 e 15 é possível comparar as quantidades de C-CO₂ liberadas nos tratamentos, segundo o tipo de material orgânico utilizado e a modalidade de aplicação dos mesmos ao solo. Comparando inicialmente o tratamento com o uso isolado de palha de milho ao tratamento com o uso isolado de dejetos de suínos, ambos sem incorporação ao solo, observa-se que nos primeiros 40 dias (Figura 15) a quantidade de C-CO₂ do tratamento com palha foi inferior àquela do tratamento com dejetos durante todo o período. Ao final dos 40 dias, a aplicação dos dejetos superou o tratamento com palha em 73,8 kg de C-CO₂ ha⁻¹ (13,6 %).

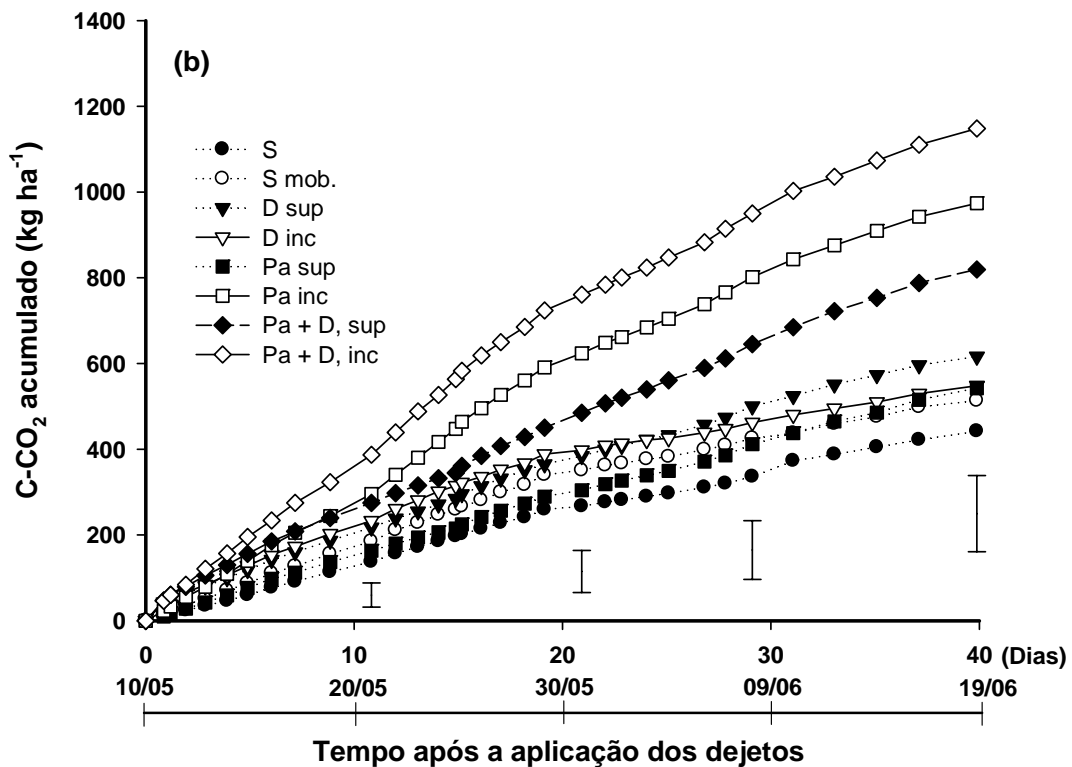


Figura 15 – Mineralização acumulada do C nos diferentes tratamentos durante os primeiros 40 dias do experimento. Santa Maria, 2009.

Na Figura 14, a partir de aproximadamente 80 dias, ocorreu uma inversão nessa tendência, com o tratamento onde foi mantida a palha de milho em superfície (Pa sup) superando o tratamento com dejetos em superfície (D sup). Ao final do experimento (Figura 14) a quantidade de C-CO₂ com a adição de palha foi maior do que no tratamento com dejetos em apenas 92,3 kg ha⁻¹ de C-CO₂ (5 %).

A menor liberação inicial de C-CO₂ no tratamento com palha poderia ser explicada pelo pequeno contato da palha com o solo e, principalmente, pela deficiência de umidade já que durante os 15 primeiros dias praticamente não choveu. Todavia, com a ocorrência das chuvas era de se esperar uma liberação de C-CO₂ muito superior no tratamento com a palha do que naquele com dejetos já que a quantidade de C adicionada ao solo com o primeiro (2.619 kg ha⁻¹) foi aproximadamente 7,8 vezes maior do que aquela adicionada com o segundo (337,6 kg ha⁻¹). Assim, o principal fator que deve ter contribuído para a pequena diferença nas quantidades liberadas de C-CO₂ entre esses tratamentos ambos mantidos na superfície do solo, deve ter sido o pequeno grau de contato da palha com o solo, o que reduz a atividade microbiana por duas razões: a primeira pela dificuldade de acesso dos microrganismos do solo à fonte de C e a segunda está ligada à limitação da decomposição, imposta pela deficiência de N já que a palha é pobre neste nutriente (Tabela 2).

Com a incorporação da palha a quantidade de C-CO₂ aumentou em relação a sua manutenção na superfície do solo. A diferença foi de 431 kg ha⁻¹ aos 40 dias (Figura 15) e de 701 kg ha⁻¹ aos 158 dias (Figura 14). Isso se deve à melhoria do contato do solo com a fonte de C e energia e também ao aumento da disponibilidade de N mineral à população microbiana de decompositores, em função de o solo ter sido mobilizado para a incorporação da palha, cuja relação C/N era elevada (Tabela 2).

Um aspecto interessante a destacar na Figura 15 refere-se à diferença na cinética de mineralização do C da palha entre os tratamentos com e sem incorporação da mesma ao solo. Observa-se que com a sua manutenção na superfície do solo a mineralização do C foi praticamente linear enquanto que no tratamento onde ela foi incorporada houve um aumento gradativo na liberação de C-CO₂ a partir do décimo segundo dia do experimento. Tal resultado pode ser explicado a partir dos fluxos de C-CO₂ observados nesses dois tratamentos (Figura 16) onde se observa que, de maneira geral, os picos de emissão de C-CO₂

coincidem com a ocorrência de chuvas e foram sempre de maior intensidade no tratamento em que a palha foi incorporada ao solo. Considerando que os resíduos culturais mantidos na superfície do solo são mais susceptíveis ao fenômeno de umedecimento e secagem do que quando incorporados (GIACOMINI, 2005), era de se esperar que os fluxos de C-CO₂ no tratamento com os resíduos em superfície aumentassem rapidamente e de forma mais intensa após cada chuva. O fato disso não ter ocorrido evidencia que, para resíduos pobres em N como a palha de milho, o grau de contato dos mesmos com o solo, aliado à disponibilidade de N aos microrganismos decompositores, são os fatores determinantes da sua taxa de decomposição.

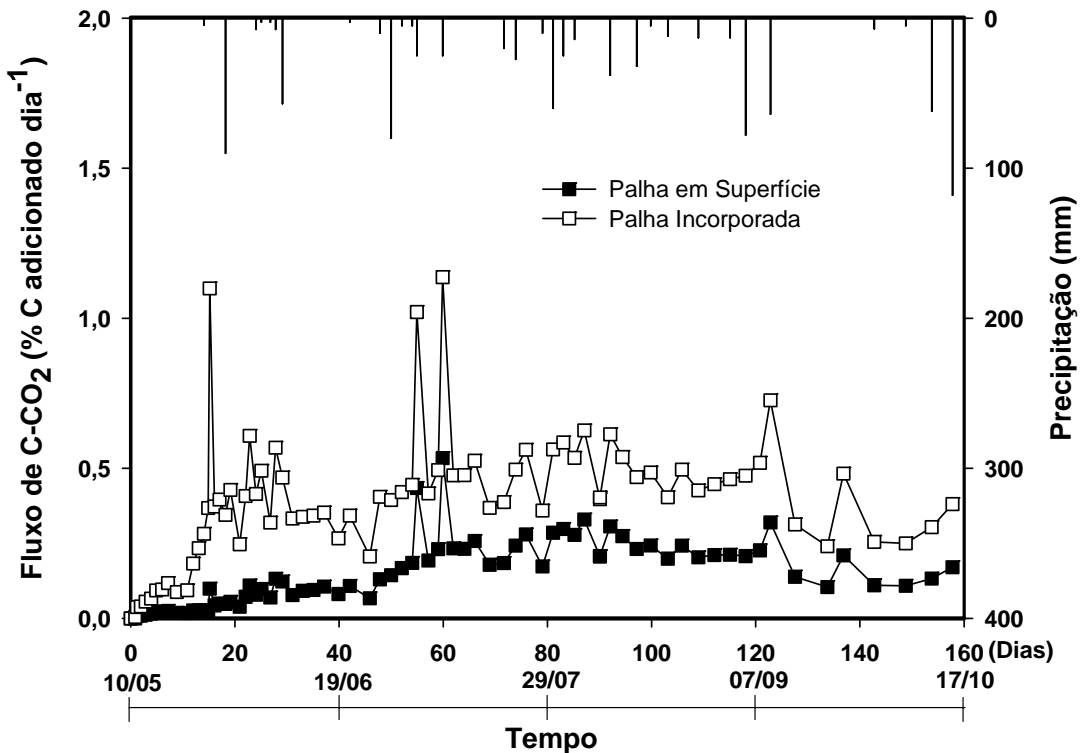


Figura 16 – Fluxos de C-CO₂ durante o experimento, nos tratamentos com palha em superfície e palha incorporada. Santa Maria, 2009.

Considerando os dois tratamentos com o uso exclusivo de dejetos percebe-se que onde os dejetos foram mantidos na superfície do solo (D sup) a liberação de C-CO₂ superou aquela do tratamento em que o solo não foi mobilizado (S) durante todo o experimento. Já onde os dejetos foram incorporados (D inc), a liberação de

C-CO₂ só superou aquela do tratamento com mobilização do solo (S mob) nos primeiros 40 dias (Figura 15). Após esse período a liberação de C-CO₂ foi equivalente ou inferior ao tratamento sem dejetos. A menor mineralização do C dos dejetos quando os mesmos são incorporados, em relação a sua manutenção na superfície do solo tem sido observada em outros trabalhos (COPPENS, 2005; GIACOMINI, 2005) e as causas disso merecem ser melhor investigadas. Será que a incorporação dos dejetos dificulta a liberação do C-CO₂ e a sua captura pela solução de NaOH? A incorporação dos dejetos, já parcialmente decompostos e constituídos por material particulado, poderia proteger fisicamente o C da decomposição microbiana junto à matriz mineral do solo?

2.4.2 Mineralização aparente do C da palha e dos dejetos

A mineralização aparente do C dos materiais orgânicos, obtida pela diferença entre as quantidades de C-CO₂ dos tratamentos com materiais orgânicos e dos tratamentos sem materiais orgânicos em cada uma das duas modalidades de aplicação dos mesmos (em superfície e com incorporação), indica valores acumulados aos 158 dias de 19,5 % (511 kg ha⁻¹ de C) do C adicionado pela palha que permaneceu na superfície do solo e de 37,4 % (981 kg ha⁻¹ de C) do C adicionado pela palha quando esta foi incorporada (Figura 17a).

Esse valor de 19,5 % de mineralização do C da palha de milho em aproximadamente cinco meses é próximo daquele encontrado por Marques (2005) que avaliou a decomposição de palha de milho em superfície e sob condições edafoclimáticas semelhantes as do presente trabalho. Esses baixos índices de mineralização do C da palha de milho, quando mantida na superfície do solo, podem ser atribuídos às condições climáticas predominantes no inverno, especialmente às baixas temperaturas, e, principalmente, ao contato deficiente da palha com o solo, o que limita o acesso dos microrganismos à fonte de C e a difusão do N mineral do solo até os sítios de decomposição, para atender a demanda biossintética microbiana.

Na Figura 17b, onde é apresentada, para o período dos primeiros 40 dias, a mineralização aparente do C do tratamento com o uso isolado de palha de milho e do tratamento com palha e dejetos observa-se que, com a manutenção apenas da palha em superfície, menos de 1% do C adicionado foi mineralizado nos primeiros 15 dias. Quando os dejetos foram adicionados sobre a palha e ambos

permaneceram na superfície do solo a mineralização do C da mistura foi de aproximadamente 5% no mesmo período. A maior contribuição nesse índice de mineralização certamente foi da palha, já que a adição de C pelos dejetos foi de apenas 337,6 kg ha⁻¹. É provável que a mineralização do C da palha tenha sido favorecida pela adição da fração líquida dos dejetos, o que compensou em parte a deficiência hídrica inicial, e principalmente, pelo N mineral adicionado pelos mesmos.

Considerando que nos primeiros 15 dias a quantidade de chuva foi de apenas 4,5 mm (Figura 16), o N mineral aplicado com os dejetos, descontando-se as eventuais perdas de N por volatilização de NH₃, permaneceu junto da palha podendo ser utilizado pelos microrganismos que já estavam na própria palha e por aqueles aplicados com os dejetos e capazes de viver sob condições aeróbias utilizando constituintes da palha como fonte de nutrientes e energia. O N mineral fornecido diretamente pelos dejetos e aquele N proveniente da reciclagem microbiana devem ter sido utilizados por esses microrganismos decompositores.

Deve-se considerar, porém que as condições existentes quando a palha e os dejetos permaneceram na superfície do solo não foram suficientes para atingir as condições potenciais de mineralização do C já que a incorporação apenas do resíduo de milho proporcionou maior mineralização de C do que aquela da mistura de palha e dejetos em superfície (Figura 17a). Nesse caso, o aumento na mineralização do C foi proporcionado pela fonte de C que foi incorporada ao solo e pelo N mineral proveniente da mineralização da MOS. O potencial de mineralização do C, para as condições em que o experimento foi conduzido, foi atingido no tratamento em que a palha e os dejetos foram utilizados conjuntamente e ambos incorporados ao solo. Nesse caso, a mineralização do C adicionado pela mistura de palha e dejetos foi de aproximadamente 38 % em 158 dias.

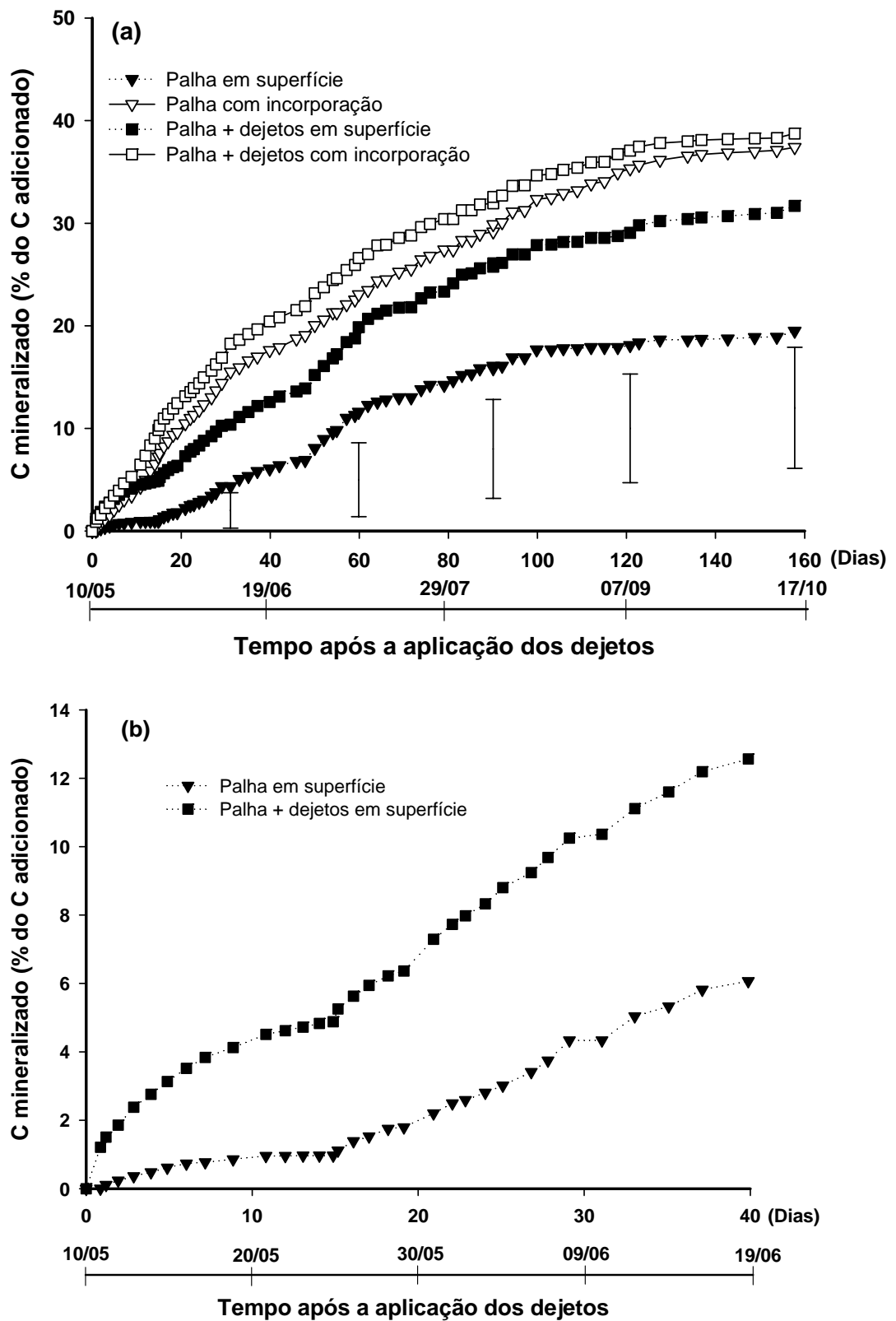


Figura 17 – Mineralização aparente do C nos tratamentos com palha e palha + dejetos durante todo o experimento (a) e nos tratamentos com palha em superfície e palha + dejetos em superfície, durante os primeiros 40 dias (b). Santa Maria, 2009.

Quanto à mineralização do C dos dejetos observa-se na Figura 18 que com a manutenção dos mesmos na superfície do solo cerca de 50,4 % do C adicionado foi mineralizado em 158 dias. Utilizando também a dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos sem incorporação, em solo similar ao do presente trabalho e utilizando o mesmo dispositivo para quantificar a emissão de C-CO₂ Chiapinotto (2003) encontrou valores de 23 e 27 % de mineralização do C dos dejetos em dois experimentos conduzidos no verão. Trabalhando na mesma época do ano em que foi conduzido o presente trabalho e utilizando a dose de $44,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, Marques (2005) encontrou aproximadamente 30% de mineralização do C dos dejetos em 62 dias, de trabalho sob condições de campo, com aplicação dos dejetos na superfície do solo. No presente trabalho a mineralização do C dos dejetos aos 60 dias foi de aproximadamente 42%. Esse valor, superior em 12% ao encontrado por Marques (2005), apesar dos trabalhos terem sido conduzidos sob condições similares, se deve provavelmente a diferenças na constituição física e química dos dejetos utilizados.

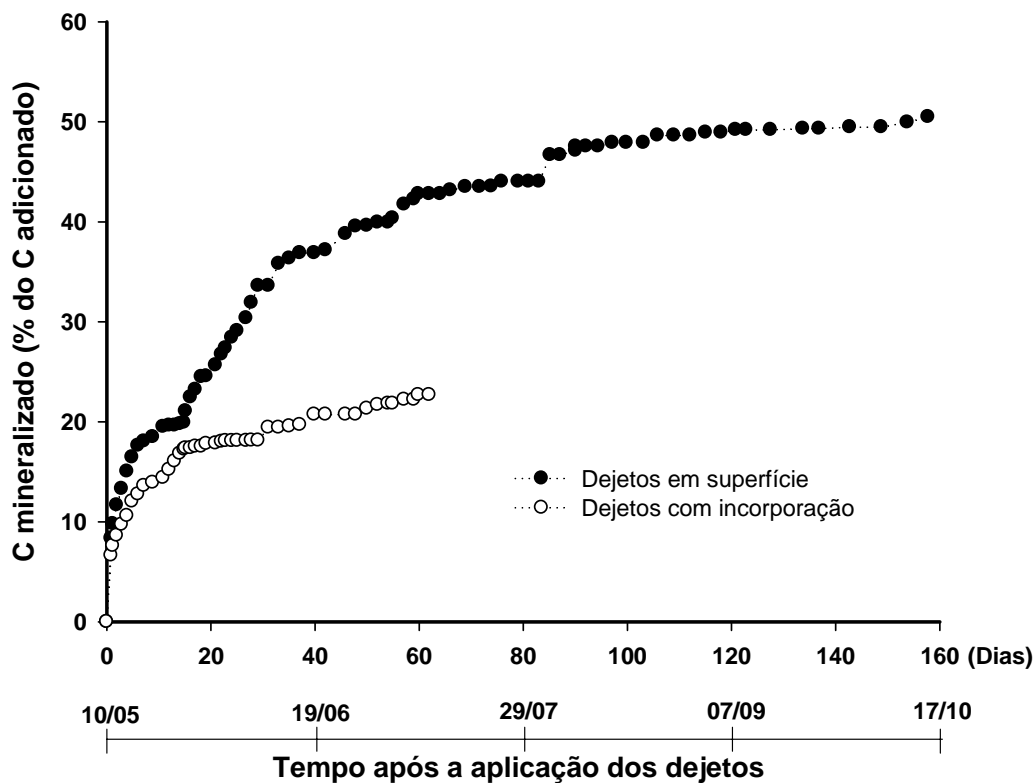


Figura 18 – Mineralização aparente do C dos dejetos mantidos na superfície do solo e incorporados. Santa Maria, 2009.

Quando os dejetos foram incorporados ao solo foi possível calcular a mineralização do C dos dejetos apenas durante os primeiros 60 dias, já que, conforme pode ser observado na Figura 18, a partir dessa data o tratamento em que o solo foi mobilizado começou a apresentar sistematicamente valores de C-CO₂ liberados superiores ao tratamento em que os dejetos foram incorporados. Esse fato resulta em valores de mineralização negativa do C dos dejetos o que constitui uma anomalia. Por isso, na Figura 18 a curva relativa à mineralização aparente do C dos dejetos incorporados ao solo foi construída apenas com os valores calculados para os primeiros 60 dias do experimento.

2.4.3 Efeito dos dejetos sobre a mineralização do C da palha

A aplicação de dejetos juntamente com a palha de milho aumentou a mineralização do C da palha, em maior proporção quando ambos foram mantidos na superfície do solo (Figura 19). Ao final do experimento a aplicação dos dejetos líquidos de suínos sobre a palha na superfície do solo aumentou a mineralização do C da palha em 12% (Figura 19a) o que corresponde a apenas 320 kg ha⁻¹ do C aplicado com a palha (Tabela 2). Quando ambos os materiais orgânicos foram incorporados ao solo, o aumento na mineralização do C da palha, proporcionado pelos dejetos foi de 1,3 % (34 kg ha⁻¹ do C aplicado pela palha). Tais resultados confirmam aqueles de Gonçalves (2005), que também encontrou pequeno efeito dos dejetos líquidos de suínos sobre a mineralização do C da palha de milho, e diferem daqueles de Saviozzi et al. (1997) e Chantigny et al. (2001), os quais verificaram que a aplicação de dejetos líquidos de suínos aumentou a mineralização do C da palha de trigo e de cevada em aproximadamente 25%.

As diferenças observadas no efeito dos dejetos sobre a mineralização do C de diferentes resíduos culturais devem estar ligadas às diferenças na constituição bioquímica dos referidos resíduos. Os resultados do presente estudo indicam que, apesar da elevada relação C/N da palha de milho, a maior parte dos compostos carbonados devem ser de difícil decomposição no solo e que a demanda microbiana em N para decomposição da fração mais facilmente decomponível é atendida pelo N proveniente da mineralização da própria matéria orgânica do solo.

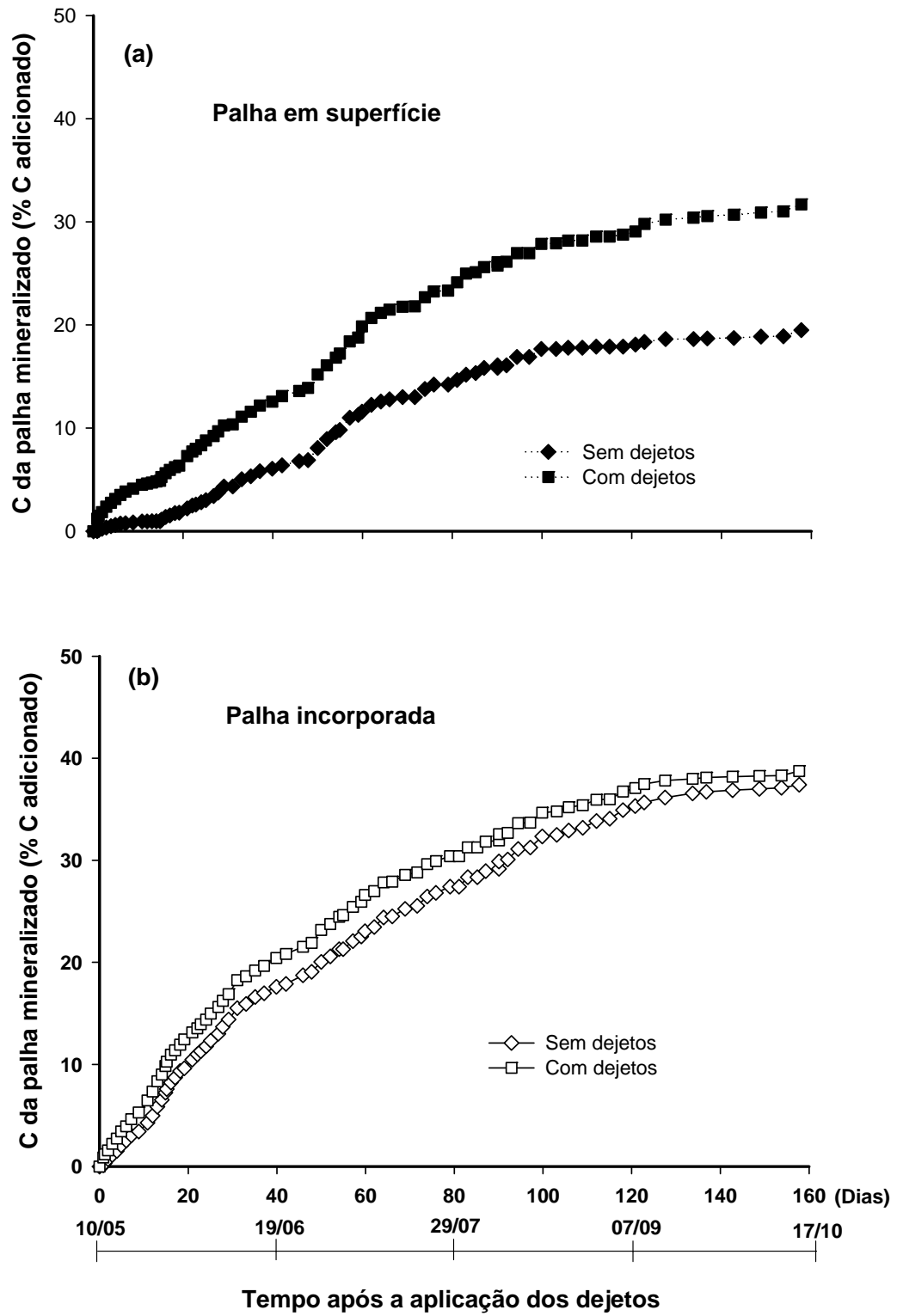


Figura 19 – Mineralização do C da palha mantida na superfície do solo (a) incorporada (b), com e sem aplicação de dejetos. Santa Maria, 2009.

2.5 Conclusões

A incorporação da palha de milho ao solo favoreceu a mineralização do C da palha enquanto nos dejetos de suínos a sua manutenção na superfície do solo favoreceu a mineralização do C.

A aplicação de dejetos líquidos de suínos aumentou a mineralização do C da palha em superfície em 12% (320 kg ha^{-1} do C adicionado) e da palha incorporada em 1,3% (34 kg ha^{-1} do C adicionado).

2.6 Bibliografia

AITA, C. **Couplage des cycles du carbone et de l'azote dans les sols cultivés: étude, au champ, des processus de décomposition après apport de matière organique fraîche.** 1996. 209 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Université Paris VI, Paris.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. 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**, Ottawa, v. 81, n. 2, p. 131-137, Apr./May 2001.

CHIAPINOTTO, I. C. **Decomposição de resíduos culturais de aveia e dejetos de suínos em sistema plantio direto.** 2003. 61 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

COPPENS, F. **Water, carbon and nitrogen dynamics in soil: Influence of crop residue location and quality.** 2005. 203 f. (Tese de Doutorado) - Katholieke Universiteit Leuven, Leuven.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 2. ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2006. 306 p.

GIACOMINI, S. J. **Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos.** 2005. 247 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

KIEHL, J. **Manual de edafologia: relações solo-planta.** São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 262 p.

LUZ, L. P. da. **Dinâmica do carbono durante a decomposição de palha de trigo marcada com ¹³C e dejetos líquidos de suínos.** 2007. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

MARQUES, M. G. **Transformações do carbono e do nitrogênio no solo e produção de aveia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto.** 2005. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

SAVIOZZI, A. et al. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 25, n. 4, p. 401-406, Feb. 1997.

TEDESCO, M.J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre, 1995. 215 p.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C. **Couplage des cycles du carbone et de l'azote dans les sols cultivés: étude, au champ, des processus de décomposition après apport de matière organique fraîche**. 1996. 209 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Université Paris VI, Paris.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookmann, 2002.

BATEMAN; E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 41, n. 6, p. 379–388, Aug. 2005.

BERGSTROM, D. W.; TENUTA, M.; BEAUCHAMP, E. G. Increase in nitrous oxide production in soil induced by ammonium and organic carbon. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 18, n. 1, p. 1-6, June 1994.

CARDOSO, A. N. et al. **Fluxo de gases-traço de efeito estufa na interface solo/atmosfera em solos de cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. 23 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n.17).

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**, Madison, v. 29, n. 1, p. 277-287, Jan./Feb. 2000.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. 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**, Ottawa, v. 81, n. 2, p. 131-137, Apr./May 2001.

CHAPUIS-LARDY, L. et al. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**. Oxford, v. 13, n. 1, p. 1–17, Jan. 2007.

CHIAPINOTTO, I. C. **Decomposição de resíduos culturais de aveia e dejetos de suínos em sistema plantio direto**. 2003. 61 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS - Núcleo Regional Sul/UFRGS, 2004. 400 p.

COPPENS, F. **Water, carbon and nitrogen dynamics in soil: Influence of crop residue location and quality**. 2005. 203 f. (Tese de Doutorado) - Katholieke Universiteit Leuven, Leuven.

COSTA, F. S. et al. Emissões de gases de efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. A. et al. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 654 p.

DENDOOVEN, L. et al. N dynamics and sources of N₂O production following pig slurry application to a loamy soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 26, n. 3, p. 224-228, Feb. 1998.

DENDOOVEN, L.; SPLATT, P.; ANDERSON, J. M. Denitrification in permanent pasture soil as affected by different forms of C substrate. **Soil Biology and Biochemistry**. Berlim, v. 28, n. 2, p. 141-149, Jan. 1996.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2006. 306 p.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, p. 570-574, July 2005.

GIACOMINI, S. J. **Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos**. 2005. 247 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

GIACOMINI, S. J. et al. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 11, p.1653-1661, nov. 2006.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 151 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **The physical Science basis: contribution on working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental Panel on Climate Change.** Paris, 2007.

JANTALIA, C. P. et al. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: Avaliação das práticas usadas na produção de grãos no Sul do Brasil. In: ALVES, B.J.R. et al. **Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa.** Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas; Porto Alegre: Gênese, 2006. 215 p.

KERMARECH, C. **Bilan et transformations de l'azote en élevage intensif de porcs sur litière.** Rennes, 1999. 186 f. (Thèse de Docteur). Université de Rennes 1, Rennes.

KIEHL, J. **Manual de edafologia: relações solo-planta.** São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 262 p.

KIRCHMANN, H.; LUNDEVALL, A. Relationships between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 15, n. 3, p. 161-164, Mar. 1993.

LAANBROEK, H. J.; GERARDS, S. Effects of organic manure on nitrification in arable soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 12, n. 2, p. 147-153, Oct. 1991.

LORO, P. J.; BERGSTROM, D. W.; BEAUCHAMP, E. G. Intensity and duration of denitrification following application of manure and fertilizer to soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, n. 3, p. 706-713, May/June 1997.

LUZ, L. P. da. **Dinâmica do carbono durante a decomposição de palha de trigo marcada com ¹³C e dejetos líquidos de suínos.** 2007. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

MARQUES, M. G. **Transformações do carbono e do nitrogênio no solo e produção de aveia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto.** 2005. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

MOZETO, A. A. Química atmosférica: a química sobre nossas cabeças. **Caderno Temático Química Nova na Escola.** n. 1, p. 41-49, 2001.

MKHABELA, M. S. et al. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 130, n. 1-2, p. 41-49, Mar. 2009.

ROCHA FILHO R. C. Camada de ozônio dá Nobel. **Revista Química Nova na Escola**, São Paulo, n. 2, p.10-11, nov. 1995.

ROCHETTE, P. et al. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 4, p. 1410-1420, July/Aug. 2004.

ROCHETTE, P. et al. N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88, n. 2, p. 175-187, Apr./June. 2008.

SAVIOZZI, A. et al. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 25, n. 4, p. 401-406, Feb. 1997.

SHERLOCK, R. R. et al. Ammonia, Methane, and Nitrous Oxide Emission from Pig Slurry Applied to a Pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, n. 5, p.1491-1501, Sept./Oct. 2002.

TEDESCO, M.J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre, 1995. 215 p.

WHALEN, S. C. Nitrous oxide emission from an agricultural soil fertilized with liquid swine waste or constituents. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 2, p. 781-789, Mar./Apr. 2000.