

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

**TRANSFORMAÇÕES DO CARBONO E DO  
NITROGÊNIO NO SOLO E PRODUÇÃO DE AVEIA  
COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS EM PLANTIO  
DIRETO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Marcelo Gonçalves Marques**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2005**

**TRANSFORMAÇÕES DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO  
SOLO E PRODUÇÃO DE AVEIA COM O USO DE DEJETOS  
DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO**

por

**Marcelo Gonçalves Marques**

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**

**2005**

**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

**TRANSFORMAÇÕES DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO E  
PRODUÇÃO DE AVEIA COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS EM  
PLANTIO DIRETO**

elaborada por  
**Marcelo Gonçalves Marques**

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

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

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

**Carlos Alberto Ceretta, Dr. (UFSM)**

**Clovis Orlando Da Ros, Dr. (UNICRUZ)**

Santa Maria, 12 de Agosto de 2005

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus

A CAPES pela concessão da bolsa.

Ao professor Celso Aita pelo incentivo, amizade, exemplo de vida e profissional e orientação em todas as etapas deste trabalho.

A todos os professores do Departamento de Solos pelos ensinamentos e convívio.

A Claudia Pozzi pela amizade e ajuda nas amostras e resultados enviadas para a Embrapa – RJ.

Ao grande amigo e colega Sandro José Giacomini por toda a ajuda e apoio nesses anos.

Aos colegas do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, André Hübner, Tatiana Benedetti, Rodrigo Nicoloso, Martín, Mastrângello, Ademir.

Aos bolsistas, Márcio, Daniel, Marcela, Ricardo, Ramiro, Gabriel, Débora, Adilson, Elias, Ezequiel, Elizandro e Felipe pelo empenho e dedicação na condução desse trabalho e pela grande amizade. Aos amigos Pujol, Marcos, Janete.

Aos funcionários do Departamento de Solos, Finamor, Tarcisio, Gládis, Flávio e Rose pelo auxílio e amizade.

A meus pais Antônio e Delza pelo esforço e por tudo que fizeram por mim, pela educação e incentivo.

Ao meu irmão Rodrigo.

A todos meus amigos que são muitos e não citarei nomes pra não esquecer de ninguém, o meu muito obrigado a todos vocês.

A Ivi Helena, pelo carinho, compreensão e incentivo em todas as horas.

## RESUMO

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

### **TRANSFORMAÇÕES DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO E PRODUÇÃO DE AVEIA COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO**

Autor: Marcelo Gonçalves Marques

Orientador: Celso Aita

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 12 de Agosto de 2005.

O uso de dejetos de suínos, especialmente da cama sobreposta, é relativamente pouco freqüente em plantas de cobertura de solo no inverno, antecedendo às culturas comerciais de verão. Este trabalho foi realizado para avaliar a dinâmica do carbono e do nitrogênio no solo e a produção da cultura da aveia preta com o uso de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, com ênfase às perdas de N por volatilização de amônia, à variação nas quantidades de N mineral no solo, à decomposição dos materiais orgânicos e ao acúmulo de N pela aveia. Para isso foram conduzidos três experimentos em condições de campo, no período de maio a outubro de 2003, na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) em um Argissolo Amarelo distrófico arênico. No primeiro experimento foi avaliada a volatilização de amônia após a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sobre os resíduos culturais de milho, nos seguintes tratamentos: **T1**- Resíduos culturais de milho (RCM) + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos; **T2**- RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; **T3**- RCM sem incorporação ao solo; **T4**- RCM + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos com incorporação e **T5**- RCM com incorporação. Proporcionalmente, as perdas de N por volatilização de amônia foram maiores na cama sobreposta de suínos do que nos dejetos líquidos. Quando os dejetos líquidos de suínos foram incorporados ao solo não foram observadas perdas de N por volatilização de amônia. As maiores emissões de amônia para a atmosfera (65% do total emitido) ocorreram durante o primeiro dia após a aplicação dos dejetos líquidos e da cama sobreposta no campo. No segundo experimento avaliou-se a dinâmica do N no solo durante o cultivo da aveia preta, através da variação temporal das quantidades de N mineral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), e também a produção de matéria seca e acúmulo de N da aveia nos seguintes tratamentos: **T1**- Resíduos culturais de milho (RCM) + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos; **T2**- RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; **T3**- RCM + 9,7 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; **T4**- RCM + 50 kg ha<sup>-1</sup> de N-uréia e **T5**- RCM. Para quantidades equivalentes de N mineral aplicadas ao solo com a cama sobreposta e os dejetos líquidos, a quantidade de mineral no solo durante o cultivo de aveia foi maior nos dejetos líquidos, evidenciando a baixa taxa de mineralização do N orgânico da cama sobreposta. O N amoniacal dos dejetos líquidos foi rapidamente nitrificado no solo e o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> produzido se deslocou no perfil do solo havendo

evidências de perdas desta forma de N por lixiviação. A cama sobreposta de suínos apresentou menor potencial de fornecimento de N à aveia, comparado com os dejetos líquidos de suínos. Apenas 22,5% do N amoniacal aplicado com os dejetos foi recuperado pela cultura da aveia. No florescimento pleno da aveia 52,6% do N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos foi encontrado no sistema solo-planta. No terceiro experimento foi avaliado o efeito da adição de dejetos sobre a decomposição dos resíduos culturais do milho (RCM), sem incorporação ao solo. Para isso, foi quantificada a emissão de C-CO<sub>2</sub> continuamente durante 62 dias nos seguintes tratamentos: **T1**- Solo + RCM + 44,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos; **T2**- Solo + RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; **T3**- Solo + RCM; **T4**- Solo + 44,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos; **T5**- Solo + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta e **T6**- Solo. A decomposição dos dejetos líquidos foi maior do que a cama sobreposta de suínos, revelando o maior grau de recalcitrância dos compostos carbonados da cama sobreposta. A decomposição dos resíduos culturais de milho, com elevada relação C/N, foi favorecida pela aplicação dos dejetos líquidos de suínos, sendo que a mesma aumentou em 21%.

Palavras-chaves: Dejetos líquidos de suínos, cama sobreposta de suínos, decomposição de resíduos orgânicos, isótopo <sup>15</sup>N, poluição ambiental.

## ABSTRACT

Master of Science Dissertation  
Graduate Program in Soil Science  
Federal University of Santa Maria

### CARBON AND NITROGEN TRANSFORMATIONS IN SOIL AND OAT PRODUCTION WITH THE USE OF PIG MANURE IN NO-TILLAGE SYSTEM

Author: Marcelo Gonçalves Marques  
Adviser: Celso Aita  
Santa Maria, August 12, 2005

The use of pig manure, especially of the deep-bedding manure, is not so often in the winter cover crops, preceding the summer commercial plantation. The aim of this study was to evaluate the carbon and nitrogen dynamics in soil and the black oat production with the use of pig slurry and deep-bedding manure. Emphasis has been given to the losses of N for ammonia volatilization, to the variation in the amounts of mineral N, to the decomposition of the organic materials and the oat N accumulation. Three experiments were conducted in field conditions in a typic Hapludalf soil, at the experimental area of the Soil Science Department, Federal University of Santa Maria, Santa Maria, RS, from May to October of 2003. In the first experiment, the ammonia volatilization was evaluated after the application of the pig slurry and deep-bedding manure on the crop residues of corn, in the following treatments: T1 - crop residues of corn (RCM) + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> of pig slurry; T2 - RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> deep-bedding; T3 - RCM without incorporation; T4 - RCM + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> pig slurry with incorporation and T5 - RCM with incorporation. The N losses by ammonia volatilization were higher in deep-bedding manure than in the pig slurry, proportionally. No loss of the N for ammonia volatilization was observed with the incorporation of the pig slurry in the soil. The highest ammonia emissions for the atmosphere (65%) occurred during the first day after the application of the pig slurry and the deep-bedding manure in the field. In the second experiment the N dynamics was evaluated in the soil during the black oat cultivation, through the temporary variation of the amounts of mineral N (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Also, the dry matter production and N accumulation in oat in the following treatments: T1 - crop residues of corn (RCM) + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> of pig slurry of ; T2 - RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> of deep-bedding manure; T3 - RCM + 9,7 Mg ha<sup>-1</sup> of deep-bedding manure; T4 - RCM + 50 kg ha<sup>-1</sup> of N-urea and T5 - RCM. For equivalent amounts of mineral N applied to the soil with the deep-bedding manure and the pig slurry, the amount of mineral N in the soil was higher in the pig slurry, evidencing a lower rate of mineralization of organic N of the deep-bedding manure. The ammoniacal N of the pig slurry was quickly nitrified in the soil and N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> produced moved in the soil profile. This shows the evidences of lossing N by lixiviation. The deep-bedding manure presented low potential of supply of N to the oat, compared to the pig slurry. Only 22.5% of the ammoniacal N applied with the pig slurry was recovered in the oat. In the physiologic maturation of the oat 52.6% of

ammoniacal N applied with the pig slurry was found in the soil-plant system. In the third experiment was evaluated the effect of the addition of pig manure on the decomposition of the crop residues of corn (RCM), without incorporation to the soil. The emission of C-CO<sub>2</sub> was quantified continually for 62 days in the following treatments: T1 - Soil + RCM + 44,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> of pig slurry; T2 - Soil + RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> deep-bedding manure; T3 - Soil + RCM; T4 - Soil + 44,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> of pig slurry; T5 - Soil + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> deep-bedding manure and T6 - Soil. The decomposition was higher in the pig slurry than in the deep bedding, revealing the highest degree of recalcitrant of the carbon compost of the deep-bedding manure. The decomposition of the crop residues of corn, with high C/N ratio, was improved with the application to the pig slurry.

Keys-Word: pig slurry, deep-bedding, decomposition, <sup>15</sup>N Isotope, environmental pollution.



## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Concentração de N total, N amoniacal (N-NH <sub>3</sub> + N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), N nítrico e N orgânico nos dejetos líquidos e na cama sobreposta de suínos.....	21
TABELA 2 – Concentração de matéria seca (MS) carbono orgânico (C), N total e N mineral nos dejetos líquidos de suínos, na cama sobreposta e nos resíduos culturais de milho (RCM) e quantidades destes constituintes adicionados com cada material orgânico.....	43
TABELA 3 – Quantidades de matéria seca (MS), N total, N amoniacal, N orgânico e N nítrico aplicadas com os dejetos em cada tratamento.....	63
TABELA 3.1 – Recuperação aparente pela aveia do N total aplicado com os dejetos de suínos e com a uréia nas parcelas e recuperação do <sup>15</sup> N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos nas microparcelas.....	68

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Dispositivo utilizado para medir a volatilização de amônia.....	23
FIGURA 1.1 – Fluxo de N-NH <sub>3</sub> para a atmosfera em cada avaliação após a aplicação dos dejetos de suínos sobre resíduos culturais de milho (RCM) com e sem incorporação ao solo. Barras verticais indicam diferença mínima significativa (Tukey 5%).....	27
FIGURA 1.2 – Perdas cumulativas de N por volatilização de amônia, após a aplicação ou não de dejetos de suínos sobre resíduos culturais de milho (RCM) com e sem incorporação ao solo. Barras verticais indicam diferença mínima significativa (Tukey 5%).....	29
FIGURA 1.3 – Porcentagem do N amoniacal adicionado que foi perdido por volatilização com os dejetos líquidos e a cama sobreposta de suínos aplicados sobre os resíduos culturais de milho (RCM) com e sem incorporação ao solo.....	30
FIGURA 1.4 – Quantidades de N mineral na camada de 0-90 cm do solo após a aplicação dos tratamentos sobre os resíduos culturais do milho. S = semeadura da aveia preta; N = N-uréia em cobertura. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey 5%).....	33
FIGURA 1.5 – Diferença entre as quantidades de N mineral (Delta N mineral) na camada de 0-90 cm do solo dos tratamentos com a aplicação de dejetos líquidos, cama sobreposta de suínos e N-uréia em relação ao tratamento testemunha.....	35
FIGURA 1.6 – Quantidades de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> durante o desenvolvimento da cultura da aveia preta na camada de 0-90 cm do solo, aos 0, 9, 29, 63, 82 e 111 dias após a aplicação dos tratamentos sobre os resíduos culturais do milho. As barras horizontais representam a diferença mínima significativa (Tukey 5%).....	37
FIGURA 2 – Fluxos de C-CO <sub>2</sub> nos tratamentos com e sem a presença de resíduos culturais de milho (RCM) na superfície do solo sem a aplicação de dejetos de suínos.....	47
FIGURA 2.1 – Fluxos de C-CO <sub>2</sub> com a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sobre os resíduos culturais de milho (RCM).....	48
FIGURA 2.2 – Fluxos de C-CO <sub>2</sub> com a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sobre o solo na ausência de resíduos culturais de milho	

(RCM).....	49
FIGURA 2.3 – Emissão cumulativa de C-CO <sub>2</sub> para a atmosfera com a aplicação ou não de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sobre os resíduos culturais de milho, em sistema plantio direto. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%) no final do experimento e em duas amostragens escolhidas aleatoriamente.....	51
FIGURA 2.4 – Mineralização aparente acumulada do C dos dejetos líquidos, da cama sobreposta de suínos e dos resíduos culturais de milho (RCM), aplicados isoladamente ou em conjunto.....	53
FIGURA 3 – Produção de matéria seca (a) e nitrogênio acumulado (b) pela aveia preta com a aplicação de dejetos líquidos, cama sobreposta de suínos e uréia. <b>F</b> indica o estágio de florescimento pleno e <b>N</b> o momento da aplicação de N-uréia em cobertura. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey 5%).....	67
FIGURA 3.1 – Proporção do <sup>15</sup> N amoniacal encontrado no solo, nas raízes e na parte aérea da aveia nas microparcelas com a aplicação dos dejetos de suínos na superfície do solo.....	72
FIGURA 3.2 – Distribuição do <sup>15</sup> N proveniente da fração amoniacal dos dejetos, no florescimento pleno da aveia na camada de 0–90 cm do solo.....	73

# SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>14</b>
<b>1 PERDAS DE N POR VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA E DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SOLO COM O USO DE DEJETOS LÍQUIDOS E CAMA SOBREPOSTA DE SUÍNOS NA CULTURA DA AVEIA.....</b>	<b>17</b>
<b>1.1 Resumo.....</b>	<b>17</b>
<b>1.2 Introdução.....</b>	<b>18</b>
<b>1.3 Material e métodos.....</b>	<b>20</b>
1.3.1 Volatilização de amônia.....	21
1.3.2 Dinâmica do N no solo.....	25
1.3.3 Análise estatística.....	26
<b>1.4 Resultados e Discussão.....</b>	<b>26</b>
1.4.1 Perdas de N por volatilização de NH <sub>3</sub> .....	26
1.4.2 Dinâmica do N no solo.....	32
<b>1.5 Conclusões.....</b>	<b>38</b>
<b>2 DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE MILHO EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS E CAMA SOBREPOSTA DE SUÍNOS SEM INCORPORAÇÃO AO SOLO.....</b>	<b>40</b>
<b>2.1 Resumo.....</b>	<b>40</b>
<b>2.2 Introdução.....</b>	<b>40</b>
<b>2.3 Material e Métodos.....</b>	<b>42</b>
2.3.1 Análise estatística.....	46
<b>2.4 Resultados e Discussão.....</b>	<b>46</b>
<b>2.5 Conclusões.....</b>	<b>56</b>
<b>3 PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA E ACÚMULO DE N PELA AVEIA PRETA COM O USO DE DEJETOS LÍQUIDOS E CAMA SOBREPOSTA DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO.....</b>	<b>57</b>

<b>3.1</b>	<b>Resumo.....</b>	<b>57</b>
<b>3.2</b>	<b>Introdução.....</b>	<b>57</b>
<b>3.3</b>	<b>Material e Métodos.....</b>	<b>59</b>
3.3.1	Localização e Solo.....	59
3.3.2	Delineamento experimental e tratamentos.....	59
3.3.3	Avaliação da produção de matéria seca e acúmulo de N na aveia.....	61
3.3.4	Recuperação aparente do N aplicado.....	61
3.3.5	Recuperação do <sup>15</sup> N amoniacal dos dejetos pela aveia preta.....	62
3.3.6	Recuperação no solo do <sup>15</sup> N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos.....	65
3.3.7	Análise estatística.....	65
<b>3.4</b>	<b>Resultados e Discussão.....</b>	<b>65</b>
3.4.1	Recuperação aparente do N total e recuperação do <sup>15</sup> N amoniacal aplicado.....	68
3.4.2	Balanço do <sup>15</sup> N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos.....	71
<b>3.5</b>	<b>Conclusões.....</b>	<b>74</b>
<b>4.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>75</b>

# **TRANSFORMAÇÕES DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO E PRODUÇÃO DE AVEIA COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO**

## **INTRODUÇÃO GERAL**

No Brasil a suinocultura é uma atividade ligada principalmente às pequenas propriedades rurais, onde desempenha importante papel tanto do ponto de vista social como econômico e, também, como um instrumento de fixação do homem no campo. A demanda por carne suína e seus derivados tem aumentado nos últimos anos estimulando a expansão dessa atividade, com a intensificação dos criatórios em confinamento, especialmente nos estados do Sul do país. Como consequência, houve um aumento considerável na quantidade de dejetos produzidos em pequenas áreas, os quais representam um recurso interno às propriedades rurais porque contém nutrientes e matéria orgânica com potencial de aumentar a produtividade de grãos e a fertilidade do solo.

Na maioria das propriedades que se dedicam à suinocultura na região Sul do Brasil, os dejetos dos animais são manejados na forma líquida. Esse tipo de manejo exige a utilização de esterqueiras ou de lagoas para o armazenamento dos dejetos, o que pode agravar o risco de poluição. As estruturas de armazenamento têm um elevado custo ao produtor e os órgãos de fiscalização ambiental preconizam um tempo mínimo de 120 dias de retenção desses dejetos antes dos mesmos serem aplicados nas lavouras. Frente a estas dificuldades, muitas vezes, os produtores, por não terem acesso a estas instalações ou não respeitarem o tempo exigido pelos órgãos de fiscalização, acabam jogando os dejetos no ambiente, tornando-os um potencial agente poluidor.

A pesquisa brasileira tem priorizado o estudo do potencial fertilizante destes dejetos e os resultados disponíveis indicam tratar-se de um resíduo orgânico rico em nutrientes, principalmente em nitrogênio, cuja utilização tem se mostrado promissora, especialmente na cultura do milho como demonstram, por exemplo, diversos trabalhos conduzidos nos últimos anos na Universidade Federal de Santa Maria (ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001; PORT, 2003; BASSO, 2003).

A utilização dos dejetos de animais visando à ciclagem dos nutrientes e a adoção do sistema plantio direto podem ser consideradas práticas fundamentais à

sustentabilidade da produção agrícola já que ambas têm reflexos positivos tanto do ponto de vista sócio-econômico como ambiental. Enquanto o plantio direto contribui para a diminuição dos custos de produção e perdas de solo, água e nutrientes, o manejo e uso racional de dejetos, minimiza os problemas ambientais inerentes à contaminação d'água, solo e ar, especialmente com coliformes fecais, nitrato e gases de efeito estufa.

Um sistema de criação de suínos que foi introduzido na última década no Sul do Brasil é chamado de cama sobreposta e envolve a criação dos animais sobre um leito de maravalha, casca de arroz ou palha de cereais. Uma das principais vantagens atribuídas a esse sistema é o seu menor potencial poluente, em relação ao sistema tradicional em que os dejetos são manejados na forma líquida e armazenados em esterqueiras ou lagoas. Embora existam alguns estudos envolvendo as transformações do carbono (C) e do nitrogênio (N) na cama durante a criação dos suínos (OLIVEIRA, 1999), é ainda bastante limitado o volume de informações relativas ao uso deste material orgânico como fertilizante e as conseqüências sobre as biotransformações do C e do N no solo (GIACOMINI, 2005).

É necessário, portanto, conhecer a dinâmica de nutrientes no solo, especialmente do N com o uso de dejetos líquidos e da cama sobreposta de suínos, a fim de adequar as doses a aplicar visando maximizar o potencial fertilizante às culturas e diminuir o potencial poluente, além de conhecer o efeito da adição de um material rico em N mineral no solo, como os dejetos líquidos de suínos, sobre a decomposição de resíduos culturais de cereais caracterizados pela elevada relação C/N. Até o momento grande parte dos trabalhos realizados enfoca o uso de dejetos nas culturas de verão como milho e feijão (SCHERER, 1998; ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001; GIACOMINI, 2005). Pouco se conhece sobre a utilização dos dejetos em culturas de inverno (PORT, 2003).

Este trabalho foi realizado para avaliar a dinâmica do carbono e do nitrogênio no solo e a produção da cultura da aveia preta com o uso de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos, com ênfase às perdas de N por volatilização de amônia, à variação nas quantidades de N mineral, à decomposição dos materiais orgânicos e ao acúmulo de N pela aveia. Para isso foram conduzidos três experimentos em condições de campo que originaram esta Dissertação, a qual se encontra organizada nos seguintes capítulos:

Capítulo I: Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia e sua dinâmica no solo com o uso de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos na cultura da aveia preta.

Capítulo II: Decomposição de resíduos culturais de milho em função da aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos em plantio direto.

Capítulo III: Produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio pela aveia preta com o uso de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos em plantio direto.



# 1 PERDAS DE NITROGÊNIO POR VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA E SUA DINÂMICA NO SOLO COM O USO DE DEJETOS LÍQUIDOS E CAMA SOBREPOSTA DE SUÍNOS NA CULTURA DA AVEIA PRETA

## 1.1 Resumo

A dinâmica do N no solo com o uso de dejetos de animais é um aspecto ainda pouco estudado pela pesquisa brasileira, especialmente no caso da cama sobreposta de suínos. Este trabalho teve como objetivo principal o de avaliar as perdas de N para a atmosfera por volatilização de  $\text{NH}_3$  e as variações nas quantidades de N mineral do solo durante o cultivo de aveia preta com o uso de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. O solo é um Argissolo Amarelo distrófico arênico pertencente à Unidade de Mapeamento São Pedro. A volatilização de amônia foi avaliada utilizando um sistema semi-aberto estático nas primeiras 98 horas após a aplicação ou não de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sobre os resíduos culturais de milho, nos seguintes tratamentos: T1- Resíduos culturais de milho (RCM) +  $44,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos; T2- RCM +  $17,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cama sobreposta; T3- RCM sem incorporação; T4- RCM +  $44,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos com incorporação e T5- RCM com incorporação. A dinâmica do N no solo foi avaliada durante o cultivo de aveia preta em sistema plantio direto, através da variação temporal (0, 9, 29, 63, 82 e 111 dias) das quantidades de N mineral ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ ) em quatro camadas do solo (0 a 10, 10 a 30, 30 a 60 e 60 a 90 cm) nos seguintes tratamentos: T1- Resíduos culturais de milho (RCM) +  $44,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos; T2- RCM +  $17,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cama sobreposta; T3- RCM +  $9,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cama sobreposta; T4- RCM +  $50 \text{ kg ha}^{-1}$  de N-uréia e T5- RCM. Proporcionalmente, as perdas de N por volatilização de amônia foram maiores na cama sobreposta de suínos do que nos dejetos líquidos. Quando os dejetos líquidos de suínos foram incorporados ao solo não foram observada perdas de N por volatilização de amônia. As maiores emissões de amônia para a atmosfera (65%) ocorreram durante o primeiro dia após a aplicação dos dejetos líquidos e da cama sobreposta no campo. Para quantidades equivalentes de N mineral aplicadas ao solo com a cama sobreposta e os dejetos líquidos, a quantidade de N mineral no solo durante o cultivo de aveia foi maior nos dejetos líquidos, evidenciando a baixa taxa de mineralização do N orgânico da cama

sobreposta. O N amoniacal dos dejetos líquidos foi rapidamente nitrificado no solo e o  $\text{N-NO}_3^-$  produzido se deslocou no perfil do solo havendo evidências de perdas desta forma de N por lixiviação.

## 1.2 Introdução

O nitrogênio é o nutriente exigido em maior quantidade pela maioria das culturas, apresentando efeito considerável no rendimento de grãos, principalmente quando os demais nutrientes encontram-se disponíveis em quantidades adequadas e as condições climáticas são favoráveis (ERNANI et al., 1997). Ele também é um dos nutrientes encontrados em maior concentração nos dejetos de suínos já que de 60 a 70% do nitrogênio ingerido pelos animais é excretado em suas fezes e urina (OLIVEIRA, 2001).

Em função das inúmeras transformações, especialmente de natureza biológica, a que o N está sujeito, ele é o nutriente de mais difícil manejo no solo, tanto com a aplicação de fertilizantes minerais quanto orgânicos, sendo que muitas dessas transformações podem conduzir à diminuição significativa do potencial fertilizante e ao aumento da poluição ambiental.

Uma das principais vias de perda de N dos dejetos é a volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ). A taxa desse processo físico-químico depende da proporção entre as formas iônica ( $\text{NH}_4^+$ ) e gasosa ( $\text{NH}_3$ ), a qual está relacionada ao pH dos dejetos e também do solo (HOFF et al., 1981). A umidade do meio também afeta a volatilização de  $\text{NH}_3$  pelo fato de influenciar as reações químicas e biológicas. Assim, acredita-se que as maiores perdas de  $\text{NH}_3$  ocorrem quando o solo está próximo à capacidade de campo (ANDREOLI & CARNEIRO, 2002). A cobertura do solo através de resíduos culturais também é um fator que influencia de modo indireto nas quantidades de N volatilizadas, devido à manutenção das condições de umidade e temperatura do solo.

As perdas de N por volatilização de amônia podem ser estimadas através de métodos diretos e indiretos. Os métodos diretos requerem aparelhagem específica, como câmaras estáticas e túneis com circulação de ar e podem não reproduzir as perdas reais de  $\text{NH}_3$  (PORT, 2003). Já os métodos indiretos implicam no uso do isótopo  $^{15}\text{N}$  e têm alto custo, mas podem ser utilizados na calibração dos métodos diretos (COSTA et al., 2003).

A incorporação dos dejetos diminui significativamente a volatilização de amônia (LARA CABEZA et al., 2000; SOMMER & ERSBØLL, 1994; CHADWICK et al., 2001) porque há um maior contato entre o fertilizante e o solo, favorecendo com isso a adsorção de  $\text{NH}_4^+$  às cargas negativas. Giacomini (2005) encontrou uma redução de 78% na volatilização de amônia com a incorporação dos dejetos líquidos ao solo juntamente com a palha de aveia, quando comparado com a aplicação dos dejetos em superfície sobre esta mesma palha. Porém um fato que se deve considerar, é que com a incorporação dos dejetos podem aumentar a emissão de  $\text{C-CO}_2$  para a atmosfera e a imobilização microbiana de N (AMARAL et al., 2003). A quantificação das perdas de N por volatilização de amônia com o uso de dejetos de animais tem sido um aspecto ainda relativamente pouco estudado pela pesquisa brasileira.

Com a aplicação dos dejetos no solo, o N amoniacal presente nos mesmos é oxidado até nitrato pelas bactérias nitrificadoras (WHITEHEAD 1995). Esse processo é normalmente rápido (ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001; PORT 2002; GIACOMINI 2005) e pode ser quantificado através de coletas periódicas de solo e análise dos teores de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$ . A avaliação da velocidade desse processo é um aspecto importante já que dela depende o aparecimento de  $\text{N-NO}_3^-$  no solo e, conseqüentemente, o potencial de perda desta forma de N por lixiviação.

A quantificação das perdas de N por lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$  é importante tanto do ponto de vista agrícola, pois pode representar uma diminuição do potencial fertilizante dos dejetos como fonte de N às culturas comerciais, como do ponto de vista ambiental, pois o  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado poderá atingir o lençol freático comprometendo a qualidade da água destinada ao consumo humano e animal. Em função da sua elevada mobilidade, em muitas situações, o  $\text{N-NO}_3^-$  presente nas águas de subsuperfície constitui um dos principais íons inorgânicos nocivos à saúde humana e animal.

A rápida nitrificação do N amoniacal dos dejetos no solo e a baixa adsorção do  $\text{N-NO}_3^-$ , principalmente em solos com predomínio de cargas negativas, aumentam o potencial de perdas de N por lixiviação e desnitrificação, especialmente na fase inicial de desenvolvimento das culturas onde o sistema radicular das mesmas ainda não está suficientemente desenvolvido para absorver os nutrientes presentes na solução do solo. Se ocorrerem precipitações elevadas nesse o

período, o  $\text{NO}_3^-$  que é altamente solúvel em água, poderá sair rapidamente da zona de absorção das raízes e acompanhar o movimento descendente da água no perfil do solo. Esse aspecto é ainda pouco estudado pela pesquisa brasileira, especialmente durante as culturas de inverno e no sistema plantio direto.

Neste trabalho os dejetos líquidos e a cama sobreposta de suínos foram aplicados sobre os resíduos culturais de milho com dois objetivos principais: o primeiro foi o de avaliar as perdas de N para a atmosfera por volatilização de  $\text{NH}_3$  com e sem a incorporação dos materiais orgânicos ao solo e o segundo foi o de avaliar a dinâmica do N no solo incluindo a variação nas quantidades de N mineral e a distribuição do  $\text{N-NO}_3^-$  no perfil do solo durante o cultivo da aveia preta.

### 1.3 Material e Métodos

O trabalho foi conduzido no período de maio a outubro de 2003 na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, localizada na região central do Estado do Rio Grande do Sul. As coordenadas geográficas são  $29^{\circ} 45'$  de Latitude Sul e  $53^{\circ} 42'$  de Longitude Oeste e altitude de 95 m. O solo foi classificado como Argissolo Amarelo distrófico arênico textura arenosa/argilosa A moderado (EMBRAPA, 1999).

No início do trabalho, o solo da área apresentou as seguintes características na camada 0-20 cm: textura 4;  $160 \text{ g kg}^{-1}$  de argila; pH em água = 4,6; índice SMP = 6,0;  $16,5 \text{ mg L}^{-1}$  de P;  $61 \text{ mg L}^{-1}$  de K;  $0,9 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$  de  $\text{Al}^{+3}$ ;  $1,3 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$  de  $\text{Ca}^{+2}$ ;  $0,4 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$  de  $\text{Mg}^{+2}$ ;  $3,7 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$  de  $\text{H}^{+1} + \text{Al}^{+3}$ ;  $2,66 \text{ cmol}_c \text{ L}^{-1}$  de CTC efetiva e  $12,2 \text{ g kg}^{-1}$  de matéria orgânica (MO). Anteriormente à instalação do trabalho a área vinha sendo cultivada com aveia no inverno e milho no verão, sendo este último colhido com colheitadeira munida de picador e espalhador de palha. Ambas as culturas foram conduzidas em sistema plantio direto.

Os dejetos líquidos de suínos foram obtidos em uma esterqueira anaeróbica e tiveram como origem animais de uma criação em regime de terminação do município de Restinga Seca, RS. Os dejetos sólidos de suínos (cama sobreposta) foram coletados no município de Segredo, RS após terem sido criados três lotes de suínos (9 meses) em fase de terminação sobre uma cama de serragem. A cama sobreposta foi transportada até um galpão onde foi destorroada manualmente e permaneceu

amontoada e coberta por uma lona durante 19 dias.

O valor de matéria seca, após a secagem em estufa a 65°C até massa constante, e os teores das diferentes formas de N nos dejetos líquidos e na cama sobreposta, determinados conforme Tedesco et al. (1995) e Scherer et al. (1996), encontram-se na tabela 1.

**Tabela 1-** Concentração de N total, N amoniacal (N-NH<sub>3</sub> + N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e N orgânico nos dejetos líquidos e na cama sobreposta de suínos.

Formas de N	Tipo de dejetos	
	Dejetos líquidos (kg m <sup>-3</sup> )	Cama sobreposta (kg Mg <sup>-1</sup> )
N total	2,15	9,81
N amoniacal	1,13	2,13
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	--	0,68
N orgânico	1,02	7,00

### 1.3.1 Volatilização de amônia

A volatilização de amônia foi avaliada após a aplicação ou não de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sobre os resíduos culturais de milho, nos seguintes tratamentos: **T1**- Resíduos culturais de milho (RCM) + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos; **T2** - RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; **T3** – RCM sem incorporação; **T4** - RCM + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos com incorporação e **T5** – RCM com incorporação. As doses de dejetos líquidos e de cama sobreposta foram de 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> e de 17,9 Mg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, estabelecidas com base nos teores de N mineral desses materiais orgânicos (Tabela 1) de modo a aplicar com os mesmos o equivalente a 50 kg ha<sup>-1</sup> de N mineral. Essa é a dose de N recomendada à aveia preta conforme a Comissão... (1995) para as condições de solo deste trabalho. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com três repetições.

Os dejetos líquidos apresentaram um valor de matéria seca de 2,91% e um pH de 7,6 enquanto na cama sobreposta a matéria seca foi de 50,5% e o pH de 8,9.

Os valores relativos às diferentes formas de nitrogênio nos dejetos líquidos e na cama sobreposta são apresentados na tabela 1.

Para a avaliação da volatilização de  $\text{NH}_3$  foi utilizado um sistema semi-aberto estático (NÖMMIK, 1973) modificado por PORT et al. (2003). O sistema foi composto por uma câmara coletora em PVC (cloro-polivinil) com 200 mm de diâmetro e 400 mm de altura, encaixada sobre uma base, também em PVC, com 185 mm de diâmetro e 70 mm de altura. Cada câmara coletora era constituída de dois suportes onde cada um recebeu uma esponja de 20 mm de espessura e com densidade 28, sendo a primeira a uma altura de 15 cm do solo para captar a amônia volatilizada do solo, e a segunda a 30 cm de altura, para captar o  $\text{N-NH}_3$  atmosférico, impedindo a contaminação da esponja inferior. Na parte superior da câmara foi encaixado um suporte de metal ao qual foi acoplada uma tampa protetora (pratos plásticos para vasos de flores), para impedir que a precipitação pluviométrica e os raios solares atingissem o interior do sistema. O dispositivo utilizado é ilustrado na figura 1.

Logo após a aplicação dos dejetos no T4 e dos resíduos culturais de milho (RCM) no T5 e a incorporação dos mesmos ao solo foram inseridas as bases do sistema coletor. Nos tratamentos onde houve a incorporação dos dejetos e dos resíduos culturais de milho foram inseridas bases com 140 mm de altura, ou seja o dobro da altura das bases utilizadas nos tratamentos sem incorporação. Imediatamente, as câmaras foram encaixadas sobre as bases e em seguida receberam as duas esponjas embebidas com 100 ml de uma solução contendo a mistura de ácido fosfórico ( $50 \text{ ml L}^{-1}$ ) e glicerina ( $40 \text{ ml L}^{-1}$ ). Antes da colocação das esponjas nas câmaras coletoras, as mesmas foram pressionadas manualmente para se eliminar o excesso de solução evitando o gotejamento no interior das bases. Ao final da instalação do dispositivo, na parte superior das câmaras foram instaladas as tampas protetoras.



**Figura 1** - Dispositivo utilizado para medir a volatilização de amônia.

Para a instalação das câmaras coletoras de  $N-NH_3$  foram retirados da superfície do solo todos os resíduos culturais remanescentes de culturas anteriores. Nos tratamentos sem incorporação, as bases das câmaras coletoras foram inseridas no solo até uma profundidade média de 5 cm. Logo após a instalação das bases foram adicionados os RCM e os dejetos líquidos sendo que estes foram distribuídos com um recipiente plástico com capacidade de 2 L no qual foi acoplada a extremidade de um regador, buscando-se uma distribuição o mais uniforme possível. A cama sobreposta foi adicionada manualmente procurando-se fracionar aqueles agregados maiores.

Nos tratamentos com incorporação, o solo da camada superficial (8 cm) da superfície interna das bases foi retirado e colocado sobre uma lona onde procedeu-se a mistura do solo com os resíduos orgânicos em cada tratamento. Logo após, essa mistura foi devolvida ao local de onde havia sido retirado o solo e as bases foram inseridas até uma profundidade média de 10 cm.

Os tratamentos foram aplicados no mesmo dia da instalação das bases. Naqueles tratamentos com adição de resíduos culturais de milho, cada base recebeu 53,2 g (equivalente a uma produção de matéria seca de  $7.522 \text{ kg ha}^{-1}$ ), sendo 25,7 g

de folhas e 27,4 g de talos de milho, proporção essa equivalente à matéria seca produzida por estes constituintes em plantas de milho coletadas anteriormente em área adjacente ao experimento. Para simular a condição de campo, a palha adicionada nas câmaras foi picada em pedaços com tamanho médio de 7 cm.

A avaliação da volatilização de amônia foi realizada cinco vezes durante as primeiras 98 horas após a aplicação dos dejetos, sendo que as esponjas foram trocadas após 6, 23, 47, 72 e 98 horas do início do experimento. Após cada coleta o fosfato de amônio formado foi extraído das esponjas através de 6 a 8 lavagens sucessivas com 500 ml de uma solução de KCl  $1 \text{ mol L}^{-1}$ . Após o ajuste do volume da solução procedeu-se à destilação de uma alíquota de 20 ml, em destilador de arraste de vapores, adicionando-se 0,2g de MgO em cada amostra. A titulação da solução receptora do N (indicador de ácido bórico) foi feita com  $\text{H}_2\text{SO}_4$ .

O fluxo de  $\text{N-NH}_3$  ( $F_{\text{N-NH}_3}$ ) para a atmosfera em cada intervalo de coleta foi calculado a partir da seguinte equação:

$$F_{\text{N-NH}_3}: [(QA \times 10) / (A \times t)]$$

Onde,

$F_{\text{N-NH}_3}$ : fluxo de  $\text{N-NH}_3$  ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) no intervalo de tempo t;

**QA**: quantidade de  $\text{N-NH}_3$  (kg de  $\text{N-NH}_3$ ) que foi captada na esponja no intervalo de tempo t;

**A**: área da câmara ( $\text{m}^2$ );

**t**: tempo em horas.

A quantidade de  $\text{N-NH}_3$  emitida entre duas coletas foi obtida multiplicando o  $F_{\text{N-NH}_3}$  pelo tempo em horas transcorrido durante essas coletas, assumindo que o fluxo foi constante nesse intervalo de tempo. A quantidade cumulativa de  $\text{N-NH}_3$  em cada tratamento representa a soma das quantidades de  $\text{N-NH}_3$  determinadas em cada coleta. O cálculo da proporção do N amoniacal aplicado com os dejetos que foi perdido por volatilização de amônia foi feito subtraindo-se da quantidade de amônia volatilizada nos tratamentos com dejetos e a quantidade de amônia volatilizada nos tratamentos sem dejetos, conforme a fórmula:

$$N - \text{NH}_3 (\%) = \frac{(\text{N-NH}_3 \text{ dejetos}) - (\text{N-NH}_3 \text{ sem dejetos})}{N \text{ amoniacal aplicado}} \times 100$$



### 1.3.2 Dinâmica do N no solo

A dinâmica do N no solo foi avaliada durante o cultivo da aveia preta, através da variação temporal das quantidades de N mineral ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ ) nos seguintes tratamentos: **T1** - Resíduos culturais de milho (RCM) +  $44,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos; **T2** - RCM +  $17,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cama sobreposta; **T3** - RCM +  $9,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cama sobreposta; **T4** - RCM +  $50 \text{ kg ha}^{-1}$  de N-uréia e **T5** - RCM. A dose de dejetos líquidos do T1 ( $44,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) e de cama sobreposta do T2 ( $17,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) foram estabelecidas com base nos teores de N mineral desses materiais orgânicos (Tabela 1.1) de modo a aplicar com os mesmos o equivalente a  $50 \text{ kg ha}^{-1}$  de N mineral, que é a dose de N recomendada pela Comissão... (1995) para a aveia preta nas condições de solo do presente trabalho. A dose de cama sobreposta do T3 ( $9,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) foi estabelecida com base no teor de N total da mesma de modo a aplicar a mesma quantidade de N total (N mineral + N orgânico) dos dejetos líquidos do T1. O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com quatro repetições.

Os teores de N mineral no solo foram avaliados durante o cultivo de aveia preta em quatro camadas (0 a 10, 10 a 30, 30 a 60 e 60 a 90 cm) aos 0, 9, 29, 63, 82 e 111 dias após a aplicação dos tratamentos. As coletas foram realizadas com o auxílio de um trado calador, retirando-se dez subamostras de solo de cada parcela, que foram acondicionadas em um saco plástico e passaram a constituir uma única amostra. No laboratório, as amostras foram homogeneizadas manualmente e para a extração do N mineral foram pesados 25g de solo úmido e colocados em frascos de vidro contendo 100 mL de KCl  $1 \text{ mol L}^{-1}$ . Após agitação por 30 minutos e repouso por outros 30 minutos, foi retirada uma alíquota de 20ml do sobrenadante na qual acrescentou-se 0,2 g de MgO para a determinação do N amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) em destilador de arraste de vapores do tipo semimicro Kjeldhal. Após o resfriamento da amostra, adicionou-se 0,2 g de Liga de Devarda, para nova destilação e determinação do N nítrico ( $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ ) (TEDESCO et al., 1995). A titulação da solução receptora do N (Indicador de ácido bórico) foi feita com  $\text{H}_2\text{SO}_4$ .

Os resultados de N mineral foram expressos em relação ao solo seco a  $105^\circ\text{C}$ , e as quantidades foram expressas em  $\text{kg ha}^{-1}$  levando-se em consideração a concentração de N mineral e a densidade do solo de cada camada do solo

analisada.

### 1.3.3 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias de tratamentos comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

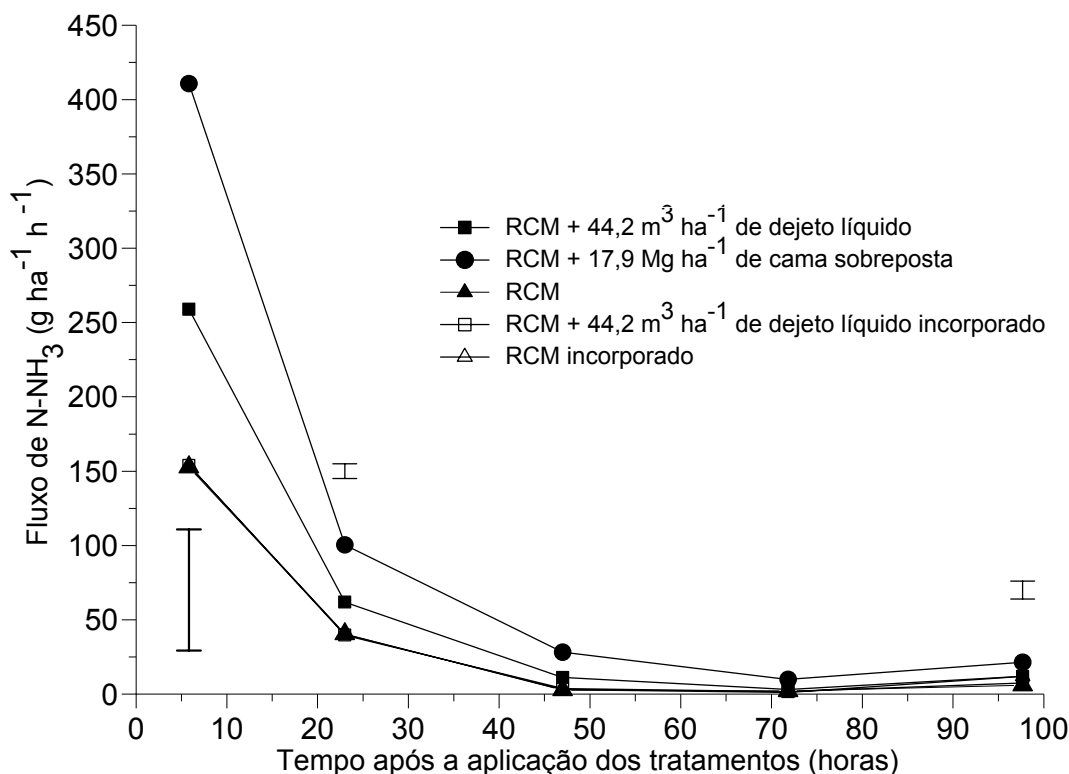
## 1.4 Resultados e discussão

### 1.4.1 Perdas de N por volatilização de $\text{NH}_3$

Nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos foram verificadas as maiores taxas de emissão de  $\text{NH}_3$  (Figura 1.1). Essa mesma cinética de perda de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  foi verificada em diversos trabalhos com a aplicação de dejetos de suínos (PORT et al., 2003; RODRIGUES et al., 2002; BASSO et al., 2004). Sommer & Ersbøll (1994) aplicando dejetos de suínos e de bovinos em um estudo na Dinamarca verificaram, em sete experimentos de campo, que as perdas acumuladas de N por volatilização de amônia foram adequadamente descritas por uma equação do tipo Michaelis-Menten, a qual descreve uma reação de primeira ordem em que a taxa da reação em qualquer tempo é diretamente relacionada à concentração do reagente em solução. Citando diversos autores, Sommer & Ersbøll (1994) enfatizam que a diminuição com o tempo da concentração de amônia na interface dejetos/superfície do solo, se deve às perdas de  $\text{NH}_3$ , à infiltração do N amoniacal total ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) no solo, à adsorção do  $\text{NH}_4^+$  nos colóides do solo e à redução do pH devido à volatilização de  $\text{NH}_3$ .

Dejetos com maiores teores de matéria seca apresentam menor infiltração no solo quando comparados a dejetos mais diluídos, o que contribui para maiores emissões de N- $\text{NH}_3$  devido ao N na forma amoniacal ficar exposto na superfície do solo. Isso fica evidente observando-se a figura 1.1 onde a cama sobreposta com alto teor de matéria seca (50,6%) e com baixa proporção de N amoniacal (22%) apresentou maiores fluxos de N- $\text{NH}_3$  logo após aplicação do que os dejetos líquidos com matéria seca baixa (2,91%) e elevada proporção de N amoniacal (53%). O elevado teor de matéria seca de dejetos de suínos (10%) foi a causa apontada por Morvan et al. (1996) para justificar as perdas elevadas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$

encontradas nos primeiros 16 dias após a aplicação dos dejetos, apesar da temperatura média do solo a 5 cm ter sido de apenas 0,5 °C. O pH elevado da cama sobreposta (8,9) também pode ter contribuído para as maiores perdas de  $\text{NH}_3$  encontradas em relação aos dejetos líquidos cujo pH era de 7,6.



**Figura 1.1** - Fluxo de  $\text{N-NH}_3$  para a atmosfera em cada avaliação após a aplicação dos dejetos de suínos sobre resíduos culturais de milho (RCM) com e sem incorporação ao solo. Barras verticais indicam diferença mínima significativa (Tukey 5%).

A hidrólise da uréia presente nos dejetos de suínos, bovinos, ovinos e eqüinos é reconhecida por Sommer & Hutchings (2001) como uma reação produtora de N amoniacal nos mesmos. Para Jongbloed & Lenis (1998) a emissão de amônia a partir de dejetos de suínos tem origem na uréia presente na urina já que as fezes contém N não digerido dos alimentos, N endógeno e N microbiano. Segundo esses dois autores, como resultado da atividade da urease dos microrganismos fecais, a uréia é rapidamente convertida em amônia, a qual volatiliza facilmente. Com base nessas afirmações e considerando que a proporção de uréia nos dejetos líquidos deva ser superior à cama sobreposta era de se esperar que uma maior proporção do N amoniacal fosse perdida nos dejetos líquidos. Todavia, os resultados obtidos

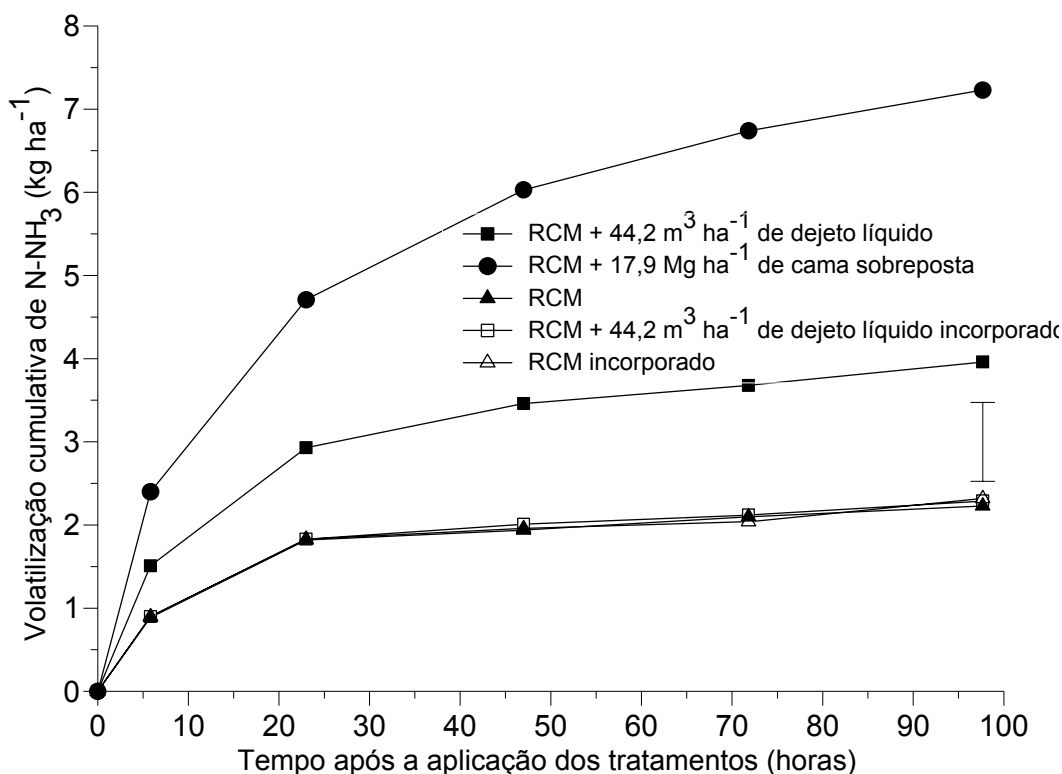
indicam que, provavelmente, os fatores preponderantes para a volatilização de  $\text{NH}_3$  foram o elevado teor de matéria seca e de pH da cama sobreposta. Um aspecto interessante a ser avaliado em estudos futuros envolve a atividade da enzima urease no solo com a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. Isso assume uma importância ainda maior no sistema plantio direto onde a concentração e atividade dessa enzima são maiores do que no sistema convencional (LARA CABEZAS et al., 1997).

Com a incorporação dos dejetos ao solo não foram observadas perdas de amônia por volatilização uma vez que os valores de volatilização foram semelhantes aos observados no tratamento com incorporação dos RM sem dejetos (Figura 1.1). A redução na emissão de  $\text{N-NH}_3$  devido à incorporação dos dejetos é relatada em diversos trabalhos (HOFF et al., 1981; MOAL, et al., 1995; SOMMER & ERSBØLL, 1994; CHADWICK et al., 2001; GIACOMINI, 2005) e tem sido atribuída à menor difusão do  $\text{NH}_3$  para a atmosfera em função da diminuição da temperatura e da ação do vento, bem como à maior reatividade da amônia com os íons  $\text{H}^+$  presentes no solo, o que desloca o equilíbrio químico para a forma catiônica de  $\text{NH}_4^+$ , a qual é temporariamente retida nas fases líquida e sólida do solo.

As perdas acumuladas de  $\text{N-NH}_3$  durante as 98 horas foram maiores no tratamento com cama sobreposta ( $7,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ), seguidas do tratamento com dejetos líquidos em superfície ( $3,9 \text{ kg ha}^{-1}$ ), o qual superou os tratamentos com RCM em superfície, RCM incorporada e dejetos líquidos incorporados, que não diferiram entre si, com uma perda média acumulada de  $\text{N-NH}_3$  de  $2,3 \text{ kg ha}^{-1}$  (Figura 1.2).

Um aspecto a destacar na figura 1.2, nos tratamentos com dejetos líquidos e cama sobreposta em superfície é que aproximadamente 36% da perda total de N amoniacal ocorrida durante as 98 horas ocorreu nas primeiras 6 horas e 65% nas primeiras 23 horas após a aplicação dos resíduos orgânicos. Resultados semelhantes a estes são relatados por Bernal & Kirchmann (1992), Port (2002) e Giacomini (2005) evidenciando que qualquer estratégia para reduzir as perdas de N dos dejetos por volatilização de  $\text{NH}_3$ , como, por exemplo, a sua incorporação ao solo, deve ser adotada logo após a aplicação dos mesmos no campo. Se a incorporação dos dejetos for feita tardiamente ela terá pouca eficiência, além de contribuir para o aumento na emissão de  $\text{C-CO}_2$  para a atmosfera já que a

mobilização do solo facilita a decomposição do C da matéria orgânica do solo (MOS) pelos microrganismos (GIACOMINI, 2005).

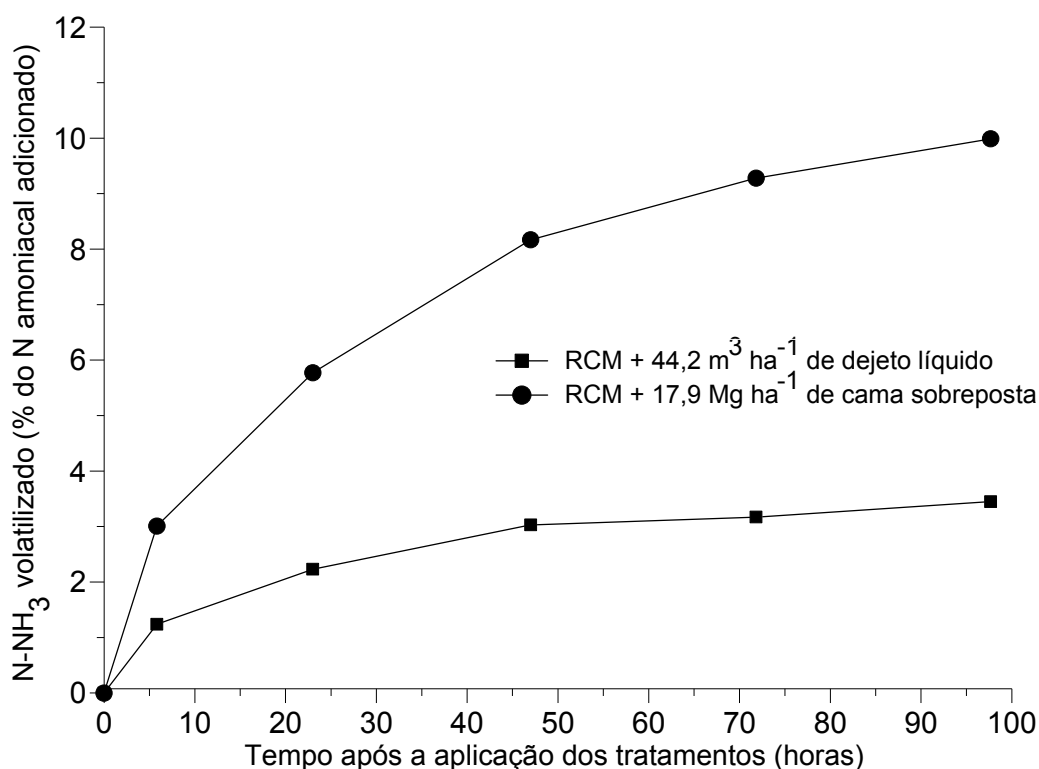


**Figura 1.2** - Perdas cumulativas de N por volatilização de amônia, após a aplicação ou não de dejetos de suínos sobre resíduos culturais de milho (RCM) com e sem incorporação ao solo. Barras verticais indicam diferença mínima significativa (Tukey 5%).

Na figura 1.3 estão representadas as perdas cumulativas do  $\text{NH}_3$  dos dejetos líquidos e da cama sobreposta, expressas como a proporção do N amoniacal aplicado com esses dois materiais orgânicos, o que permite eliminar a influência relativa às diferenças existentes entre o conteúdo inicial de N amoniacal dos mesmos.

Observa-se que em 98 horas a perda de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  foi de 10% do N amoniacal aplicado com a cama sobreposta e de apenas 3,45% nos dejetos líquidos. Para a cama sobreposta ainda são escassas as informações de pesquisa relativas às perdas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$ . Hansen (2004), após ter aplicado  $9.3 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cama sobreposta, com 23% de matéria seca, verificou uma

perda de 19,5% do N amoniacal aplicado. Já Giacomini (2005), aplicando 13.2 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta com 47,7% de matéria seca e 10,6 % do N na forma amoniacal, verificou que ao final de 82 horas apenas 1,8% do N amoniacal aplicado foi perdido para a atmosfera por volatilização.



**Figura 1.3** - Porcentagem do N amoniacal adicionado que foi perdido por volatilização com os dejetos líquidos e a cama sobreposta de suínos aplicados sobre os resíduos culturais de milho (RCM) com e sem incorporação ao solo.

Com relação aos dejetos líquidos, os valores de volatilização de NH<sub>3</sub> encontrados no presente estudo de 3,45 % são inferiores às perdas relatadas na literatura. Port et al. (2003), por exemplo, trabalhando em área próxima àquela do presente estudo e utilizando o mesmo dispositivo para captar a amônia volatilizada encontraram uma perda de 12,7% do N amoniacal dos dejetos líquidos de suínos, quando os mesmos foram aplicados no outono, e de 6,5% com a aplicação dos dejetos no verão. Com o mesmo dispositivo e também no verão Giacomini (2005) verificou que ao final de 82 horas 9,8% do N amoniacal dos dejetos líquidos de suínos foram volatilizados como NH<sub>3</sub>. Essas diferenças podem estar relacionadas às características dos dejetos e do solo de cada experimento. Conforme Hoff et al.

(1981), além do método de aplicação, o pH do solo e dos dejetos são os principais fatores que governam as perdas de  $\text{NH}_3$  em dejetos líquidos de animais. Além disso, Sommer & Hutchings (2001) enfatizam que existe uma relação complexa entre taxas de emissão de  $\text{NH}_3$  a partir dos dejetos com a composição dos mesmos e também com as condições do solo e de clima e, por isso, o uso de modelos empíricos não seria adequado para prever as emissões de  $\text{NH}_3$  para as condições agrícolas da Europa.

Além das características dos dejetos e das condições de solo e clima, outro fator importante a considerar e que pode condicionar a grande amplitude nas perdas de N por volatilização de amônia relatadas nos diferentes trabalhos refere-se à metodologia empregada para captar a amônia volatilizada. A interferência do sistema coletor semi-aberto estático utilizado neste trabalho sobre as perdas de N- $\text{NH}_3$  foi avaliada por Port et al. (2003) com a aplicação de dejetos de suínos em bases que permaneceram cobertas pelas câmaras e em bases que permaneceram descobertas durante o mesmo período. Os resultados relativos à determinação dos teores de N mineral no solo nessas duas condições levou os autores à conclusão de que o sistema coletor empregado reduziu as perdas de  $\text{NH}_3$  em 27,2%. Esse valor é próximo daquele encontrado por Lara Cabezas & Trevelin (1990), de 29%, ao utilizarem o mesmo dispositivo para medir a volatilização de amônia após a aplicação de  $^{15}\text{N}$ -uréia. Essa diminuição nas perdas de amônia é atribuída à presença da câmara coletora, a qual impossibilita a circulação de ar e, por isso, reduz a evaporação da água do solo. Considerando esses resultados, é possível inferir que as perdas de N por volatilização de amônia encontradas no presente trabalho estejam subestimadas em aproximadamente 30%.

Um dispositivo que vem sendo cada vez mais utilizado para medir a volatilização de amônia envolve o uso de túneis com circulação de ar para simular as condições atmosféricas, já que o vento exerce um importante papel nas perdas de N por volatilização de amônia. Moal et al. (1995) utilizaram túneis transparentes de policarbonato e ventilados para avaliar a volatilização de amônia em 16 experimentos com dejetos de suínos cuja dose aplicada variou de 40 a 200  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ . Em seis desses experimentos as perdas de N por volatilização variaram de 5 a 18 % do N amoniacal aplicado com os dejetos, enquanto nos outros dez experimentos as perdas variaram de 27,6 a 63,3%. Um aspecto interessante a ser avaliado em

estudos futuros envolve a comparação de sistemas para quantificar a volatilização de amônia. O sistema de túneis deve representar melhor as condições atmosféricas externas em relação ao sistema semi-estático e, por isso, ele deve reproduzir com maior exatidão as perdas reais de N por volatilização de  $\text{NH}_3$ . Todavia, a sua operação é mais complexa e o seu custo é mais elevado. Por isso, o interesse em comparar os dois métodos com o objetivo de encontrar um fator corretivo a aplicar nos valores encontrados no sistema semi-estático, que é simples, prático e de baixo custo.

#### 1.4.2 Dinâmica do N no solo

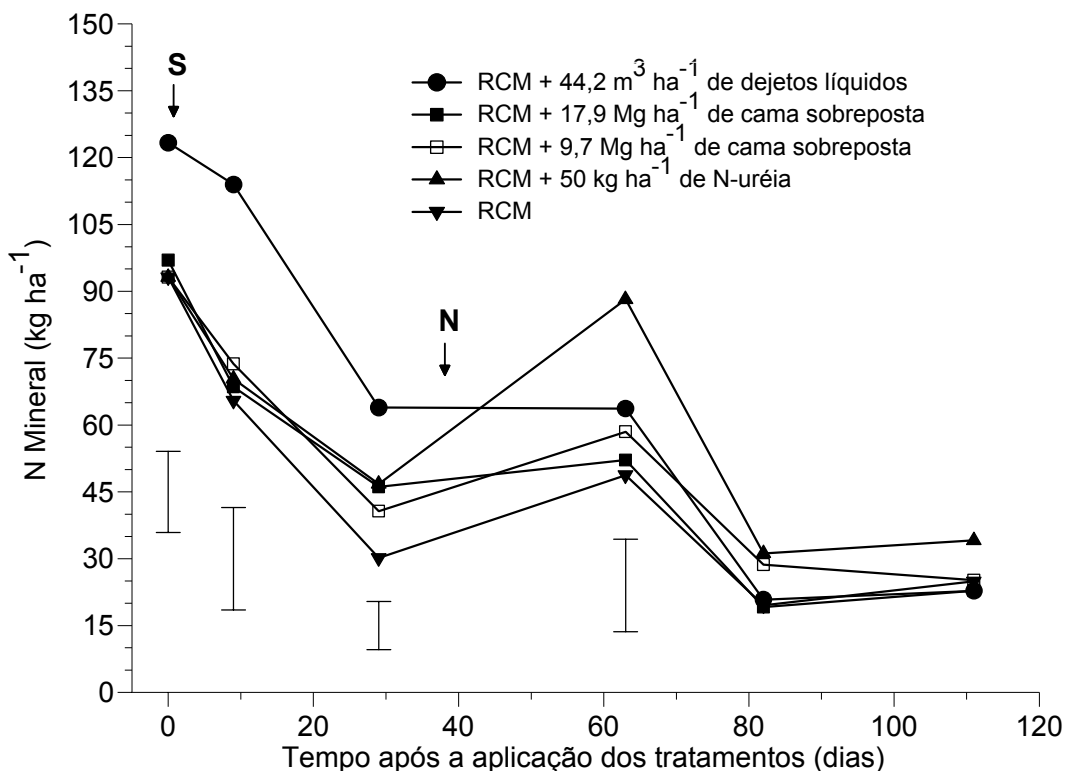
Na fase inicial de desenvolvimento da cultura da aveia as maiores quantidades de N mineral no solo foram observadas no tratamento com a aplicação de dejetos líquidos de suínos (Figura 1.4). Observa-se que, até a terceira coleta, mesmo no tratamento com maior dose de cama sobreposta, onde a mesma adicionou ao solo  $50 \text{ kg ha}^{-1}$  de N mineral e  $125 \text{ kg ha}^{-1}$  de N orgânico, a quantidade de N mineral no solo foi inferior àquela observada com os dejetos líquidos, os quais adicionaram ao solo  $50 \text{ kg ha}^{-1}$  de N mineral e  $45 \text{ kg ha}^{-1}$  de N orgânico. Este resultado é explicado, em parte, pela maior volatilização de amônia verificada após a aplicação da cama sobreposta (Figura 1.2). Outro aspecto que pode ter contribuído para reduzir as quantidades de N mineral no solo neste tratamento refere-se à provável ocorrência de imobilização de N pela população microbiana do solo. Com a dose de  $17,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cama sobreposta foram aplicados  $9.030 \text{ kg de MS ha}^{-1}$  (Tabela 1) contendo aproximadamente  $2.973 \text{ kg de C ha}^{-1}$ , sendo que aproximadamente 60% deste C estava contido na serragem presente na cama sobreposta, a qual apresenta elevada relação C/N.

Provavelmente, durante a decomposição desta fração de C da cama sobreposta, os microrganismos tenham imobilizado parte do N mineral adicionado pela mesma, reduzindo as quantidades deste elemento no solo. A baixa quantidade de N mineral no solo com a cama sobreposta também indica que o N orgânico aplicado com este resíduo deve apresentar uma baixa taxa de mineralização pela população microbiana do solo.

Observa-se que, com exceção do tratamento com aplicação de N-uréia, há



uma redução nas quantidades de N mineral no solo até o final do experimento. Tais resultados evidenciam a dificuldade de se obter um sincronismo entre a demanda de N pelas culturas e a oferta desse nutriente pelos dejetos, quando estes são aplicados ao solo no momento da semeadura das culturas.



**Figura 1.4** - Quantidades de N mineral na camada de 0-90 cm do solo após a aplicação dos tratamentos sobre os resíduos culturais do milho. S = semeadura da aveia preta; N = N-uréia em cobertura. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey 5%)

Para avaliar a variação líquida nas quantidades de N mineral do solo em cada amostragem durante o cultivo da aveia, as quantidades de N mineral encontradas nos tratamentos com dejetos líquidos, cama sobreposta e N-uréia foram diminuídas da quantidade de N mineral do tratamento testemunha sem dejetos. Os resultados deste cálculo são mostrados na figura 1.5 onde se observa que, na amostragem realizada logo após a aplicação dos dejetos líquidos, apesar de terem sido aplicados 50 kg ha⁻¹ de N amoniacal, a quantidade de N mineral no solo deste tratamento foi superior ao tratamento sem dejetos em apenas 30 kg de N ha⁻¹. Com a aplicação de 40 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos (69 kg ha⁻¹ de N amoniacal) sobre os

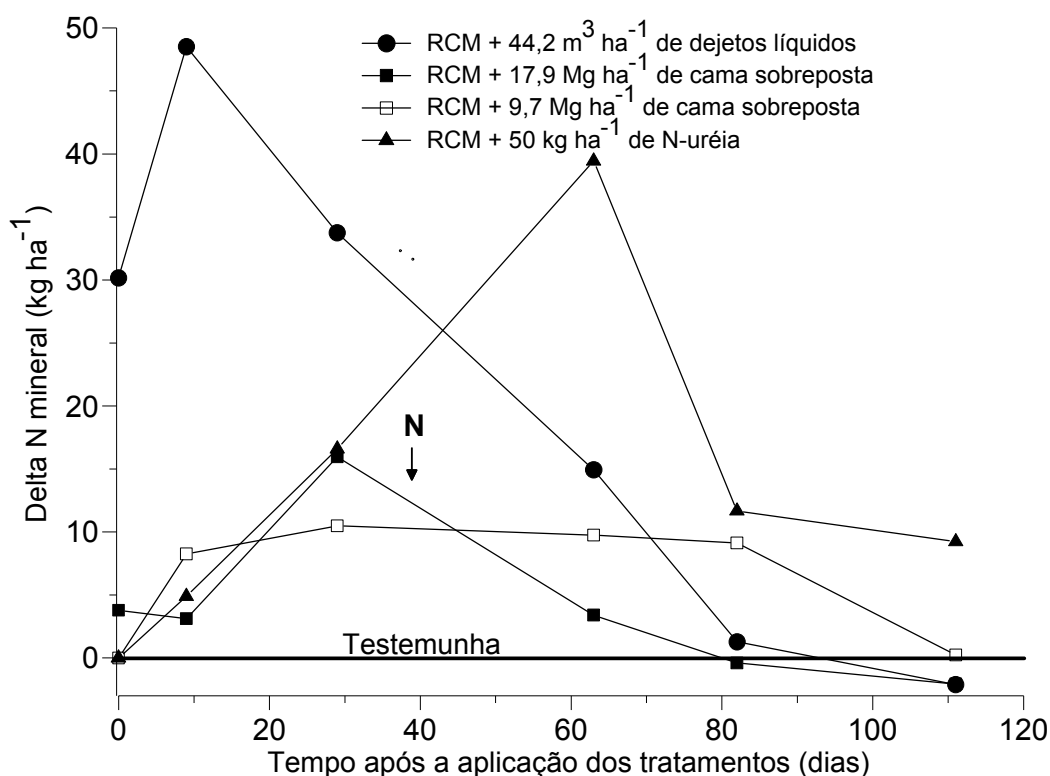
resíduos culturais de milho, Port (2002) recuperou apenas  $22 \text{ kg ha}^{-1}$  de N na primeira amostragem. Esses baixos índices de recuperação de N mineral logo após a aplicação dos dejetos líquidos podem ser atribuídos a duas causas principais. A primeira se deve às perdas de N por volatilização de amônia que ocorrem principalmente nas primeiras horas seguintes à aplicação dos dejetos (Figura 1.2). A segunda causa envolve a retenção de parte da fração líquida dos dejetos nos resíduos culturais do milho. Em trabalho realizado por Chiapinotto (2003) mais da metade (56%) do N amoniacal de dejetos de suínos manejados na forma líquida estavam presentes apenas na fração líquida dos mesmos.

Na figura 1.5 se observa que na segunda amostragem, realizada aos 9 dias, a diferença na quantidade de N mineral do tratamento com dejetos líquidos superou aquela do tratamento sem dejetos em aproximadamente  $50 \text{ kg ha}^{-1}$ . Esse aumento na diferença entre as quantidades de N mineral desses dois tratamentos, em relação à primeira amostragem se deve, provavelmente, ao efeito das chuvas que lavaram para o solo parte daquele N que estava retido nos resíduos culturais de milho e também à mineralização pelos microrganismos do solo daquele N dos dejetos que está contido em compostos orgânicos mais lábeis.

Nos tratamentos com cama sobreposta as quantidades de N mineral encontradas no solo na primeira amostragem foram muito baixas. Na maior dose, em que foram aplicados  $50 \text{ kg ha}^{-1}$  de N mineral ( $\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$ ), foram encontrados no solo apenas  $4 \text{ kg ha}^{-1}$  a mais do que no tratamento sem dejetos. Este resultado deve estar ligado principalmente à presença de agregados na cama sobreposta o que dificulta a distribuição uniforme da mesma quando da sua aplicação ao solo. Além disso, com o elevado teor de matéria seca da mesma o N mineral não se difunde no solo, como acontece com os dejetos líquidos. Mesmo com o passar do tempo, os valores de N mineral do solo foram baixos nos tratamentos com cama. Tais resultados evidenciam a dificuldade em utilizar a variação nos teores de N mineral para estudar a dinâmica do N no solo após a aplicação de dejetos sólidos.

O aumento na quantidade de N mineral do solo até a quarta amostragem no tratamento com N-uréia se deve à aplicação do fertilizante nitrogenado em cobertura. Comparando esse tratamento aos demais, observa-se que ele foi o único

que manteve níveis mais elevados de N mineral no momento em que a demanda de N pela aveia é elevada, apesar de terem sido aplicadas quantidades equivalentes de N com a uréia, com os dejetos líquidos e com a maior dose de cama sobreposta. Isso se deve provavelmente as maiores perdas de N ocorridas com os fertilizantes orgânicos, já que todo o N dos mesmos foi aplicado por ocasião da sementeira, e também à baixa taxa de mineralização do N orgânico contido nos mesmos.



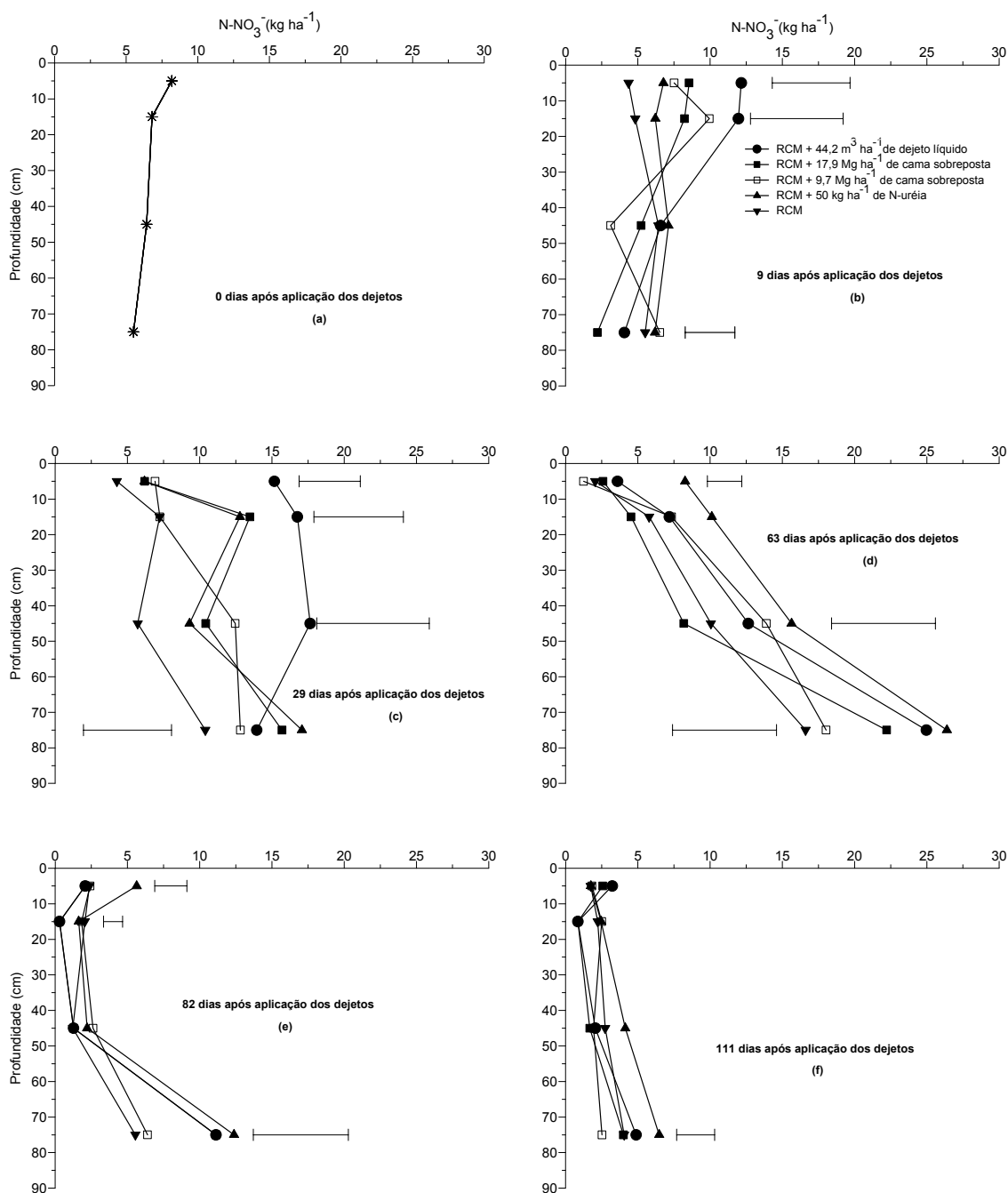
**Figura 1.5** - Diferença entre as quantidades de N mineral (Delta N mineral) na camada de 0-90 cm do solo dos tratamentos com a aplicação de dejetos líquidos, cama sobreposta de suínos e N-uréia em relação ao tratamento testemunha.

O deslocamento de nitrato no perfil do solo é mostrado na figura 1.6. Convém salientar que na primeira coleta, efetuada no dia da aplicação dos tratamentos, foi coletado apenas o solo das quatro repetições do tratamento testemunha sem dejetos de cada uma das quatro camadas de solo analisadas. Isto porque, considerou-se que em tão curto espaço de tempo não haveria diferenças nos teores de nitrato em cada tratamento. Por isso, na figura 1.6a aparece apenas uma linha, relativa ao perfil de nitrato do tratamento testemunha que foi considerado ser o mesmo para todos os tratamentos.

Observa-se na figura 1.6 que o  $\text{N-NO}_3^-$  aparece rapidamente no solo, na

camada superficial do tratamento com dejetos líquidos. Na amostragem realizada aos 9 dias, a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  deste tratamento superou aquela do tratamento testemunha em  $7,8 \text{ kg ha}^{-1}$ . Esse rápido aparecimento de  $\text{N-NO}_3^-$  no solo tem sido observado em outros estudos tanto em condições de clima subtropical (ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001; PORT, 2002) como de clima temperado (MORVAN, et al., 1996) e tem sido atribuído à rápida taxa de nitrificação do N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos líquidos. Franchi (2001) ao aplicar  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos ( $91,2 \text{ Kg ha}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_4^+$ ) no verão, sobre os resíduos culturais de aveia verificou que, nos primeiros cinco dias após a aplicação dos dejetos, o N amoniacal dos dejetos foi nitrificado a uma taxa média de  $5,32 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  e que em dezessete dias todo o N amoniacal foi nitrificado. Em condições de clima temperado, cuja temperatura média foi de apenas  $2,7^\circ\text{C}$ , Morvan et al. (1996) verificaram que o N amoniacal dos dejetos de suínos foi nitrificado a uma taxa de  $3,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  e atribuíram essa taxa elevada de nitrificação em temperaturas tão baixas à presença de estirpes nativas de bactérias nitrificadoras com elevada taxa de crescimento.

O aparecimento de  $\text{N-NO}_3^-$  no solo é acompanhado pelo seu deslocamento para camadas inferiores do perfil do solo, já que ele é altamente solúvel em água. Considerando o tratamento com dejetos líquidos observa-se que, na amostragem realizada aos 9 dias, o  $\text{N-NO}_3^-$  se concentrava mais nas camadas superficiais do solo. Já na amostragem realizada aos 29 dias a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  da camada 30-60cm deste tratamento foi significativamente superior ao tratamento testemunha evidenciando que, com a quantidade de N aplicada com os dejetos líquidos, existe um potencial de perdas de N por lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$ , uma vez que aos 29 dias a demanda de N pela cultura da aveia ainda é pequena. Nessa mesma amostragem, o  $\text{NO}_3^-$  na camada 0-10 cm do tratamento com dejetos líquidos é superior ao tratamento com uréia. Isto porque a uréia foi aplicada na semeadura em quantidade equivalente a  $1/3$  da recomendação enquanto nos dejetos todo o N foi aplicado por ocasião da semeadura. Esta prática de aplicar a dose integral dos dejetos antes da semeadura é comum nas propriedades rurais que utilizam os mesmos como fonte de nutrientes às culturas.



**Figura 1.6** - Quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  durante o desenvolvimento da cultura da aveia preta na camada de 0-90 cm do solo, aos 0, 9, 29, 63, 82 e 111 dias após a aplicação dos tratamentos sobre os resíduos culturais do milho. As barras horizontais representam a diferença mínima significativa (Tukey 5%).

Na amostragem realizada aos 63 dias, observa-se que no tratamento com dejetos líquidos diminuiu a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  das camadas superficiais enquanto aquela da camada mais profunda (60-90 cm) aumentou. Isso se deve à absorção de

N pela aveia, cujo sistema radicular se concentra principalmente na camada 0-20 cm do solo, e também ao deslocamento de  $\text{N-NO}_3^-$  no perfil do solo. A presença de  $\text{N-NO}_3^-$  no tratamento com dejetos de suínos e naquele com uréia na camada 60-90cm, em quantidades significativamente maiores do que no tratamento testemunha, é um indicativo de que o  $\text{N-NO}_3^-$  proveniente destes tratamentos poderá ser lixiviado para além da zona de crescimento das raízes da aveia e atingir as águas subsuperficiais. É interessante ressaltar que mesmo aos 82 dias a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  da camada mais profunda do solo destes dois tratamentos é superior à testemunha. Convém destacar também que a quantidade de N aplicada com uréia é aquela recomendada pela Comissão... (1995) o que pode evidenciar que a dose recomendada para aveia esteja superestimada. Todavia, é necessário um maior número de experimentos para a obtenção de dados mais conclusivos.

Naquelas amostragens e camadas em que houve diferenças significativas entre as quantidades de  $\text{N-NO}_3^-$  dos diferentes tratamentos, observa-se que os dois tratamentos com cama sobreposta nunca diferiram do tratamento testemunha sem adubação. Esse resultado pode ser explicado, em parte, pelas maiores perdas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  na cama sobreposta e pela baixa mineralização do N orgânico da mesma. Todavia, tais resultados devem ser interpretados com uma certa cautela em função dos problemas inerentes à amostragem do solo nos tratamentos com cama sobreposta, conforme mencionado anteriormente.

Os resultados obtidos neste trabalho evidenciam que as perdas de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  são proporcionalmente maiores com a aplicação ao solo da cama sobreposta do que de dejetos líquidos de suínos, enquanto as quantidades de N mineral no solo bem como o potencial de perdas de N via lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$  durante o cultivo de aveia são maiores nos dejetos líquidos do que na cama sobreposta.

## 1.5 Conclusões

- 1) Proporcionalmente, as perdas de N por volatilização de amônia foram maiores na cama sobreposta de suínos do que nos dejetos líquidos.
- 2) A incorporação dos dejetos líquidos ao solo eliminou as perdas de N por volatilização de amônia.

3) As maiores emissões de amônia para a atmosfera (65%) ocorreram durante o primeiro dia após a aplicação dos dejetos líquidos e da cama sobreposta no campo.

4) Para quantidades equivalentes de N mineral aplicadas ao solo com a cama sobreposta e os dejetos líquidos, a quantidade de N mineral no solo durante o cultivo de aveia foi maior nos dejetos líquidos, evidenciando a baixa taxa de mineralização do N orgânico da cama sobreposta.

5) O N amoniacal dos dejetos líquidos foi rapidamente nitrificado no solo e o  $\text{N-NO}_3^-$  produzido se deslocou no perfil do solo havendo evidências de perdas desta forma de N por lixiviação.

## **2 DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE MILHO EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS E CAMA SOBREPOSTA DE SUÍNOS SEM INCORPORAÇÃO AO SOLO**

### **2.1 Resumo**

O efeito da aplicação de dejetos de animais sobre a decomposição de resíduos de culturas é um aspecto ainda pouco conhecido tanto no Brasil como em outros países, especialmente no sistema de plantio direto onde os materiais orgânicos permanecem na superfície do solo. Este trabalho foi conduzido durante o período de maio a outubro de 2003 em área do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria em um Argissolo Amarelo distrófico arênico para avaliar a decomposição de resíduos culturais de milho (RCM) em função da aplicação ou não de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sem incorporação ao solo. A decomposição dos materiais orgânicos foi monitorada através da medição contínua da emissão de C-CO<sub>2</sub> durante 62 dias após a aplicação dos seguintes tratamentos: **T1**- Solo + RCM + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos; **T2**- Solo + RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; **T3**- Solo + RCM; **T4**- Solo + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos; **T5**- Solo + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta e **T6**- Solo. A decomposição foi maior nos dejetos líquidos do que na cama sobreposta de suínos, revelando o maior grau de recalcitrância dos compostos carbonados da cama sobreposta. A decomposição dos resíduos culturais de milho, com elevada relação C/N, foi favorecida pela aplicação dos dejetos líquidos de suínos. A decomposição dos resíduos culturais de milho e da cama sobreposta, quando aplicados conjuntamente na superfície do solo, foi 20 % menor do que a soma da decomposição isolada de cada um desses materiais orgânicos.

### **2.2 Introdução**

Um dos grandes desafios da suinocultura moderna é manter os elevados níveis de produtividade por área, em equilíbrio com o meio ambiente. Isto porque esta atividade gera um grande volume de dejetos, os quais são manejados principalmente na forma líquida, caracterizando-se pelo elevado potencial poluidor.



Com o objetivo principal de reduzir a carga poluente do ar, da água e do solo pelos dejetos de suínos, além de otimizar a sua valorização agrônômica, um novo sistema de criação, chamado de cama sobreposta foi recentemente introduzido no Brasil, no qual os animais permanecem sobre uma cama constituída de maravalha, casca de arroz ou serragem onde os dejetos sofrem uma compostagem *in situ*.

Os dejetos produzidos tanto no sistema de manejo na forma líquida em esterqueiras como na forma sólida em cama sobreposta podem ser utilizados na agricultura como fonte de nutrientes para as plantas. Todavia, dependendo das condições em que estes materiais são utilizados, esta prática agrícola pode desencadear problemas ambientais relativos à emissão de gases poluentes ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{NH}_3$ ) além da lixiviação de nitrato. Estes aspectos são ainda pouco estudados pela pesquisa brasileira, especialmente no caso da cama sobreposta pelo fato de ser um resíduo orgânico de uso recente.

O uso do sistema plantio direto já está consolidado e é amplamente utilizado na região Sul do Brasil, principalmente pelos seus benefícios no controle da erosão do solo. Esse sistema impõe que os dejetos de animais sejam aplicados diretamente sobre os resíduos culturais presentes na superfície do solo. Uma dúvida com relação a essa modalidade de aplicação dos dejetos envolve as biotransformações do carbono (C) e do nitrogênio (N) já que existe forte interação entre os ciclos destes dois elementos no solo pelo fato dos microrganismos necessitarem assimilar simultaneamente C orgânico e N mineral durante a decomposição de materiais orgânicos (MARY et al., 1996). Um questionamento que surge envolve o efeito da aplicação dos dejetos de suínos, ricos em N mineral, sobre a taxa de decomposição de resíduos culturais de cereais, caracterizados por apresentarem elevada relação C/N.

No Brasil, o efeito dos dejetos de animais sobre a decomposição de resíduos de culturas é ainda relativamente pouco conhecido, tanto no sistema de cultivo convencional, onde dejetos e resíduos culturais são incorporados ao solo, como em plantio direto onde os mesmos permanecem na superfície do solo. O fato da aveia ser a principal planta de cobertura de solo de inverno para a semeadura direta do milho em sucessão, aliado ao fato da suinocultura estar intimamente relacionada ao milho, levou Chiapinotto (2003) a avaliar a decomposição dos resíduos culturais de aveia com o uso de dejetos líquidos de suínos em condições de campo, em plantio

direto. O autor concluiu que os dejetos não afetaram a taxa de decomposição da palha de aveia preta e atribuiu esse resultado ao pequeno contato dos microrganismos com a palha em plantio direto, o que dificultaria o acesso dos mesmos ao C da palha e ao N mineral dos dejetos.

Essa conclusão de Chiapinotto (2003) foi fundamentada em resultados de trabalhos anteriores realizados na Itália por Saviozzi et al. (1997) em laboratório e por Chantigny et al. (2001) no Canadá em condições de campo, nos quais os dejetos líquidos de suínos aumentaram em aproximadamente 25 % a decomposição de palha de cevada e de trigo, porém com incorporação uniforme ao solo dos dejetos e da palha. Considerando que, na região Sul do Brasil, os dejetos de suínos também são aplicados durante o inverno, antecedendo a implantação da aveia, é interessante e necessário avaliar essa interação entre C e N com a aplicação dos dejetos sobre resíduos culturais de milho. Além disso, necessita-se conhecer a velocidade de decomposição da cama sobreposta no solo já que a mesma passou por uma compostagem prévia durante a criação dos animais onde aquele carbono mais facilmente decomponível já foi perdido como CO<sub>2</sub> restando aquela fração carbonada mais recalcitrante.

Este trabalho fundamenta-se na hipótese de que a aplicação dos dejetos de suínos, especialmente daqueles manejados na forma líquida, com altos teores de N-amoniaco, favorece a decomposição dos resíduos culturais de milho, com elevada relação C/N. Para avaliar esta hipótese, conduziu-se este trabalho em condições de campo em que a decomposição dos materiais foi monitorada através da liberação de CO<sub>2</sub>.

### **2.3 Material e Métodos**

O trabalho foi realizado no período de maio a outubro de 2003 em área do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), cujas características do solo aparecem no material e métodos gerais.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos inteiramente casualizados com três repetições. O trabalho constou da aplicação ou não ao solo de dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta sem incorporação ao solo, sobre os resíduos culturais de milho (RCM) e solo descoberto. Os tratamentos avaliados foram os seguintes: **T1**- Solo + RCM + 44,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos; **T2**- Solo +

RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; **T3**- Solo + RCM; **T4**- Solo + 44,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos; **T5**- Solo + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta e **T6**- Solo.

A coleta das plantas de milho, cujos resíduos culturais foram utilizados nas câmaras, realizou-se quando as mesmas encontravam-se no estágio de maturação fisiológica. Após a coleta, o material foi seco ao ar e mantido em ambiente seco até sua utilização quando separou-se a parte aérea das plantas em folhas e colmos e determinou-se a proporção entre ambos. Uma subamostra de cada constituinte foi colocada em estufa a 65°C para obtenção da matéria-seca (MS). Após a secagem, as amostras foram moídas em triturador de forragens, retirando-se uma subamostra para moagem, em moinho Willey com peneira de 40 mesh. Nos resíduos culturais de milho foram determinados os teores de C orgânico e N total conforme Tedesco et al. (1995). Nos dejetos líquidos e na cama sobreposta foram analisados a MS e os teores de C orgânico, N total e N mineral (Tabela 2).

**Tabela 2** - Concentração de matéria seca (MS) carbono orgânico (C), N total e N mineral nos dejetos líquidos de suínos, na cama sobreposta e nos resíduos culturais de milho (RCM) e quantidades destes constituintes adicionados com cada material orgânico.

Material orgânico	MS	C	N total	N mineral	C/N
	-----g kg <sup>-1</sup> -----				
Dejeto líquido	29,1	10,7	2,15	1,13	4,96
Cama sobreposta	505,6	166,5	9,81	2,80	16,97
RCM	--	441,8	5,27	---	83,83
	-----kg ha <sup>-1</sup> -----				
Dejeto líquido	1.287	472	95	50	
Cama sobreposta	9.030	2.973	175	50	
RCM	7.522	3.323	39,64	---	

A decomposição dos materiais orgânicos foi avaliada através da emissão de C-CO<sub>2</sub> medida continuamente, *in situ*, durante 62 dias. Para tal, utilizou-se um dispositivo descrito por Aita (1996) e modificado por Chiapinotto (2003), que é constituído de uma câmara estática construída a partir de tubos de cloro polivinil (PVC) com diâmetro de 0,30 m e altura de 0,27 m de altura. Durante o período das

avaliações, a câmara permaneceu hermeticamente fechada por meio de uma tampa de zinco galvanizado pressionada sobre uma borracha que ficava na extremidade superior dos tubos, que foi fixada ao cilindro de PVC por meio de quatro parafusos externos, distribuídos simetricamente em sua circunferência. Para impedir que os raios solares aquecessem demasiadamente a tampa de zinco galvanizado e, conseqüentemente, a atmosfera interna das câmaras, foi colado sobre a mesma uma lâmina de isopor com uma espessura de 1 cm.

Em 30/05/2003 foram instaladas as câmaras para a medição contínua do  $\text{CO}_2$ . Elas foram inseridas no solo até uma profundidade de 5 cm no mesmo dia da instalação do experimento sendo que no interior de cada câmara foram adicionadas 53,2 gramas de resíduos culturais de milho, sendo 25,7 gramas de folhas e 27,4 de colmos, conforme a proporção de matéria seca destes dois constituintes, determinada nas plantas de milho coletadas anteriormente e que foram submetidas à secagem ao ar. Para simular a condição de campo, os resíduos culturais adicionados nas câmaras foram cortados em pedaços médios de 7 cm. Nos tratamentos onde se aplicou o dejetos líquido, este foi aplicado com um recipiente plástico com capacidade de 2 L no qual foi acoplada a ponta de um regador, buscando-se uma distribuição dos dejetos o mais uniforme possível.

Logo após a instalação de cada câmara e distribuição dos materiais orgânicos teve início à medida da evolução de  $\text{CO}_2$ . No interior das câmaras, a 7 cm da superfície do solo, foi colocado um recipiente contendo uma solução de 100 mL de  $\text{NaOH}$  1 mol  $\text{L}^{-1}$  para captar o  $\text{CO}_2$  evoluído, sobre duas hastes de ferro em forma de "X". O excesso de  $\text{NaOH}$  em cada coleta foi titulado com  $\text{HCl}$  1 mol  $\text{L}^{-1}$ . A frequência para a troca da solução de  $\text{NaOH}$  foi determinada conforme a intensidade da atividade microbiana, sendo diária durante a primeira semana, passando depois para um intervalo de dois dias e já no final do experimento para três dias. Durante todo o experimento a medição da evolução de  $\text{CO}_2$ , foi feita alternadamente em duas câmaras contendo o mesmo tratamento. Este procedimento teve como objetivo proporcionar a renovação da atmosfera interna das câmaras. Uma câmara com o fundo vedado, ou seja, sem o contato do seu interior com o solo, foi utilizada com o objetivo de quantificar a contribuição do C- $\text{CO}_2$  presente na atmosfera interna das câmaras para descontar dos demais tratamentos.

A avaliação da emissão de C-CO<sub>2</sub> foi realizada em parcelas medindo 1,5 x 3 m (4,5m<sup>2</sup>) os quais receberam o mesmo tratamento aplicado no interior das câmaras. A cultura da aveia preta foi implantada manualmente nesses blocos onde se encontravam as câmaras, logo após a instalação das mesmas no campo.

Após cada ocorrência de precipitação pluviométrica foram efetuadas as trocas da solução receptora (NaOH) e, naquelas câmaras que permaneceram cobertas captando o CO<sub>2</sub> evoluído, foi adicionado 1/3 do volume total d'água, que era registrado em dois pluviômetros instalados junto ao experimento. Optou-se por adicionar somente 1/3 do volume total da precipitação registrada, pois se notou que com a infiltração da água ao solo, ocorria movimento lateral umedecendo parte do solo do interior das câmaras.

O fluxo de CO<sub>2</sub> (F<sub>CO2</sub>) para a atmosfera em cada intervalo de coleta foi calculado a partir da seguinte fórmula matemática:

$$F_{C-CO_2} = [(QC \times 10) / (A \times t)]$$

Onde:

**F<sub>C-CO2</sub>**: fluxo de C-CO<sub>2</sub> (kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) no intervalo de tempo t;

**QC**: quantidade de C-CO<sub>2</sub> captada pela soda no intervalo de tempo t;

**A**: área da câmara (m<sup>2</sup>);

**t**: tempo em horas.

A quantidade de C-CO<sub>2</sub> emitida entre duas coletas foi obtida multiplicando-se o F<sub>C-CO2</sub> pelo tempo em horas transcorrido durante essas coletas. Para se determinar a quantidade acumulada de C-CO<sub>2</sub> em cada tratamento, foram somadas as quantidades de C-CO<sub>2</sub> determinadas em cada coleta.

O cálculo da mineralização do C, expressa como uma porcentagem do C adicionado nos diferentes tratamentos foi feito assumindo-se que tanto os dejetos líquidos como a cama sobreposta de suínos e os RCM não afetaram a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo (efeito "priming"). Para isso, dividiu-se o resultado da diferença entre as quantidades acumuladas de C-CO<sub>2</sub> emitidas nos tratamentos com a adição de materiais orgânicos e a quantidade de C-CO<sub>2</sub> emitida no tratamento testemunha (Figura 2.3) pela quantidade de C adicionada ao solo

pelos materiais orgânicos (Tabela 2). O resultados deste cálculo foi denominado de mineralização aparente do C.

### 2.3.1 Análise estatística

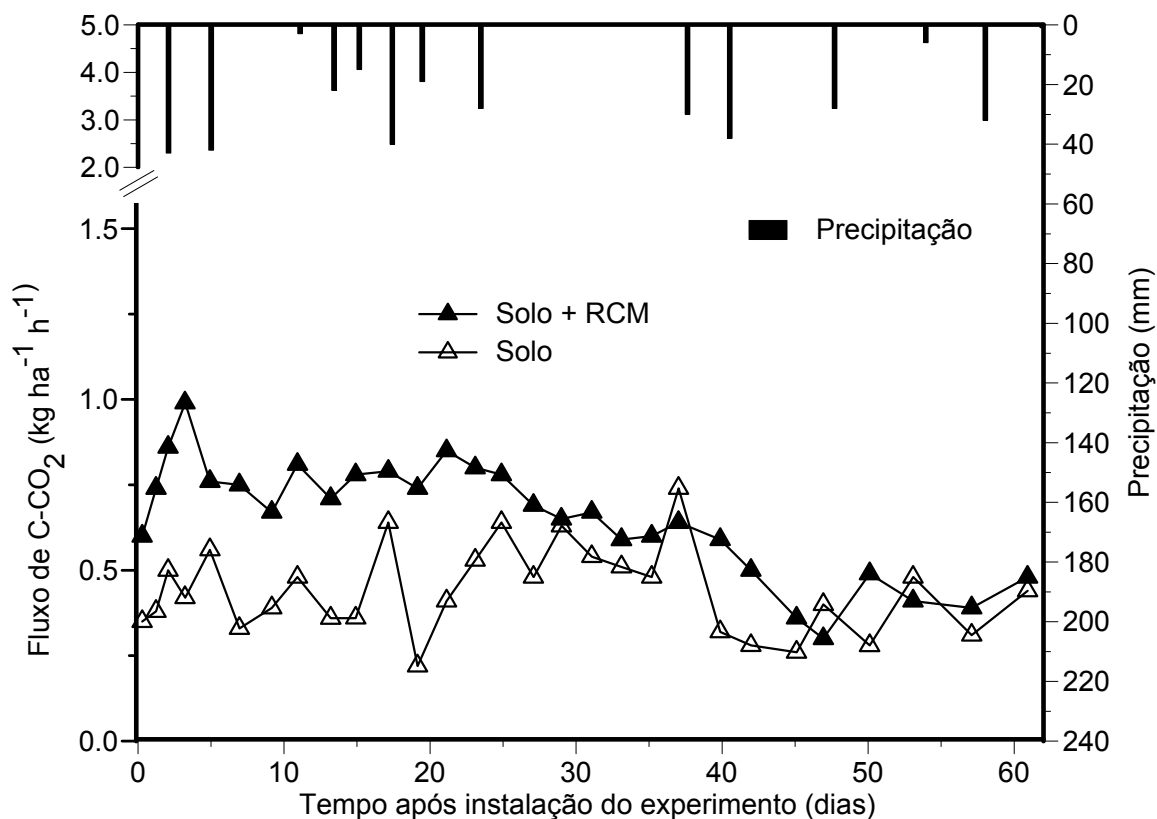
A análise estatística dos resultados constou da análise de variância e comparação de médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

## 2.4 Resultados e Discussão

Comparando inicialmente os fluxos de C-CO<sub>2</sub> entre os tratamentos com e sem a adição de resíduos culturais de milho (Figura 2) observa-se que, na fase inicial do experimento, eles foram maiores no tratamento com resíduos culturais de milho e que as diferenças foram diminuindo gradativamente ao logo do tempo. Tais resultados estão diretamente relacionados com a disponibilidade de C orgânico (Chantigny et al., 2001; Chiapinotto, 2003; Da Ros, 2004) já que os resíduos culturais de milho adicionaram ao solo 3.323 kg ha<sup>-1</sup> de C orgânico. Já no solo sem a adição de uma fonte de carbono e energia, a população microbiana atuou apenas na decomposição da matéria orgânica, caracterizada pelo elevado grau de recalcitrância.

A diminuição lenta e mais acentuada da emissão de C-CO<sub>2</sub> no tratamento com resíduos culturais de milho, em relação ao solo descoberto, corrobora resultados de outros trabalhos (CHIAPINOTTO, 2003; GIACOMINI, 2005) e é atribuída à decomposição inicial pelos microrganismos daqueles compostos mais lábeis. A liberação de compostos solúveis em água presentes nos RCM, principalmente açúcares simples e aminoácidos explica o pico inicial observado no fluxo de C-CO<sub>2</sub> após a ocorrência das primeiras chuvas. Esses compostos carbonados são rapidamente metabolizados pelos microrganismos heterotróficos para a produção de ATP, necessária à síntese celular (SYLVIA et al.,1998). Com o passar do tempo vão se acumulando compostos carbonados polifenólicos mais recalcitrantes, e que exigem dos microrganismos a síntese de enzimas específicas para a sua decomposição (SYLVIA et al.,1998). Um aspecto observado por Chiapinotto (2003) durante a avaliação da decomposição de palha de aveia no campo era a coincidência de picos de emissão de C-CO<sub>2</sub> com a ocorrência de precipitações pluviométrica. Isso é menos evidente no presente trabalho e pode ser

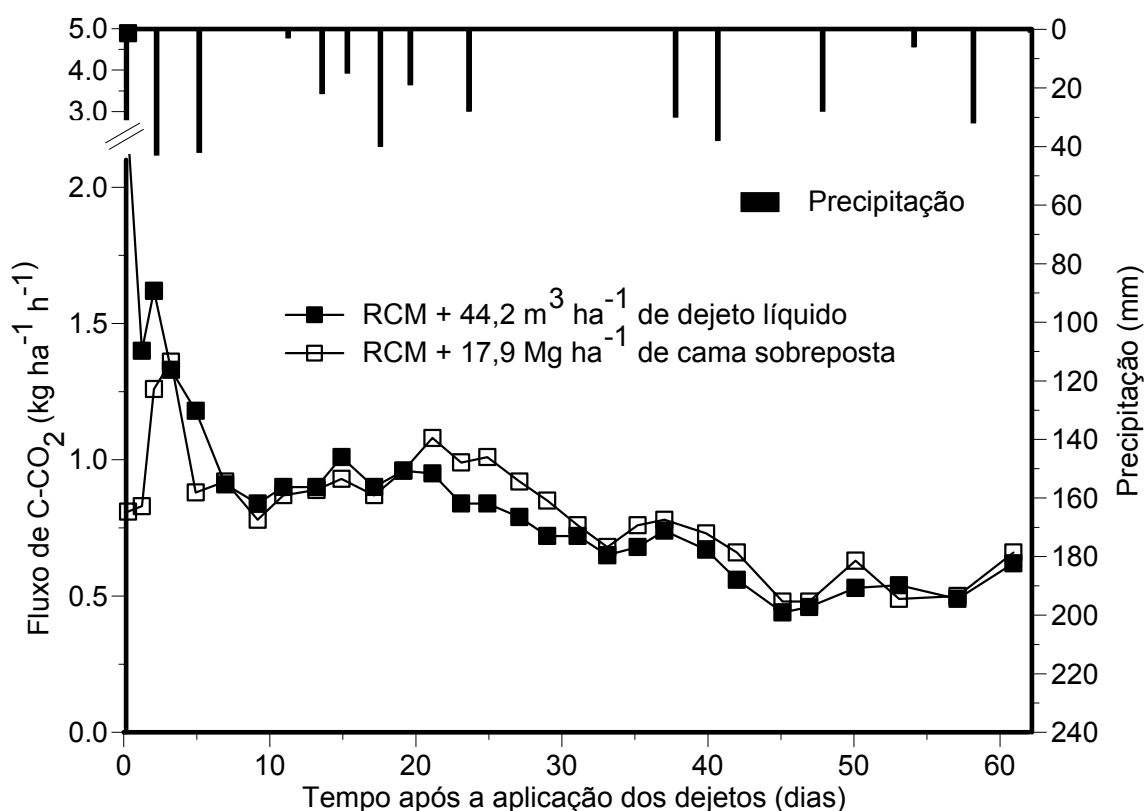
explicado pelo fato de Chiapinotto (2003) ter conduzido seu trabalho durante o verão onde a disponibilidade de água é, normalmente, mais limitante à ação dos microrganismos decompositores do que no inverno.



**Figura 2** - Fluxos de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos com e sem a presença de resíduos culturais de milho (RCM) na superfície do solo sem a aplicação de dejetos de suínos.

Com a aplicação dos dejetos líquidos de suínos sobre os resíduos culturais de milho, o fluxo de C-CO<sub>2</sub> deste tratamento aumentou rapidamente, sendo que logo na primeira avaliação ele atingiu o valor máximo de 4,89 kg ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub> (Figura 2.1) Esse fluxo inicial elevado de C-CO<sub>2</sub> constatado na primeira avaliação, que foi realizada seis horas após aplicação dos dejetos líquidos, também foi observado em outros trabalhos conduzidos em condições de campo (CHANTIGNY et al., 2001; CHIAPINOTTO, 2003; ROCHETTE et al., 2004 e GIACOMINI, 2005). Ele não é atribuído à decomposição biológica da fração orgânica dos dejetos líquidos de suínos, mas sim ao C-CO<sub>2</sub> que é liberado a partir do deslocamento do equilíbrio físico-químico dos carbonatos presente nos mesmos. Durante o armazenamento dos dejetos nas esterqueiras, ocorre a produção de CO<sub>2</sub>, através da hidrólise da uréia e da decomposição de ácidos orgânicos voláteis. Esse CO<sub>2</sub> em solução reage com o

$\text{NH}_3$ , formando carbonatos de amônio, que são pH dependentes e se acumulam. Quando os dejetos são aplicados ao solo pode ocorrer a dissociação desses carbonatos ocorrendo a liberação de  $\text{C-CO}_2$  (SOMMER & SHERLOCK, 1996) sendo que essa liberação será diretamente proporcional ao pH dos dejetos e inversamente proporcional ao pH do solo. No presente trabalho o pH dos dejetos líquidos era de 7,6 e o do solo de 4,6 o que pode justificar o elevado fluxo inicial de  $\text{C-CO}_2$  no tratamento com dejetos líquidos.



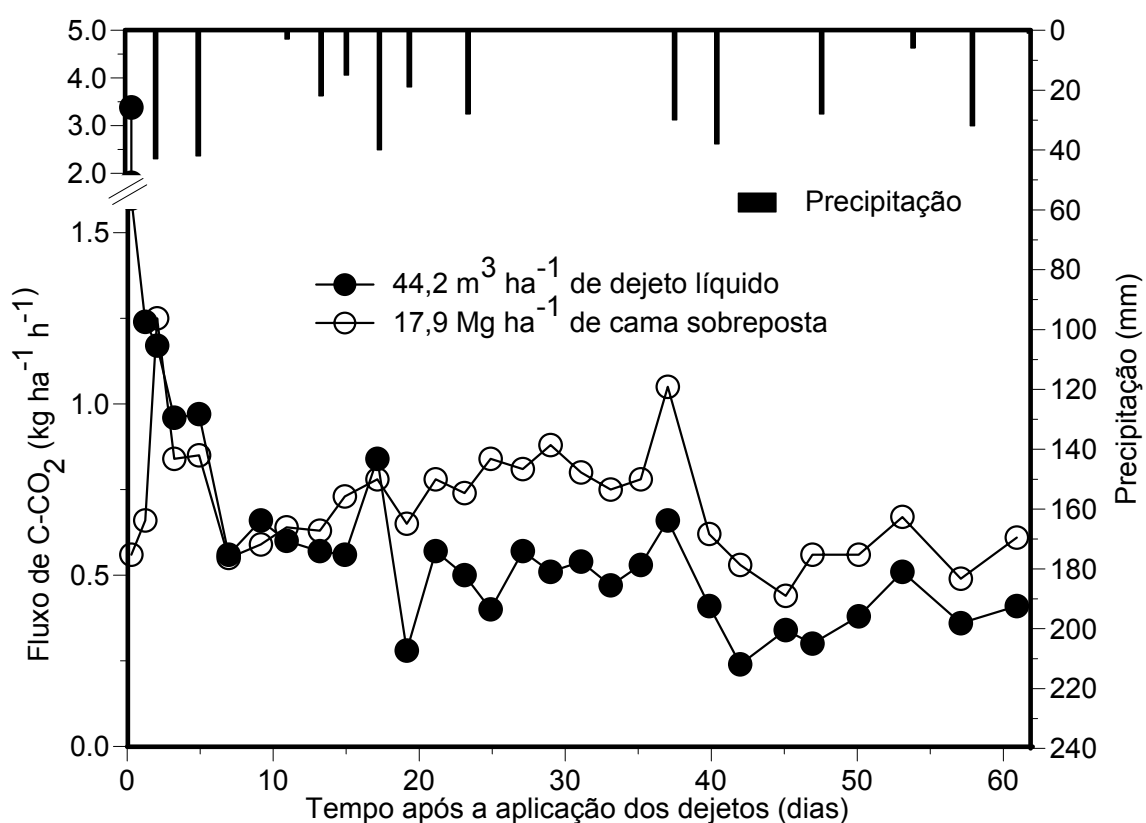
**Figura 2.1** - Fluxos de  $\text{C-CO}_2$  com a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sobre os resíduos culturais de milho (RCM).

Considerando que a quantidade de C orgânico adicionado ao solo com a cama sobreposta foi cerca de 6,3 vezes maior do que nos dejetos líquidos (Tabela 2) era de se esperar que os fluxos de  $\text{C-CO}_2$  no tratamento com cama sobreposta superassem aqueles encontrados no tratamento com dejetos líquidos, o que não ocorreu. Duas hipóteses podem explicar esse resultado. O primeiro se refere a um possível anteparo físico criado pelos resíduos culturais do milho dificultando o acesso da população microbiana do solo ao C orgânico da cama sobreposta, a qual foi aplicada sobre os resíduos do milho. O segundo aspecto pode estar relacionado a uma preferência da população microbiana decompositora pelos constituintes



carbonados presentes nos resíduos culturais de milho, em detrimento do C orgânico da cama sobreposta. Essas hipóteses carecem de confirmação em trabalhos futuros.

Analisando os fluxos de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos com aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta na ausência de resíduos culturais de milho (Figura 2.2), observa-se novamente um fluxo elevado de C-CO<sub>2</sub> nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos líquidos, confirmando os resultados observados no tratamento onde a aplicação dos dejetos ocorreu sobre os RCM (Figura 2.1). A hipótese da dissociação dos carbonatos presentes nos dejetos é a mais provável para explicar esse resultado.



**Figura 2.2** - Fluxos de C-CO<sub>2</sub> com a aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sobre o solo na ausência de resíduos culturais de milho (RCM).

Outro aspecto interessante a ressaltar na figura 2.2 refere-se às diferenças nos fluxos de C-CO<sub>2</sub> entre os tratamentos. Enquanto na presença de resíduos culturais de milho os fluxos de C-CO<sub>2</sub> não diferiram na maior parte das avaliações (Figura 2.1), na ausência de resíduos culturais de milho os fluxos do tratamento com cama sobreposta superaram aqueles dos dejetos líquidos a partir da avaliação

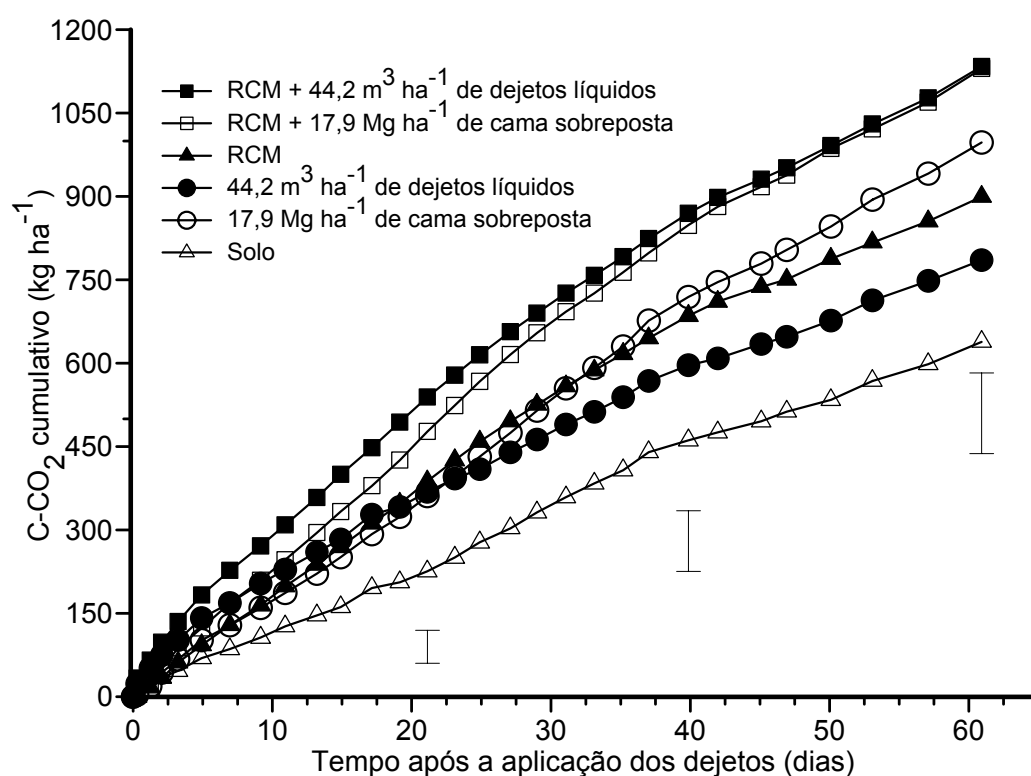
realizada aos 16 dias após o início do experimento. Tais resultados reforçam a hipótese de que os resíduos culturais de milho tenham interferido sobre a decomposição dos constituintes carbonados da cama sobreposta. O fato dos fluxos de C-CO<sub>2</sub> no tratamento com cama sobreposta superarem aqueles do tratamento com dejetos líquidos somente a partir dos 16 dias de experimento sugere uma diminuição do C orgânico disponível nos dejetos líquidos em relação à cama sobreposta ou mesmo o desenvolvimento de uma população microbiana especializada na decomposição de constituintes carbonados específicos da cama sobreposta. Este é um aspecto interessante e que merece ser investigado em estudos futuros.

A quantidade acumulada de C-CO<sub>2</sub> emitida para a atmosfera, mostrada na figura 2.3, indica que a adição de materiais orgânicos afetou a atividade da população de organismos do solo já que durante todo o experimento as menores emissões de C-CO<sub>2</sub> ocorreram no tratamento testemunha onde as únicas fontes de C eram os resíduos orgânicos remanescentes de cultivos anteriores e a matéria orgânica do solo.

Comparando os tratamentos com adição de materiais orgânicos, observa-se que tanto as quantidades emitidas de C-CO<sub>2</sub> como a cinética de decomposição diferiram entre os tratamentos, o que pode ser atribuído tanto às diferentes quantidades de C adicionadas como também às diferenças na composição bioquímica dos materiais orgânicos utilizados.

Analisando os tratamentos com a adição ao solo, separadamente, de resíduos culturais de milho e cama sobreposta, cujas quantidades adicionadas de C foram relativamente próximas (Tabela 2), observa-se que, embora as quantidades finais de C-CO<sub>2</sub> emitidas não diferiram significativamente, a cinética de decomposição mostra duas fases distintas. Nos primeiros 35 dias as duas curvas são próximas e a partir daí, a curva do tratamento com cama sobreposta começa a se distanciar daquela do tratamento com resíduos culturais de milho, com valores gradativamente superiores com o passar do tempo. Esse comportamento é revelador de que a composição bioquímica diferiu entre os dois materiais orgânicos. Além disso, a possibilidade de que na cama sobreposta tenha se desenvolvido uma população de microrganismos especializada na decomposição daqueles constituintes carbonados mais recalcitrantes da mesma também não deve ser

descartada. Estudos envolvendo a relação entre composição bioquímica de materiais orgânicos com a sua decomposição devem ser intensificados. De qualquer maneira, tais resultados permitem inferir que, para quantidades equivalentes de adição de C, os resíduos culturais do milho contribuiriam mais para o aumento do estoque de matéria orgânica do solo do que a cama sobreposta de suínos. Todavia é importante ressaltar que estes resultados referem-se a penas 62 dias e que para a confirmação desta hipótese são necessários resultados de experimentos de mais longo prazo.



**Figura 2.3** - Emissão cumulativa de C-CO<sub>2</sub> para a atmosfera com a aplicação ou não de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos sobre os resíduos culturais de milho, em sistema plantio direto. As barras verticais indicam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%) no final do experimento e em duas amostragens escolhidas aleatoriamente.

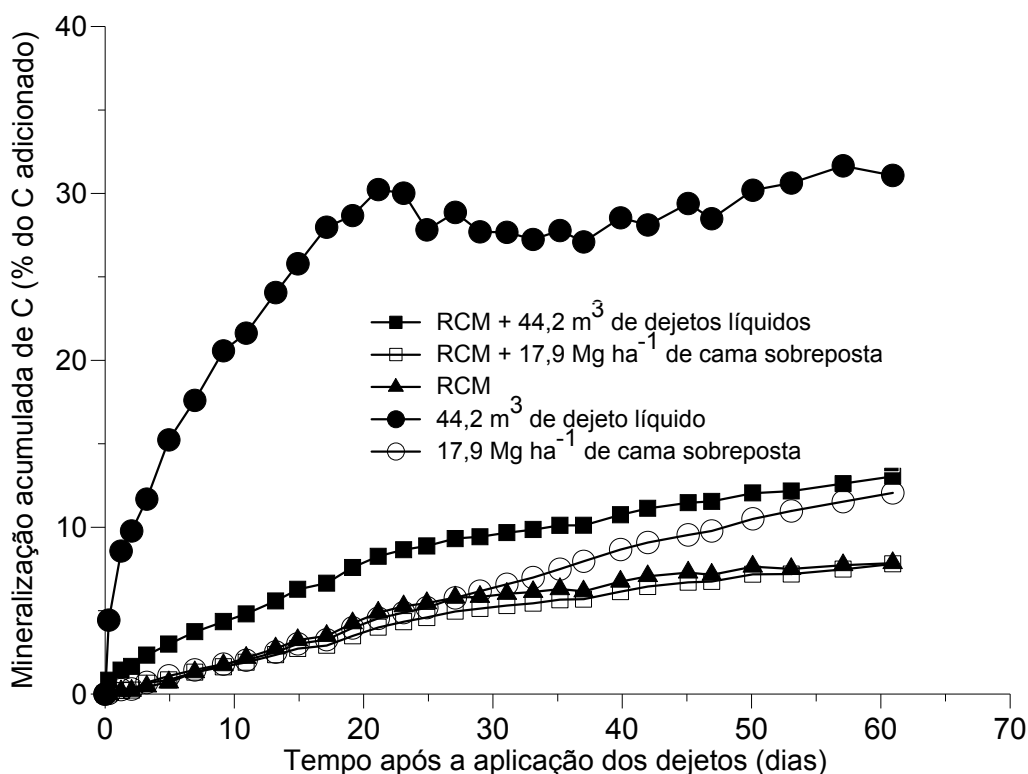
Na ausência de resíduos culturais de milho, a quantidade de C-CO<sub>2</sub> dos tratamentos com 44,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos e 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta superaram aquela encontrada no tratamento testemunha em 23% e 56,1%, respectivamente. Observa-se que essa diferença na emissão de C-CO<sub>2</sub> do tratamento com dejetos líquidos, em relação ao solo sem dejetos, se estabeleceu

durante os primeiros 15 dias do experimento já que, a partir daí, as curvas dos dois tratamentos caracterizaram-se pelo paralelismo entre elas. Isso evidencia que durante a fase inicial foram decompostos aqueles constituintes mais lábeis dos dejetos e na fase seguinte aqueles compostos carbonados mais recalcitrantes, cuja taxa de decomposição foi próxima daquela da matéria orgânica do solo do tratamento testemunha. Para Kirchman & Ludvall (1993) e Dendooven et al. (1998) estes constituintes que são rapidamente metabolizados pela população microbiana heterotrófica do solo são compostos orgânicos acumulados durante a fermentação dos dejetos nas esterqueiras entre os quais predominam ácidos graxos voláteis contendo de 2 a 6 carbonos, principalmente os ácidos acético, butírico e propiônico, além de álcoois e fenóis. Os substratos orgânicos ricos em C solúvel em água e os açúcares facilmente hidrolizáveis dos dejetos também são rapidamente utilizados pelos microrganismos do solo (YANG et al., 2002).

Em 62 dias, as quantidades de C-CO<sub>2</sub> provenientes dos materiais orgânicos (descontando-se o C-CO<sub>2</sub> do solo) foram de 147, 358 e 261 kg ha<sup>-1</sup> para os dejetos líquidos, cama sobreposta e resíduos culturais de milho, respectivamente. A divisão destas quantidades de C-CO<sub>2</sub> pelas quantidades de C adicionadas permitiu estimar a mineralização aparente acumulada do C de cada material orgânico (Figura 2.4), a qual mostra claramente que há um padrão distinto na decomposição da fração carbonada dos dejetos líquidos, em relação à cama sobreposta e aos resíduos culturais de milho. Nos dejetos líquidos só se observa uma fase de decomposição ativa até aproximadamente 30% do C adicionado enquanto na cama sobreposta e nos resíduos culturais de milho a decomposição é mais lenta e ocorreu em taxas crescentes durante todo o experimento. Convém salientar que a decomposição dos dejetos líquidos deve estar superestimada em função da provável emissão inicial de C-CO<sub>2</sub> de origem química e não biológica. Esse padrão diferenciado na decomposição entre dejetos líquidos de suínos e resíduos vegetais (palha de aveia preta) também foi observado por Chiapinotto (2003), seguindo a mesma tendência observada no presente trabalho. Tais resultados devem estar relacionados às diferenças encontradas na composição dos materiais orgânicos de origem animal e vegetal.

A mineralização aparente de aproximadamente 30% do C dos dejetos líquidos nos primeiros 25 dias do experimento (Figura 2.4) é maior do que aquela encontrada

no mesmo período de tempo por Chiapinotto (2003) de aproximadamente 18% em experimento conduzido no verão com a aplicação de  $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos ( $640 \text{ kg ha}^{-1}$  de C). Em uma incubação conduzida em laboratório a  $25^\circ\text{C}$  Giacomini (2005), verificou que, em 25 dias, foi mineralizado cerca de 45% do C adicionado com dejetos líquidos de suínos sem incorporação ao solo. As características intrínsecas aos dejetos e as condições experimentais podem explicar as diferentes taxas de decomposição encontradas nestes trabalhos.



**Figura 2.4** - Mineralização aparente acumulada do C dos dejetos líquidos, da cama sobreposta de suínos e dos resíduos culturais de milho (RCM), aplicados isoladamente ou em conjunto.

A baixa mineralização aparente, de aproximadamente 8% em 62 dias, dos resíduos culturais de milho, sem a aplicação de dejetos, pode ser explicada pela elevada relação C/N (83,8) dos mesmos e pelo fato deles não terem sido incorporados ao solo. É provável que o N mineral disponível no solo na interface solo/resíduos culturais não tenha sido suficiente para atender a demanda em N da população microbiana decompositora dos constituintes carbonados dos mesmos. Além disso, 51% da matéria seca produzida pela parte aérea do milho era constituída pelos colmos, os quais são lentamente decompostos nos primeiros três a

quatro meses, em função da sua composição bioquímica (MOTT et al., 1988).

Um dos aspectos ainda pouco estudados, especialmente em sistema plantio direto, refere-se ao efeito da aplicação de dejetos de animais sobre a decomposição de resíduos culturais de cereais, caracterizados pela elevada relação C/N. Esse aspecto é importante tanto do ponto de vista do ciclo interno do N no solo, em função da imobilização de N, como do ciclo do carbono, pela emissão de C-CO<sub>2</sub>. A partir dos resultados apresentados na figura 2.3 é possível avaliar esse efeito no presente trabalho.

Considerando a aplicação dos dejetos líquidos de suínos, verifica-se que, aos 62 dias, a quantidade de C-CO<sub>2</sub> proveniente do tratamento com a adição de 44,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos sobre os resíduos culturais de milho, de 495 kg ha<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub> (descontando o C-CO<sub>2</sub> do solo), é 21% superior à soma do C-CO<sub>2</sub> proveniente dos dejetos (147 kg ha<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub>) e dos resíduos culturais de milho (261 kg ha<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub>), quando utilizados isoladamente. Este resultado evidencia a existência de uma interação positiva, em que os dejetos líquidos de suínos aumentaram a decomposição dos resíduos culturais de milho quando aplicados diretamente sobre estes. Todavia, é importante destacar que no presente estudo o aumento de 21% na decomposição dos RCM representa apenas 2,5% do C adicionado com a palha de milho. Tais resultados diferem daqueles encontrados por Chiapinotto (2003) em que a aplicação de 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos não afetou a decomposição de resíduos culturais de aveia preta em plantio direto. É

A justificativa apresentada por Chiapinotto (2003) para a falta de sinergismo entre dejetos de suínos e os resíduos culturais de aveia, em que o N mineral dos dejetos não estimulou a mineralização do C da aveia, foi a de que a permanência destes na superfície do solo dificultou o acesso da população microbiana do solo ao C dos resíduos e ao N mineral dos dejetos. O autor fundamentou sua justificativa em resultados encontrados por Saviozzi et al. (1997) e Chantigny et al. (2001) onde os dejetos de suínos aumentaram a decomposição de resíduos culturais de trigo e cevada em aproximadamente 25%, porém quando ambos foram uniformemente incorporados ao solo. Essa justificativa de Chiapinotto (2003) não se aplica ao presente trabalho já que os resíduos culturais de milho também permaneceram na superfície do solo. Todavia, um aspecto que pode explicar esses resultados contraditórios refere-se às diferenças na composição bioquímica e na relação C/N

dos resíduos culturais utilizados nos diferentes estudos. Enquanto no trabalho de Chiapinotto (2003) a relação C/N da aveia era de 42,7, no presente trabalho a relação C/N do milho era de 83,8. Será que a relação C/N elevada de resíduos culturais é preponderante sobre um maior contato entre o N mineral do solo, o N mineral dos dejetos e o C dos resíduos? A resposta a essa questão só poderá ser dada com a condução de mais trabalhos nessa linha de pesquisa.

Com relação à cama sobreposta de suínos, observa-se que a quantidade de C-CO<sub>2</sub> proveniente da mistura dela com os resíduos culturais de milho (492 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) foi 20% inferior à soma do C-CO<sub>2</sub> proveniente da cama sobreposta (358 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>) e dos resíduos culturais do milho (261 kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>), quando utilizados isoladamente. Nesse caso, contrariamente aos dejetos líquidos, houve uma interação negativa entre os dois materiais orgânicos. Esse efeito era inesperado e se deve, provavelmente, ao fato dos resíduos culturais do milho terem funcionado como uma barreira física que dificultou o acesso dos microrganismos do solo ao C da cama sobreposta. A expectativa era de que a cama não exercesse algum efeito sobre a decomposição dos resíduos culturais do milho já que a mesma é pobre em N mineral e, além disso, ela se apresenta na forma de agregados dentro do quais está contido o N mineral. Apenas com o efeito das chuvas parte desse N pode ser transferido dos agregados aos resíduos culturais do milho onde poderá ser utilizado para atender as necessidades biossintéticas da população de decompositores dos mesmos. Já no caso dos dejetos líquidos, os resíduos culturais do milho ficam logo impregnados pela fração líquida dos mesmos, a qual é rica em N mineral.

No caso de confirmação em estudos futuros desse efeito sinérgico dos dejetos líquidos de suínos, favorecendo a decomposição dos resíduos culturais de milho em plantio direto, é preciso considerá-lo sobre dois enfoques que são antagônicos. Um deles refere-se às conseqüências negativas do ponto de vista ambiental já que o aumento da decomposição dos resíduos culturais diminui a proteção do solo oferecida pelos mesmos quanto ao efeito erosivo da chuva além de diminuir o acúmulo de matéria orgânica no solo e aumentar a emissão de C-CO<sub>2</sub> para a atmosfera, contribuindo para o efeito estufa. Por outro lado, o favorecimento da decomposição dos resíduos culturais do milho, provocado pelos dejetos líquidos de suínos, tem implicações positivas no ciclo interno do N pelo fato de aumentar a retenção de N no solo na forma orgânica via imobilização microbiana. Com isso,

diminui o potencial de contaminação do ambiente pelas perdas do N adicionado pelos dejetos por volatilização de amônia, lixiviação e desnitrificação e aumenta o potencial fertilizante nitrogenado dos mesmos. Considerando todos esses pontos positivos e negativos, acredita-se que as vantagens relativas ao ciclo do N sejam mais relevantes do que os problemas relativos ao ciclo do C e, por isso, deve-se buscar a otimização do processo de imobilização do N com o uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto.

Os resultados deste e de outros estudos em que se avaliou o efeito da adição de dejetos de suínos sobre a decomposição de resíduos culturais evidenciam a complexidade que existe envolvendo a interação entre carbono e nitrogênio durante a biotransformação dos mesmos. Ela é fruto, principalmente, das características dos dejetos, em função do seu manejo, das características abióticas predominantes, das características dos resíduos culturais, principalmente da sua composição bioquímica, e também do sistema de preparo do solo quando da aplicação dos dejetos no campo. Estudos envolvendo esses diferentes aspectos devem ser intensificados com vistas à maximização do efeito fertilizante dos dejetos de suínos e à minimização dos impactos ambientais negativos decorrentes de seu uso como fonte de nutrientes às culturas comerciais.

## **2.5 Conclusões**

- 1) A decomposição foi maior nos dejetos líquidos do que na cama sobreposta de suínos, revelando o maior grau de recalcitrância dos compostos carbonados da cama sobreposta.
- 2) A decomposição dos resíduos culturais de milho, com elevada relação C/N, foi favorecida pela aplicação dos dejetos líquidos de suínos.
- 3) A decomposição dos resíduos culturais de milho e da cama sobreposta, quando aplicados conjuntamente na superfície do solo, foi 20 % menor do que a soma da decomposição isolada de cada um desses materiais orgânicos.



# **3 PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA E ACÚMULO DE NITROGÊNIO PELA AVEIA PRETA COM O USO DE DEJETOS LÍQUIDOS E CAMA SOBREPOSTA DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO**

## **3.1 Resumo**

O efeito fertilizante de dejetos de suínos tem sido avaliado principalmente nas culturas comerciais de verão, com destaque para o milho e, em menor intensidade, nas culturas de inverno. O objetivo desse trabalho foi o de avaliar a produção de matéria seca (MS) e o acúmulo de nitrogênio (N) pela aveia preta no sistema plantio direto com a aplicação de dejetos de suínos manejados na forma líquida e em cama sobreposta. O trabalho foi realizado no período de maio a outubro de 2003 na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria em um Argissolo Amarelo distrófico arênico. Foram avaliados cinco tratamentos, aplicados diretamente sobre os resíduos culturais de milho: T1 - Resíduos culturais de milho (RCM) + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos; T2 - RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; T3 - RCM + 9,7 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; T4 - RCM + 50 kg ha<sup>-1</sup> de N-uréia e T5 - RCM. Para traçar o destino do N amoniacal dos dejetos líquidos no sistema solo/planta, esta fração dos dejetos foi enriquecida com (<sup>15</sup>NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e os mesmos foram aplicados em microparcelsas de 1 x 1 m, demarcadas no centro de cada parcela do tratamento com dejetos líquidos (T1). A cama sobreposta de suínos apresentou menor potencial de fornecimento de N à aveia, comparado com os dejetos líquidos de suínos. O acúmulo de matéria seca pela parte aérea da aveia preta não diferiu com a adubação mineral ou orgânica. Apenas 22,5% do N amoniacal aplicado com os dejetos foi recuperado pela cultura da aveia. No florescimento pleno da aveia 52,6% do N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos foi encontrado no sistema solo-planta.

## **3.2 Introdução**

A aveia preta (*Avena strigosa* Schieb) ocupa uma área expressiva durante o inverno no Estado do Rio Grande do Sul, pois é a cultura de cobertura do solo mais utilizada devido a sua rusticidade, adaptação a diferentes solos e climas, e

capacidade de produzir quantidades elevadas de matéria seca, proporcionando proteção ao solo e ciclagem de nutrientes.

A suinocultura constitui uma das principais atividades econômicas de diversas regiões agrícolas do Sul do Brasil. Pelo fato dessa atividade empregar elevado nível tecnológico, os animais permanecem, na maioria das situações, em regime de total confinamento até o abate, resultando em acúmulo de dejetos nas unidades de criação. Esses dejetos, manejados principalmente na forma líquida, apresentam elevado potencial fertilizante, destacando-se no fornecimento de N às culturas (ALMEIDA, 2000; GUIDOLIN, 2001; PORT, 2002), mas também apresentam um alto risco ao meio ambiente se não forem utilizados corretamente.

Um sistema recentemente introduzido no Brasil consiste criação dos animais sobre um leito que pode ser constituído de serragem, casca de arroz, palha de cereais ou maravalha. Os resíduos orgânicos resultantes desse sistema, conhecido por cama sobreposta ou “deep bedding”, apresentam menos conteúdo de água do que os dejetos manejados na forma líquida e também uma maior proporção de N na forma orgânica, podendo atingir de 70 a 90 % do N total (OLIVEIRA, 2000). Em função dessas características, é provável que esses resíduos apresentem uma maior eficiência como fonte de N à aveia preta do que os dejetos líquidos, já que esses são normalmente aplicados no momento da semeadura ou muito próximo da mesma, e como a demanda inicial de N pela cultura é baixa esse nitrogênio disponível tende a ser perdido por volatilização, lixiviação ou desnitrificação. Com a cama sobreposta contendo maior proporção de N orgânico, espera-se que este N seja mineralizado em sincronia com a demanda de N pela cultura da aveia.

A aveia preta possui grande capacidade de extrair N do solo, podendo acumular na parte aérea valores que variam de 42 a 150 kg de N ha<sup>-1</sup> (AITA, 1997; DERPSCH et al., 1985). Essa característica da aveia evidencia a importância da cultura na ciclagem dos nutrientes contidos nos dejetos de suínos, especialmente do nitrogênio.

Em um trabalho onde foram avaliadas as perdas de nitrogênio e fósforo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos na aveia preta, Basso (2003) observou que quanto maior a produção de matéria seca desta cultura, menores foram as perdas de água por escoamento superficial no milho que foi cultivado em sucessão. Isso demonstra a importância de se utilizar os dejetos de suínos tanto nas culturas de

verão como nas de inverno, especialmente nas gramíneas que são muito dependentes de N.

Na maioria dos trabalhos realizados até o momento no Brasil envolvendo a criação de suínos em cama sobreposta, foram avaliados aspectos como a eficiência dos diferentes tipos de cama que podem ser adotados no sistema (CORREA, 1998) e fatores de risco da cama em relação a doenças, principalmente a linfadenite (AMARAL, 2001; MORÉS, 2000). Com relação à avaliação das biotransformações do C e do N bem como dos potenciais fertilizante e poluente da cama sobreposta, ainda são escassas as informações na literatura brasileira (ARNS, 2004; GIACOMINI, 2005).

O objetivo desse trabalho foi o de avaliar a produção de matéria seca (MS) e o acúmulo de nitrogênio (N) pela aveia preta no sistema plantio direto com a aplicação de dejetos de suínos manejados na forma líquida e em cama sobreposta.

### **3.3 Material e Métodos**

#### **3.3.1 Localização e solo**

Este estudo foi realizado no período de maio a outubro de 2003 na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) em um Argissolo Amarelo distrófico arênico. No início do trabalho, o solo da área apresentou as seguintes características na camada 0-20 cm: textura 4; 160 g kg<sup>-1</sup> de argila; pH em água = 4,6; índice SMP = 6,0; 16,5 mg L<sup>-1</sup> de P; 61 mg L<sup>-1</sup> de K; 0,9 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> de Al<sup>+3</sup>; 1,3 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> de Ca<sup>+2</sup>; 0,4 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> de Mg<sup>+2</sup>; 3,7 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> de H<sup>+1</sup> + Al<sup>+3</sup>; 2,66 cmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> de CTC efetiva e 12,2 g kg<sup>-1</sup> de matéria orgânica (MO). Anteriormente à instalação do trabalho a área vinha sendo cultivada com aveia no inverno e milho no verão, sendo este último colhido com colheitadeira munida de picador e espalhador de palha. Ambas as culturas foram conduzidas em sistema plantio direto.

#### **3.3.2 Delineamento experimental e tratamentos**

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com quatro repetições. Em parcelas de 5 x 5 m (25 m<sup>2</sup>) foram avaliados cinco tratamentos na cultura da aveia preta, sendo um com dejetos líquidos de suínos, dois com cama

sobreposta de suínos, um com aplicação de N-uréia e um tratamento sem a aplicação de dejetos (testemunha). Os tratamentos, aplicados sobre os resíduos culturais de milho, antecedendo a semeadura da aveia em sistema plantio direto, foram os seguintes: **T1** - Resíduos culturais de milho (RCM) + 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos; **T2** - RCM + 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; **T3** - RCM + 9,7 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta; **T4** - RCM + 50 kg ha<sup>-1</sup> de N-uréia e **T5** - RCM. A dose de 44,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos (T1) e a dose de 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta (T2) foram estabelecidas com base nos teores de N desses materiais orgânicos de modo a aplicar com os mesmos o equivalente a 50 kg ha<sup>-1</sup> de N mineral, que é a dose de N recomendada à aveia pela Comissão...(1995) para as condições de solo deste trabalho. Na dose de 9,7 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta (T3) foi aplicada a mesma quantidade de N total com os dejetos líquidos do T1.

Os dejetos líquidos de suínos foram obtidos em uma esterqueira anaeróbica e tiveram como origem animais de uma criação em regime de terminação do município de Restinga Seca, RS. Os dejetos sólidos de suínos (cama sobreposta) foram coletados no município de Segredo, RS após terem sido criados três lotes de suínos (9 meses) em fase de terminação sobre uma cama de serragem. A cama sobreposta foi transportada até um galpão onde foi destorroada manualmente e permaneceu amontoada e coberta por uma lona durante 19 dias.

Em 13/05/2003 os dejetos líquidos foram transportados em tonéis até uma área adjacente à área experimental, onde foram armazenados em uma caixa d'água com capacidade para 1000 litros, e permaneceram cobertos e à sombra até o momento da sua aplicação no experimento. Os materiais orgânicos foram distribuídos manualmente sobre os resíduos culturais do milho no dia 29/05/2003 com o auxílio de regadores (dejetos líquidos) e baldes (cama sobreposta). A concentração de N nos materiais orgânicos foi determinada conforme Tedesco et al., (1995) e Scherer et al., (1996).

A semeadura da aveia preta foi realizada um dia após a aplicação dos dejetos com semeadora para plantio direto. Utilizou-se 100 kg ha<sup>-1</sup> de sementes de aveia com um PG de 80%, sendo que o espaçamento entre linhas foi de 0,17 m. Com exceção do T4, que recebeu 15 kg de N-uréia ha<sup>-1</sup> na semeadura e 35 kg de N-uréia ha<sup>-1</sup> em cobertura (39 dias após a semeadura), os demais tratamentos não receberam a adição de fertilizantes minerais.

### 3.3.3 Avaliação da produção de matéria seca e acúmulo de N na aveia

A produção de matéria seca e o acúmulo de N pela cultura da aveia foi avaliada em quatro épocas durante o ciclo da cultura (39, 58, 80, 111 dias após a aplicação dos dejetos sobre os resíduos culturais do milho). Em cada coleta foram amostrados aleatoriamente dois segmentos de 0,5 m de linha de cada parcela, que foram reunidas em uma única amostra, a qual foi submetida à secagem em estufa a 65 °C até peso constante, pesada, moída em triturador de forragens, subamostrada e moída novamente em moinho Willey com peneira de 40 mesh. Os teores de N do tecido vegetal seco e moído foram determinados conforme descrito em Tedesco et al. (1995).

### 3.3.4 Recuperação aparente do N aplicado

Para a estimativa da recuperação pela cultura da aveia preta do N aplicado nos tratamentos com a aplicação dos materiais orgânicos e no tratamento com uréia utilizou-se os valores de N acumulado nos respectivos tratamentos na ocasião do florescimento pleno (111 dias após a aplicação dos dejetos). As quantidades de N acumuladas pela aveia preta nesses tratamentos foi subtraída da quantidade de N acumulada pela aveia preta no tratamento testemunha. Essa metodologia pressupõe que tanto o N dos materiais orgânicos como o N da uréia não afetam a taxa de mineralização do N da matéria orgânica do solo. Por isso, o valor resultante desta estimativa é denominado de recuperação “aparente” do N aplicado. A recuperação aparente de N foi calculada através da equação proposta por Mitchell & Teel (1977):

$$RaN = \frac{[(NAPf - NAPsf)]}{Naf} \times 100$$

onde, *RaN* é a recuperação aparente do N aplicado em %; *NAPf* é a quantidade de N acumulado pala aveia nos tratamentos com fertilizantes (dejetos líquidos, cama sobreposta ou uréia); *NAPsf* é a quantidade de N acumulado pala aveia no tratamento sem a aplicação de fertilizante; *Naf* é a quantidade de N aplicado com os fertilizantes.

### 3.3.5 Recuperação do $^{15}\text{N}$ amoniacal dos dejetos pela aveia preta

A recuperação do N amoniacal aplicado com os dejetos pela cultura da aveia foi determinada através da técnica de diluição isotópica de  $^{15}\text{N}$ . Para isso, dejetos (3,4 L) com a fração amoniacal enriquecida com  $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  foram aplicados em microparcels de 1 x 1 m demarcadas no centro de cada parcela do tratamento com dejetos líquidos. O enriquecimento da fração amoniacal dos dejetos foi realizado pela adição de uma solução de sulfato de amônio ( $300 \text{ g L}^{-1}$ ) com 10% de átomos de  $^{15}\text{N}$  em excesso. A mistura dos dejetos com a solução enriquecida em  $^{15}\text{N}$  foi realizada em um recipiente plástico com capacidade para 40 L, o qual foi constantemente agitado no momento da aplicação dos dejetos ao solo. A aplicação do dejetos líquido que teve sua fração amoniacal enriquecida nas microparcels foi realizada simultaneamente à aplicação dos dejetos não marcados nas parcelas principais.

Com o enriquecimento da fração amoniacal dos dejetos líquidos com  $^{15}\text{N}$  houve um aumento na concentração do N amoniacal nos dejetos, elevando a sua proporção em relação ao N total de 52% para 68%. Com esse aumento na proporção do N amoniacal, para aplicar o equivalente a  $50 \text{ kg ha}^{-1}$  de N amoniacal nas microparcels, foram necessários apenas  $34,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos e não os  $44,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos aplicados nas parcelas principais. Desta forma, as microparcels receberam  $22 \text{ kg ha}^{-1}$  de N orgânico a menos do que as parcelas principais. Portanto, convém fazer a ressalva de que, além da menor quantidade de N orgânico, a aplicação nas microparcels de dejetos de suínos com uma maior proporção de N amoniacal também pode ter proporcionado uma dinâmica do N no solo, relativamente diferente daquela ocorrida nas parcelas principais.

As quantidades aplicadas de matéria seca e N com os dejetos líquidos e com a cama sobreposta nas parcelas e com os dejetos líquidos nas microparcels são mostradas na tabela 3.

**Tabela 3** - Quantidades de matéria seca (MS), N total, N amoniacal, N orgânico e N nítrico aplicadas com os dejetos em cada tratamento.

Resíduo orgânico	MS	N total	N amoniacal <sup>1</sup>	N orgânico	N nítrico
	----- kg ha <sup>-1</sup> -----				
44,2 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> de dejetos líquidos	1.287	95	50	45	---
17,9 Mg ha <sup>-1</sup> de cama sobreposta	9.030	175	38	125	12
9,7 Mg ha <sup>-1</sup> de cama sobreposta	4.904	95	20,7	68	6,6
34,3 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> de dejetos líquidos (microparcela)	989	73	50	23	---

<sup>1</sup> N-NH<sub>3</sub> + N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

O cálculo da recuperação do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> aplicado via dejetos líquidos de suínos foi realizado nas microparcelas determinando a quantidade de N nas raízes até a profundidade de 90 cm e a quantidade de N acumulado pela parte aérea da aveia preta no estágio de florescimento pleno, bem como os seus respectivos excessos isotópicos em <sup>15</sup>N.

No florescimento pleno da aveia preta foram coletados dois segmentos de linha de 0,50 m onde foi determinado a MS e o teor de N, conforme detalhado anteriormente para as plantas coletadas nas parcelas principais. O excesso isotópico em <sup>15</sup>N das raízes e da parte aérea da aveia preta foi determinado por espectrometria de massa, na EMBRAPA-Agrobiologia, Rio de Janeiro.

Após a coleta das plantas nas microparcelas, foram abertas trincheiras (100 x 100 x 150 cm), onde foram retiradas amostras de solo com dimensões de 20 x 45 cm nas seguintes camadas: 0 a 10, 10 a 30, 30 a 60, e 60 a 90 cm. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, retirando-se uma subamostra de solo para secagem ao ar. O restante da amostra foi passada em peneira com dimensões de 0,7 x 1,5 m e malha de 1,0 mm. O peneiramento das amostras foi efetuado em jato de água através de uma mangueira. As raízes que permaneceram sobre a peneira foram colocadas para secar em estufa a 65 °C até peso constante para a

obtenção da MS de raízes. O material seco recebeu o mesmo tratamento descrito anteriormente para o tecido vegetal da parte aérea da aveia.

A produção de MS de raízes de aveia em cada camada foi obtida a partir da MS de raízes obtida e da massa total de solo de cada camada em 1 hectare. A produção total de MS de raízes e a quantidade total de N nas raízes até a profundidade de 90 cm foi obtida pela soma das quantidades desses dois atributos em cada camada analisada.

A quantidade de N na parte aérea e raízes da aveia proveniente da fração amoniacal dos dejetos foi calculada pela seguinte equação:

$$QNPpfa = PNPpfa \times QNP$$

onde,  $QNPpfa$  é a quantidade de N na parte aérea ou raízes da aveia preta proveniente da fração amoniacal dos dejetos, em  $\text{kg ha}^{-1}$ ;  $PNPpfa$  é a porcentagem do N na parte aérea ou raízes da aveia preta proveniente da fração amoniacal dos dejetos dada pela seguinte equação:

$$PNPpfa = \frac{\% \text{ átomos }^{15}\text{N excesso aveia}}{\% \text{ átomos }^{15}\text{N excesso fração amoniacal dejetos}} \times 100$$

e  $QNP$  é a quantidade total de N na parte aérea ou raízes da aveia preta, em  $\text{kg ha}^{-1}$

A recuperação do N amoniacal pela aveia (parte aérea + raízes) aplicado com os dejetos de suínos nas microparcelsas foi calculada utilizando-se a seguinte equação:

$$RNafa = \frac{QNPpfa}{QNAfa} \times 100$$

onde,  $RNafa$  é a recuperação do N aplicado com a fração amoniacal dos dejetos em %;  $QNPpfa$  é a quantidade de N na planta proveniente da fração amoniacal dos dejetos, em  $\text{kg ha}^{-1}$ ; e  $QNAfa$  é a quantidade de N aplicada com a fração amoniacal dos dejetos, em  $\text{kg ha}^{-1}$ .



### 3.3.6 Recuperação no solo do $^{15}\text{N}$ amoniacal aplicado com os dejetos líquidos

As subamostras de solo retiradas das amostras de cada camada coletada nas trincheiras nas microparcelas foram inicialmente submetidas à secagem ao ar por 5 dias e após foram peneiradas em peneira de 2 mm. Parte da subamostra foi moída em gral para posterior análise do teor de N total (TEDESCO et al., 1995) e do excesso isotópico em  $^{15}\text{N}$ . Com base na concentração de N de cada camada de solo e dos valores de densidade calculou-se a quantidade de N total em cada camada, até 90 cm de profundidade. A quantidade total de N no solo até a profundidade de 90 cm foi obtida pela soma das quantidades de N em cada camada analisada.

A quantidade de N em cada camada do solo até a profundidade de 90 cm proveniente da fração amoniacal dos dejetos foi calculada pela seguinte equação:

$$QNS_{pfa} = PNP_{pfa} \times QNS$$

onde,  $QNS_{pfa}$  é a quantidade de N em cada camada do solo proveniente da fração amoniacal dos dejetos em  $\text{kg ha}^{-1}$ ;  $PNP_{pfa}$  é a percentagem do N em cada camada do solo proveniente da fração amoniacal dos dejetos dada pela seguinte equação:

$$PNP_{pfa} = \frac{\% \text{ at. de } ^{15}\text{N} \text{ excesso no solo}}{\% \text{ at. de } ^{15}\text{N} \text{ excesso na fração amoniacal dos dejetos}} \times 100;$$

e  $QNS$  é a quantidade de N em cada camada do solo em  $\text{kg ha}^{-1}$ ;

A quantidade total de N no sistema solo-planta proveniente da fração amoniacal dos dejetos ( $QTNSP_{pfa}$ ) foi obtida pela soma das quantidades de N na parte aérea e raízes do aveia ( $QNP_{pfa}$ ) e das quantidades de N em cada camada do solo ( $QNS_{pfa}$ ).

### 3.3.7 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e as médias de tratamentos comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

## 3.4 Resultados e Discussão

A aplicação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos e de uréia influenciaram a produção de MS e o acúmulo de N pela parte aérea da cultura da aveia (Figura 3). Quanto à produção de matéria seca (Figura 3a) observa-se que, até

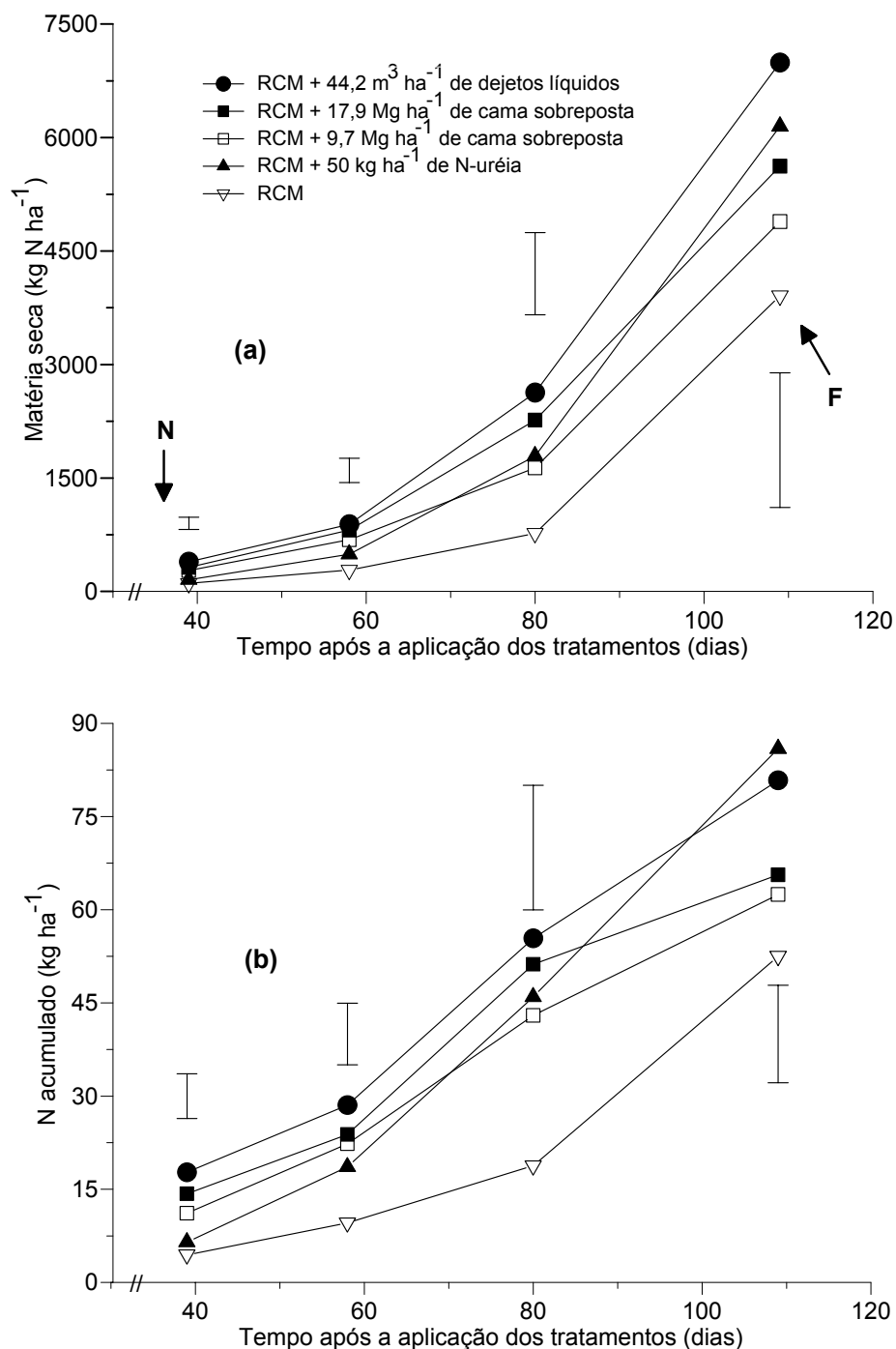
os 80 dias, os dois únicos tratamentos que superaram a produção de matéria seca do tratamento testemunha sem aplicação de fertilizante foram os tratamentos com  $44,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos líquidos e  $17,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  de cama sobreposta, em que foram aplicadas quantidades equivalentes de N mineral ( $50 \text{ kg ha}^{-1}$ ). A partir da amostragem realizada aos 80 dias esses dois tratamentos apresentaram um comportamento distinto. Enquanto a produção do tratamento com dejetos líquidos continuou superando a testemunha até o final do experimento, aquela do tratamento com cama sobreposta não diferiu do tratamento sem fertilizante. Ao final do experimento, a produção de MS de aveia com aplicação de dejetos líquidos superou aquela da testemunha em  $3.083 \text{ kg ha}^{-1}$  (76%).

Na média dos tratamentos avaliados, aproximadamente 70 % do total de matéria seca produzida até o final do experimento ocorreu a partir dos 80 dias. Nesse período de maior acúmulo de matéria seca da aveia, foram se ampliando as diferenças entre os tratamentos. Comparando a média dos tratamentos com maior resposta da aveia (dejetos líquidos e a maior dose de cama sobreposta) com o tratamento testemunha observa-se que a diferença que era de  $1.680 \text{ kg ha}^{-1}$  aos 80 dias, aumentou para  $2.399 \text{ kg ha}^{-1}$  aos 111 dias.

Comparando a produção de matéria seca final dos tratamentos observa-se que, aplicando quantidades equivalentes de N mineral com os dejetos líquidos, a cama sobreposta na maior dose e a uréia, não houve diferenças entre esses tratamentos. Todavia, é importante destacar que, além do N mineral ( $50 \text{ kg ha}^{-1}$ ) presente inicialmente nos resíduos orgânicos, foram aplicados também  $45 \text{ kg ha}^{-1}$  de N orgânico com os dejetos líquidos e  $125 \text{ kg ha}^{-1}$  de N orgânico com a cama sobreposta (Tabela 3).

Os resultados relativos ao acúmulo de N pela aveia (Figura 3b) indicam que na amostragem feita aos 39 dias, no dia da aplicação da uréia em cobertura, o acúmulo de N do tratamento com o uso de  $15 \text{ kg ha}^{-1}$  de N-uréia na semeadura não diferiu do tratamento testemunha sem fertilizante. Isso se deve, provavelmente, à pequena quantidade de N aplicada e à presença de resíduos culturais de milho na superfície do solo, o que pode ter provocado a imobilização do N aplicado. Nessa mesma amostragem, apenas nos tratamentos com aplicação de  $50 \text{ kg ha}^{-1}$  na forma mineral (dejetos líquidos e cama sobreposta na maior dose) a quantidade de N acumulado pela aveia diferiu da testemunha. No florescimento pleno da aveia o

maior acúmulo de N pela cultura foi observado nos tratamentos com dejetos líquidos e uréia, os quais superaram os dois tratamentos com cama sobreposta e testemunha, que não diferiram entre si.



**Figura 3** - Produção de matéria seca (a) e nitrogênio acumulado (b) pela aveia preta com a aplicação de dejetos líquidos, cama sobreposta de suínos e uréia. **F** indica o estágio de florescimento pleno e **N** o momento da aplicação de N-uréia em cobertura. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey 5%).

### 3.4.1 Recuperação aparente do N total e recuperação do $^{15}\text{N}$ amoniacal aplicado

A partir das quantidades de N acumulado na parte aérea da aveia aos 111 dias (Figura 3b) e das quantidades de N adicionado (Tabela 3) em cada tratamento foi calculada a recuperação aparente do N aplicado via adubação mineral e orgânica. Os resultados apresentados na tabela 3.1 mostram que a maior recuperação do nitrogênio pela aveia ocorreu no tratamento com aplicação de N-uréia. O maior valor de recuperação pela aveia do N da uréia se deve provavelmente ao fato da mesma ter sido fracionada em duas vezes enquanto todo o N das fontes orgânicas foi adicionado no momento da semeadura da cultura, o que pode ter contribuído para aumentar as perdas de N por volatilização, lixiviação ou desnitrificação. Com a aplicação de N-uréia no milho, Port (2002) encontrou uma recuperação aparente do N de 56,1% e Almeida (2000) de 53,6%. O cálculo da recuperação aparente do N-uréia pela aveia, com base nas quantidades de N acumuladas pela aveia aos 80 aos dias (Figura 3b), resulta em valores de recuperação aparente de N de 54%.

**Tabela 3.1** - Recuperação aparente pela aveia do N total aplicado com os dejetos de suínos e com a uréia nas parcelas e recuperação do  $^{15}\text{N}$  amoniacal aplicado com os dejetos líquidos nas microparcelas.

Tratamentos	Parcelas			Microparcelas		
	N aplicado	N acumulado pela aveia	Recuperação aparente do N	N amoniacal aplicado	N acumulado pela aveia <sup>2</sup>	Recuperação do $^{15}\text{N}$
	kg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>	%	kg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>	%
Testemunha	00	52,5	—	—	—	—
D. líquidos	95	80,8	29,8 b <sup>1</sup>	50	70,2	22,5
Cama 1 <sup>3</sup>	175	65,6	7,5 b	—	—	—
Cama 2 <sup>4</sup>	95	62,5	10,5 b	—	—	—
N uréia	50	85,9	66,8 a	—	—	—

<sup>1</sup> As médias com mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. <sup>2</sup> N acumulado pela parte aérea (59,9 kg ha<sup>-1</sup> de N) e raízes (11,1 kg ha<sup>-1</sup> de N) da aveia. <sup>3</sup> 17,9 Mg ha<sup>-1</sup> e <sup>4</sup> 9,7 Mg ha<sup>-1</sup>

Considerando a recuperação aparente do N pela aveia, observa-se que no

tratamento com dejetos líquidos o valor, embora não tenha diferido dos tratamentos com cama sobreposta, ele superou a maior dose de cama em 297% e a menor dose em 183%. A elevada variabilidade verificada nesse parâmetro deve ter condicionado a ausência de diferenças significativas entre os tratamentos. O valor de recuperação de 29,8% no tratamento com a aplicação de 95 kg ha<sup>-1</sup> de N total com dejetos líquidos é próximo daqueles encontrados com a aplicação de dejetos líquidos na cultura do milho por Giacomini (2005) de 22,4% ao aplicar 140 kg ha<sup>-1</sup> de N e por Port (2002) de 25,5% ao aplicar 124 kg ha<sup>-1</sup> de N.

A recuperação aparente pela aveia do N aplicado nos tratamentos com cama sobreposta variou de 7,5 % na maior dose a 10,5 % na menor dose. Esses valores são baixos e relativamente próximos daqueles encontrados por Arns (2004) de 14,2%, O'Shea (2000) de 12% e Giacomini (2005) de 12,9%, o que evidencia o baixo potencial de fornecimento de N às culturas por este material orgânico. Comparando o tratamento com dejetos líquidos e aquele com 9,7 Mg ha<sup>-1</sup> de cama sobreposta, nos quais foi aplicada a mesma quantidade de N total (95 kg ha<sup>-1</sup>), observa-se que o valor de recuperação na cama sobreposta foi 183% inferior ao tratamento com dejetos líquidos. Tais resultados se devem a três causas principais. A primeira se refere às diferentes proporções entre as formas de N dos materiais orgânicos. Enquanto nos dejetos líquidos, 48% do N aplicado encontrava-se na forma orgânica, na cama sobreposta essa proporção era de 71%. A segunda se deve as maiores perdas de N por volatilização de amônia encontradas na cama (Capítulo 1). A terceira causa provável da baixa recuperação do N da cama sobreposta está ligada à baixa taxa de mineralização do N orgânico deste material. Em estudo de laboratório, Giacomini (2005) ao aplicar ao solo uma cama de suínos formada por maravalha verificou um potencial de mineralização do N orgânico presente na cama de apenas 14,5% em 80 dias a 25°C.

Dois resultados que devem ser destacados referem-se à baixa eficiência dos resíduos orgânicos como fonte de N à aveia em relação à uréia e a baixa eficiência da cama sobreposta em relação aos dejetos líquidos. A hipótese que norteou este trabalho, e que não se confirmou, era a de que o N orgânico da cama sobreposta seria mineralizado lentamente durante o ciclo da aveia apresentando uma adequada sincronia com a demanda de N da cultura. É provável que os compostos orgânicos mais facilmente decomponíveis foram utilizados pela população microbiana durante

a decomposição *in situ* que sofreu a cama durante a criação dos animais sobrando um composto orgânico final com elevado grau de humificação e alto índice de recalcitrância. É interessante conduzir estudos mais detalhados, tanto em condições de campo como de laboratório, procurando avaliar o potencial de mineralização do N orgânico da cama sobreposta. Os resultados deste e de outros estudos (O'SHEA, 2000; ARNS, 2004; GIACOMINI, 2005) indicam que o índice de mineralização do N da cama sobreposta é baixo o que faz com que menos de 35% do N presente na cama sobreposta (soma do N mineral inicial e do N orgânico que será mineralizado) esteja disponível para as plantas no primeiro cultivo.

A porcentagem do  $^{15}\text{N}$  amoniacal aplicado com os dejetos líquidos que foi recuperado pela aveia foi de 22,5% (Tabela 3.1). Sørensen & Amato (2002) ao aplicarem 100 kg de  $^{15}\text{N}$  amoniacal  $\text{ha}^{-1}$  com dejetos de suínos deixados na superfície do solo verificaram que a cultura da cevada recuperou 14% do N amoniacal aplicado. O baixo valor de recuperação do  $^{15}\text{N}$  amoniacal aplicado foi justificado em função da perda de N por volatilização de amônia. Utilizando dejetos de bovinos com 46% do N na forma amoniacal ( $75 \text{ kg ha}^{-1}$ ), incorporados ao solo no outono, Jensen et al. (2000) encontraram uma recuperação pela cultura do trigo de 32% do N amoniacal aplicado. Valores de recuperação do  $^{15}\text{N}$  amoniacal aplicado com os dejetos líquidos na cultura do milho variam de 14,9% a 50% (CHANTIGNY et al. 2004; GIACOMINI, 2005). As discrepâncias entre os resultados de recuperação pelas culturas do N aplicado devem estar relacionadas às características dos dejetos utilizados, bem como às variações, principalmente, das condições ambientais predominantes em cada estudo. Além disso, a recuperação do N aplicado pode variar em função da eficiência de absorção de N por parte das diferentes espécies vegetais utilizadas em cada estudo.

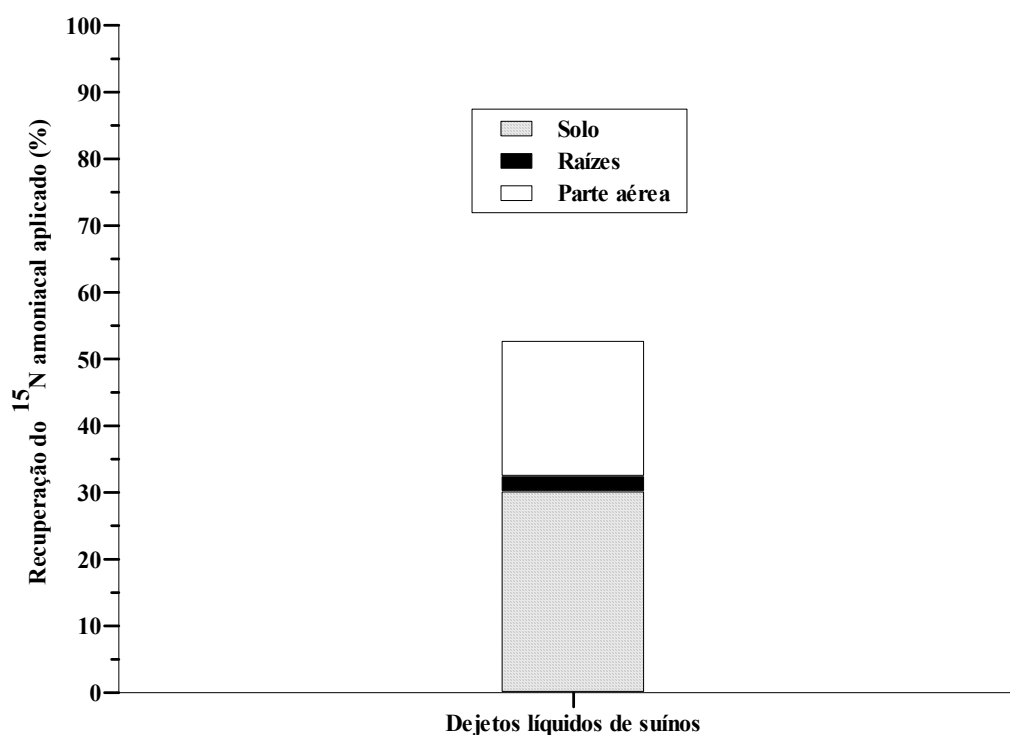
O valor de recuperação de 22,5% do  $^{15}\text{N}$  amoniacal aplicado com os dejetos líquidos representa apenas 16% da quantidade total acumulada na parte aérea e nas raízes da aveia. Isso indica que 84% do N acumulado pela cultura da aveia no florescimento pleno teve origem da mineralização do N orgânico presente na MOS e nos dejetos líquidos de suínos. Giacomini (2005) utilizando a técnica de diluição isotópica de  $^{15}\text{N}$  e o método da diferença estimou que 45% do N acumulado pela cultura do milho adubado com dejetos líquidos foi obtido a partir da mineralização do N orgânico presente nos mesmos. Esse mesmo autor, ao aplicar os dejetos de

suínos na superfície do solo em condições de laboratório, verificou um potencial de mineralização do N orgânico presente nos dejetos líquidos de 43,5%. Esses resultados demonstram que a fração de N orgânico presente nos dejetos representa uma importante fonte de N às culturas. Isso porque, ao contrário do que ocorre com o N amoniacal aplicado, o N orgânico que é mineralizado da fração orgânica está menos suscetível às perdas de N por volatilização de amônia, imobilização microbiana e fixação na MOS devido o mesmo ser mineralizado gradualmente no solo, coincidindo com o aumento na demanda em N pelas culturas. Em estudos futuros deve se privilegiar a avaliação do potencial de mineralização do N orgânico presente em dejetos líquidos de suínos com vistas à melhora na recomendação deste resíduo como fonte de N às plantas.

#### 3.4.2 Balanço do $^{15}\text{N}$ amoniacal aplicado com os dejetos líquidos

No florescimento pleno da aveia, 52,6% do  $^{15}\text{N}$  amoniacal aplicado com os dejetos líquidos foi recuperado no sistema solo-planta (Figura 3.1), sendo 30,1% ( $15,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) encontrados na camada 0 a 90 cm do solo, 2,2% ( $1,14 \text{ kg ha}^{-1}$ ) nas raízes e 20,3% ( $10,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) na parte aérea da aveia. Ao aplicarem em superfície  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $^{15}\text{N}$  amoniacal na cultura da cevada Sørensen & Amato (2002) encontraram valor de recuperação do  $^{15}\text{N}$  amoniacal de apenas 49%. Já Morvan et al. (1997) ao trabalharem com a cultura do azevém encontraram um valor de recuperação de 57,4% do  $^{15}\text{N}$  amoniacal aplicado. A baixa recuperação do  $^{15}\text{N}$  amoniacal com a aplicação dos dejetos nestes estudos foi atribuída à perda de N por volatilização de amônia, potencializada pela aplicação dos dejetos na superfície do solo.

No presente estudo as perdas de N por volatilização de amônia com a aplicação dos dejetos em superfície atingiram 3,5% do N amoniacal aplicado. Esses valores indicam que a volatilização de amônia não foi a principal responsável pela baixa recuperação do N amoniacal aplicado. No entanto, deve-se ressaltar que esses valores de perda de N por volatilização de amônia, podem estar subestimados devido o dispositivo semi-estático provocar uma redução nas perdas de N por volatilização, conforme constataram Port et al. (2003).



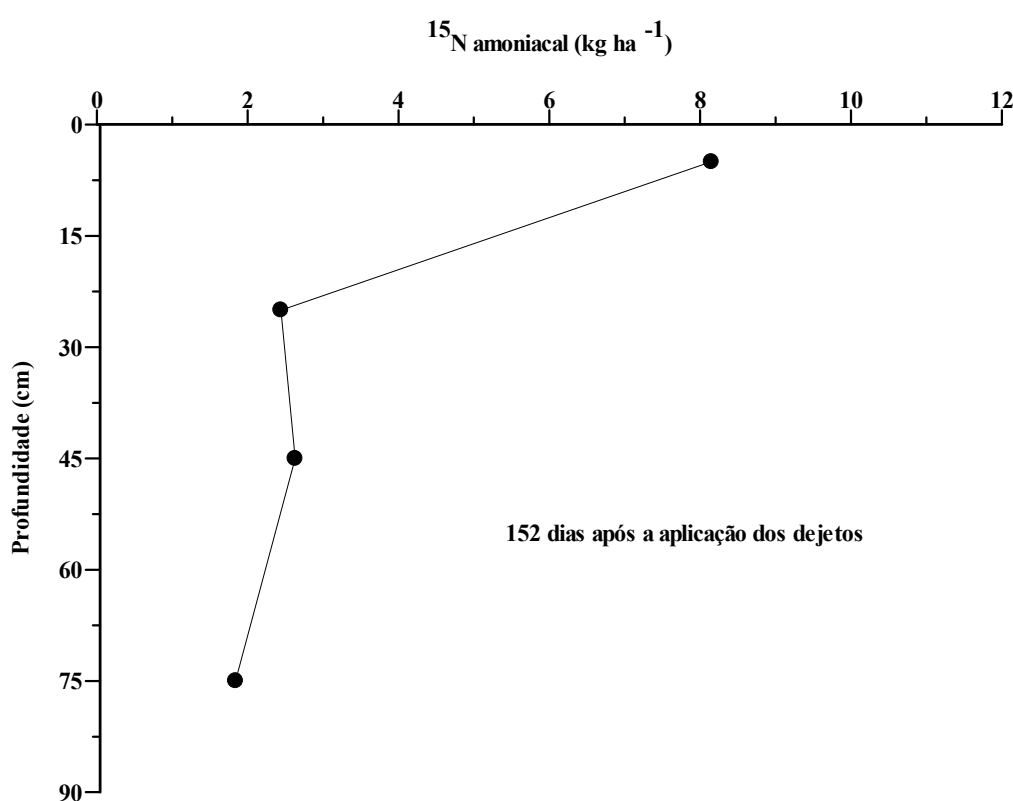
**Figura 3.1** - Proporção do  $^{15}\text{N}$  amoniacal encontrado no solo, nas raízes e na parte aérea da aveia nas microparcelsas com a aplicação dos dejetos de suínos na superfície do solo.

A distribuição do  $^{15}\text{N}$  amoniacal na camada de 0 a 90 cm do solo, aos 111 dias após a aplicação dos dejetos de suínos é apresentada na figura 3.2 e indica a ocorrência do processo de lixiviação do nitrato formado a partir da oxidação biológica do  $^{15}\text{N}$  amoniacal aplicado com os dejetos. Tais resultados são suportados pelos dados de nitrato no perfil do solo apresentados no Capítulo 1, onde já aos 29 dias após a aplicação dos dejetos foram encontradas quantidades significativas de nitrato na camada de 30 a 60 cm. Aos 63 e 82 dias após a aplicação dos dejetos, quantidades significativas de nitrato foram observadas na camada de 60 a 90 cm indicando que, possivelmente, parte do N aplicado com os dejetos possa ter sido perdido do sistema solo-planta via lixiviação.

Aproximadamente 54% do N recuperado na camada 0 a 90 cm foi encontrado nos primeiros 10 cm do solo (16,3% do N amoniacal aplicado) corroborando resultados de outros estudos, onde a maior parte do  $^{15}\text{N}$  recuperado no solo estava presente na camada superficial e na forma orgânica (MORVAN et al., 1996;



SØRENSEN & AMATO, 2002; GIACOMINI, 2005). Observa-se que a quantidade de  $^{15}\text{N}$  no perfil do solo, abaixo da camada de 0-10 cm, pouco variou entre as demais camadas analisadas, com uma média de  $2,3 \text{ kg ha}^{-1}$  por camada. As quantidades de  $^{15}\text{N}$  encontradas em profundidade podem ter origem não apenas da lixiviação do  $^{15}\text{N-NO}_3^-$  formado a partir do  $^{15}\text{N}$  amoniacal aplicado com os dejetos, mas também da liberação de exsudatos pelas raízes de aveia e da presença de raízes finas nas amostras de solo utilizadas para determinar o excesso isotópico em  $^{15}\text{N}$ .



**Figura 3.2** - Distribuição do  $^{15}\text{N}$  proveniente da fração amoniacal dos dejetos, no florescimento pleno da aveia na camada de 0–90 cm do solo.

Perdas de N por desnitrificação após a aplicação dos dejetos também podem ter contribuído para diminuir a recuperação do  $^{15}\text{N}$  amoniacal no sistema solo-planta. Juntamente com o N, os dejetos líquidos adicionam ao solo também C facilmente decomponível, o qual é rapidamente assimilado pelos microrganismos, aumentando a demanda de  $\text{O}_2$ , o que pode resultar em microsítios de anaerobiose no solo favorecendo a desnitrificação. Além do C dos dejetos, a palha de milho também

contribui com material orgânico decomponível, especialmente a fração solúvel em água o que faz aumentar a atividade da biomassa microbiana e, conseqüentemente, o consumo de O<sub>2</sub>. Morvan et al. (1996) estimaram, por meio do balanço do <sup>15</sup>N amoniacal, perdas de N por desnitrificação na ordem de 20% do N amoniacal aplicado ao solo (22 kg ha<sup>-1</sup>).

Os resultados deste trabalho indicam que a cama sobreposta de suínos apresenta menor potencial de fornecimento de N à aveia, comparado aos dejetos líquidos de suínos. No florescimento pleno da aveia apenas 52,6% do N amoniacal aplicado foi recuperado no sistema solo-planta. A baixa recuperação do <sup>15</sup>N amoniacal aplicado com os dejetos pode ser atribuída, principalmente, às perdas de N por lixiviação de nitrato. Acredita-se que processos de perda de N do sistema solo-planta como a volatilização de amônia, a desnitrificação e o escoamento superficial devem ter contribuído em menor grau para a baixa recuperação do <sup>15</sup>N amoniacal aplicado.

### **3.5 Conclusões**

- 1) A cama sobreposta de suínos apresentou menor potencial de fornecimento de N à aveia, comparado com os dejetos líquidos de suínos.
- 2) O acúmulo de matéria seca pela parte aérea da aveia preta não diferiu com a adubação mineral ou orgânica.
- 3) Apenas 22,5% do N amoniacal aplicado com os dejetos foi recuperado pela cultura da aveia.
- 4) No florescimento pleno da aveia 52,6% do N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos foi encontrado no sistema solo-planta.

#### 4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C. Dinâmica do nitrogênio no solo durante a decomposição de plantas de cobertura: efeito sobre a disponibilidade de nitrogênio para a cultura em sucessão. In: ATUALIZAÇÃO EM RECOMENDAÇÃO DE ADUBAÇÃO E CALAGEM: ÊNFASE EM PLANTIO DIRETO. 1997, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria : Pallotti, 1997. p. 76-111.

ALMEIDA, A. C. R. **Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho**. 2000. 144f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.

AMARAL, E. B.; et al. Decomposição de resíduos culturais de aveia e de dejetos de suínos manejados na forma líquida e em cama sobreposta. In: XXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto-SP. 2003.

AMARAL, A.L., MORÉS, N., JÚNIOR, B., et al. Fatores de risco associados à ocorrência de linfadenite em suínos na fase de crescimento-terminação. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 2001, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABRAVES, 2001.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caledado. **SANARE – Revista técnica da Sanepar**, v18, p. 63-70, 2002.

ARNS, A. P. **Eficiência fertilizante da cama sobreposta de suíno**. 2004. 99f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2004.

BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125f. Tese (Doutor em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BASSO, C. J.; et al. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, v. 34, p.1773-1778, 2004.

BERNAL, M.P.; KIRCHMANN, H. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 13, p. 135-141, 1992.

CHADWICK, D.R.; MARTINEZ, J.; MAROL, C.; BÉLINE, F. Nitrogen transformations and ammonia loss following injection and surface application of pig slurry: a laboratory experiment using slurry labeled with  $^{15}\text{N}$ -ammonium. **Journal of Agricultural Science**, v. 136, p. 231-240, 2001.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, A. Short-term C e N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, p. 131-137, 2001.

CHANTIGNY, M. H.; et al. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with  $^{15}\text{N}$ . **Soil Science Society of America Journal**, v.68, p. 637-643, 2004.

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

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CFS – RS/SC. **Recomendações de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 4. ed. Porto Alegre: SBCS-Núcleo Regional Sul, 1995. 223p.

CORRÊA, É. K. **Avaliação de diferentes tipos de cama na criação de suínos em crescimento e terminação**. 1998. 105f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 1998.

COSTA, M. C. G.; VITTI, G. C.; CANTARELLA, H. Volatilização de  $\text{N-NH}_3$  de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.631-637, 2003.

DA ROS, C.O. **Dinâmica do carbono e do nitrogênio com o uso de uréia, na sucessão aveia preta/milho, no sistema plantio direto**. 2003. 151f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

DENDOOVEN, L.; et al. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 5-8, 1998.

DERPSCH, R.; SIDIRAS, N.; HEINZMANN, F. X. Manejo do solo com coberturas verdes de inverno. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.20, n.7, p. 761-773, 1985.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro

Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa Produção de informação, 1999. 412p.

ERNANI, P. R.; et al. Aumento do rendimento de grãos e de massa verde de milho para silagem pela aplicação de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, v.2, p. 201-205, 1997

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

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

HANSEN, M.N. Influence of storage of deep litter manure on ammonia loss and uniformity of mass and nutrient distribution following land spreading. **Biosystems Engineering**, v.87, p. 99–107, 2004.

HOFF, J.D.; NELSON, D.W.; SUTTON, A.L. Ammonia volatilization from liquid applied to cropland. **Journal of Environmental Quality**, v. 10, p. 90-95, 1981.

JENSEN, L.S. Turnover and fate of N-15-labelled cattle slurry ammonium-N applied in the autumn to winter wheat. **European Journal of Agronomy**, v.12, p. 23-35, 2000.

JONGBLOED, A.W.; LENIS, N.P. Environmental concerns about animal manure. **Journal of Animal Science**, v.76, p. 2641-2648, 1998.

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

LARA CABEZAS, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de N-NH<sub>3</sub> volatilizado da uréia aplicada ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.14, p.345-352, 1990.

LARA CABEZAS, W. A. R. et al. Volatilização de N-NH<sub>3</sub> na cultura de milho: II. Avaliação de fontes sólidas e fluidas em sistema de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, p.489-496, 1997.

LARA CABEZAS, W. A. R. et al. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluída de

- cobertura na cultura do milho, em sistema de plantio direto no triângulo mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p.363-376, 2000.
- MARY, B. et al. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, v. 81, p.71-82, 1996.
- MITCHELL, W.H.; TEEL, M.R. Winter-anual cover crops for no-tillage corn production. **Agronomy Journal**, v.69, p.569-573, 1977.
- MOAL, J.F. et al. Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. **Journal of Agricultural Science**, v.125, p.245-252, 1995.
- MORÉS, N. Produção de Suínos em cama sobreposta (Deep bedding): aspectos sanitários. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE SUINOCULTURA, 5º, 2000, São Paulo. **Anais...** São Paulo: EMBRAPA, 2000, p.101-107.
- MORVAN, T.; LETERME, P.; MARY, B. Quantification des flux d'azote consécutifs à un épandage de lisier de porc sur triticales en automne par marquage isotopique <sup>15</sup>N. **Agronomie**, v.16, p.541-552, 1996.
- MORVAN, T. et al. Nitrogen transformations after spreading of pig slurry on bare soil and ryegrass using <sup>15</sup>N-labelled ammonium. **European Journal of Agronomy**, v.7, p.181-188, 1997.
- MOTT, S.C., J.R. DAVENPORT, and R.L. THOMAS. Mineralization and redistribution of carbon from surficial and buried corn stalks. **Canadian Journal of Soil Science** v.68, p.687-691, 1988.
- NÔMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest. **Plant and Soil**, v.39, p.309-318, 1973.
- OLIVEIRA, P. A. V. D. **Comparaison des systèmes d'élevage des porcs sur litière de sciure ou caillebotis intégral**. 1999. 272f. (Thèse de Douteur) – Université de Rennes 1, Rennes, 1999.
- OLIVEIRA, P.A.V. Produção de suínos em sistema de deep bedding: experiência brasileira. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE SUINOCULTURA, 5., São Paulo. **Anais...** São Paulo: [s.n.], 2000. p.89-100.
- OLIVEIRA, P. A. V. D. Sistema de produção de suínos em cama sobreposta "deep bedding". In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., 2001, Gramado. **Anais...** Gramado-RS. 2001. p. 44-55.
- O'SHEA, J. **Agronomic value for broad acre crops of deep litter from pig sheds**. Corowa, Austrália: Bunge Meat Industries, 2000. Final Report project number BMI

13/1228.

PORT, O. **Uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto: volatilização de amônia, N mineral no solo, fornecimento de nutrientes e produtividade de plantas de cobertura e de milho.** 2002. 132f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 857-865, 2003.

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**, v.68, p.1410-1420, 2004

RODRIGUES, M. et al. Dejetos de suínos em aplicação única e parcelada no milho em sistema plantio direto: II. volatilização de amônia. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE. DO SOLO, 25, REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 9, SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 7, REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 4., 2002, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2002. 1 CD-ROM.

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

SCHERER, E.E.; AITA, C.; BALDISSERA, I.T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante.** Florianópolis: EPAGRI, 1996. 46 p. (Boletim Técnico, 79).

SCHERER, E.E. **Utilização de esterco de suínos como fonte de nitrogênio: bases para produção dos sistemas milho/feijão, em cultivos de sucessão.** Florianópolis: EPAGRI, 1998, 46p. (Boletim Técnico, 99).

SOMMER, S.G.; ERSBOLL, A.K. Soil tillage effects on ammonia volatilization from surface-applied or injected animal slurry. **Journal of Environmental Quality**, v.23, p.493-498, 1994.

SOMMER, S.G.; SHERLOCK, R.R.; KHAN, R.Z. Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.28, p.1541-1544, 1996.

SOMMER, S.G.; HUTCHINGS, N. J. Ammonia emissions from field applied manure and its reduction – invited paper. **European Journal of Agronomy**, v.5, p.1-15,

2001.

SØRENSEN, P.; AMATO, M. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. **European Journal of Agronomy**, v.16, p.81-95, 2002.

SYLVIA, D.M. et al. **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey: Prentice Hall, 1998. 550p.

TEDESCO, M.J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

WHITEHEAD, D.C. **Grassland Nitrogen**. Ed. Cab Internacional. Wallingford, EUA, 1995. 397p.

YANG, X.M. et al. Influence of composts and liquid pig manure on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a clay loam soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v.72, p.395-401, 2002.



## Descrição Geral

PERFIL: nº 15 - Perfil da área da Madame, UFSM.

DATA: 07/11/2003.

CLASSIFICAÇÃO: Argissolo Amarelo distrófico arênico textura arenosa/argilosa A moderado relevo suave ondulado.

UNIDADE DE MAPEAMENTO: PAd 1.

LOCALIZAÇÃO: Área da Madame pertencente ao Departamento de Solos, UFSM, coordenadas UTM: 6709849/238028.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Descrito e coletado em trincheira aberta no topo da coxilha sob lavoura anual de aveia, com 3 a 8 % de declive.

ALTITUDE:

LITOLOGIA: Rochas sedimentares.

FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Formação Santa Maria.

CRONOLOGIA: Triássico superior.

MATERIAL ORIGINÁRIO: Membro Alemoa da Formação Santa Maria.

PEDREGOSIDADE: Não pedregosa.

ROCHOSIDADE: Não rochosa.

RELEVO LOCAL: Suave ondulado.

RELEVO REGIONAL: Suave ondulado a ondulado.

EROSÃO: Não aparente.

DRENAGEM: Imperfeitamente drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA: Floresta estacional semidecidual e savana.

USO ATUAL: Cultura anual (área experimental).

CLIMA: Cfa, da classificação de Köppen.

DESCRITO E COLETADO POR: Fabrício de A. Pedron, Márcio R. Botelho.

## Descrição Morfológica

- Ap 0 – 18 cm; bruno-escuro (10YR 3/3 úmido); franco arenoso; moderada, pequena a grande, blocos angulares e subangulares; friável, não plástica e não pegajosa; poros muito pequenos, muitos; transição plana e clara.
- A1 18 – 40 cm; bruno-escuro (10YR 3/3 úmido); franco arenoso; moderada, pequena a grande, blocos subangulares; friável, não plástica e não pegajosa; poros muito pequenos a pequenos, muitos; transição plana e gradual.
- A2 40 – 52 cm; bruno/bruno-escuro a bruno amarelado escuro (10YR 4/3,5 úmido); franco arenoso; fraca, pequena a média, blocos subangulares; friável, não plástica e não pegajosa; poros muito pequenos a pequenos, muitos; transição plana e clara.
- Ec 52 – 68 cm; bruno/bruno-escuro (10YR 4,5/3 úmido); franco arenoso; fraca, pequena a média, blocos subangulares; friável, não plástica e não pegajosa; poros muito pequenos a pequenos, muitos; transição plana e gradual.

- EB 75 – 86 cm; bruno-amarelado escuro (10YR 4/4 úmido); franco; fraca, pequena a média, blocos subangulares; friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; poros muito pequenos a pequenos, muitos; transição plana e gradual.
- Bt1 86 – 100 cm; bruno-amarelado escuro (10YR 4/6 úmido); franco argiloso; fraca a moderada, pequena a média, blocos subangulares; cerosidade fraca; friável, plástica e pegajosa; poros muito pequenos a pequenos, comuns; transição plana e gradual.
- BC1 100 – 140<sup>+</sup> cm; bruno-amarelado escuro (10YR 4/6 úmido), mosqueado vermelho-escuro (2,5YR 3/6); argila; moderada, pequena a média, blocos subangulares; cerosidade fraca; friável, plástica e pegajosa; poros muito pequenos a pequenos, comuns a poucos; transição plana e gradual.

RAÍZES: Muitas no Ap1 e Ap2, comuns no A1 e A2, poucas no Ec e EB, raras no Bt1 e BC1 e ausentes no BC2.

### Perfil n°1

**Classificação:** Argissolo Amarelo distrófico arênico textura arenosa/argilosa A moderado relevo suave ondulado.

### Análise granulométrica

Horizontes		Fração da amostra total g kg <sup>-1</sup>		Relação Silte - Argila
Símbolo	Profundidade (cm)	Calhaus + cascalho (>2mm)	Terra fina (<2mm)	
Ap2	0 - 18	0	1000	2,65
A1	18 - 40	0	1000	2,55
A2	40 - 52	0	1000	2,90
Ec	52 - 75	100	900	3,55
EB	75 - 86	0	1000	1,56
Bt1	86 - 100	0	1000	0,69
BC1	100 - 140+	0	1000	0,64

Horizonte	Composição granulométrica da terra fina g kg <sup>-1</sup> (dispersão com NaOH)			
	Areia grossa (2 – 0,2mm)	Areia fina (0,2 – 0,05mm)	Silte (0,05 – 0,002mm)	Argila (<0,002mm)
Ap	50	526	308	116
A1	36	513	324	127
A2	68	483	334	115
Ec	59	469	337	95
EB	43	421	327	209
Bt	35	319	264	382
BC	23	306	262	409

### Análise química

Horizonte	pH H <sub>2</sub> O	Complexo sortivo – cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>
-----------	---------------------	---

		Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Valor S	H <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	CTC <sub>pH7</sub>
Ap	4,4	1,5	0,3	0,17	2,0	2,8	1,0	5,8
A1	4,6	1,1	0,3	0,09	1,5	2,6	1,0	5,1
A2	4,5	0,4	0,1	0,05	0,6	1,9	0,8	3,3
Ec	4,4	0,9	0,2	0,09	1,2	1,8	1,5	4,5
EB	4,2	2,3	0,8	0,09	3,2	8,3	3,2	14,7
Bt	4,2	2,4	0,7	0,08	3,2	8,9	3,7	15,8
BC	4,4	2,0	0,6	0,07	2,7	6,1	3,5	12,3

Horizonte	Al	Valor V	P assimilável	K assimilável	C orgânico
	%		mg L <sup>-1</sup>		g kg <sup>-1</sup>
Ap1	37	34	11,5	72	7,5
A1	40	29	2,5	36	4,6
A2	59	17	1,5	20	3,5
Ec	56	26	1,0	34	2,3
EB	50	22	1,0	36	2,9
Bt	54	20	1,0	30	3,5
BC	57	22	1,0	26	2,9