

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

**AVALIAÇÃO E MODELIZAÇÃO DA DINÂMICA DE
CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLO COM O USO
DE DEJETOS DE SUÍNOS**

TESE DE DOUTORADO

Sandro José Giacomini

Santa Maria, RS, Brasil

2005

AVALIAÇÃO E MODELIZAÇÃO DA DINÂMICA DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLO COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS

por

Sandro José Giacomini

Tese de Doutorado apresentada ao Curso de Doutorado 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 **Doutor 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 Tese de Doutorado

**AVALIAÇÃO E MODELIZAÇÃO DA DINÂMICA DE CARBONO E
NITROGÊNIO EM SOLO COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS**

elaborada por
Sandro José Giacomini

como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA:

Celso Aita, Dr.
(Presidente/Orientador)

Carlos Alberto Ceretta, Dr. (UFSM)

Leandro Souza da Silva, Dr. (UFSM)

Pedro Alberto Selbach, Dr. (UFRGS)

Pedro Alexandre Varella Escosteguy, Dr. (UPF)

Santa Maria, 28 de fevereiro de 2005

Aos meus pais Hilário (in memoriam) e Clédia,
dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por sempre estar comigo e guiar meus passos.

Ao povo Brasileiro por financiar a Universidade Pública e a concessão de bolsas de estudo através da CAPES, o que possibilitou a realização deste curso.

Ao professor Celso Aita pelo incentivo, amizade e orientação em todas as etapas deste trabalho e por incentivar-me na realização do Doutorado Sandwich, o que muito contribuiu para minha formação profissional e pessoal.

Aos professores do Departamento de Solos pelos ensinamentos e convívio.

Aos colegas do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, André, Clóvis, Marcelo, Collares, Ivan.

Aos bolsistas, Adilson, Elias, Ezequiel, Marcela, Elizandro, Ricardo, Márcio, Daniel, Débora e Gabriel que participaram durante a condução desse trabalho em nível de campo e laboratorial.

Aos funcionários do Departamento de Solos pelo auxílio e amizade.

Aos professores, funcionários e bolsistas do setor de Climatologia do Departamento de Fitotecnia da UFSM por viabilizar o uso das informações climáticas obtidas junto a Estação Meteorológica da UFSM.

A Dra. Sylvie Recous pelo incentivo e orientação durante a realização do Doutorado Sandwich no INRA-Laon/França e a seu esposo Laurent e seu filho Maxime pelo incentivo e amizade.

Ao Dr. Bruno Mary pelo incentivo e orientação durante a realização do Doutorado Sandwich no INRA-Laon.

Aos colegas de Doutorado no INRA-Laon, Filip e Rafael, pelo incentivo e amizade.

Aos funcionários do Laboratório “Azote” do INRA-Laon, Eric Grehan, Florence, Olivier, Eric, pelo auxílio nas atividades de laboratório e de campo.

A secretária do INRA-Laon, Valérie Dazin pelo incentivo e amizade e a seu esposo Yves e seus filhos Alix e Baptiste pelo incentivo e amizade.

A Marc Dazin pela amizade e pelas aulas de francês.

A meus pais Hilário (in memoriam) e Clédia pelos ensinamentos e incentivos, para que atingisse o conhecimento a serviço do bem e aos meus irmãos, Miriam, Miguel, Paulo, Maria Angélica, Maristela, Maria Aparecida e Sérgio, pelo carinho e incentivo.

A Andrea, pelo carinho, compreensão e incentivo nas horas mais difíceis, a quem eu também dedico este trabalho.

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

AVALIAÇÃO E MODELIZAÇÃO DA DINÂMICA DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLO COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS

AUTOR: SANDRO JOSÉ GIACOMINI

ORIENTADOR: CELSO AITA

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 28 de fevereiro de 2005

A forma como os dejetos de suínos são manejados, se na forma líquida ou sólida (cama sobreposta), e o modo de aplicação dos mesmos no solo, se na superfície ou incorporados, devem afetar a dinâmica do C e do N no solo. Os objetivos deste trabalho foram: 1) avaliar a dinâmica do C e do N no solo e o fornecimento de N ao milho com uso de dejetos de suínos na forma líquida e sólida, em sistema plantio direto e preparo reduzido do solo; e 2) utilizar o modelo STICS (BRISSEON et al., 1998) para simular a dinâmica do N e da água no sistema solo-planta com o uso de dejetos líquidos de suínos em sistema plantio direto de milho. Para atingir o primeiro objetivo, foram realizados três experimentos, sendo dois em condições de campo, no período de 2002/03 na área Experimental do Departamento de Solos da UFSM/RS, em solo Argissolo Vermelho distrófico arênico, e um em condições de laboratório. Os tratamentos consistiram da aplicação ou não de dejetos de suínos na forma líquida e sólida (cama sobreposta), sobre os resíduos culturais de aveia com e sem incorporação ao solo, na cultura do milho. Com vistas ao alcance do segundo objetivo, foi utilizado um conjunto de dados gerados na área Experimental do Departamento de Solos da UFSM no período de 1998 a 2002 envolvendo a dinâmica do N no sistema solo-planta com o uso de dejetos líquidos de suínos em sistema plantio direto. Os resultados obtidos indicaram que as perdas de N por volatilização de NH_3 foram maiores com a aplicação de dejetos líquidos de suínos do que com a aplicação de dejetos sólidos e que essas perdas diminuíram com a incorporação dos dejetos ao solo. As quantidades de N mineral na camada de 0-90 cm do solo não diferiram entre os tratamentos com e sem incorporação dos dejetos apesar da quantidade de N perdida por volatilização ter sido maior no tratamento sem incorporação. A incorporação dos dejetos ao solo não aumentou a decomposição do C da palha e nem a imobilização de N. A presença da

palha de aveia estimulou a imobilização do N amoniacal aplicado com os dejetos de suínos. Os dejetos sólidos apresentaram baixo potencial fertilizante nitrogenado ao milho, comparado aos dejetos líquidos, em função da baixa taxa de mineralização do N orgânico presente na cama sobreposta. A emissão de N-N₂O aumentou com a aplicação dos dejetos líquidos sobre a palha de aveia em relação ao sistema com palha e sem dejetos. A recuperação do ¹⁵N amoniacal dos dejetos líquidos pelo milho no estágio de maturação fisiológica foi de apenas 14,9%. Nesse mesmo período, apenas 49,2% do ¹⁵N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos de suínos foram recuperados no solo e na planta (parte aérea + raízes), indicando que mais da metade do N amoniacal aplicado com os dejetos foi perdido através dos processos de volatilização, lixiviação e desnitrificação. O modelo STICS subestimou a quantidade de N perdida por volatilização de amônia, após a aplicação dos dejetos de suínos. O uso de um fator em STICS para expressar a perdas de N por volatilização de amônia proporcionou uma melhora nas simulações da dinâmica do N no solo. A dinâmica da água na camada 0 – 60 cm do solo foi simulada por STICS com um erro inferior a 13,5%. Os resultados desse estudo evidenciaram que o modelo STICS reparametrado apresenta potencial para ser utilizado em condições de clima subtropical na simulação da dinâmica do N e da água em sistema plantio direto com o uso de dejetos de suínos.

Palavras-chaves: Dejetos líquidos, Cama sobreposta, Decomposição, Modelo STICS, Plantio direto, Preparo reduzido, Emissão de N₂O, Isótopo ¹⁵N.

ABSTRACT

Doctoral Thesis in Soil Science
Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria

Evaluation and simulation of soil carbon and nitrogen dynamics with the use of pig manure

AUTHOR: SANDRO JOSÉ GIACOMINI

ADVISER: CELSO AITA

Santa Maria, February 28, 2005

The management of the pig manure, in the slurry or solid form (deep bedding), and how it is applied to the soil, in the surface or incorporated, must affect the dynamics of the C and the N in the soil. The objectives of this work were: 1) to evaluate the dynamics of the C and the N in soil and to evaluate the N supply to maize which were applied pig manure in the slurry and solid form, in no-tillage and minimum tillage system; and 2) to use the STICS model (BRISSEON et al., 1998) to simulate the dynamics of N and water in the soil-plant system with the use of pig slurry in maize under no-tillage system. To reach the first objective, three experiments were realized. Two of them in the field conditions, during the period of 2002/03 in the Experimental Area of the UFSM/RS Soil Department in a typic Hapludult and one of them in laboratory conditions. The treatments consisted in the application or no application of pig manure in the slurry and solid form (deep bedding) on the crop oats residues with and without incorporation to the soil in the maize. Aiming to reach the second objective, a data set generated in the Experimental Area of the UFSM Soil Department during the period of 1998 to 2002, involving the N dynamics in the soil-plant system, with the use of pig slurry in no-tillage system was used. The gotten results had indicated that the N losses by NH_3 volatilization were higher with the application of pig slurry than with the application of solid manure and that these losses decrease with the incorporation of the manure to the soil. The amounts of mineral N in the soil layer of 0-90 cm did not differ between the treatments with and without incorporation of the manure in spite of the lost N amount by volatilization has been higher in the treatment without incorporation. The incorporation of the manure to the soil did not increase the straw C decomposition and nor the N immobilization. The presence of the oats straw stimulated the immobilization of the ammoniacal N applied with the pig

slurry. The solid manure presented low nitrogenous fertilizing potential to the maize when compared to the pig slurry in terms of the low mineralization rate of the organic N, present in the deep bedding. The N-N₂O emission increased with the application of the pig slurry on the oats straw in relation to the system with straw and without pig slurry. The pig slurry ammoniacal ¹⁵N recovery by the maize in physiological maturation stage was only 14.9%. In the same period, only 49.2% of the ammoniacal ¹⁵N applied with the slurry pig slurry were recuperated in the soil and the plant (aerial part + roots), indicating that more than a half of the ammoniacal N applied with the pig slurry was lost through the volatilization, lixiviation and denitrification processes. The STICS model underestimates the amount of N lost by ammonia volatilization after the pig slurry application. The use of a factor in STICS to express the N losses by ammonia volatilization provided an improvement in the simulations of the N dynamics in the soil. The water dynamics in the soil layer of 0 - 60 cm was simulated by STICS with an error lower than 13.5%. These work results showed that the STICS reparametred model presents potential to be used in subtropical weather conditions in the simulation of the N and water dynamics in no-tillage system with the use of pig manure.

Keywords: Pig slurry, Deep bedding, Decomposition, STICS model, No-tillage, Minimum tillage, N₂O emission, ¹⁵N isotope.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1 – Composição física e química dos dejetos líquidos, da cama sobreposta e da palha de aveia e quantidades adicionadas em cada tratamento nas parcelas e microparcelas.....	42
TABELA 1.2 – Composição física e química e quantidade adicionada dos dejetos líquidos, da cama sobreposta e da palha de aveia utilizados na incubação	49
TABELA 1.3 – Quantidade de N imobilizado na fração orgânica do solo, na camada 0 – 10 cm, derivado do N amoniacal dos dejetos enriquecidos com ¹⁵ N e aplicados com e sem incorporação no solo nos sistemas pousio/milho e aveia/milho.....	67
TABELA 2.1 – Quantidades adicionadas de dejetos líquidos e sólidos e palha de aveia em cada tratamento nas parcelas principais e microparcelas	99
TABELA 2.2 – Quantidades de matéria seca e nitrogênio acumulado na parte aérea de milho, em estágio de maturação fisiológica, com o uso de dejetos líquidos e sólidos de suínos, distribuídos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo.....	104
TABELA 2.3 – Quantidades de matéria seca e nitrogênio acumulado pela parte aérea do milho no estágio de maturação fisiológica e produtividade de grãos com o uso de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos e adubação mineral (SDSupNPK) no sistema plantio direto.....	107
TABELA 2.4 - Recuperação aparente pelo milho do N total aplicado com os dejetos de suínos e com o N-uréia e recuperação do ¹⁵ N amoniacal aplicado com os dejetos nas microparcelas.....	109
TABELA 3.1 – Composição física e química dos dejetos e da palha de aveia e quantidades adicionadas em cada tratamento	122
TABELA 4.1 – Características químicas do solo no início do experimento (maio/1998) e dois anos após a instalação	158
TABELA 4.2 – Calendário de atividades desenvolvidas nos quatro anos de Experimentação	160

TABELA 4.3 – Concentração de matéria seca, N total, N amoniacal e N orgânico, e pH dos dejetos de suínos utilizados nos quatro anos agrícolas	161
TABELA 4.4 – Quantidade de N aplicada com os dejetos de suínos e a uréia nos sistemas aveia/milho e pousio/milho nos quatro anos de experimentação	162
TABELA 4.5 – Produção de matéria seca, nitrogênio acumulado e relação C/N dos resíduos de aveia e da vegetação espontânea no momento do manejo, antecedendo a cultura do milho nos quatro anos de experimentação.....	163
TABELA 4.6 – Características utilizadas nas simulações referentes à camada superficial do solo.....	165
TABELA 4.7 – Características das camadas onde foram realizadas as medidas de umidade e N mineral no solo.....	165
TABELA 4.8 – Valores dos parâmetros ligados ao mulch	169
TABELA 4.9 – Parâmetros de decomposição obtidos através da otimização dos parâmetros do submodelo decomposição de STICS e raiz quadrada do erro médio (RMSE).....	176
TABELA 4.10 – Valores médios medidos e valores dos critérios estatísticos para as variáveis, N mineral, matéria seca, N acumulado pelo milho, produtividade de grãos e água no solo.....	189
TABELA 4.11 – Valores médios medidos e simulados e valores dos critérios estatísticos para a quantidade de N mineral no solo na camada 0-60 cm nos tratamentos sem o uso de fertilizantes nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos três anos agrícolas 1998/99, 1999/00 e 2000/01	192
TABELA 4.12 – Valores médios medidos e simulados e valores dos critérios estatísticos para a quantidade de N mineral no solo na camada 0-60 cm nos tratamentos com o uso de fertilizantes (40 e 80 m ³ ha ⁻¹ de dejetos de suínos e N-uréia) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos três anos agrícolas 1998/99, 1999/00 e 2000/01	198
TABELA 4.14 – Valores simulados por STICS da quantidade de N-NO ₃ ⁻ lixiviada abaixo da camada de 0-60 cm nos tratamentos com e sem a aplicação de dejetos (40 e 80 m ³ ha ⁻¹) e com N uréia nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos anos agrícolas de 1998/99, 1999/00 e 2000/01	226

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1 – Temperaturas médias diárias e precipitação pluviométrica diária ocorrida durante a condução do experimento. Os dados de precipitação foram obtidos na Estação Meteorológica do Departamento de Fitotecnia da UFSM.....	39
FIGURA 1.2 – Vista geral do dispositivo utilizado para medir a liberação de C-CO ₂	44
FIGURA 1.3 – Dispositivo utilizado para medir a volatilização de amônia.....	45
FIGURA 1.4 – Alguns tratamentos avaliados na incubação.....	50
FIGURA 1.5 – Dispositivos utilizados para medir a volatilização de amônia, o N mineral e a evolução de CO ₂	53
FIGURA 1.6 – Fluxos de C-CO ₂ nos tratamentos sem a aplicação de dejetos de suínos com palha de aveia na superfície do solo (SDSup) ou incorporada (SDInc) e precipitação pluviométrica durante o experimento.....	55
FIGURA 1.7 – Fluxos de C-CO ₂ com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto (DLSup) e preparo reduzido (DLInc) e precipitação pluviométrica durante o experimento.....	57
FIGURA 1.8 – Fluxos de C-CO ₂ com a aplicação de dejetos de suínos na forma sólida (cama sobreposta) em plantio direto (DSSup) e preparo reduzido (DSInc) e precipitação pluviométrica durante o experimento.....	58
FIGURA 1.9 – Emissão cumulativa de C-CO ₂ para a atmosfera com a aplicação ou não de dejetos de suínos (dejetos líquidos e cama sobreposta) sobre a palha de aveia, com e sem incorporação ao solo. ns: não significativa; * significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.....	60
FIGURA 1.10 - Fluxo de N-NH ₃ para a atmosfera em cada avaliação após a aplicação dos dejetos de suínos com e sem incorporação ao solo.....	62
FIGURA 1.11 – Perdas acumuladas de N por volatilização de amônia, em kg ha ⁻¹ (a) e em percentagem do N amoniacal adicionado (b) com os dejetos de suínos aplicados em	

superfície ou incorporados ao solo. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey 5%)	65
FIGURA 1.12 – Quantidades de N mineral na camada de 0-90 cm do solo (soma das camadas 0-10, 10-30, 30-60 e 60-90 cm) nos tratamentos com a aplicação ou não de dejetos de suínos na média das duas modalidades de aplicação (a) e em cada modalidade de aplicação na média dos tratamentos com a aplicação ou não de dejetos de suínos (b). As barras verticais representam a diferença mínima significativa entre as médias de cada tratamento (Tukey a 5%)	70
FIGURA 1.13 – Quantidades de $N-NO_3^-$ na camada de 0-90 cm do solo, aos 3, 9, 20, 37, 54 e 74 dias após a aplicação ou não de dejetos de suínos (forma líquida e sólida/cama sobreposta) nas duas modalidades de aplicação (superfície e incorporado) no milho. As barras horizontais representam a diferença mínima significativa entre as médias de cada tratamento (Tukey a 5%)	73
FIGURA 1.14 – Mineralização acumulada do C do solo (S), solo + dejetos sólidos (S+DS), solo + dejetos líquidos (S+DL), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo	75
FIGURA 1.15 – Mineralização acumulada do C do solo (S), solo + palha (S+P), solo + palha + dejetos líquidos (S+P+DL), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais representam a diferença mínima significativa entre as médias de cada tratamento (Tukey a 5%).....	79
FIGURA 1.16 – Volatilização acumulada de amônia nos tratamentos solo + dejetos líquidos (S+DL) e solo + palha + dejetos líquidos (S+P+DL) aplicados na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo	80
FIGURA 1.17 – Quantidade de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ nos primeiros 20 dias após a incubação dos dejetos líquidos e sólidos de suínos nos tratamentos S+DSInc (a), S+DSSup (b), S+DLInc (c) e S+DLSup (d)	82
FIGURA 1.18 – Evolução do N mineral no solo (a) e diferença (Δ N mineral) entre as quantidades de N mineral no solo dos tratamentos com adição de dejetos líquidos (S+DL) e dejetos sólidos (S+DS) e a quantidade de N mineral no solo do tratamento sem adição de resíduos orgânicos (S) com incorporação (Inc) e sem incorporação (Sup) ao solo	84
FIGURA 1.19 – Evolução do N mineral no solo (a) e diferença (Δ N mineral) entre as quantidades de N mineral no solo dos tratamentos com adição de palha de aveia (S+P), palha + dejetos líquidos (S+P+DL) e a quantidade de N mineral no solo sem adição de resíduos orgânicos (S) e com adição de dejetos líquidos (S+DL) com incorporação (Inc) e	

sem incorporação (Sup) ao solo (b). As barras verticais indicam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%)	87
FIGURA 1.20 – Quantidade de N imobilizado na fração orgânica do solo, derivado do N amoniacal dos dejetos enriquecido com ^{15}N aplicado nos tratamentos solo + dejetos líquidos (S+DL) e solo + palha + dejetos líquidos (S+P+DL) com incorporação (Inc) e sem incorporação (Sup) ao solo.....	88
FIGURA 1.21 – Fotos dos tratamentos S+PSup e S+PInc após 3 e 80 dias do início da incubação. A seta indica a presença de fungos.....	92
FIGURA 1.22 – Relação entre a quantidade de N imobilizado / C mineralizado em função do C mineralizado (% do C adicionado) nos tratamentos solo + palha (S+P) e solo + palha + dejetos (S+P+DL) com incorporação (Inc) e sem incorporação (Sup) ao solo.....	93
FIGURA 2.1 – Produtividade de grãos de milho com aplicação ou não de dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta sobre os resíduos culturais de aveia com e sem incorporação ao solo. As letras minúsculas na coluna comparam entre si (Tukey a 5%) os tratamentos com e sem dejetos e as letras maiúsculas na linha as formas de aplicação dos dejetos	106
FIGURA 2.2 – Percentagem do N acumulado pelo milho proveniente do solo e das frações amoniacal ($^{15}\text{N-NH}_4^+$) e orgânica dos dejetos líquidos de suínos aplicados nas microparcels. Q_{Npfod} é a quantidade de N acumulada pelo milho proveniente da fração orgânica dos dejetos.....	112
FIGURA 2.3 – Proporção do ^{15}N amoniacal encontrado no solo, nas raízes e na parte aérea do milho nas microparcels com a aplicação dos dejetos de suínos na superfície (DLSup) e incorporado (DLInc) ao solo.....	113
FIGURA 2.4 – Distribuição do ^{15}N proveniente da fração amoniacal dos dejetos, na maturação fisiológica do milho e na camada de 0 – 120 cm do solo	115
FIGURA 3.1 – Vista geral do dispositivo utilizado para medir a emissão de N_2O	123
FIGURA 3.2 – Temperatura e umidade relativa do ar no exterior e interior das câmaras estáticas utilizadas para avaliação da emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$, durante os 28 dias do experimento	125
FIGURA 3.3 – Temperaturas do solo nos tratamentos com e sem incorporação dos dejetos de suínos nas profundidades de 3 e 10 cm durante os 28 dias de avaliação da emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$	126
FIGURA 3.4 – Espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA) nos tratamentos com e sem incorporação dos dejetos de suínos e precipitação pluviométrica durante os 28 dias de avaliação da emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$	127

FIGURA 3.5 – Fluxos de N-N ₂ O no solo com palha de aveia (P) na superfície (Sup) ou incorporada (Inc) ao solo com e sem a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DL) e precipitação pluviométrica durante os 28 dias de avaliação da emissão de N-N ₂ O. As barras verticais representam o desvio padrão	128
FIGURA 3.6 – Diferença (Δ N mineral) entre as quantidades de N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ na camada 0-10 cm do solo dos tratamentos com e sem aplicação de dejetos de suínos no plantio direto (a) e no preparo reduzido(b).....	130
FIGURA 3.7 – Emissão acumulada de N-N ₂ O com palha de aveia na superfície ou incorporada ao solo, com e sem a aplicação de dejetos líquidos de suínos. A barra vertical representa a diferença mínima significativa (Tukey 5%)	132
FIGURA 4.1 – Organograma dos processos descritos em cada módulo de STICS no presente trabalho.....	140
FIGURA 4.2 – Esquema do submodelo de decomposição do modelo STICS, indicando os fluxos de C e N durante a decomposição dos resíduos orgânicos.....	151
FIGURA 4.3 – Curva crítica e curva máxima utilizada por STICS para calcular a quantidade de N acumulada pela cultura do milho.....	155
FIGURA 4.4 – Relação entre a quantidade de matéria seca produzida pela aveia antecedendo a semeadura do milho nos anos agrícolas de 1999/00 e 2000/01 e a <i>Faesc</i> (fração d'água que escoar). Dados obtidos por Basso (2003)	169
FIGURA 4.5 – Velocidade potencial de mineralização (<i>V_{pm}</i>) determinada a partir da evolução das quantidades de N mineral do solo da camada 0 – 10 cm incubado durante 80 dias a 25°C e na umidade de capacidade de campo. <i>V_{pm}</i> expressa nas temperaturas de 25°C e 15°C (tempo normalizado) (a) e <i>V_{pm}</i> expressa em kg ha ⁻¹ dia ⁻¹ considerando a camada de solo de 0 – 10 cm na temperatura 15°C (b)	171
FIGURA 4.6 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada de 0 – 90 cm do solo mantido descoberto no período de dezembro de 2003 a setembro de 2004. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.....	173
FIGURA 4.7 – Valores medidos e simulados de mineralização aparente do C e do N durante a decomposição da palha de aveia com e sem a aplicação de dejetos de suínos (a e b) e dejetos de suínos (c e d) na superfície do solo. A simulação foi realizada otimizando os parâmetros <i>k_{res}</i> , <i>k_{bio}</i> e <i>CN_{bio}</i> do submodelo decomposição de STICS. As linhas representam os valores simulados e os símbolos os valores medidos.....	176

FIGURA 4.8 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada 0 – 60 cm do solo durante o cultivo do milho, em sucessão à aveia, nos tratamentos com dejetos de suínos (40 e 80 m ³ ha ⁻¹ em dose única), sem dejetos e com N-uréia, no ano agrícola de 2001/02, antes e após a calibração do modelo. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos	180
FIGURA 4.9 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de matéria seca acumulada pela parte aérea do milho cultivado em sucessão à aveia nos tratamentos com dejetos de suínos (40 e 80 m ³ ha ⁻¹ em dose única), sem dejetos e com N-uréia no ano agrícola de 2001/02 antes e após a calibração do modelo. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos	181
FIGURA 4.10 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N acumulado pela parte aérea do milho, cultivado em sucessão à aveia nos tratamentos com dejetos de suínos (40 e 80 m ³ ha ⁻¹ em dose única), sem dejetos e com N-uréia no ano agrícola de 2001/02 antes e após a calibração do modelo. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.....	182
FIGURA 4.11 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de água no solo da camada 0-60 cm do solo cultivado em sucessão à aveia nos tratamentos com dejetos de suínos (40 e 80 m ³ ha ⁻¹ em dose única), sem dejetos e com N-uréia no ano agrícola de 2001/02 antes e após a calibração do modelo. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.....	183
FIGURA 4.12 – Valores medidos e simulados por STICS para a produtividade de grãos antes e após a calibração do modelo.....	184
FIGURA 4.13 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N volatilizado após a aplicação de dejetos de suínos em sistema plantio direto. Os valores medidos foram obtidos no experimento em 2001/02 e em Port et al. (2003) e Basso (2003).....	186
FIGURA 4.14 – Curva crítica de diluição ajustada às condições do presente estudo e curvas crítica e máxima de diluição, utilizadas por STICS.....	187
FIGURA 4.15 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral no solo da camada 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi cultivado sem o uso de fertilizantes nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, nos três anos agrícolas (1998/99,	

1999/00 e 2000/01). Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos 191

FIGURA 4.16 – Comparação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada 0-60 cm dos tratamentos com aplicação de dejetos de suínos (40 e 80 m³ ha⁻¹), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos..... 194

FIGURA 4.17 – Comparação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada 0-60 cm dos tratamentos com aplicação de dejetos de suínos (40 e 80 m³ ha⁻¹), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, no ano agrícola de 1999/00. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos 195

FIGURA 4.18 – Comparação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada 0-60 cm dos tratamentos com aplicação de dejetos de suínos (40 e 80 m³ ha⁻¹), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, no ano agrícola de 2000/01. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos..... 196

FIGURA 4.19 – Valores de mineralização líquida de N no solo, simulados por STICS após a aplicação dos dejetos de suínos, conjuntamente com os resíduos das invasoras no sistema pousio/milho e com os resíduos culturais da aveia no sistema aveia/milho (a) e com a aplicação isolada dos dejetos de suínos, dos resíduos das invasoras e dos resíduos culturais da aveia (b) para o ano agrícola de 1999/00. Os símbolos servem apenas para identificar os tratamentos..... 199

FIGURA 4.20 – Comparação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada 0-60 cm do tratamento em que o milho foi adubado com fertilização mineral (NPK) em 1999/00 e 2000/01. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos 201

FIGURA 4.21 – Relação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada de 0-60 cm do solo cultivado com milho com aplicação de N (N-uréia e dejetos de suínos) e sem fertilização nitrogenada nos sistemas pousio/milho e

aveia/milho nos anos agrícolas de 1998/99 e 1999/00 (a) e 2000/01 (b). Os símbolos representam os valores medidos	202
FIGURA 4.22 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N-NO ₃ ⁻ na camada 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi adubado com os dejetos de suínos (40 e 80 m ³ ha ⁻¹) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos	204
FIGURA 4.23 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N-NO ₃ ⁻ na camada 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi adubado com os dejetos de suínos (40 e 80 m ³ ha ⁻¹) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 1999/00. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos	205
FIGURA 4.24 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N-NO ₃ ⁻ na camada 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi adubado com os dejetos de suínos (40 e 80 m ³ ha ⁻¹) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 2000/01. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos	206
FIGURA 4.25 – Relação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de nitrato na camada de 0-60 cm do solo cultivado com milho com adição de N (N-uréia e dejetos de suínos) e sem fertilização nitrogenada nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos anos agrícolas de 1998/99 e 1999/00 (a) e 2000/01 (b). Os símbolos representam os valores medidos	207
FIGURA 4.26 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N-NO ₃ ⁻ nas quatro camadas de solo avaliadas (0 – 5, 5 – 15, 15 – 30 e 30 – 60 cm) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de 80 m ³ ha ⁻¹ dejetos de suínos no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos	208
FIGURA 4.27 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N-NO ₃ ⁻ nas quatro camadas de solo avaliadas (0 – 5, 5 – 15, 15 – 30 e 30 – 60 cm) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de 80 m ³ ha ⁻¹ dejetos de suínos no ano agrícola de 1999/00. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos	209

FIGURA 4.28 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de $N-NO_3^-$ nas quatro camadas de solo avaliadas (0 – 5, 5 – 15, 15 – 30 e 30 – 60 cm) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de $80\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ dejetos de suínos no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos	210
FIGURA 4.29 – Relação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de MS acumulada pela parte aérea do milho em 1998/99 e 1999/00 (a) e 2000/01 (b) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de N-uréia e dejetos de suínos e sem fertilização nitrogenada. Os símbolos representam os valores medidos.....	212
FIGURA 4.30 – Relação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N acumulado pela parte aérea do milho em 1998/99 e 1999/00 (a) e 2000/01 (b) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de N-uréia e dejetos de suínos e sem fertilização nitrogenada. Os símbolos representam os valores medidos	212
FIGURA 4.31 – Relação entre valores medidos e simulados por STICS da produtividade de grãos de milho em 1998/99 e 1999/00 (a) e 2000/01 (b) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de N-uréia e dejetos de suínos e sem fertilização nitrogenada. Os símbolos representam os valores medidos	214
FIGURA 4.32 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de água no solo na camada de 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi cultivado sem o uso de dejetos e com o uso de 80 m^3 de dejetos ha^{-1} nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos	216
FIGURA 4.33 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de água no solo na camada de 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi cultivado sem o uso de dejetos e com o uso de 80 m^3 de dejetos ha^{-1} nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 1999/00. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos	217
FIGURA 4.34 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de água no solo na camada de 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi cultivado sem o uso de dejetos e com o uso de 80 m^3 de dejetos ha^{-1} nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 2000/01. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores	

simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.....	218
FIGURA 4.35 – Valores medidos e simulados por STICS da umidade do solo na camada de 0-5 cm dos tratamentos sem o uso de dejetos nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 1998/99 (a) e 1999/00 (b) e precipitação pluviométrica ocorrida em cada ano agrícola. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.....	220
FIGURA 4.36 – Valores simulados por STICS da quantidade de água drenada abaixo da camada de 0-60 cm na média dos tratamentos nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos anos agrícolas de 1998/99 (a), 1999/00 (b) e 2000/01 (c). Os símbolos apenas identificam os tratamentos.....	221
FIGURA 4.37 – Valores simulados por STICS da quantidade de água drenada abaixo da camada de 0-60 cm nos tratamentos com e sem a aplicação de dejetos de suínos ($80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos apenas identificam os tratamentos.....	222
FIGURA 4.38 – Valores simulados por STICS da quantidade de N-NO_3^- lixiviada abaixo da camada de 0-60 cm nos tratamentos com e sem a aplicação de dejetos ($80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e com N uréia nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos anos agrícolas de 1998/99 (a), 1999/00 (b) e 2000/01 (c). Os símbolos apenas identificam os tratamentos.....	225

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A – Quantidade de N imobilizado na fração orgânica do solo derivado do N amoniacal dos dejetos enriquecido com ^{15}N aplicado no solo nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, com e sem incorporação	244
APÊNDICE B – Temperaturas médias diárias e precipitação pluviométrica diária ocorrida durante a condução do experimento em 1998/99 (a), 1999/00 (b) e 2000/01 (c). Os dados de precipitação foram obtidos na Estação Meteorológica do Departamento de Fitotecnia da UFSM.....	245
APÊNDICE C – Valores médios medidos e simulados e valores dos critérios estatísticos para a quantidade de N-NO_3^- no solo na camada 0-60 cm nos tratamentos com o uso de dejetos de suínos (40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos três anos agrícolas 1998/99, 1999/00 e 2000/01	246
APÊNDICE D – Valores médios medidos e simulados e valores dos critérios estatísticos para o estoque d'água no solo na camada 0-60 cm nos tratamentos com (40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de suínos e N-uréia) e sem o uso de fertilizantes nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos três anos agrícolas 1998/99, 1999/00 e 2000/01	247

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	27
HIPOTÉSES	31
OBJETIVOS	32
1 DINÂMICA DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS LÍQUIDOS E CAMA SOBREPOSTA	33
1.1 Resumo	33
1.2 Introdução	34
1.3 Material e Métodos.....	36
1.3.1 Experimento a Campo	36
1.3.1.1 Localização e solo	36
1.3.1.2 Delineamento experimental e tratamentos	37
1.3.1.3 Caracterização da palha de aveia e dos dejetos de suínos	38
1.3.1.4 Avaliação da emissão de C-CO ₂	42
1.3.1.5 Volatilização de amônia	44
1.3.1.6 Imobilização de N.....	46
1.3.1.7 N mineral no solo	47
1.3.2 Estudo de Laboratório	48
1.3.2.1 Solo.....	48
1.3.2.2 Palha de aveia e dejetos de suínos	48
1.3.2.3 Tratamentos	49
1.3.2.4 Incubação.....	50
1.3.2.5 Avaliações	51
1.3.2.6 Análise estatística	53
1.4 Resultados e Discussão	53
1.4.1 Experimento de campo	53
1.4.1.1 Emissão de C-CO ₂	53
1.4.1.1.1 Fluxos de C-CO ₂ sem aplicação de dejetos	54
1.4.1.1.2 Fluxos de C-CO ₂ com a aplicação de dejetos líquidos e sólidos de suínos	56
1.4.1.1.3 Emissão cumulativa de C-CO ₂ para a atmosfera.....	58
1.4.1.2 Volatilização de amônia	61

1.4.1.3 Imobilização do ^{15}N amoniacal dos dejetos	66
1.4.1.4 Quantidades de N mineral e distribuição do nitrato no perfil do solo.....	69
1.4.2 Experimento de Laboratório.....	74
1.4.2.1 Dinâmica do C	74
1.4.2.1.1 Mineralização do C dos dejetos de suínos	74
1.4.2.1.2 Mineralização do C da Palha de aveia	77
1.4.2.2 Dinâmica do N	80
1.4.2.2.1 Volatilização de amônia	80
1.4.2.2.2 Nitrificação	81
1.4.2.2.3 Mineralização do N	83
1.4.2.2.3.1 Dejetos de suínos	83
1.4.2.2.3.2 Palha de aveia	85
1.4.2.2.4 Imobilização do ^{15}N amoniacal dos dejetos	88
1.4.2.3 Relação entre a dinâmica do C e do N.....	90
1.5 Conclusões	94

2 FORNECIMENTO DE NITROGÊNIO E PRODUTIVIDADE DE MILHO COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS LÍQUIDOS E CAMA SOBREPOSTA.....	95
2.1 Resumo	95
2.2 Introdução	96
2.3 Material e Métodos.....	98
2.3.1 Localização e solo	98
2.3.2 Delineamento experimental e tratamentos	98
2.3.3 Acúmulo de matéria seca (MS) e nitrogênio (N) pelo milho	99
2.3.4 Recuperação aparente do N aplicado.....	99
2.3.5 Recuperação do ^{15}N amoniacal dos dejetos pelo milho	100
2.3.6 Estimativa do fornecimento de N ao milho pela fração orgânica dos dejetos líquidos.	101
2.3.7 Recuperação no solo do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos.....	102
2.3.8 Produtividade de grãos	103
2.3.9 Análise estatística	103
2.4 Resultados e Discussão	103
2.4.1 Produtividade de grãos e N acumulado	103
2.4.2 Recuperação aparente do N total e recuperação do ^{15}N amoniacal aplicado	108
2.4.3 Balanço do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos.....	111

2.5 Conclusões	117
-----------------------------	------------

3 EMISSÃO DE N₂O COM O USO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO E PREPARO REDUZIDO DO SOLO.....	118
--	------------

3.1 Resumo	118
-------------------------	------------

3.2 Introdução	118
-----------------------------	------------

3.3 Material e Métodos	120
-------------------------------------	------------

3.3.1 Localização e solo	120
--------------------------------	-----

3.3.2 Delineamento experimental e tratamentos	120
---	-----

3.3.3 Medida do fluxo de N ₂ O.....	121
--	-----

3.3.4 Amostragem de solo e análises.....	123
--	-----

3.3.5 Análise estatística	124
---------------------------------	-----

3.4 Resultados e Discussão	124
---	------------

3.4.1 Condições ambientais	124
----------------------------------	-----

3.4.2 Fluxos de N-N ₂ O	126
--	-----

3.4.3 Emissão acumulada de N-N ₂ O	131
---	-----

3.5 Conclusão	134
----------------------------	------------

4 MODELIZAÇÃO DA DINÂMICA DO NITROGÊNIO E DA ÁGUA NO SOLO COM O USO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO MILHO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO	135
---	------------

4.1 Resumo	135
-------------------------	------------

4.2 Introdução	136
-----------------------------	------------

4.3 Material e Métodos.....	138
------------------------------------	------------

4.3.1 Modelização.....	138
------------------------	-----

4.3.1.1 Modelo STICS.....	138
---------------------------	-----

4.3.1.2 Sistemas e processos simulados por STICS	139
--	-----

4.3.1.3 Descrição dos módulos.....	140
------------------------------------	-----

4.3.1.3.1 Desenvolvimento da planta	141
---	-----

4.3.1.3.2 Crescimento da parte aérea.....	141
---	-----

4.3.1.3.2.1 Índice de área foliar (IAF).....	141
--	-----

4.3.1.3.2.2 Crescimento da biomassa aérea.....	142
--	-----

4.3.1.3.3 Elaboração do rendimento	142
--	-----

4.3.1.3.4 Crescimento do sistema radicular.....	143
---	-----

4.3.1.3.5 Módulo de interações entre técnicas-culturais-solo-microclima	143
4.3.1.3.5.1 Aporte d'água e interceptação pelas folhas	143
4.3.1.3.5.2 Condições da superfície do solo	144
4.3.1.3.5.3 Aportes N.....	145
4.3.1.3.5.3.1 Nitrogênio oriundo da água da chuva e de irrigação	146
4.3.1.3.5.3.2 Nitrogênio oriundo dos fertilizantes minerais	146
4.3.1.3.5.3.3 Nitrogênio oriundo dos fertilizantes orgânicos	146
4.3.1.3.6 Balanço hídrico	147
4.3.1.3.6.1 No solo.....	147
4.3.1.3.6.2 Na planta.....	148
4.3.1.3.7 Balanço do N	148
4.3.1.3.7.1 Mineralização	146
4.3.1.3.7.1.1 Mineralização do húmus.....	149
4.3.1.3.7.1.2 Mineralização dos resíduos orgânicos.....	151
4.3.1.3.7.2 Nitrificação	153
4.3.1.3.7.3 Volatilização de amônia	153
4.3.1.3.7.4 Absorção de N pela planta.....	154
4.3.1.3.7.5 Disponibilidade de N no solo	155
4.3.1.3.7.6 Cálculo do índice de nutrição nitrogenada (INN) e dos índices de stress	156
4.3.1.3.8 Transferência de água e nitrato no solo	156
4.3.2 Experimentos	157
4.3.2.1 Localização e características da área experimental	157
4.3.2.2 Delineamento experimental e tratamentos	158
4.3.2.3 Avaliações efetuadas	159
4.3.2.3.1 Nos dejetos	159
4.3.2.3.2 Nas plantas.....	159
4.3.2.3.3 No solo.....	161
4.3.3 Parametrização do modelo STICS.....	164
4.3.3.1 Parâmetros relacionados ao solo.....	164
4.3.3.2 Parâmetros relacionados às práticas culturais	166
4.3.3.3 Parâmetros relacionados à planta	167
4.3.3.4 Parâmetros gerais.....	168
4.3.3.4.1 Mulch de aveia	168
4.3.3.4.2 Mineralização do N orgânico do solo	170

4.3.3.4.2.1 Experimento em condições de laboratório	170
4.3.3.4.2.2 Experimento em condições de campo	172
4.3.3.4.3 Parâmetros da decomposição dos resíduos orgânicos	174
4.3.3.5 Dados climáticos.....	177
4.3.4 Simulações.....	177
4.3.5 Avaliação do modelo STICS	177
4.4 Resultados e Discussão	179
4.4.1 Parametrização.....	179
4.4.1.1 Volatilização de amônia do N amoniacal aplicado com os dejetos.....	181
4.4.1.2 Curva de diluição crítica e máxima de acúmulo de N.....	186
4.4.1.3 Coeficiente de difusão do nitrato.....	188
4.4.1.4 Considerações sobre a calibração do modelo STICS	188
4.4.2 Avaliação do modelo STICS	189
4.4.2.1 Dinâmica do N no solo	190
4.4.2.1.1 Tratamentos sem a aplicação de fertilizantes	190
4.4.2.1.2 Tratamentos com a aplicação de dejetos de suínos	193
4.4.2.1.3 Nitrato no solo	203
4.4.2.1.4 Distribuição do nitrato no perfil do solo.....	206
4.4.2.2 Acúmulo de matéria seca (MS) e de N pelo milho e produtividade de grãos	211
4.4.2.3 Dinâmica da água no solo.....	214
4.4.2.4 Quantidade de N-NO ₃ ⁻ lixiviada.....	222
4.5 Conclusões	228
CONCLUSÕES GERAIS	230
PERSPECTIVAS FUTURAS	231
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	232
APÊNDICES	244

INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente, a utilização dos dejetos líquidos de suínos como fertilizante nas culturas de outono e de primavera se apresenta como a melhor alternativa para a disposição final desse material orgânico. Os dejetos líquidos, ao serem aplicados ao solo promovem um aumento na produtividade das culturas e indiretamente favorecem um maior aporte de carbono (C) ao sistema, contribuindo para o aumento da matéria orgânica no solo (MOS) (HOUNTIN et al., 1997). No entanto, o grande volume de dejetos líquidos gerados durante a criação dos animais faz com que muitas áreas agricultáveis recebam aplicações periódicas e em doses elevadas desse material orgânico, contribuindo para a degradação da qualidade da água, poluição do ar, através de emissões gasosas de nitrogênio (N) e para outros problemas ambientais, tais como maus odores e disseminação de microrganismos patogênicos. Isso faz dos dejetos de suínos manejados na forma líquida uma das principais fontes de poluição ambiental nas regiões com grande concentração de animais (OLIVEIRA, 2000).

Uma das alternativas apresentadas pela pesquisa para a redução da quantidade de dejetos gerados na suinocultura é a criação de suínos em sistema cama sobreposta (“Deep Bedding”). Esse sistema teve início na China como uma alternativa de manejo em que os animais permanecem sobre uma cama de material orgânico (serragem, casca de arroz, maravalha ou palha de cereais) durante as diversas fases do ciclo produtivo. Na Europa, sistema semelhante é utilizado há séculos onde a cama é formada principalmente pela palha de trigo. Com a absorção pela cama das fezes, urina e água residual ocorre uma decomposição em condições parcialmente aeróbias, cujo nível de aerobiose depende do tipo de material que forma a cama, do manejo adotado pelo produtor e da intensidade do revolvimento imposta pelos animais (NICKS et al., 2002). Nesse sistema, ocorre uma redução no volume de resíduo orgânico gerado, em relação ao manejo dos dejetos na forma líquida, podendo viabilizar economicamente o uso do composto orgânico como fertilizante, além de reduzir o poder poluente dos dejetos (OLIVEIRA, 2000).

No Brasil, o sistema de criação de suínos sobre leito formado por maravalha ou palha foi introduzido em 1993 pela EMBRAPA/Suínos e Aves de Concórdia, SC (OLIVEIRA, 2000). Atualmente, esse sistema vem se expandido rapidamente no Rio Grande do Sul com a utilização de casca de arroz como cama, em função da grande disponibilidade desse material. A maioria dos estudos realizados envolvendo esse sistema estão relacionados ao desempenho zootécnico dos animais (PERDOMO et al., 1997), a emissão de gases, como NH_3 e N_2O nas

instalações (OLIVEIRA, 1999) e ao balanço de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (KERMARREC, 1999; OLIVEIRA, 2000). Os dejetos sólidos resultantes desse sistema apresentam um maior teor de matéria seca do que os dejetos manejados na forma líquida e caracterizam-se, por apresentar maior proporção de N na forma orgânica do que mineral. Desta forma, pode-se formular a hipótese de que os dejetos sólidos apresentem maior eficiência como fonte de nitrogênio às plantas do que os dejetos líquidos, em função do sincronismo esperado entre a taxa de mineralização do N orgânico dos mesmos e a demanda em N pelas culturas. Por ser uma prática recente, ainda são raras as informações de pesquisa no Brasil relativas ao potencial fertilizante (ARNS, 2004) e poluente dos dejetos resultantes da criação dos suínos em cama sobreposta.

Com o avanço do sistema plantio direto na região sul do Brasil, nos últimos anos, é cada vez mais freqüente a aplicação dos dejetos de suínos sobre os resíduos culturais das plantas de cobertura (ALMEIDA, 2000; BASSO, 2003) e das culturas comerciais (PORT, 2002). Essa nova modalidade de aplicação dos dejetos deve resultar numa dinâmica dos nutrientes distinta daquela observada no sistema de plantio convencional, onde a palha e os dejetos são incorporados ao solo. Um dos nutrientes mais afetados deve ser o nitrogênio uma vez que a sua disponibilidade está diretamente relacionada à população microbiana do solo atuante no processo de decomposição, cuja atividade é, provavelmente, diferente entre os dois sistemas. Além disso, a aplicação dos dejetos na superfície do solo deve favorecer as perdas de N da fração amoniacal dos dejetos, via volatilização de amônia, e também por escoamento superficial, diminuindo o potencial fertilizante desse material orgânico e aumentando o impacto ambiental.

A incorporação parcial dos dejetos de suínos ao solo vem sendo recomendada pela assistência técnica, em algumas regiões do Rio Grande do Sul, com vistas a diminuir os problemas de mau cheiro dos dejetos, especialmente naquelas áreas mais habitadas. É necessário avaliar o impacto dessa técnica sobre diversos outros aspectos. Qual a sua influência, por exemplo, na taxa de decomposição da palhada (emissão de C-CO₂), na imobilização microbiana do N, nas perdas de N por volatilização de amônia, na emissão de N₂O e na recuperação do N aplicado com os dejetos pelas culturas comerciais?

Os dejetos de suínos são usados na agricultura em diversas condições edafoclimáticas e os impactos resultantes dessa prática podem ser obtidos diretamente através de experimentos a campo, embora estes podem cobrir apenas um número limitado de situações. Desta forma, a análise espacial e temporal de um fenômeno pode ser realizada através de modelos matemáticos. Esse tema de pesquisa, já bastante desenvolvido em outros países

(BRISSON et al., 1998; GARNIER et al., 2003), ainda é incipiente na pesquisa brasileira e precisa ser incentivado. Na Europa e nos Estados Unidos a modelização é largamente utilizada para descrever e prever o desenvolvimento das culturas, a dinâmica do C e do N, os movimentos de água e a transferência de nitratos para os mananciais d'água. Os modelos de culturas simulam as interações entre o solo, a planta, o clima e as práticas agrícolas. No plano agrônomo, o seu interesse é de simular o rendimento e prever condições do solo em termos da dinâmica d'água e dos elementos fertilizantes, como por exemplo, o nitrogênio. Tais modelos fornecem, portanto, um suporte na decisão envolvendo o domínio da produção agrícola, da pesquisa agrônoma e em estudos ambientais (PARSON et al., 1995).

O modelo STICS (Simulateur mulTidisciplinaire pour les Cultures Standart) é um modelo de cultura que foi desenvolvido em condições de clima temperado para simular as conseqüências das variações do meio e dos sistemas de cultura sobre a produção agrícola e o meio ambiente (BRISSON et al., 1998; BRISSON et al., 2003). STICS é um modelo funcional que se define, principalmente, por seus objetivos agrônômicos e ambientais e sintetiza os conhecimentos de disciplinas múltiplas de maneira mais analógica do que mecanística. Suas principais características são a generalidade e a robustez o que favorece a sua utilização em diferentes condições edafoclimáticas sem necessitar grandes alterações nos parâmetros. A maioria dos trabalhos de pesquisa com o uso do modelo STICS foram desenvolvidos na França com o solo manejado no sistema convencional (aração + gradagem) (DELPHIN, 2000; BEAUJOUN et al., 2001). Em condições de clima tropical, Sierra et al. (2003) relatam que o modelo foi hábil em simular a dinâmica do N no solo e o acúmulo de N pela planta de milho. No cerrado Brasileiro, Scopel et al. (2004), utilizando o modelo STICS em sistema plantio direto, obteve satisfatórias simulações da dinâmica da água no solo e da produtividade de grãos de milho. Informações da utilização de STICS em estudos com a aplicação de dejetos em sistema plantio direto e principalmente em regiões subtropicais são inexistentes na literatura. Os modelos, principalmente aqueles que integram o desenvolvimento das culturas e a dinâmica da água, do carbono e do nitrogênio, ainda são ferramentas pouco utilizadas pela pesquisa no Brasil, especialmente na avaliação de práticas agrícolas sobre a produtividade das culturas e sobre o meio ambiente.

Dentro deste contexto, foram conduzidos diversos experimentos em condições de campo e de laboratório que deram origem a presente Tese, a qual foi organizada em quatro capítulos:

O capítulo 1 é composto por dois estudos, um realizado em condições de campo e o outro de laboratório, que objetivaram avaliar a dinâmica do C e do N no solo com a aplicação

de dejetos de suínos na forma líquida e sólida (cama sobreposta) nos sistemas de preparo reduzido e plantio direto.

O capítulo 2 trata do fornecimento de N pelos dejetos líquidos e sólidos ao milho nos sistemas de preparo reduzido e plantio direto.

O capítulo 3 é constituído por um estudo de curta duração que objetivou avaliar as emissões de N_2O para atmosfera com a aplicação de dejetos líquidos de suínos nos sistemas de preparo reduzido e plantio direto.

O capítulo 4 foi dedicado à modelização da dinâmica do N e da água no sistema solo-planta com o uso de dejetos líquidos de suínos, em sistema plantio direto. Esse capítulo foi desenvolvido com a participação dos pesquisadores Dra. Sylvie Recous e Dr. Bruno Mary do INRA de Laon (França), fruto do Doutorado Sandwich realizado no período de setembro de 2003 a agosto de 2004.

HIPÓTESES

A incorporação simultânea da palha de aveia e dos dejetos de suínos no solo reduz as perdas de N por volatilização de amônia, e estimula a imobilização de N, reduzindo conseqüentemente, a lixiviação de N-NO_3^- , em relação à aplicação dos dejetos na superfície do solo em plantio direto.

A decomposição da palha de aveia é favorecida pela aplicação dos dejetos, independentemente da modalidade de aplicação dos mesmos.

A mineralização gradual do N orgânico adicionado ao solo pela cama sobreposta garante uma melhor sincronia com a demanda de N pela cultura do milho, em relação aos dejetos manejados na forma líquida.

As condições predominantes no solo sob sistema plantio direto são favoráveis ao processo de desnitrificação e, por isso, a aplicação dos dejetos líquidos de suínos sobre a palha de aveia aumenta a emissão de N_2O , em relação aos dejetos incorporados juntamente com a palha.

O modelo STICS foi concebido para realizar simulações em clima temperado e em sistema convencional de preparo do solo (aração + gradagem). Com a sua reparametragem, é possível utilizá-lo para simular a dinâmica do N e da água no sistema solo-planta com o uso de dejetos de suínos em condições subtropicais e em sistema plantio direto.

OBJETIVOS

Geral

Avaliar a dinâmica do C e do N no solo e o fornecimento de N ao milho com uso de dejetos de suínos na forma líquida e sólida, em sistema plantio direto e preparo reduzido.

Específicos

1) Avaliar o impacto do uso de dejetos de suínos na forma líquida e sólida, em sistema plantio direto e preparo reduzido, sobre os seguintes aspectos:

- a) imobilização microbiana de N;
- b) potencial poluente, relativo à volatilização de amônia (NH_3), emissão de CO_2 , lixiviação de nitrato (NO_3^-) e emissão de N_2O ;
- c) potencial de fornecimento de nitrogênio à cultura do milho;

2) Utilizar o modelo STICS para simular a dinâmica do N e da água no sistema solo-planta com o uso de dejetos líquidos de suínos em plantio direto de milho.

1 DINÂMICA DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS LÍQUIDOS E CAMA SOBREPOSTA

1.1 Resumo

A forma como os dejetos de suínos são manejados, se na forma líquida ou sólida (cama sobreposta), e o modo de aplicação dos mesmos no solo, se na superfície ou incorporados, devem afetar a dinâmica do C e do N no solo. Com o objetivo de avaliar esta hipótese foram conduzidos dois estudos, um em condições de campo e outro em condições de laboratório, ambos em solo Argissolo Vermelho distrófico arênico. O experimento de campo foi realizado na área Experimental do Departamento de Solos, no ano agrícola de 2002/2003, e aquele em condições controladas no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Solos, UFSM/RS, durante 80 dias. Os tratamentos consistiram da aplicação ou não de dejetos de suínos na forma líquida e sólida (cama sobreposta) sobre a palha de aveia, com e sem incorporação ao solo na cultura do milho. No laboratório, além desses tratamentos foram incluídos outros onde os dejetos foram aplicados isoladamente ao solo. Através dos resultados obtidos nesses dois estudos foi possível concluir que: 1) as perdas de N por volatilização de NH_3 são maiores com a aplicação de dejetos líquidos de suínos do que com a aplicação de dejetos sólidos e que essas perdas podem ser reduzidas com a incorporação dos dejetos ao solo. No entanto, a incorporação dos resíduos orgânicos ao solo provoca maior emissão de C-CO_2 para atmosfera; 2) as quantidades de N mineral na camada de 0-90 cm do solo não diferiram entre os tratamentos com e sem incorporação dos dejetos apesar da quantidade de N perdida por volatilização ter sido maior no tratamento sem incorporação; 3) o N orgânico presente na cama sobreposta apresentou baixa taxa de mineralização, indicando que os dejetos sólidos apresentam menor potencial fertilizante nitrogenado comparado aos dejetos líquidos de suínos; 4) A incorporação dos dejetos ao solo não aumentou a decomposição do C da palha e nem a imobilização de N, sendo que a quantidade de N imobilizada em condições de campo foi de 11 kg para cada Mg de C adicionado com os dejetos e de 3,6 kg ha^{-1} para cada Mg de C da palha de aveia; e 5) a presença da palha de aveia estimulou a imobilização do N amoniacal aplicado com os dejetos de suínos.

1.2 Introdução

O manejo dos dejetos de suínos tem sido feito tradicionalmente na forma líquida, reunindo fezes, urina, água de lavagem das instalações e sobras de alimentos fornecidos aos animais. Todavia, na última década, essa forma de manejo vem sendo substituída em muitas propriedades do sul do Brasil pelo sistema de manejo em cama sobreposta, em que os animais permanecem sobre uma camada de maravalha, serragem ou casca de arroz. Por ser relativamente recente no Brasil, há carência de informações de pesquisa envolvendo a dinâmica de nutrientes no solo com o uso do composto orgânico resultante desse sistema de criação dos animais. Pela sua dinamicidade e pelas implicações sobre a nutrição das culturas e a qualidade do ambiente, o nitrogênio dos dejetos de suínos deve ser um dos nutrientes estudados com maior intensidade pela pesquisa.

Os dejetos líquidos de suínos se caracterizam pelo baixo teor de matéria seca (MS) e pela elevada percentagem de N amoniacal (40 a 70% do N total) (SCHERER et al., 1996). Já os dejetos manejados na forma sólida (cama sobreposta) apresentam elevado teor de MS e elevada proporção de N na forma orgânica (70 a 90 % do N total) (KERMARREC, 1999; OLIVEIRA, 2000). Portanto, a disponibilidade de N no solo após a aplicação dos dejetos será condicionada principalmente pelo destino da fração amoniacal no caso daqueles manejados na forma líquida (MORVAN & LETERME, 1998) e da taxa de mineralização do N orgânico no caso da cama sobreposta.

A quantidade de N orgânico da cama sobreposta a ser mineralizado vai depender das condições edafoclimáticas após a sua aplicação no solo e também da sua composição química, a qual varia em função do substrato utilizado na formação da mesma e do seu tempo de permanência na pocilga. Quanto maior esse tempo, maior deverá ser a proporção de N recalcitrante haja vista a decomposição parcialmente aeróbia a que a cama é submetida.

Após a aplicação dos dejetos no solo, o N amoniacal contido nos mesmos está suscetível a perdas por volatilização de amônia e às transformações microbianas de nitrificação e imobilização (MORVAN, 1999). As perdas de N por volatilização de amônia para os dejetos líquidos são bem documentadas principalmente na literatura internacional (MOAL et al., 1995; SOMMER & HUTCHINGS, 2001; CHANTGNY et al., 2004a). No Brasil, com a expansão do sistema plantio direto os dejetos de suínos começaram a serem aplicados sobre os resíduos culturais. Nesta modalidade de aplicação, as perdas de N por volatilização podem atingir até 38% do N amoniacal aplicado (BASSO, 2003). Perdas de N com o uso da cama sobreposta são ainda inexistentes na literatura Brasileira. Na Dinamarca,

Hansen (2004) após ter aplicado na superfície do solo 9,3 Mg ha⁻¹ de cama sobreposta com 33% do N na forma mineral, encontrou uma perda de 19,5% do N amoniacal aplicado. Em função da menor proporção de N na forma amoniacal na cama sobreposta espera-se que a percentagem de N perdida por volatilização com a aplicação deste material orgânico seja menor que aquela observada para os dejetos líquidos de suínos.

A nitrificação do N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos é rápida tanto em condições de clima subtropical (ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001) como temperado (MORVAN & LETERME, 1998). Considerando que, na maioria das situações, os dejetos de suínos são aplicados antecedendo a sementeira das culturas, a rápida nitrificação do N amoniacal dos dejetos poderá resultar em teores elevados de N-NO₃⁻ no solo num momento em que a demanda das culturas em N ainda é pequena. Dependendo da intensidade e da quantidade de chuvas, isso poderá resultar em perdas de N por lixiviação de N-NO₃⁻ e desnitrificação com possível emissão de N₂O para a atmosfera (DENDOOVEN et al., 1998). No caso da cama sobreposta, a menor proporção de N amoniacal na sua composição poderá resultar em menor quantidade de nitrato na fase inicial de implantação das culturas diminuindo desta forma o potencial de perdas de N do sistema solo-planta comparado aos dejetos líquidos de suínos.

Os estudos realizados para avaliar a imobilização de N com a aplicação de dejetos de suínos foram conduzidos, principalmente, em laboratório (FLOWERS & ARNOLD, 1983; BERNAL & KIRCHMANN, 1992; DENDOOVEN et al., 1998; CHADWICK et al., 2001) e mais raramente em condições de campo (MORVAN et al., 1997; CHANTGNY et al., 2004b). Em todos estes estudos, os dejetos foram aplicados isoladamente no solo. Considerando que no Sul do Brasil a aplicação dos dejetos é realizada principalmente em plantio direto, sobre resíduos culturais normalmente ricos em carbono, é necessário avaliar a magnitude da imobilização microbiana de N por parte da população microbiana no solo durante a decomposição destes resíduos orgânicos. Avaliando a diferença entre as quantidades de N mineral do solo com a aplicação de dejetos de suínos sobre palha de aveia e na ausência de resíduos, Almeida (2000) e Franchi (2001) não verificaram diferenças entre estes dois sistemas, indicando a baixa intensidade do processo de imobilização. O enriquecimento do N amoniacal dos dejetos com o isótopo ¹⁵N é uma estratégia que poderá contribuir para quantificar com maior exatidão a intensidade da imobilização do N proveniente da fração amoniacal dos dejetos no solo.

Algumas informações recentes de pesquisa mostram claramente que a decomposição de materiais orgânicos no solo, especialmente daqueles pobres em nitrogênio como as palhas

de cereais, está intimamente relacionada à disponibilidade de nitrogênio no solo (RECOUS et al., 1995; AITA, 1996). Essa conexão existente entre os ciclos do carbono e do nitrogênio indica que a velocidade de decomposição da palha de cereais é controlada pela disponibilidade de nitrogênio. No entanto, Chiapinotto (2003), trabalhando em condições de campo, verificou que o aumento da disponibilidade de N pela adição de dejetos líquidos de suínos ricos em N amoniacal sobre a palha de aveia não aumentou a taxa de decomposição da mesma. Segundo o autor, este resultado ocorreu, em parte, devido a saída do N amoniacal dos sítios de decomposição pela ação da chuva e também ao pequeno contato entre o C da palha, o N dos dejetos e os microrganismos.

O contato entre os resíduos e o solo, que varia principalmente em função do tamanho das partículas dos resíduos e da sua localização no solo (na superfície ou incorporados), influencia as possibilidades de colonização do substrato pelos microrganismos, a disponibilidade de N para a decomposição e as condições abióticas (umidade e temperatura) (ANGERS & RECOUS, 1997). A incorporação parcial dos dejetos de suínos ao solo vem sendo recomendada pela assistência técnica em algumas regiões do Rio Grande do Sul, com vistas a diminuir os problemas de mau cheiro, especialmente naquelas áreas mais habitadas. É necessário avaliar o impacto dessa técnica sobre aspectos como a taxa de decomposição da palhada (emissão de C-CO₂), a imobilização microbiana de N e as perdas de N por volatilização de amônia.

O objetivo principal deste trabalho foi o de avaliar as transformações do C e do N no solo, aplicando dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta na presença de palha de aveia com e sem incorporação no solo. Para isso foram realizados dois estudos, sendo um em condições de campo e outro em condições controladas de laboratório, na ausência de plantas.

1.3 Material e Métodos

1.3.1 Experimento a campo

1.3.1.1 Localização e solo

O trabalho foi realizado no período de outubro de 2002 a janeiro de 2003 na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS, localizada a 29° 45' Latitude Sul, Longitude 53° 42' W GrW e altitude de 95 m. O clima segundo a classificação de Köepen é subtropical úmido, tipo Cfa2.

O solo da área pertence à Unidade de Mapeamento São Pedro, classificado como Argissolo Vermelho distrófico arênico (Hapludalf) (EMBRAPA, 1999). No início do experimento, o solo da camada de 0-10 cm apresentou as seguintes características físico-químicas: 150 g kg⁻¹ de argila; pH em água = 5,2; índice SMP = 6,5; 16,2 mL⁻¹ de P; 46 mg L⁻¹ de K; 0,1 cmol_c L⁻¹ de Al³⁺; 2,5 cmol_c L⁻¹ de Ca²⁺; 0,6 cmol_c L⁻¹ de Mg²⁺; 2,3 cmol_c L⁻¹ de H + Al³⁺; 3,3 cmol_c L⁻¹ de CTC efetiva; saturação de Al = 4,5%; saturação de bases (T) = 58 % e 18 g kg⁻¹ de matéria orgânica (MO). Anteriormente à implantação do experimento a área vinha sendo conduzida no sistema de plantio direto, com o uso de plantas de cobertura no outono/inverno e milho no verão (GIACOMINI, 2001). A área experimental apresenta declividade de aproximadamente 3%.

1.3.1.2 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições. Os tratamentos consistiram da aplicação ou não de dejetos de suínos na forma líquida e sólida (cama sobreposta) sobre palha de aveia com e sem incorporação ao solo: **T1**- Dejetos líquidos em superfície (**DLSup**); **T2**- Dejetos sólidos em superfície (**DSSup**); **T3**- Dejetos líquidos com incorporação (**DLInc**); **T4**- Dejetos sólidos com incorporação (**DSInc**); **T5**- Sem dejetos e sem incorporação (**SDSup**); e **T6**- Sem dejetos e com incorporação (**SDInc**).

A aveia foi semeada em 25/05/2002 com semeadora para plantio direto e sobre os resíduos culturais da cultura do milho, tendo sido utilizada uma adubação de base de 10 kg ha⁻¹ de N, 18 kg ha⁻¹ de P e 24 kg ha⁻¹ de K. Por ocasião da maturação fisiológica da aveia a mesma foi manejada com rolo-faca (02/11/2002). Após o manejo da aveia, foram demarcadas as parcelas experimentais (5 x 4 m).

Em 03/11/2002 os dejetos foram distribuídos manualmente sobre a palha da aveia preta. A aplicação dos dejetos teve início às 8 horas e término às 10 horas. Nos tratamentos com incorporação, os dejetos juntamente com a palha de aveia foram incorporados ao solo 3 horas após a sua aplicação, com auxílio de uma grade de discos (preparo reduzido). A quantidade de dejetos aplicada foi equivalente à aplicação de 140 kg ha⁻¹ de N total, sendo que para isso foram necessários aplicar 63,6 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos e 13,2 Mg ha⁻¹ de dejetos sólidos (cama sobreposta). Essas quantidades aplicadas foram baseadas na análise da concentração do N total dos dejetos efetuada anteriormente a sua aplicação no campo.

No centro das parcelas dos tratamentos com dejetos líquidos (**T1** e **T3**) foram demarcadas microparcels de 1,8 x 2,0 m onde foram aplicados dejetos (22,9 L) com a fração

amoniaco enriquecida com ^{15}N . Além dessas, foram implantadas mais seis microparcelas em área adjacente ao experimento, nas quais foram avaliados dois tratamentos em que os dejetos líquidos foram aplicados em solo descoberto com e sem incorporação [**T1.1** – Solo descoberto + Dejetos líquidos em superfície (**S+DLSup**); e **T3.1** – Solo descoberto + Dejetos líquidos incorporados (**S+DLInc**)]. Esses dois tratamentos foram implantados a fim de possibilitar a determinação da imobilização de N proveniente dos dejetos de suínos no solo sem resíduos culturais.

O enriquecimento da fração amoniaco dos dejetos foi realizado pela adição de uma solução de sulfato de amônio (300 g L^{-1}) com 10% de átomos de ^{15}N em excesso. A mistura dos dejetos com a solução enriquecida em ^{15}N foi realizada em um recipiente plástico com capacidade para 40 L, o qual foi vigorosamente agitado no momento da aplicação dos dejetos ao solo. A aplicação dos dejetos e a incorporação dos mesmos no solo das microparcelas foram realizadas no mesmo momento que as parcelas principais.

Durante a aplicação dos dejetos no solo das parcelas principais e das microparcelas foram retiradas amostras dos mesmos, as quais foram mantidas em congelador a $-20 \text{ }^\circ\text{C}$ até a realização das análises laboratoriais.

A semeadura do milho (Pioneer 30F 33) foi realizada 5 dias após a aplicação dos dejetos (08/11/2002) com semeadora para plantio direto sem a adição de fertilizantes minerais. O espaçamento entre linhas foi de 0,9 m perfazendo uma população final de aproximadamente $55.000 \text{ plantas ha}^{-1}$. O controle de invasoras foi efetuado 15 dias após a germinação do milho, aplicando a mistura de herbicidas nicosulfuron (40 g ha^{-1} de i.a) e ametryne (2.000 g ha^{-1} de i.a) por meio de um pulverizador tratorizado. As temperaturas médias diárias e a precipitação pluviométrica diária ocorrida durante a condução do experimento são mostradas na figura 1.1.

1.3.1.3 Caracterização da palha de aveia e dos dejetos de suínos

A quantidade de matéria seca (MS) adicionada pela parte aérea da aveia foi determinada em 30/10/2002, quando a mesma encontrava-se no estágio de maturação fisiológica (158 dias após a semeadura), coletando-se, aleatoriamente, seis amostras de $0,49 \text{ m}^2$ em toda a área experimental. O material coletado foi levado à estufa à $65 \text{ }^\circ\text{C}$ até peso constante, pesado, moído em um triturador de forragens, subamostrado e moído novamente em moinho Willey equipado com peneira de 40 mesh. No material seco e moído, foram determinados os teores de nitrogênio total (N) e carbono orgânico (C) (TEDESCO et al., 1995).

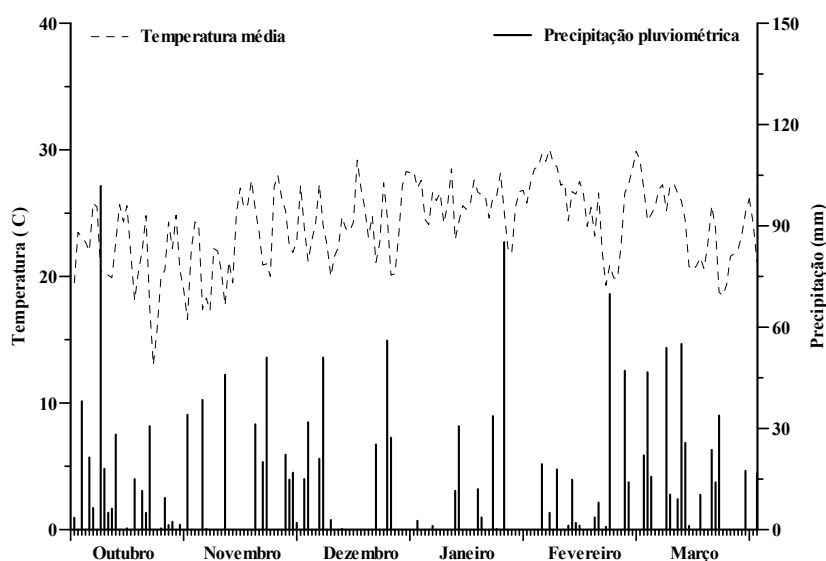


Figura 1.1 – Temperaturas médias diárias e precipitação pluviométrica diária ocorrida durante a condução do experimento. Os dados de precipitação foram obtidos na Estação Meteorológica do Departamento de Fitotecnia da UFSM.

Os dejetos utilizados foram obtidos em dois sistemas distintos de criação de suínos. Os dejetos na forma líquida (criação de suínos no sistema tradicional) tiveram origem de animais de maternidade e recria, de um condomínio suinícola localizado no município de Paraíso do Sul (RS). Os mesmos eram compostos de fezes, urina, sobras de alimentação e de água dos bebedouros, água das chuvas, pêlos e poeira. O sistema de armazenamento dos dejetos utilizado no condomínio consiste de uma bioesterqueira, composta de duas câmaras, sendo uma de fermentação e outra de armazenamento. Foram coletados os dejetos da câmara de fermentação já que os dejetos da câmara de armazenamento estavam excessivamente líquidos. Os dejetos na forma sólida (criação de suínos em cama sobreposta) foram coletados após terem sido criados 5 lotes de suínos de terminação (15 meses) sobre uma cama de maravalha, numa propriedade do município de Guaurama (RS). Os dejetos sólidos eram compostos por fezes, urina, pêlos, poeira, sobra de ração, água dos bebedouros e maravalha.

Antecedendo a aplicação dos dejetos ao solo, foi determinado o pH e os teores de MS, N total, N amoniacal total ($N-NH_3 + N-NH_4^+$) e nitrato no material “in natura”. Nos dejetos líquidos, a determinação do pH foi feita diretamente em uma alíquota de aproximadamente 60 mL de dejetos. Já nos dejetos sólidos o pH em água foi determinado misturando-se dejetos e água destilada na proporção de 1:1 (TEDESCO et al., 1995).

Para a análise dos teores de N total e N amoniacal nos dejetos líquidos foram separadas as frações líquida e pastosa conforme proposto por Scherer et al. (1996). Para tal, uma amostra de aproximadamente 80 g de dejetos foi centrifugada durante 10 minutos a 3.600 rpm. Após a centrifugação, foi obtida, por pesagem, a proporção entre as frações líquida e pastosa dos dejetos. Para a análise dos teores de N total e N amoniacal na amostra integral (líquida + pastosa) realizou-se a pesagem de aproximadamente 0,5 g da fração pastosa, colocando-a em tubos de digestão. Nesses mesmos tubos, por meio de uma pipeta, adicionou-se uma quantidade de fração líquida de maneira a reconstituir a proporção original entre as frações líquida e pastosa. Para a determinação dos teores de N total e N amoniacal apenas da fração líquida foram colocados em tubos de digestão 3 mL dessa fração.

O N total foi analisado a partir de digestão úmida dos dejetos, conforme descrito por Tedesco et al. (1995) excluindo-se a água oxigenada, conforme proposto por Almeida (2000), por esta provocar projeção e subida do material para fora dos tubos durante a fase inicial da digestão das amostras. Concluída a digestão, procedeu-se a destilação das amostras em destilador de arraste de vapores do tipo semimicro Kjeldhal. O N amoniacal foi determinado em destilador de arraste de vapores do tipo semimicro Kjeldhal, após adição de 20 mL de água destilada e 0,2 g de MgO em cada amostra (TEDESCO et al., 1995).

Nos dejetos sólidos (cama sobreposta) os teores de N total e N amoniacal foram determinados em 1 g de material utilizando as mesmas metodologias descritas para os dejetos líquidos. Os teores de N nítrico ($\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) foram determinados adicionando-se 0,2 g de Liga de Devarda e nova destilação, nos mesmos tubos onde foram determinados os teores de N amoniacal (TEDESCO et al., 1995). A titulação da solução receptora do N (indicador de ácido bórico) foi feita com H_2SO_4 $0,05 \text{ mol L}^{-1}$.

A matéria seca dos dejetos líquidos e sólidos foi determinada a partir da secagem de 60 g de material devidamente homogeneizado em estufa regulada a 65°C até peso constante. Na matéria seca desses materiais orgânicos foram analisados os teores de C utilizando as mesmas metodologias empregadas para a palha de aveia. As características dos dejetos e da palha, bem como as quantidades adicionadas ao solo estão apresentadas na tabela 1.1.

Nos dejetos aplicados nas microparcels foi realizada uma nova análise dos teores de N amoniacal a fim de obter o seu excesso isotópico em ^{15}N e também a quantidade de N amoniacal aplicado. Essa análise foi feita somente na amostra integral (fração líquida + pastosa), a qual foi obtida conforme procedimento detalhado anteriormente para os dejetos aplicados nas parcelas principais. O N amoniacal foi determinado em destilador de arraste de vapores do tipo semimicro Kjeldhal, após adição de 20 mL de água destilada e 0,2 g de MgO

em cada amostra. O destilado foi captado em uma solução de H_2SO_4 0,2 mol L^{-1} e depois de titulado com NaOH 0,1 mol L^{-1} . Após a titulação, a solução foi acidificada e submetida à secagem à 65°C e no precipitado resultante foi analisado o excesso isotópico de ^{15}N por espectrometria de massa na EMBRAPA-Agrobiologia no Rio de Janeiro. O excesso isotópico em ^{15}N da fração amoniacal dos dejetos após adição do $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ foi de 2,27%.

Tabela 1.1 – Composição física e química dos dejetos líquidos, da cama sobreposta e da palha de aveia e quantidades adicionadas em cada tratamento nas parcelas e microparcelas

Resíduo orgânico	MS ¹	C	N total	N	N	N	C/N	pH
				amoniacal	nítrico	orgânico		
g kg ⁻¹								
Dejetos líquidos	46	9,7	2,20	0,91	—	1,29	4,4	7,8
Cama sobreposta	477	109,7	10,6	1,12	0,04	9,44	10,3	9,1
Palha aveia	—	425,3	10,4	—	—	—	40,9	—
Dejetos líquidos (microparcela)	46	9,7	2,53	1,24	—	1,29	3,8	7,9
kg ha ⁻¹								
Dejetos líquidos	2.925	617	140	57,9	—	82,1		
Cama sobreposta	6.296	1.448	140	14,8	0,53	124,6		
Palha aveia	3.600	1.531	37	—	—	—		
Dejetos líquidos (microparcela)	2.925	617	161	78,9	—	82,1		

¹ MS= matéria seca; C= carbono orgânico.

Em função do enriquecimento da fração amoniacal dos dejetos líquidos com ^{15}N a quantidade de N amoniacal aplicada nas microparcelas foi 36% maior do que nas parcelas (Tabela 1.1). Isto porque não foi retirada uma quantidade de N amoniacal dos dejetos equivalente àquela adicionada com o $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Apesar disso, os dejetos apresentaram uma fração de N amoniacal dentro da faixa de 40 – 60 % obtida por Scherer et al. (1996) ao analisarem 98 amostras de dejetos líquidos de suínos em diferentes sistemas de armazenamento. A decisão de não retirar parte do N amoniacal dos dejetos para adicionar o $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ foi tomada em função de que seria retirado também parte do N orgânico presente

nos dejetos (30%), o que poderia afetar a dinâmica do N no solo em relação à forma como os dejetos foram aplicados.

1.3.1.4 Avaliação da emissão de C-CO₂

A emissão de C-CO₂ foi medida após a aplicação ou não de dejetos de suínos na forma líquida e sólida (cama sobreposta) sobre a palha de aveia, com (preparo reduzido) e sem incorporação ao solo (plantio direto). As unidades experimentais consistiram de cilindros de cloro polivinil (PVC) com 30 cm de diâmetro onde foram avaliados os mesmos tratamentos utilizados nas parcelas principais. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos inteiramente casualizados, com três repetições.

A palha de aveia e os dejetos de suínos na forma líquida e sólida utilizados na avaliação da mineralização do C são os mesmos utilizados nas parcelas principais. A coleta da palha de aveia foi realizada quando a mesma se encontrava no estágio de maturação fisiológica. Após a coleta o material foi seco ao ar e mantido em ambiente seco até sua utilização, quando uma subamostra foi colocada em estufa a 65°C para obtenção da MS. A determinação da MS foi realizada a fim de calcular a quantidade de palha seca ao ar a adicionar em cada cilindro para atingir o equivalente a uma produção de aveia de 3,6 Mg ha⁻¹ de matéria seca (65 °C). Para facilitar o acondicionamento da palha no interior das câmaras a mesma foi cortada em pedaços de 20 cm.

A emissão de C-CO₂ foi medida continuamente, *in situ*, durante 126 dias. Para tal, utilizou-se um dispositivo descrito por Chiapinotto (2003), que consiste de uma câmara estática, construída a partir de tubos de cloro polivinil (PVC) com diâmetro de 0,30 m, cuja parte superior é revestida com uma borracha para facilitar a sua completa vedação pela tampa, impedindo trocas gasosas com a atmosfera externa. A tampa é constituída de uma chapa de zinco galvanizado, fixada ao cilindro de PVC por meio de quatro parafusos externos distribuídos simetricamente em sua circunferência. Sobre a tampa foi colada uma camada de isopor (1,5 cm de espessura), a fim de evitar oscilações bruscas na temperatura interna das câmaras.

No interior da câmara e a 7 cm da superfície do solo foi instalada uma armação em ferro, em forma de “X”, para suportar o recipiente (4 cm de altura e diâmetro interno de 10 cm) contendo 100 mL da solução (NaOH 1 mol L⁻¹) utilizada para captar o C-CO₂ evoluído.

Para a instalação das câmaras, foram retirados da superfície do solo todos os resíduos vegetais remanescentes de culturas anteriores. Os cilindros dos tratamentos sem incorporação

(plantio direto) apresentavam 30 cm de altura, os quais foram inseridos no solo até uma profundidade de 5 cm. Logo após a instalação dos cilindros foi adicionada a palha de aveia na superfície do solo.

Nos tratamentos com incorporação, utilizaram-se cilindros com 40 cm de altura e inseridos ao solo até uma profundidade de 15 cm. Para realizar a incorporação da palha, primeiramente foi removido o solo da camada superficial (8 cm) correspondente à área da câmara, o qual foi colocado sobre uma lona. Na lona, o solo foi misturado manualmente com a palha ou palha + dejetos. A seguir, a mistura do solo com os resíduos orgânicos foi colocada no local onde havia sido retirado o solo e os cilindros foram inseridos.

O tempo decorrido desde a retirada do solo até a instalação das câmaras nos tratamentos com incorporação levou aproximadamente 4 minutos. A adição de dejetos ao solo foi simultânea entre os dois sistemas, ou seja, quando os dejetos foram adicionados sobre a palha no plantio direto eles foram misturados com a palha e o solo no preparo reduzido. Os dejetos líquidos foram distribuídos sobre a palha com auxílio de um recipiente plástico com capacidade para 1 L no qual foi acoplada a extremidade de um regador.

Logo após a instalação de cada câmara teve início à medida da evolução de C-CO₂. O excesso de NaOH em cada coleta foi titulado com HCl 1 mol L⁻¹ conforme descrito por Stotzky (1956). A frequência para a troca da solução de NaOH variou conforme a intensidade da atividade microbiana, sendo diária durante a primeira semana.

Cada unidade experimental era constituída por duas câmaras. Enquanto uma câmara ficava hermeticamente fechada para a captação do C-CO₂ evoluído do solo a outra câmara permanecia aberta. Esse procedimento foi adotado para diminuir a interferência da câmara sobre o processo de decomposição dos materiais orgânicos no solo. Uma câmara com fundo vedado, a qual recebia somente o pote com NaOH, era utilizada para determinar a contribuição do C-CO₂ presente na atmosfera (testemunha).

Sempre que possível, após a ocorrência de uma chuva era efetuada a troca da solução receptora e, naquelas câmaras que permaneceram cobertas captando o CO₂ evoluído, era adicionada água destilada. Considerando que o movimento lateral d'água das precipitações provocava o umedecimento de parte do solo do interior dos cilindros, optou-se por adicionar, após cada precipitação, apenas 1/3 do seu volume total, medido em pluviômetros instalados junto ao experimento.

A avaliação da emissão de C-CO₂ foi realizada entre as fileiras da cultura do milho a qual foi semeada manualmente logo após a instalação das câmaras no campo. O dispositivo utilizado para medir a liberação de C-CO₂ a campo é ilustrado na figura 1.2.

O fluxo de CO₂ (F_{C-CO_2}) para a atmosfera em cada intervalo de coleta foi calculado a partir da seguinte equação:

$$F_{C-CO_2} = \frac{[(QC - QCb) \times 10]}{(A \times t)} \quad (1.1)$$

onde, F_{C-CO_2} é o fluxo de C-CO₂ (kg ha⁻¹ h⁻¹) no intervalo de tempo t ; QC é a quantidade de C-CO₂ captada pela solução de NaOH nos tratamentos no intervalo de tempo t ; QCb é a quantidade de C-CO₂ captada pela solução de NaOH na câmara testemunha no intervalo de tempo t ; A é a área da câmara (m²); e t é o tempo em horas.

A quantidade de C-CO₂ emitida entre duas coletas foi obtida multiplicando o F_{C-CO_2} pelo tempo em horas transcorrido durante essas coletas. A quantidade cumulativa de C-CO₂ em cada tratamento representa a soma das quantidades de C-CO₂ determinadas em cada coleta.

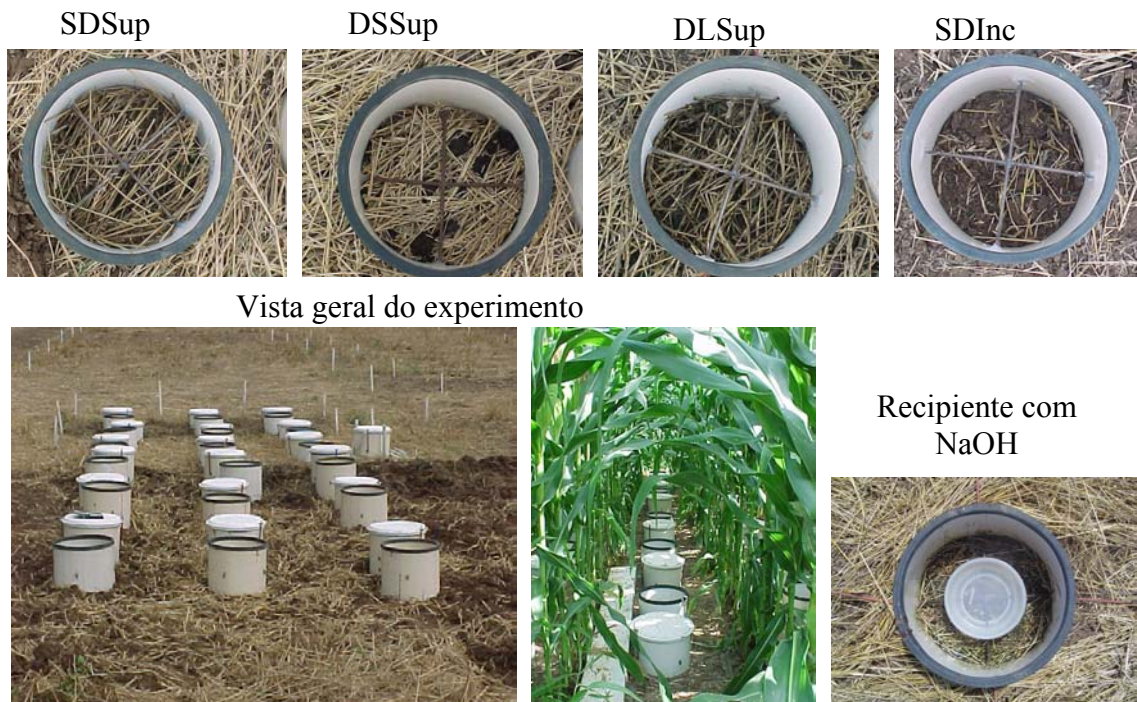


Figura 1.2 – Vista geral do dispositivo utilizado para medir a liberação de C-CO₂.

1.3.1.5 Volatilização de amônia

A volatilização de amônia foi medida em parcelas de 2 x 2 m em área adjacente ao experimento, aplicando a mesma quantidade de dejetos que nas parcelas do experimento. Foi utilizado um sistema semi-aberto estático (NÖMMIK, 1973) modificado por Port et al. (2003). O sistema é composto por uma câmara coletora de PVC (cloro-polivinil) com 200 mm de diâmetro e 400 mm de altura, encaixada sobre uma base, também de PVC, com 185 mm de

diâmetro. No interior da câmara coletora existem dois suportes onde, cada um, recebe uma esponja com 20 mm de espessura e com densidade 28, sendo que a primeira a uma altura de 15 cm do solo para captar a amônia volatilizada do solo, e a segunda a 30 cm do solo para captar o $N-NH_3$ atmosférico, impedindo a contaminação da esponja inferior. Na parte superior da câmara é encaixado um suporte de metal ao qual é acoplada uma tampa protetora (pratos plásticos para vasos de flores), para impedir que a precipitação pluviométrica e os raios solares penetrem no sistema. O dispositivo utilizado para medir a volatilização de amônia é mostrado na figura 1.3.

Logo após a aplicação dos dejetos com e sem a incorporação dos mesmos ao solo foram inseridas ao solo as bases do sistema coletor. No sistema em preparo reduzido, foram inseridas bases com 120 mm de altura e no sistema plantio direto bases com 60 mm. Imediatamente, as câmaras foram encaixadas sobre as bases e receberam as duas esponjas embebidas com 100 mL de uma solução contendo a mistura de ácido fosfórico (50 mL L^{-1}) e glicerina (40 mL L^{-1}). Antes de colocar as esponjas nas câmaras coletoras, as mesmas foram pressionadas manualmente para eliminar o excesso de solução evitando o gotejamento no interior dos cilindros. Ao final da instalação do dispositivo, foram instaladas as tampas protetoras na parte superior das câmaras.



Figura 1.3 – Dispositivo utilizado para medir a volatilização de amônia.

A avaliação da volatilização de amônia foi realizada até 82 h após aplicação dos dejetos, sendo que as esponjas foram trocadas após 3, 21, 29, 50, 58 e 82 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 mol L⁻¹. Após o ajuste do volume desta solução para 500 mL procedeu-se a destilação de uma alíquota de 20 mL, em destilador de arraste de vapores, adicionando-se 0,2g de MgO em cada amostra.

O fluxo de N-NH₃ (F_{N-NH_3}) para a atmosfera em cada intervalo de coleta foi calculado a partir da seguinte equação:

$$F_{N-NH_3} = \frac{(QC \times 10)}{(A \times t)} \quad (1.2)$$

onde, F_{N-NH_3} é o fluxo de N-NH₃ (kg ha⁻¹ h⁻¹) no intervalo de tempo t ; QC é a quantidade de N-NH₃ (kg de N-NH₃) captada na esponja inferior no intervalo de tempo t ; A é a área da câmara (m²); e t é o tempo em horas.

A quantidade de N-NH₃ emitida entre duas coletas foi obtida multiplicando o F_{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 N-NH₃ em cada tratamento representa a soma das quantidades de N-NH₃ 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 a quantidade de amônia volatilizada no tratamento testemunha sem dejetos, conforme a seguinte fórmula:

$$N - NH_3(\%) = \frac{(N - NH_3 \text{ tratamento com dejetos}) - (N - NH_3 \text{ testemunha})}{N \text{ amoniacal aplicado}} \times 100 \quad (1.3)$$

1.3.1.6 Imobilização de N

A imobilização do N amoniacal adicionado com os dejetos líquidos de suínos foi avaliada em amostras de solo coletadas nas microparcelsas (**T1**, **T3**, **T1.1** e **T3.1**) onde foram adicionados dejetos com a fração amoniacal enriquecida com ¹⁵N. A metodologia utilizada foi aquela proposta por Recous et al. (1988), onde a imobilização de N é estimada através da variação do excesso isotópico em ¹⁵N do N orgânico do solo.

A avaliação da imobilização de N foi realizada aos 3, 9, 21, 37, 54 e 127 dias após a aplicação dos dejetos. O solo das microparcelsas no sistema plantio direto (com palha e solo descoberto) foi amostrado nas camadas 0 – 2,5, 2,5 – 5,0 e 5,0 – 10 cm e no preparo reduzido (com palha e solo descoberto) nas camadas 0 – 5,0 e 5,0 – 10 cm. A coleta foi realizada com um trado tipo calador, confeccionado a partir de um tubo de PVC com diâmetro de 75 mm.

Em cada avaliação, foram retiradas quatro subamostras por microparcela que, após reunidas, formaram uma única amostra.

Para a avaliação do N orgânico, procedeu-se a eliminação do N mineral das amostras de solo, conforme proposto por Recous et al. (1988). Para isso, 15 g de solo úmido foram colocadas em um tubo de centrífuga de 100 mL, junto com 60 mL de KCl 1 mol L⁻¹ e submetidas à agitação por 15 minutos e posterior centrifugação por 15 minutos a 3000 rpm. Após a centrifugação, o sobrenadante foi descartado e o processo foi repetido por mais duas vezes. Ao final, a fração sedimentada foi colocada para secar em estufa a 60 °C e posterior moagem em gral. No material finamente moído, foram determinados os teores de nitrogênio orgânico (TEDESCO et al., 1995) e o excesso em ¹⁵N (MARSHALL & WHITEWAY, 1985). Os excessos isotópicos no N orgânico do solo foram determinados em um espectrômetro de massas na EMBRAPA-Agrobiologia, no Rio de Janeiro.

A quantidade de N orgânico, em cada camada de solo, foi obtida com base na concentração de N orgânico e na densidade do solo de cada camada. A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico (KIEHL, 1979).

A quantidade de N imobilizado, proveniente do N amoniacal dos dejetos em cada camada foi calculada utilizando a seguinte equação:

$$QNi = QNo \times PNi \quad (1.4)$$

onde, QNi é a quantidade de N imobilizada, em cada camada, proveniente do N amoniacal dos dejetos em kg ha⁻¹; QNo é a quantidade de N orgânico, em cada camada, em kg ha⁻¹; PNi é a porcentagem do N imobilizado, proveniente do N amoniacal dos dejetos, o qual é obtido a partir da seguinte equação:

$$PNi = \frac{\% \text{ at. de } ^{15}\text{N} \text{ excesso no N orgânico}}{\% \text{ at. de } ^{15}\text{N} \text{ excesso na fração amoniacal dos dejetos}} \times 100 \quad (1.5)$$

1.3.1.7 N mineral no solo

Os teores de N mineral no solo (N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) foram avaliados em quatro camadas (0 – 10, 10 – 30, 30 – 60 e 60 – 90 cm) aos 3, 9, 21, 37, 54 e 74 dias após a aplicação dos dejetos. Em cada parcela, foram retiradas dez subamostras de solo com auxílio de um trado calador, que foram acondicionadas em um saco plástico e passaram a constituir uma amostra única. No laboratório e no mesmo dia da coleta, as amostras foram homogeneizadas manualmente e, para a extração do N mineral, foram pesadas 25g de solo úmido e colocadas em frascos de vidro contendo 100 mL de KCl 1 mol L⁻¹. Após agitação por

30 minutos e repouso por mais 30 minutos, foi retirada uma alíquota de 20 mL do sobrenadante na qual acrescentou-se 0,2 g de MgO para a determinação do N amoniacal (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 H_2SO_4 0,0025 mol L^{-1} .

Todos os resultados relativos ao N mineral foram expressos em relação ao solo seco a 105°C. As quantidades de N mineral foram expressas em kg ha^{-1} considerando-se a concentração de N mineral e a densidade do solo de cada camada, determinada durante a condução do experimento.

1.3.2 Estudo de Laboratório

1.3.2.1 Solo

O solo utilizado foi coletado na camada 0 – 10 cm em, 17/05/2003, em uma das parcelas do tratamento com a utilização de NPK (T7) no experimento do estudo de campo detalhado no capítulo 2. No momento da coleta, os resíduos culturais remanescentes da cultura da aveia e do milho foram retirados da superfície e o solo coletado foi acondicionado em sacos plásticos. No laboratório, o solo foi inicialmente peneirado (4 mm), retirando-se os resíduos culturais remanescentes, e após armazenado em sacos plásticos, em temperatura ambiente, por 13 dias até o momento da incubação.

1.3.2.2 Palha de aveia e dejetos de suínos

A palha de aveia e os dejetos de suínos na forma líquida e sólida (cama sobreposta) foram provenientes do experimento realizado a campo. A coleta da palha de aveia foi realizada em 30/10/02, quando a mesma se encontrava no estágio de maturação fisiológica. O material coletado foi seco ao ar e armazenado em lugar seco até o momento da incubação (30/05/2003). Antes da incubação, os grãos de aveia foram descartados e os colmos e as folhas foram cortados em pedaços de 1 a 2 cm. A retirada dos grãos do material foi feita com a finalidade de diminuir a variabilidade entre as amostras incubadas e também para obter uma palha com características químicas próximas de resíduos de colheita dessa cultura. Anteriormente à incubação, uma subamostra do material vegetal foi colocada em estufa

regulada a 65 °C a fim de obter a matéria seca para calcular a quantidade de resíduos secos ao ar a adicionar ao solo.

Os dejetos líquidos utilizados são aqueles cuja fração amoniacal foi enriquecida com ^{15}N para uso nas microparcelas no experimento de campo. Os dejetos foram mantidos a -20 °C desde a instalação do experimento à campo, em novembro de 2002, até um dia antes do início da incubação.

Na palha de aveia foram determinados os teores de C e N total (TEDESCO et al., 1995). Nos dejetos foi analisado o pH e os teores de MS, N total, N amoniacal e N nítrico e os teores de C, conforme descrito anteriormente. As características e a quantidade adicionada de palha e de dejetos líquidos e sólidos estão apresentadas na tabela 1.2.

Tabela 1.2 – Composição física e química e quantidade adicionada dos dejetos líquidos, da cama sobreposta e da palha de aveia utilizados na incubação

Resíduo orgânico	MS ¹	C	N total	N amoniacal	N nitrico	N orgânico	C/N	pH
g kg ⁻¹								
Dejetos líquidos	46	9,7	2,53	1,24	—	1,29	3,8	7,9
Cama sobreposta	477	118,8	10,42	0,94	0,04	9,44	11,2	9,1
Palha aveia	890	432,1	9,30	—	—	—	46,5	—
mg kg ⁻¹ solo seco								
Dejetos líquidos	2.217	468	121,9	60,0	—	61,9	—	—
Cama sobreposta	15.026	3.742	328,0	30,0	1,0	297,0	—	—
Palha aveia	6.230	3.025	65,0	—	—	—	—	—

¹ MS = matéria seca; C = carbono orgânico.

1.3.2.3 Tratamentos

O delineamento experimental foi o de blocos inteiramente casualizados e os tratamentos avaliados foram os seguintes: **T1** - Solo (**S**); **T2** - Solo + palha incorporada (**S+PInc**); **T3** - Solo + palha em superfície (**S+PSup**); **T4** - Solo + dejetos sólidos incorporados (**S+DSInc**); **T5** - Solo + dejetos sólidos em superfície (**S+DSSup**); **T6** - Solo + dejetos líquidos incorporados (**S+DLInc**); **T7** - Solo + dejetos líquidos em superfície (**S+DLSup**); **T8** - Solo + palha + dejetos líquidos incorporados (**S+P+DLInc**); **T9** - Solo + palha + dejetos líquidos em superfície (**S+P+DLSup**). Para a avaliação da evolução do C-CO₂

foram utilizadas quatro repetições e para a avaliação da dinâmica do N no solo foram utilizadas 3 repetições. Na figura 1.4 são mostrados alguns dos tratamentos avaliados na incubação.

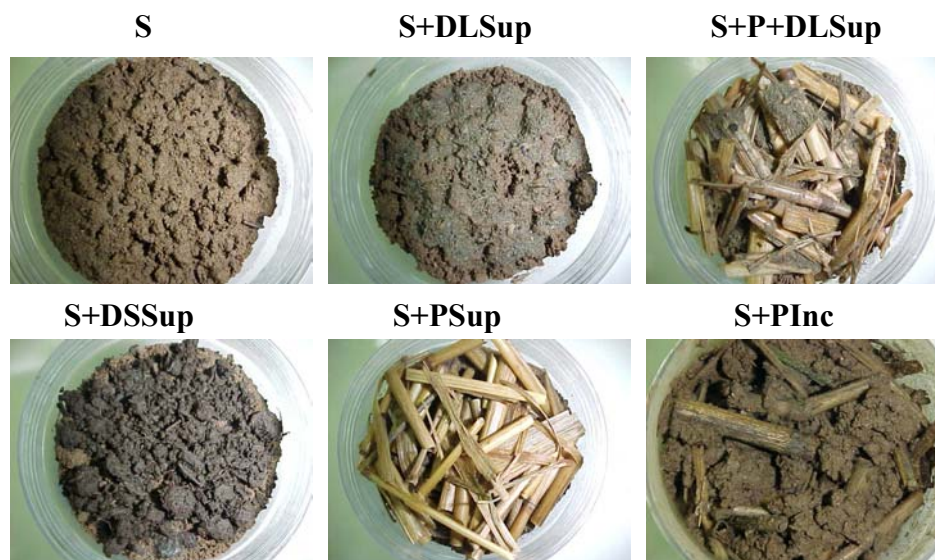


Figura 1.4 – Alguns tratamentos avaliados na incubação.

Os tratamentos foram acondicionados em câmara de incubação, tipo DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) na ausência de luz e a uma temperatura de $25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,3\text{ }^{\circ}\text{C}$. A umidade do solo foi ajustada para a capacidade de campo e mantida, nesse nível, através da adição periódica de água.

1.3.2.4 Incubação

Cada unidade experimental foi montada separadamente. Em recipientes de acrílico com capacidade de 110 mL foram colocadas 92,6 g de solo úmido (85g solo seco a $105\text{ }^{\circ}\text{C}$), cuja umidade foi elevada a capacidade de campo (17 % de umidade). A forma como o solo foi umedecido variou de acordo com os tratamentos. Naqueles com os materiais orgânicos em superfície, foi adicionado em cada frasco de acrílico, 46,3 g de solo e após 3 mL de água. Em seguida adicionou-se o restante do solo (46,3 g) e, na superfície deste, os materiais orgânicos conforme os diferentes tratamentos. Com exceção dos tratamentos com dejetos líquidos, nos demais tratamentos foram aplicados 4,1 mL de água sobre os resíduos orgânicos para atingir a capacidade de campo. Nos tratamentos com dejetos líquidos, o umedecimento do solo foi obtido através da fração líquida dos mesmos. Para os tratamentos com incorporação, o procedimento adotado foi o seguinte: o solo foi adicionado ao frasco de uma só vez (92,6 g) e após foram adicionados 7,1 mL de água nos tratamentos sem dejetos líquidos e 3 ml de água

nos tratamentos com dejetos líquidos. A mistura do solo úmido com os materiais orgânicos foi feita manualmente com auxílio de espátula.

A quantidade de palha de aveia adicionada em cada frasco foi de $7,0 \text{ g kg}^{-1}$ de solo seco, equivalente a $2,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ de palha. Antecedendo a incubação, a palha foi umedecida com água destilada na proporção de 3 mL g^{-1} de palha. Os dejetos líquidos e sólidos foram adicionados nas proporções de $48,2 \text{ mL kg}^{-1}$ de solo seco ($20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e $31,5 \text{ g kg}^{-1}$ de solo seco ($12,6 \text{ Mg ha}^{-1}$), respectivamente. A escolha das quantidades de resíduos orgânicos a utilizar foi baseada em alguns aspectos principais. Para a palha, a quantidade adicionada foi estabelecida a fim de proporcionar uma adição de C próxima àquela observada em condições de campo e em estudos de laboratório. No caso dos dejetos líquidos, a quantidade adicionada foi estabelecida a fim de evitar a saturação do solo pela fração líquida dos mesmos, além de proporcionar uma adição de N mineral de 60 mg kg^{-1} de solo que, segundo Recous et al. (1995), assegura uma condição não limitante de N à decomposição de palhas de cereais. A quantidade de dejetos sólidos foi estabelecida a fim de proporcionar uma adição próxima àquela realizada a campo e uma quantidade de N mineral de 30 mg kg^{-1} de solo.

Para a avaliação da evolução de C-CO₂, foram montadas 40 unidades experimentais (9 tratamentos x 4 repetições), onde os recipientes de acrílico foram acondicionados no interior de frascos de vidro com capacidade de 800 mL. Três unidades foram utilizadas como testemunha onde era colocado somente o NaOH. A avaliação da evolução de C-CO₂ durante a incubação foi realizada sempre nas mesmas unidades experimentais. Já para a avaliação dos teores de N mineral, os recipientes de acrílico contendo os tratamentos foram acondicionados em frascos de vidro com capacidade de 600 mL, sendo que foram montadas 135 unidades experimentais. Em cada avaliação, eram analisadas 3 repetições dos 9 tratamentos (T1 ao T9) avaliados.

Para evitar que a deficiência de O₂ limitasse a decomposição aeróbia dos materiais orgânicos, os frascos foram periodicamente abertos durante 15 minutos para aeração. A umidade do solo foi mantida próxima a capacidade de campo pela pesagem das amostras e quando necessário, foi adicionada água com auxílio de uma pipeta na superfície do solo e dos resíduos orgânicos.

1.3.2.5 Avaliações

A volatilização de amônia foi avaliada nos primeiros 5 dias nos frascos destinados à avaliação do N mineral. Para tal, foi montado um sistema baseado no método proposto por

Nomminik (1976). A amônia volatilizada foi captada em uma esponja embebida por uma solução de ácido fosfórico e glicerina e suspensa sobre os frascos de acrílico contendo os tratamentos, no interior dos frascos de vidro. As trocas das esponjas foram realizadas 1, 2, 3 e 5 dias após a aplicação dos dejetos. Após cada coleta as esponjas eram lavadas com 100 mL de KCl 1 mol L⁻¹. Os teores de N-NH₃ foram determinados destilando uma alíquota de 20 mL após adição 0,2 g de MgO (TEDESCO et al., 1995)

O C-CO₂ liberado em cada tratamento foi captado em 10 mL de uma solução de NaOH 1 mol L⁻¹ colocada num frasco de vidro com capacidade de 37 mL, suspenso na parte superior de cada frasco. O excesso de NaOH em cada intervalo de coleta foi titulado com uma solução de HCl 1 mol L⁻¹, após precipitação do carbonato com uma solução de BaCl₂ 1 mol L⁻¹ (STOTSKY, 1956). A medida da evolução de C-CO₂ foi realizada 1, 3, 5, 9, 14, 20, 25, 30, 35, 45, 55, 65 e 80 dias, após o início da incubação. Na figura 1.5 são mostrados os dispositivos utilizados para medir a volatilização de amônia, o N mineral e a evolução de CO₂.

Os teores de N mineral do solo (N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) foram determinados logo após a incubação (T0) e aos 5, 10, 20, 30, 50 e 80 dias após o início da incubação. O N mineral foi extraído de todo o solo incubado (85g) incluindo os resíduos orgânicos. A extração foi realizada com 200 mL de KCl 1 mol L⁻¹ e agitação por 30 minutos. Após a agitação o material ficou em repouso por 30 minutos, sendo então retirada uma alíquota de 20 mL do sobrenadante, na qual acrescentou-se 0,2 g de MgO para a determinação do N amoniacal (N-NH₄⁺) 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 (N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻).

A imobilização do N proveniente da fração amoniacal dos dejetos líquidos de suínos foi estimada pela variação dos teores de ¹⁵N orgânico do solo (RECOUS et al., 1988) conforme detalhado no experimento de campo. Após a análise do N mineral dos tratamentos que receberam os dejetos líquidos, com a fração amoniacal enriquecida com ¹⁵N, a mistura solo/solução (KCl 1 mol L⁻¹) foi agitada manualmente e retirou-se uma subamostra que foi colocada em um tubo de centrífuga e centrifugada por 15 minutos a 3000 rpm. A subamostra continha aproximadamente 15 g de solo seco.

A mineralização aparente do C e do N da palha de aveia foi calculada pela diferença entre as quantidades de C-CO₂ e N mineral dos tratamentos com a adição da palha (T2 e T3), palha + dejetos (T8 e T9) e dos tratamentos sem resíduos (T7) e solo + dejetos (T1), respectivamente, em cada modalidade de aplicação (incorporado e superfície). Já para os

tratamentos com dejetos líquidos (T4 e T5) e sólidos (T6 e T7) a mineralização aparente do C e do N foi calculada pela diferença entre os valores de C-CO₂ e N mineral obtidos nos tratamentos com a adição desses resíduos e no tratamento sem resíduos (T1). Para isso, foi assumido que a adição destes materiais orgânicos ao solo não afetou a decomposição da matéria orgânica do solo (efeito “priming”).



Figura 1.5 – Dispositivos utilizados para medir a volatilização de amônia, o N mineral e a evolução de CO₂.

1.3.2.6 Análise estatística

Os resultados obtidos foram submetidos à análise da variância e as médias de tratamentos foram comparadas através do teste de Tukey a 5%.

1.4 Resultados e Discussão

1.4.1 Experimento de campo

1.4.1.1 Emissão de C-CO₂

A emissão de C-CO₂ foi medida entre as fileiras da cultura do milho. Desta forma, o CO₂ medido é oriundo da decomposição dos materiais orgânicos adicionados ao solo (palha e dejetos), da matéria orgânica do solo (MOS) e da respiração das raízes do milho. Na fase inicial do experimento a contribuição das raízes na emissão de C-CO₂ é nula e aumenta com o desenvolvimento da cultura.

1.4.1.1.1 Fluxos de C-CO₂ sem aplicação de dejetos

A incorporação da palha ao solo (preparo reduzido) provocou um aumento na emissão de C-CO₂ para a atmosfera em relação ao plantio direto, onde a palha permaneceu na superfície do solo (Figura 1.6). Esse aumento na emissão de C-CO₂ é observado já nas primeiras quatro horas após a incorporação da palha, onde o preparo reduzido superou o plantio direto em 2,04 kg ha⁻¹ h⁻¹. O C-CO₂ liberado logo após a incorporação da palha, possivelmente, não tenha origem unicamente da decomposição microbiana dos compostos carbonados do solo ou da palha. Reicosky (1999) atribui essa rápida emissão de C-CO₂ para atmosfera logo após o trabalho do solo à liberação do C-CO₂ aprisionado no interior do mesmo e quanto maior for o volume de solo revolvido maiores serão as taxas de emissão de C-CO₂. Após esta liberação inicial, o C-CO₂ medido tem origem na mineralização do C presente na palha e na MOS. O fato de não ter sido avaliada a emissão de C-CO₂ do solo descoberto, com e sem incorporação, impossibilita, mesmo que de forma aparente, a determinação da contribuição de cada uma destas fontes de C para a emissão de C-CO₂ para atmosfera.

A partir dos fluxos de C-CO₂ medidos durante os 126 dias é possível separar as diferenças entre os tratamentos com e sem incorporação da palha em três fases. A primeira, nos 30 dias iniciais, onde a taxa média de emissão de C-CO₂ no preparo reduzido superou aquela do plantio direto em 0,56 kg ha⁻¹ h⁻¹. A segunda, entre 30 e 80 dias com o preparo reduzido emitindo em média 0,19 kg ha⁻¹ h⁻¹ de C-CO₂ a mais que o plantio direto. Na última fase, dos 80 dias até o final da avaliação, a diferença na emissão de C-CO₂ em favor do preparo reduzido diminuiu para 0,17 kg ha⁻¹ h⁻¹. O fato dos dois sistemas apresentarem as maiores emissões de C-CO₂ na fase inicial da decomposição se deve ao fato de que, nessa fase, os microrganismos utilizam o C mais facilmente decomponível, principalmente, aquele presente em compostos solúveis em H₂O (REINERTSEN et al., 1984). Após a decomposição dessa fração, aumenta gradativamente nos resíduos a proporção de compostos de difícil decomposição, como lignina e outros constituintes fenólicos recalcitrantes (PAUL & CLARK, 1996).

A comparação nas emissões de C-CO₂ entre os sistemas plantio direto e convencional (aração + gradagem) foi feita por Ball et al. (1999) e indicou que as diferenças nas quantidades de C-CO₂ emitidas entre estes dois sistemas foram pequenas e significativamente maiores no sistema convencional somente no período logo após o trabalho do solo. Tal resultado se deve provavelmente ao fato que o solo já vinha sendo conduzido no sistema

convencional, o qual apresentava menores teores de C do que no sistema plantio direto. Desta forma, a menor taxa de mineralização da MOS no sistema plantio direto é compensada pelo maior estoque de C neste sistema fazendo com que a emissão de C-CO₂ possa igualar ou mesmo superar (CAMPOS et al., 1999) o sistema convencional. No presente trabalho, anteriormente à instalação do experimento, o solo dos tratamentos com preparo reduzido e plantio direto apresentavam a mesma quantidade de C o que resultou na maior emissão de C-CO₂ no tratamento com preparo reduzido. Recentemente, Balesdent et al. (2000) demonstraram que o trabalho do solo contribui para a desproteção da MO presente nos macroagregados e, alguns casos, nos microagregados favorecendo a decomposição do C presente no solo.

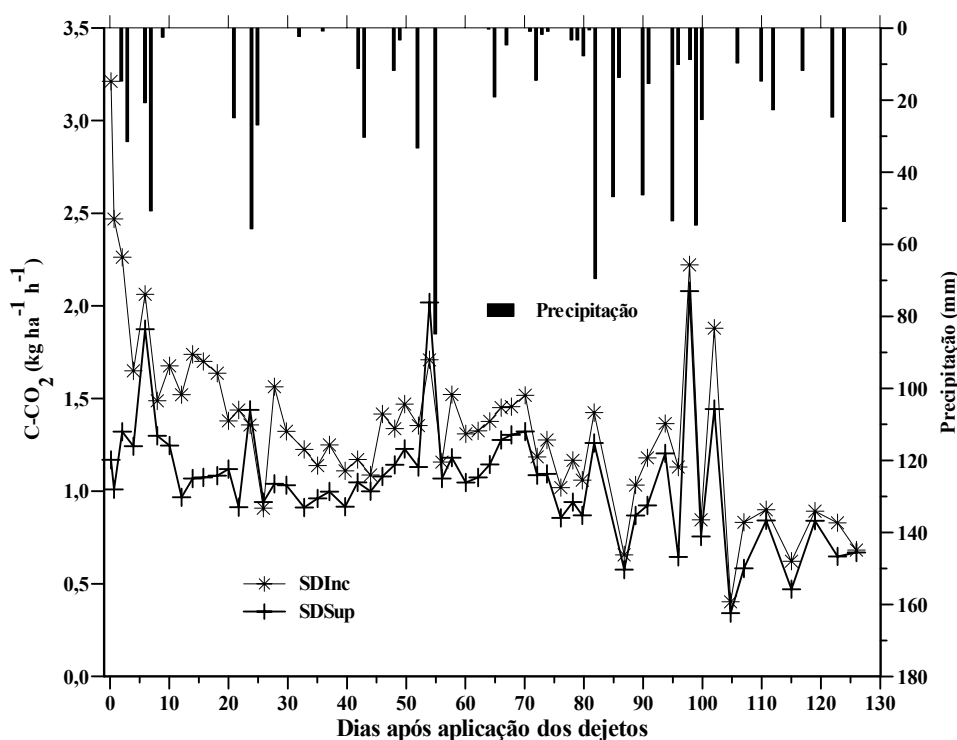


Figura 1.6 – Fluxos de C-CO₂ nos tratamentos sem a aplicação de dejetos de suínos com palha de aveia na superfície do solo (SDSup) ou incorporada (SDInc) e precipitação pluviométrica durante o experimento.

A partir da terceira avaliação, observa-se que os fluxos de C-CO₂ no plantio direto aumentaram e na quinta avaliação os valores obtidos são próximos aos observados no preparo reduzido. Esse aumento na emissão de C-CO₂ deve estar ligado à ocorrência de chuvas que provocaram a lixiviação da fração solúvel da palha para o solo, cujos compostos carbonados dessa fração são rapidamente metabolizados pelos microrganismos (PAUL & CLARK, 1996).

A maior ou menor proximidade dos fluxos entre os dois sistemas de preparo do solo esteve relacionada à ocorrência de chuvas. Observa-se que em períodos com baixa precipitação (8 a 20 dias e 26 a 41 dias) houve uma redução nas taxas de emissão de C-CO₂. Esse efeito ocorreu primeiramente no sistema em que não houve incorporação dos resíduos ao solo e deve estar ligado ao fato de que, nesse sistema, a população microbiana se localiza na resíduosfera, onde estão concentrados os resíduos culturais. Com a ocorrência de períodos de baixa precipitação, a deficiência de umidade reduz a atividade microbiana e, conseqüentemente, a emissão de C-CO₂. Chiapinotto (2003), avaliando a decomposição de palha de aveia em plantio direto, também verificou que em períodos secos ocorreu uma redução na emissão de C-CO₂ para a atmosfera, evidenciando que a taxa de decomposição dos materiais orgânicos nesse sistema está intimamente relacionada aos ciclos de umedecimento e secagem da superfície do solo.

1.4.1.1.2 Fluxos de C-CO₂ com a aplicação de dejetos líquidos e sólidos de suínos

A aplicação de dejetos líquidos de suínos aumentou o fluxo de C-CO₂ para a atmosfera apenas na fase inicial de decomposição, sendo que esse aumento foi mais evidente no plantio direto do que no preparo reduzido (Figura 1.7). Na primeira avaliação, realizada 4 horas após a aplicação dos dejetos líquidos, verificou-se um pico na emissão de C-CO₂ cujos valores no preparo reduzido e no plantio direto superaram aqueles observados nesses mesmos sistemas sem dejetos (Figura 1.7) em, aproximadamente, 4,7 kg ha⁻¹ h⁻¹. Esse pico inicial na emissão de C-CO₂ decresceu rapidamente, sendo que na segunda avaliação essas diferenças declinaram para 0,46 kg ha⁻¹ h⁻¹ e 2,24 kg ha⁻¹ h⁻¹, respectivamente. Esse aumento na emissão de C-CO₂, nas primeiras horas após a aplicação de dejetos, tem sido observado em outros trabalhos conduzidos em condições de campo, tanto com dejetos de suínos (CHIAPINOTTO, 2003; ROCHETTE et al., 2004), como de bovinos (GÈNERMONT, 1996). A partir dos 30 dias da aplicação dos dejetos, observa-se que as diferenças entre os tratamentos com e sem o aporte destes materiais orgânicos é pequena, indicando que a fração do C mais facilmente decomponível pelos microrganismos foi utilizada nesse período, sobrando compostos carbonados mais recalcitrantes.

Provavelmente, a elevada taxa de emissão de C-CO₂ verificada nas primeiras 4 horas não se deva à decomposição biológica da fração orgânica dos dejetos e sim ao C-CO₂ liberado a partir do deslocamento do equilíbrio físico-químico dos carbonatos presentes nos mesmos. Durante o armazenamento dos dejetos, o C-CO₂ produzido pela hidrólise da uréia e pela

decomposição anaeróbica dos ácidos orgânicos voláteis resulta na formação de carbonatos, como por exemplo carbonatos de amônio, os quais são pH dependentes. Com a aplicação de dejetos de líquidos de suínos com pH elevado (7,8 no presente estudo) em solos ácidos (pH=5,2 no presente estudo) ocorre a dissociação dos carbonatos e, conseqüentemente, a liberação de C-CO₂ (SOMMER & SHERLOCK, 1996). O fato

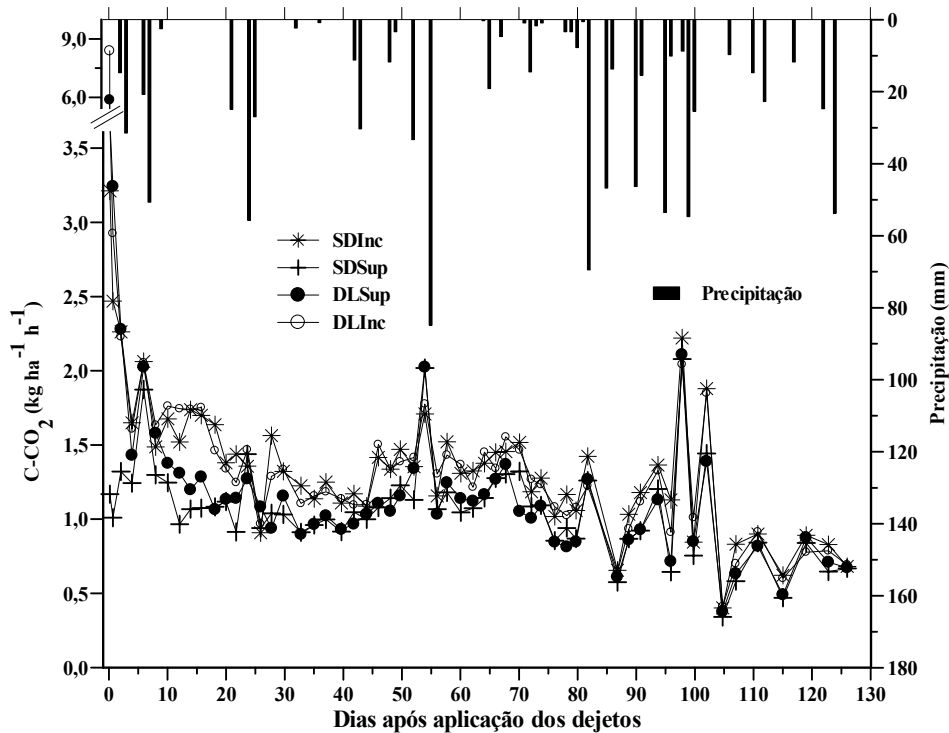


Figura 1.7 – Fluxos de C-CO₂ com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto (DLSup) e preparo reduzido (DLInc) e precipitação pluviométrica durante o experimento.

No preparo reduzido, os fluxos de C-CO₂ obtidos nos tratamentos com (DLInc) e sem dejetos (SDInc) foram muito semelhantes, já a partir do segundo dia de avaliação, enquanto no plantio direto verificou-se que os fluxos com a aplicação de dejetos se mantiveram mais elevados do que sem dejetos, até os primeiros 18 dias de avaliação. Esse resultado em plantio direto é semelhante àquele obtido por Chiapinotto (2003), que encontrou pequena diferença na emissão de C-CO₂, após 20 dias da aplicação dos dejetos de suínos sobre a palha de aveia em relação ao tratamento sem dejetos. Já Chantigny et al. (2001), incorporando os dejetos juntamente com a palha, verificaram que os fluxos de C-CO₂ superaram aqueles observados no tratamento sem dejetos, durante os 28 dias de avaliação. As diferenças obtidas nestes estudos devem estar ligadas ao regime de chuvas na fase inicial de decomposição dos dejetos

e da palha. No presente trabalho, as chuvas acumuladas nos primeiros 7 dias somaram 119 mm contra apenas 26 mm no trabalho de Chantigny et al. (2001).

A aplicação da cama sobreposta ao solo resultou em aumento no fluxo de C-CO₂ somente nos primeiros dias após a sua aplicação (Figura 1.8). Após esse período, as emissões obtidas nos tratamentos com e sem a cama no plantio direto e no preparo reduzido foram semelhantes. Esse resultado pode estar relacionado ao fato de que, aproximadamente, 70% do C presente na cama sobreposta (dados não mostrados) estava contido na maravalha, cuja relação C/N e o teor de lignina são elevados. Além disso, a cama sobreposta utilizada no presente estudo, é resultante da criação de 5 lotes de suínos, num período de 15 meses. É provável que durante a decomposição parcialmente aeróbia que a cama sofreu durante a criação dos animais, os compostos carbonados foram degradados e compostos humificados de difícil decomposição foram formados (THOMSEN & OLESEN, 2000).

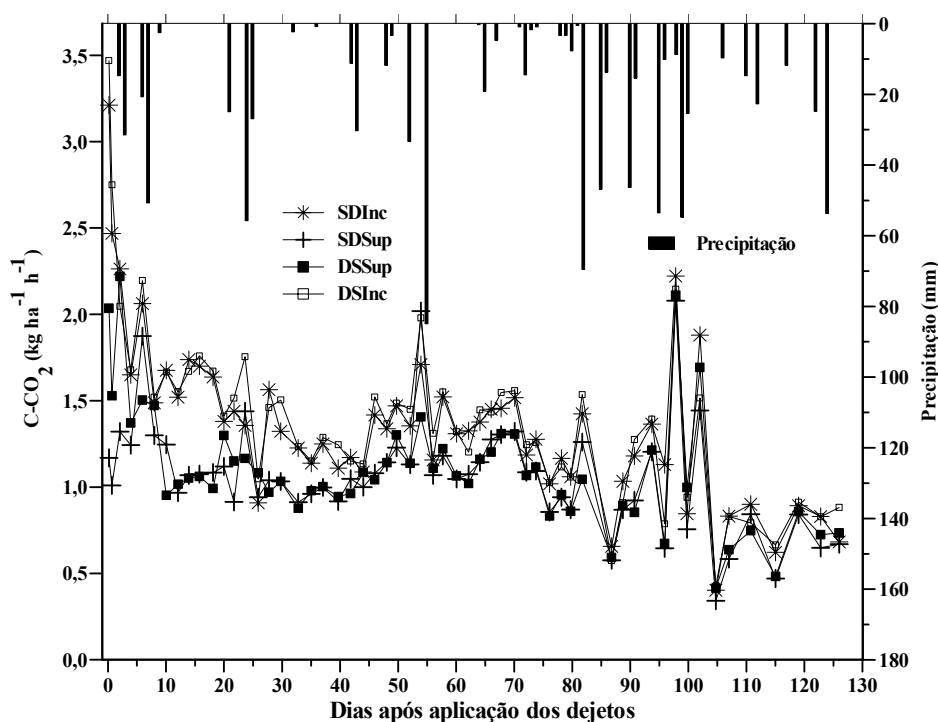


Figura 1.8 – Fluxos de C-CO₂ com a aplicação de dejetos de suínos na forma sólida (cama sobreposta) em plantio direto (DSSup) e preparo reduzido (DSInc) e precipitação pluviométrica durante o experimento.

1.4.1.1.3 Emissão cumulativa de C-CO₂ para a atmosfera

Não houve interação entre os fatores dejetos de suínos (líquidos e sólidos) e modalidades de aplicação (superfície e incorporados) sobre a quantidade total de C-CO₂

emitida durante o período de avaliação. Houve apenas efeito da modalidade de aplicação dos dejetos (superfície ou incorporado). Na média dos tratamentos, em cada modalidade de aplicação, a incorporação dos dejetos e da palha ao solo aumentou a emissão de C-CO₂ para a atmosfera em 627 kg ha⁻¹ (18%), em relação a sua distribuição na superfície do solo (Figura 1.9). Tais resultados indicam que a prática de incorporar os dejetos de suínos, como alternativa para reduzir as perdas de N por volatilização de amônia e o mau cheiro, aumenta a emissão de C-CO₂ para atmosfera em comparação à aplicação dos mesmos ao solo sem incorporação. Esse aumento na emissão de C-CO₂ ocasionado pelo revolvimento do solo está relacionado ao aumento da taxa de mineralização tanto do C da matéria orgânica do solo como daquele adicionado com os resíduos orgânicos. Dependendo da intensidade e da frequência em que o solo é submetido ao revolvimento pode ocorrer uma redução no estoque de MOS a médio e longo prazo.

O fato da emissão total de C-CO₂ não ter diferido entre os tratamentos com palha, palha + dejetos líquidos e palha + dejetos sólidos, tanto em superfície como incorporados ao solo evidenciam que o C dos dejetos líquidos e, principalmente, aquele dos dejetos sólidos foi pouco atacado pelos microrganismos, indicando que o seu uso continuado provoca um incremento no estoque de C do solo, conforme verificado por Giacomini et al. (2002).

Os resultados obtidos com a incorporação conjunta dos dejetos com a palha no presente trabalho contrariam aqueles obtidos em condições de campo por Chantigny et al. (2001) e em condições de laboratório por Saviozzi et al. (1997). Chantigny et al. (2001) verificaram que, após 28 dias, o tratamento onde os dejetos foram incorporados ao solo juntamente com a palha de cevada liberou 26% mais C-CO₂ do que a soma das quantidades de C-CO₂ liberadas pelos tratamentos contendo esses dois materiais orgânicos separadamente. Já Saviozzi et al. (1997) relatam um aumento de 23% na perda de C-CO₂ após 230 dias, quando dejetos de suínos e palha de trigo foram incubados conjuntamente a 25 °C.

O fato de não ter sido encontrado sinergismo entre dejetos e palha no tocante a decomposição da palha, mesmo quando os mesmos foram incorporados ao solo, se deve, provavelmente, às condições climáticas ocorridas na fase inicial do presente estudo. Nos primeiros 7 dias após a aplicação dos dejetos, a precipitação acumulada atingiu 119 mm, sendo que 31 mm ocorreram no dia seguinte após à aplicação (Figura 1.8). É provável que essa quantidade elevada de água da chuva tenha favorecido a saída do N amoniacal da zona de decomposição. No plantio direto, essa zona de decomposição é restrita àquela camada dos resíduos que estão em contato com a superfície do solo. Se o N aplicado pelos dejetos não permanecer nesta região, a velocidade de decomposição da palha não deverá ser alterada pela

maior disponibilidade desse nutriente. Chiapinotto (2003) também atribuiu à precipitação pluviométrica o fato dos dejetos aplicados sobre a palha de aveia em plantio direto não terem aumentado a decomposição da mesma.

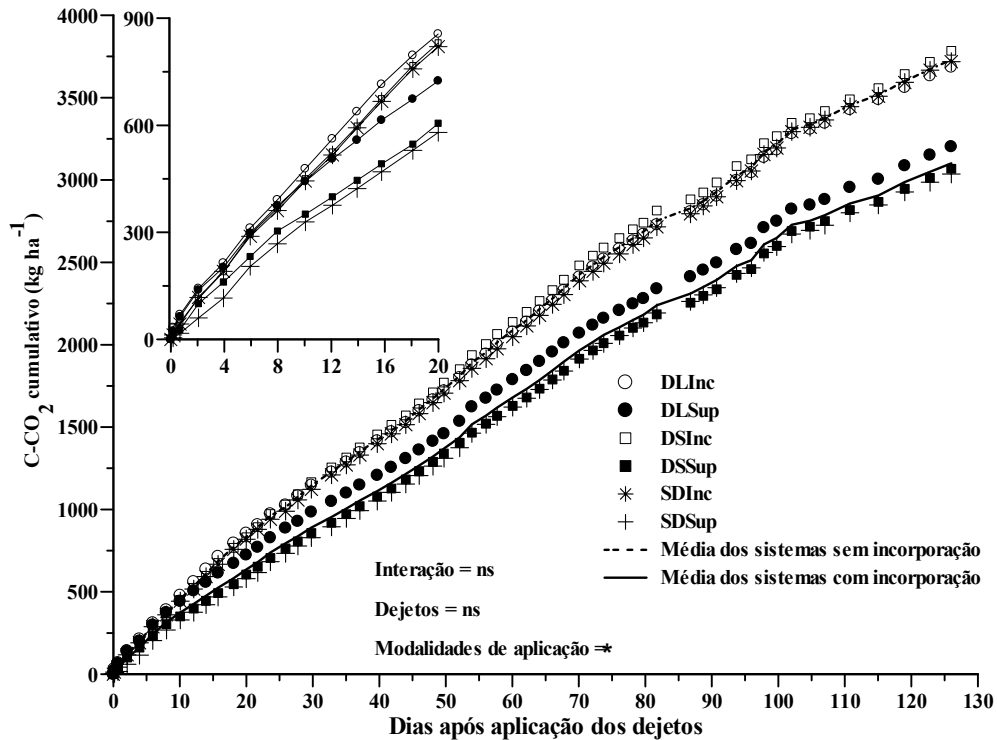


Figura 1.9 – Emissão cumulativa de C-CO₂ para a atmosfera com a aplicação ou não de dejetos de suínos (dejetos líquidos e cama sobreposta) sobre a palha de aveia, com e sem incorporação ao solo. ns: não significativa; * significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

No tratamento com aplicação de dejetos líquidos sobre a palha da aveia e sem incorporação ao solo (DLSup), verificou-se que, ao final do estudo, a emissão cumulativa de C-CO₂ foi superior àquela do tratamento sem aplicação de dejetos em 166 kg ha⁻¹ (Figura 1.9). Observa-se que esta diferença entre os tratamentos se estabeleceu já nos primeiros 18 dias após aplicação dos dejetos, indicando que a dissociação dos carbonatos e a decomposição da fração solúvel dos materiais orgânicos foram as principais fontes de C-CO₂ na fase inicial da decomposição. A proximidade entre a emissão cumulativa de C-CO₂ nos tratamentos com e sem aplicação de dejetos sólidos indica que grande parte do C presente nesse material é de difícil decomposição. Esse resultado é suportado pela composição dos dejetos sólidos (cama sobreposta) em que a maravalha representava 70% do C adicionado com os dejetos. Um aspecto interessante a avaliar em estudos futuros envolve a comparação da decomposição no solo de diferentes tipos de camas utilizadas para a criação de suínos (maravalha, casca de

arroz e palha de cereais), bem como de camas submetidas a diferentes tempos de permanência no sistema de criação.

A diferença na quantidade de C mineralizado entre os tratamentos com e sem incorporação se deve à mineralização do C presente na palha de aveia e nos dejetos e da MOS. O fato de não ter sido avaliada a emissão de C-CO₂ no solo sem o uso de palha e, ou, dejetos, impossibilita o cálculo da quantidade de C mineralizado proveniente de cada uma destas fontes de C. No entanto, se for considerado que os dejetos líquidos não provocaram aumento na decomposição da palha, pode-se usar a diferença nas quantidades de C-CO₂ entre os tratamentos DLSup e SDSup para estimar a mineralização de C dos dejetos. Essa diferença ao final do experimento foi de 166 kg ha⁻¹, o que permite estimar em 27% do C dos dejetos líquidos os quais adicionaram ao solo 617 kg de C ha⁻¹ (Tabela 1.1). Este valor é próximo daquele obtido por Chiapinotto (2003) utilizando a mesma técnica de medida da emissão de C-CO₂.

1.4.1.2 Volatilização de amônia

As maiores taxas de emissão de N-NH₃ ocorreram nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos (Figura 1.10). Na segunda avaliação, verificou-se um decréscimo acentuado no fluxo de N-NH₃ reduzindo as diferenças entre tratamentos. Tal cinética de volatilização de N-NH₃, com perdas mais acentuadas logo após a aplicação dos dejetos, é referenciada em diversos trabalhos com dejetos de suínos (SOMMER & ERSBOLL, 1994; CHADWICK et al., 1998; SMITH et al., 2000; ROCHETTE et al., 2002) e evidencia a importância de se considerar as condições edafo-climáticas quando da aplicação dos dejetos no campo.

A alta concentração de N amoniacal na camada superficial do solo, observada logo após a aplicação dos dejetos líquidos, é a principal causa das elevadas taxas de emissão de NH₃ (SOMMER & SHERLOCK, 1996; CHANTIGNY et al., 2004a). Aliado a isso, os dejetos apresentam pH elevado o que pode resultar num aumento no pH da camada superficial do solo aumentando a relação NH₃/NH₄⁺, principalmente, logo após a sua aplicação. Chantigny et al. (2004a), após terem aplicado 90 m³ ha⁻¹ de dejetos de suínos, com pH igual a 7,7, verificaram aumentos de 2,3 unidades de pH do solo da camada 0 – 0,5 cm e de 1,7 unidades na camada de 0,5 – 2 cm. Nas camadas 2,0 – 5,0 cm e 5,0 – 10 cm o aumento foi de apenas 0,4 e 0,05 unidades, respectivamente. Este aumento do pH pela aplicação dos dejetos de suínos se deve ao pH alcalino dos mesmos e pela dissociação dos carbonatos presentes, a

qual ocorre rapidamente em solos ácidos (SOMMER & SHERLOCK, 1996). Outro aspecto relacionado aos dejetos que apresenta influência sobre a volatilização está relacionado aos teores de MS destes materiais. Dejetos com elevados teores de MS apresentam uma menor infiltração no solo comparado com dejetos mais diluídos, o que contribui para a ocorrência de maiores emissões de NH_3 após a sua aplicação devido o N amoniacal permanecer na superfície do solo (MOAL et al., 1995).

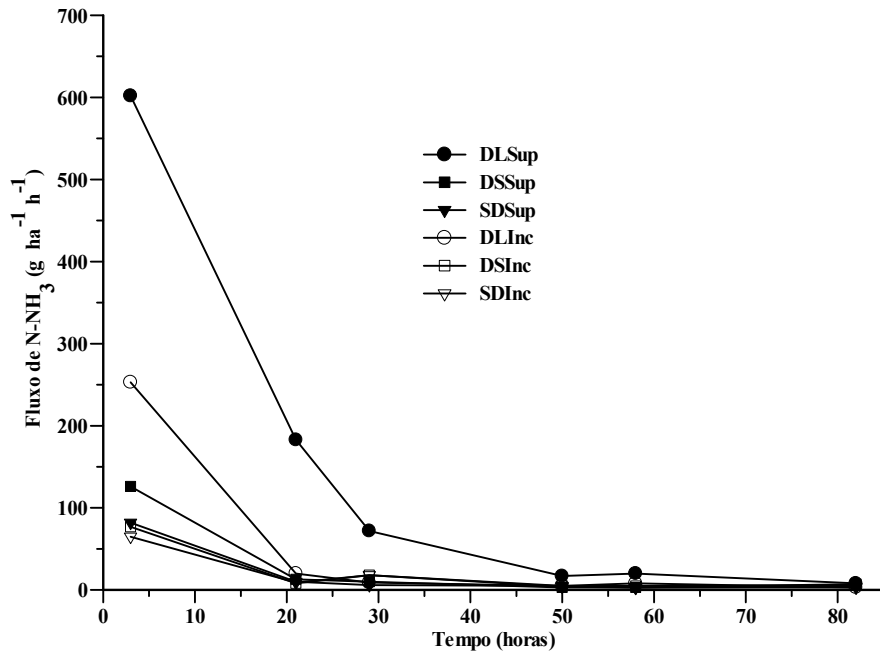


Figura 1.10 – Fluxo de N-NH_3 para a atmosfera em cada avaliação após a aplicação dos dejetos de suínos com e sem incorporação ao solo.

A incorporação dos dejetos reduziu os fluxos de amônia para a atmosfera. Enquanto nos dejetos líquidos em superfície a volatilização de amônia nas primeiras três horas foi de $602 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, aquela nos dejetos líquidos com incorporação foi de $253 \text{ g ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Figura 1.10). A redução na emissão de N-NH_3 devido à incorporação dos dejetos é relatada em diversos trabalhos (SOMMER & ERSBOLL, 1994; SMITH et al., 2000; ROCHETTE et al., 2002) e deve-se à incorporação do N amoniacal ao solo, o que proporciona uma menor difusão do NH_3 para a atmosfera em função da diminuição da temperatura e da ação do vento. Além disso, a incorporação dos dejetos promove uma maior reação da amônia com os íons H^+ presentes no solo deslocando o equilíbrio químico para a forma catiônica de NH_4^+ a qual é temporariamente retida nas fases líquida e sólida do solo.

Houve interação significativa entre os fatores dejetos de suínos (líquidos e sólidos) e modalidades de aplicação (superfície e incorporado) sobre as perdas de N por volatilização de

amônia, as quais foram maiores com a aplicação de dejetos líquidos do que com os dejetos sólidos e naqueles tratamentos em que os dejetos permaneceram na superfície do solo (Figura 1.11). A quantidade acumulada de N perdido por volatilização de amônia atingiu $6,3 \text{ kg ha}^{-1}$ no tratamento com DLSup (Figura 1.11a). A incorporação dos dejetos ao solo juntamente com a palha de aveia reduziu a perda de N por volatilização de amônia em 78%. Esta redução na volatilização de amônia com a incorporação dos dejetos líquidos de suínos é próxima daquela observada por Rochette et al. (2002). No solo, a volatilização de amônia é proporcional à pressão parcial de NH_3 na superfície do mesmo, a qual diminuiu com o decréscimo da concentração de N-NH_4^+ , seja pela infiltração dos dejetos no solo (CHANTIGNY et al., 2004a) ou pela incorporação mecânica dos mesmos (ROCHETTE et al., 2002). A incorporação dos dejetos de suínos ao solo também favorece o aumento da resistência de difusão da amônia para a atmosfera.

Os resultados deste trabalho evidenciam que a incorporação dos dejetos de suínos ao solo é uma alternativa para reduzir as perdas de N por volatilização de amônia, preservando o potencial fertilizante nitrogenado deste resíduo orgânico. Todavia, o efeito da incorporação dos dejetos sobre a volatilização de amônia será tão mais significativo quanto mais próximo da aplicação dos dejetos for realizada a incorporação. Observa-se na figura 1.11b que 28% da perda total de N amoniacal ocorrida durante as 82 horas ocorreu nas primeiras 3 horas e 83% nas primeiras 21 horas após a aplicação. Em condições de lavoura, muitas vezes, não é possível incorporar os dejetos logo após a sua aplicação e, dependendo do tempo decorrido da aplicação até a incorporação, essa prática não deve ser empregada, pois a mesma apresentará baixa eficiência sobre a redução das perdas de N por volatilização e ainda contribuirá para aumentar a emissão de C-CO_2 para a atmosfera pela mobilização do solo.

Quanto à cama sobreposta, observa-se que as quantidades de N perdidas por volatilização de amônia foram inferiores àquelas observadas para os dejetos líquidos (Figura 1.11). Ao final da avaliação apenas 1,8% e 0,7% do N amoniacal aplicado com a cama sobreposta foi perdido por volatilização de amônia no plantio direto e no preparo reduzido, respectivamente. Esse resultado deve estar ligado às características físicas e químicas dos resíduos orgânicos já que a cama sobreposta apresentou menor teor de N amoniacal do que os dejetos líquidos. Além disso, é possível que a maior quantidade de matéria seca e a presença de torrões úmidos na cama sobreposta reduziram a difusão da amônia para a atmosfera.

O armazenamento da cama sobreposta durante 20 dias em sacos plásticos porosos em um galpão até a sua aplicação ao solo deve ter influenciado nos resultados da emissão de NH_3 após a sua aplicação ao campo. É provável que parte do N amoniacal presente na cama após a

sua retirada do sistema de criação dos suínos tenha sido perdida durante o armazenamento, o que contribuiu para as baixas concentrações de N amoniacal no momento de sua aplicação e para os baixos valores de emissão de amônia observados no campo. Hansen (2004) constatou que o armazenamento da cama sobreposta durante 2 meses reduziu a concentração de N amoniacal e as perdas de N por volatilização de NH_3 foram 44% menores do que a verificada na cama sobreposta aplicada ao solo sem armazenamento. Moller et al. (2000), ao realizar a compostagem de diferentes tipos de cama sobreposta, formadas com palha de trigo, verificaram que a compostagem (armazenamento) por 143 dias, com temperaturas do ar variando de 7 a 17 °C, provocaram perdas de 0,8 a 3 kg de N Mg^{-1} de cama compostada. Neste período, a concentração média do N amoniacal nas diferentes camas diminuiu de 27% para 4%, sem o aparecimento de nitrato (< de 1%) indicando a perda do N amoniacal.

A percentagem do N amoniacal adicionado ao solo pelos dejetos e que foi perdida por volatilização de amônia variou de 0,7% no tratamento DSInc a 9,8% no tratamento DLSup (Figura 1.11b). Basso (2003) trabalhando em área próxima àquela do presente estudo encontrou perdas entre 14 e 38% do N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos. A perda de N verificada na cama sobreposta aplicada em superfície foi de aproximadamente 1,8%. Hansen (2004), após ter aplicado 9,3 Mg ha^{-1} de cama sobreposta, com 23% de MS, verificou uma perda do N amoniacal de 19,5%. Essas variações nos valores de volatilização de N- NH_3 observadas nos diferentes estudos resultam de inúmeros fatores, com destaque para a composição física e química dos dejetos e do solo, além das condições climáticas predominantes em cada situação (SOMMER & HUTCHINGS, 2001). No caso do trabalho de Hansen (2004), possivelmente a maior proporção de N amoniacal presente na cama sobreposta tenha favorecido a elevada perda de N por volatilização. Dados sobre a perda de N por volatilização de amônia com o uso de dejetos de animais ainda são escassos na literatura brasileira.

No presente trabalho, ocorreu uma chuva de 40 mm 4 horas após a aplicação dos dejetos. Como o sistema coletor é fechado, essa chuva não atingiu o solo no interior da câmara. Porém após a chuva ter ocorrido, foi aplicado em cada coletor 50% da quantidade d'água da chuva. Isso pode ter favorecido a infiltração no solo do N amoniacal presente nos dejetos o que deve ter contribuído para reduzir a perda de N por volatilização de amônia. A redução da volatilização de amônia pela ação da chuva foi relatada por Sommer & Hutchings (2001).

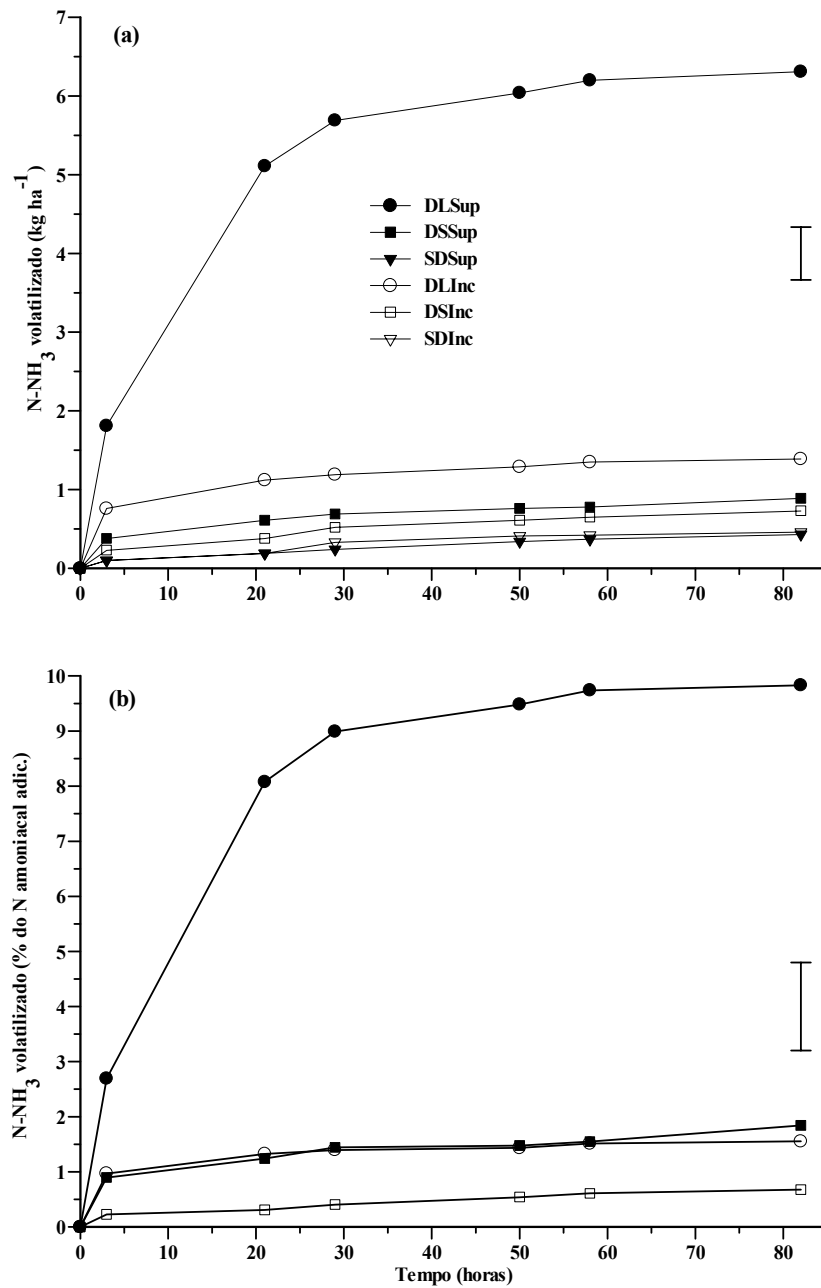


Figura 1.11 – Perdas acumuladas de N por volatilização de amônia, em kg ha⁻¹ (a) e em percentagem do N amoniacal adicionado (b) com os dejetos de suínos aplicados em superfície ou incorporados ao solo. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey 5%).

Além das características intrínsecas dos dejetos e das condições climáticas ocorridas após a aplicação dos mesmos, outro fator que pode ter contribuído para os índices relativamente baixos de perdas de N-NH₃ encontrados no presente estudo envolve o dispositivo empregado na sua avaliação, o qual é estático e não sofre ação do vento. Tal

característica pode subestimar as perdas de N por volatilização de amônia, pois Sommer & Hutchings (2001) verificaram que há uma relação direta entre taxas de perdas de N-NH₃ e velocidade do vento. Isto porque o vento afeta a atmosfera imediatamente acima da região onde os dejetos foram aplicados aumentando a taxa de difusão de N-NH₃ para a atmosfera (SOMMER & HUTCHINGS, 2001).

A eficiência da câmara estática utilizada no presente trabalho para avaliar as perdas de N-NH₃ foi avaliada indiretamente por Rodrigues et al. (2002) e Port et al. (2003) através da medida das concentrações de N mineral no solo dentro e fora das câmaras coletoras de NH₃ que haviam recebido dejetos de suínos. Nos dois trabalhos, os autores verificaram que as quantidades de N mineral no solo com o emprego das câmaras foram, em média, 25% superiores àquelas onde não foram utilizadas as câmaras, indicando que a câmara diminui as perdas reais de N por volatilização. Tais resultados levaram os autores a concluir que o método é mais recomendado para comparar tratamentos do que para quantificar as perdas de N por volatilização de amônia.

1.4.1.3 Imobilização do ¹⁵N amoniacal dos dejetos

A quantidade de N imobilizado foi avaliada através da medida do enriquecimento da fração orgânica do solo pelo ¹⁵N adicionado juntamente com o N amoniacal dos dejetos. Desta forma, os valores de N imobilizado referem-se apenas a imobilização do N amoniacal proveniente dos dejetos, não sendo considerada a imobilização do N mineral presente no solo proveniente da mineralização da MOS e do N orgânico dos dejetos.

A análise estatística dos dados referente às quantidades de N imobilizadas indicou que não houve interação entre sistemas (aveia e pousio) e modalidades de aplicação dos dejetos (incorporado e superfície) sobre a imobilização de N. Na média dos dois sistemas, em cada modalidade de aplicação, não houve diferenças na quantidade de N imobilizada em nenhuma das avaliações realizadas, indicando que a incorporação dos dejetos ao solo não resultou em maior quantidade de N amoniacal imobilizada (Tabela 1.3).

A presença da palha de aveia, seja na superfície ou incorporada no solo, aumentou a imobilização do N proveniente da fração amoniacal dos dejetos, comparada com os tratamentos em pousio (Tabela 1.3). Já nos primeiros 3 dias após a aplicação dos dejetos ao solo observou-se que a quantidade de N imobilizada atingiu valores de 12,5 e 7,0 kg ha⁻¹ (15,8% e 8,8% do N amoniacal aplicado), respectivamente, nos sistemas aveia e pousio na média das modalidades de aplicação. A quantidade de N imobilizada variou pouco entre as 6

avaliações realizadas com um valor médio de 10,6 kg ha⁻¹ para o sistema com aveia e de 7,2 kg ha⁻¹ para o sistema com pousio.

Tabela 1.3 – Quantidade de N imobilizado na fração orgânica do solo, na camada 0 – 10 cm, derivado do N amoniacal dos dejetos enriquecidos com ¹⁵N e aplicados com e sem incorporação no solo nos sistemas pousio/milho e aveia/milho

Sistema	Incorporado		Média ¹	Incorporado		Média
	Superfície	Superfície		Superfície	Superfície	
kg ha ⁻¹						
3 dias			9 dias			
Aveia	13,0	11,9	12,5 a ²	10,5	11,4	11,0 a
Pousio	6,8	7,2	7,0 b	6,5	8,0	7,2 b
Média	9,9 a	9,6 a		8,5 a	9,7 a	
21 dias			37 dias			
Aveia	10,3	13,2	11,8 a	9,1	8,3	8,7 a
Pousio	8,7	8,7	8,7 b	7,4	7,4	7,4 a
Média	9,5 a	10,9 a		8,3 a	7,9 a	
54 dias			127 dias			
Aveia	10,6	9,5	10,1 a	9,7	9,1	9,4 a
Pousio	5,9	5,4	5,7 b	7,0	7,8	7,4 b
Média	8,3 a	7,5 a		8,3 a	8,5 a	

¹ Os valores das médias nas colunas representam a quantidade média de N imobilizada nos sistemas com e sem incorporação em cada sistema e nas linhas os valores das médias representam a quantidade média de N imobilizada nos sistemas pousio e milho em cada modalidade de aplicação; ² As médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

A diferença na quantidade de N imobilizada entre os sistemas aveia e pousio representa o efeito da palha de aveia, que na média das avaliações foi de 3,4 kg ha⁻¹. Na fase inicial esta diferença foi maior atingindo 5,5 kg ha⁻¹. Tais valores representam uma imobilização de 2,2 e 3,6 kg de N imobilizado Mg⁻¹ de C adicionado com a palha de aveia. No caso dos dejetos, foram imobilizados 11,7 kg de N para cada Mg de C adicionada através deste material orgânico. Esses valores de N imobilizado por unidade de C adicionado demonstram o elevado potencial de imobilização que apresentam os dejetos de suínos comparado com a palha de aveia. Tais valores podem ser ainda maiores se for considerada a

imobilização do N proveniente da mineralização da fração orgânica dos dejetos. Chantigny et al. (2004b), utilizando dejetos de suínos com a fração mineral (amoniaco) e orgânica enriquecidas com ^{15}N , verificaram que a quantidade de N imobilizada por Mg de C adicionado com os dejetos atingiu valor máximo de 102 kg de N.

Em diversos trabalhos é relatada a ocorrência de uma imobilização temporária de N após a aplicação dos dejetos de suínos ao solo, atribuída à rápida decomposição do C facilmente decomponível adicionado com os dejetos (FLOWERS & ARNOLD, 1983; BERNAL & KIRCHMANN, 1992; DENDOOVEN et al., 1998; CHADWICK et al., 2001). Segundo Dendooven et al. (1998), a imobilização temporária de N no solo com a aplicação dos dejetos está relacionado à decomposição dos ácidos graxos voláteis (acetato, butirato e propionato) formados na decomposição anaeróbia durante o armazenamento dos dejetos nas esterqueiras. Kirchmann & Lundvall (1993) verificaram que a imobilização de N após a aplicação dos dejetos ocorre simultaneamente com a decomposição dos ácidos graxos aplicados ao solo.

O fato da incorporação da palha de aveia ao solo juntamente com os dejetos não ter aumentado a imobilização de N, em relação à palha em superfície, contraria a hipótese de que o maior contato entre o carbono da palha da aveia, o N mineral dos dejetos e os microrganismos do solo, resultaria em uma maior demanda em N pela biomassa microbiana decompositora devido ao aumento da decomposição da palha da aveia. No entanto, a quantidade de N a ser imobilizada depende da quantidade de N que atinge os sítios de decomposição (ANGERS & RECOUS, 1997).

Chadwick et al. (2001) avaliaram em laboratório as transformações do N após a aplicação de dejetos de suínos na superfície do solo ou injetados na presença de pastagem de gramínea. Estes autores verificaram que com a injeção 8% do N amoniacal aplicado foi imobilizado e 6% quando os mesmos foram deixados na superfície do solo. Morvan et al. (1996), após terem incorporado parcialmente os dejetos de suínos em solo sob cultivo de triticle, verificaram que a imobilização do ^{15}N amoniacal dos dejetos aumentou linearmente até os primeiros 30 dias estabilizando após este período. A quantidade máxima de N imobilizada observada por estes autores correspondeu a 23,2% do N amoniacal aplicado com os dejetos de suínos. Neste mesmo trabalho, os autores verificaram, através do modelo FLUAZ, que a imobilização bruta de N foi semelhante à imobilização do ^{15}N amoniacal, indicando que a imobilização do N é dependente principalmente do N amoniacal aplicado com os dejetos. Aplicando os dejetos de suínos em solo descoberto e sob cultivo de *Lolium perenne*, Morvan et al. (1997) verificaram que do total de N imobilizado nos 27 dias de

estudo, a maior parte ocorreu nos primeiros 3 dias e que a quantidade de N imobilizada foi maior na ausência de plantas, atingindo 25% do N amoniacal aplicado contra 16% na presença do *Lolium perenne*.

Ao incorporarem no solo (2 a 3 cm) dejetos de suínos (61,3 kg de N ha⁻¹), cuja fração orgânica e mineral foram enriquecidas com ¹⁵N, Chantigny et al. (2004b) verificaram, através do enriquecimento da fração orgânica do solo, que a imobilização de N atingiu 10% do N total aplicado logo no primeiro dia após a aplicação dos dejetos em um solo arenoso (210 g de argila kg⁻¹ de solo) na cultura do milho. A máxima imobilização ocorreu aos 14 dias atingindo 44% do N aplicado com os dejetos. Estes valores são superiores aos obtidos no presente trabalho provavelmente porque Chantigny et al. (2004b) quantificaram a imobilização de N proveniente tanto da fração mineral como da fração orgânica dos dejetos. Esses resultados indicam, que parte do N mineralizado da fração orgânica dos dejetos é imobilizado pela biomassa microbiana.

Da quantidade total de N imobilizada na camada de 0-10 cm, a maior parte foi imobilizada na camada superficial do solo (APÊNDICE A). Considerando a avaliação realizada 3 dias após a aplicação dos dejetos, verifica-se que, na média dos sistemas com incorporação, 87% do N imobilizado na camada 0-10 cm foi imobilizado nos primeiros 5 cm. Isso pode ter ocorrido em função de que a incorporação dos materiais orgânicos ao solo foi realizada com gradagem leve o que proporcionou uma incorporação superficial dos mesmos ao solo (entre 0 e 7 cm). Nos sistemas sem incorporação, 86% da imobilização de N ocorreu na camada 0 – 5 cm, sendo que 75% na camada 0-2,5 cm. Este resultado deve estar relacionado ao fato de que na camada superficial há uma concentração da biomassa microbiana em função da maior disponibilidade de C e nutrientes.

1.4.1.4 Quantidades de N mineral e distribuição do nitrato no perfil do solo

A quantidade de N mineral (N-NH₄⁺ + N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) no solo foi maior nos tratamentos com dejetos líquidos do que nos tratamentos com dejetos sólidos (Figura 1.12a). Tais resultados se devem ao fato de que os dejetos líquidos adicionaram três vezes mais N-NH₄⁺ ao solo do que os dejetos sólidos (Tabela 1.1). Nos tratamentos com dejetos sólidos esperava-se que a quantidade de N mineral na fase inicial, em que a demanda em N pelo milho ainda era pequena aumentasse em função da mineralização do N orgânico adicionado com este resíduo (124,6 kg ha⁻¹). O fato desse aumento não ter sido observado pode ser atribuído à baixa taxa de mineralização do N orgânico presente nesses resíduos, mesmo

quando estes foram incorporados ao solo. Além disso, os microrganismos decompositores dos compostos carbonados deste material orgânico podem ter imobilizado parte do N dos próprios dejetos e também do solo.

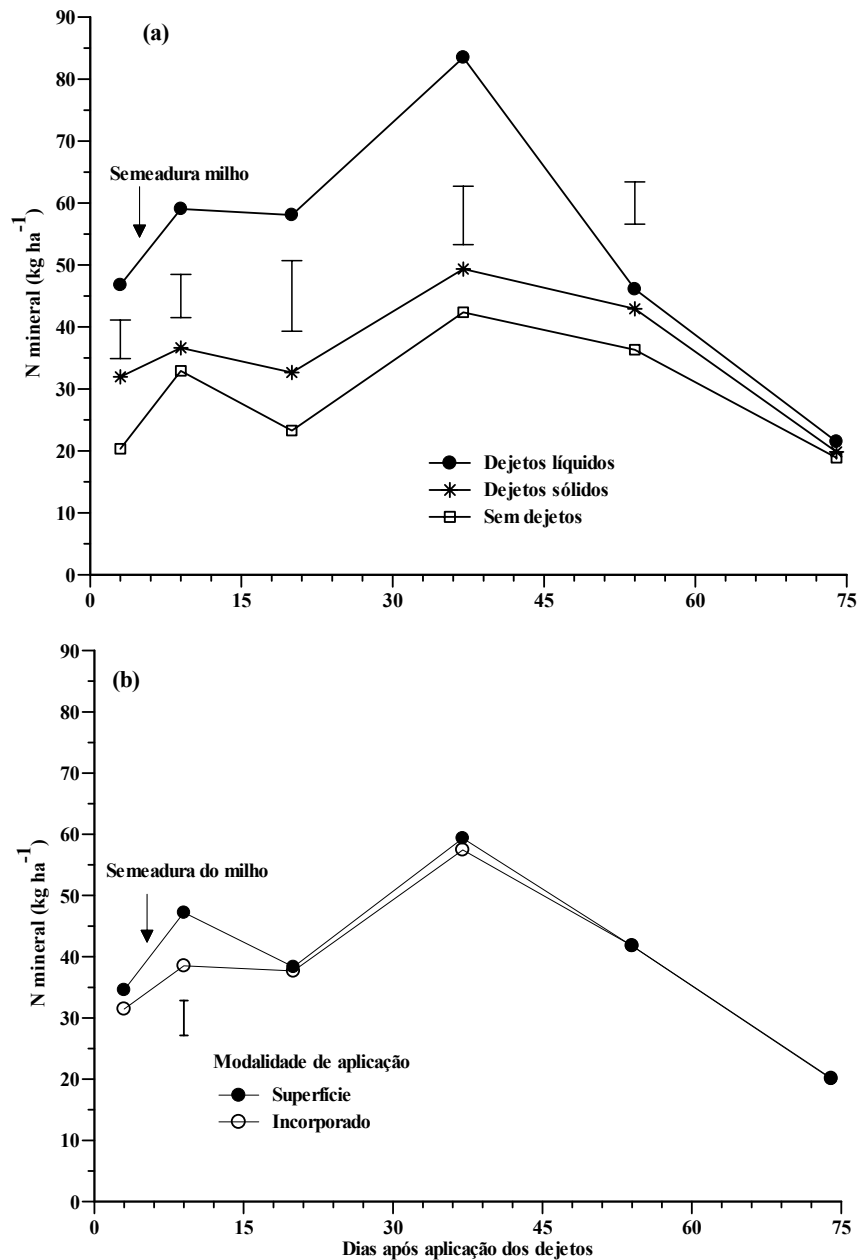


Figura 1.12 – Quantidades de N mineral na camada de 0-90 cm do solo (soma das camadas 0-10, 10-30, 30-60 e 60-90 cm) nos tratamentos com a aplicação ou não de dejetos de suínos na média das duas modalidades de aplicação (a) e em cada modalidade de aplicação na média dos tratamentos com a aplicação ou não de dejetos de suínos (b). As barras verticais representam a diferença mínima significativa entre as médias de cada tratamento (Tukey a 5%).

A quantidade de N mineral aplicado com os dejetos líquidos recuperados na camada 0-90 cm do solo 3 dias após a aplicação dos dejetos atingiu apenas 46% do N aplicado. Este valor é próximo daquele encontrado por Almeida (1999) e Port (2002) cinco dias após a aplicação dos dejetos líquidos sobre a palha de aveia e são inferiores aos verificados por Franchi (2001). Considerando a quantidade de N amoniacal que foi imobilizada (item 1.4.1.3) e as perdas de N por volatilização de amônia (item 1.4.1.2), o valor de recuperação do N aplicado totaliza 77% para os dejetos aplicados em superfície e 67% para os dejetos incorporados ao solo. Tais valores podem estar subestimados em função de que parte do N aplicado com os dejetos pode ter permanecido aderido junto à palha de aveia devido à mesma absorver parte da fração líquida dos dejetos a qual é rica em N amoniacal. Em estudo realizado na UFSM, em 2000/01, verificou-se que 6 horas após a aplicação de 87 kg de N amoniacal com os dejetos líquidos sobre a palha de aveia, 8 kg de N ha⁻¹ (≈10%) ficaram retidos na mesma (dados não publicados). Além disso, o dispositivo utilizado para medir a volatilização de amônia subestima as perdas, o que contribui para diminuir a recuperação no solo do N mineral aplicado com os dejetos.

Observa-se na figura 1.12a que as quantidades de N mineral na camada de 0-90 cm nos tratamentos com dejetos sempre foram superiores às encontradas nos tratamentos sem dejetos. Este resultado indica que, durante o período avaliado, o solo sempre apresentou mineralização líquida (mineralização bruta > imobilização bruta). Verifica-se também que a diferença entre a quantidade de N no solo dos tratamentos com dejetos líquidos e aqueles sem dejetos aumentou até os primeiros 37 dias. Neste período, a quantidade de N mineral supera aquela observada no tratamento sem a aplicação de dejetos em 40 kg ha⁻¹ e 7 kg ha⁻¹, respectivamente, com a aplicação dos dejetos líquidos e sólidos. Estes resultados evidenciam o maior potencial imediato de fornecimento de N pelos dejetos líquidos em relação à cama sobreposta e indicam que o N orgânico presente na cama apresenta uma baixa taxa de mineralização. Após este período de acumulação do N no solo, as quantidades de N mineral diminuem em função do aumento da demanda em N pela cultura do milho.

Na figura 1.12b observa-se que, na média dos tratamentos com incorporação, com exceção de uma data, a quantidade de N mineral do solo foi semelhante àquela dos tratamentos em que os dejetos não foram incorporados ao solo. Esperava-se encontrar uma maior quantidade de N mineral no tratamento em que os dejetos líquidos foram incorporados ao solo, já que essa prática reduziu significativamente as perdas de N por volatilização de NH₃ (Figura 1.11). É provável que a incorporação dos dejetos tenha promovido maior contato entre o carbono da palha da aveia, o N mineral dos dejetos e os microrganismos do solo,

umentando a população e a atividade microbiana e, conseqüentemente a imobilização de N. No entanto este aspecto não foi válido para a imobilização do N amoniacal aplicado com os dejetos. Porém, é possível que a incorporação dos dejetos juntamente com a palha tenha favorecido uma maior imobilização bruta comparada quando os dejetos permaneceram na superfície do solo.

A quantidade de nitrato na camada 0 – 10 cm do solo, 3 dias após a aplicação dos dejetos líquidos no sistema plantio direto e no preparo reduzido supera aquela dos tratamentos sem a aplicação de dejetos em 8,2 e 6,1 kg ha⁻¹, respectivamente (Figura 1.13a). Esses resultados, mostram que o N amoniacal é rapidamente nitrificado no solo, corroborando com aqueles obtidos em outros estudos, onde os dejetos foram incorporados (MORVAN et al., 1996) ou não ao solo (ALMEIDA, 2000). O fato das bactérias nitrificadoras oxidarem rapidamente o N amoniacal dos dejetos, pode ter conseqüências negativas, tanto do ponto de vista fertilizante, como poluente. Isto por que o N-NO₃⁻ aparece precocemente no solo, quando ainda não há uma cultura para absorvê-lo, ficando susceptível a perdas por lixiviação e/ou desnitrificação, dependendo das condições ambientais.

A variação temporal das quantidades de N-NO₃⁻ no solo até a profundidade de 90 cm, após a aplicação dos dejetos, mostra que a quantidade de N-NO₃⁻ no solo dos tratamentos com dejetos líquidos é maior do que naqueles com dejetos sólidos (Figura 1.13). Isso se deve a maior quantidade de N amoniacal adicionada ao solo com os dejetos líquidos. Observa-se que, nas duas primeiras avaliações, a quantidade de N-NO₃⁻ na camada de 0-10 cm do tratamento DLSup superou aquela do tratamento DLInc (Figura 1.13a e 1.13b). Esse resultado pode ser atribuído ao estímulo da imobilização bruta de N pela população microbiana com a incorporação dos dejetos juntamente com a palha, competindo com o processo de nitrificação.

Na avaliação realizada aos 37 dias, observou-se que a maior parte do NO₃⁻ encontrava-se nas camadas 15 – 30 e 30 – 60 cm, não havendo diferenças entre os tratamentos DLInc e DLSup (Figura 1.13d). Essa migração do nitrato das camadas superficiais para as camadas mais profundas do solo é resultado da percolação da água das chuvas no perfil do solo. No período entre as coletas realizadas aos 20 e 37 dias após a aplicação dos dejetos, a precipitação acumulada foi de 177,5 mm. É importante destacar que nesse período de 17 dias ocorreram 9 dias com chuva. Como nesse período a demanda em N pela cultura do milho ainda é pequena, é provável que parte desse N possa ter sido perdido por lixiviação de NO₃⁻, contribuindo à contaminação das águas subsuperficiais. Nas avaliações realizadas aos 54 e 74 dias da aplicação dos dejetos, a quantidade de nitrato no perfil do solo é baixa, em função da absorção do N mineral no solo pelas plantas de milho.

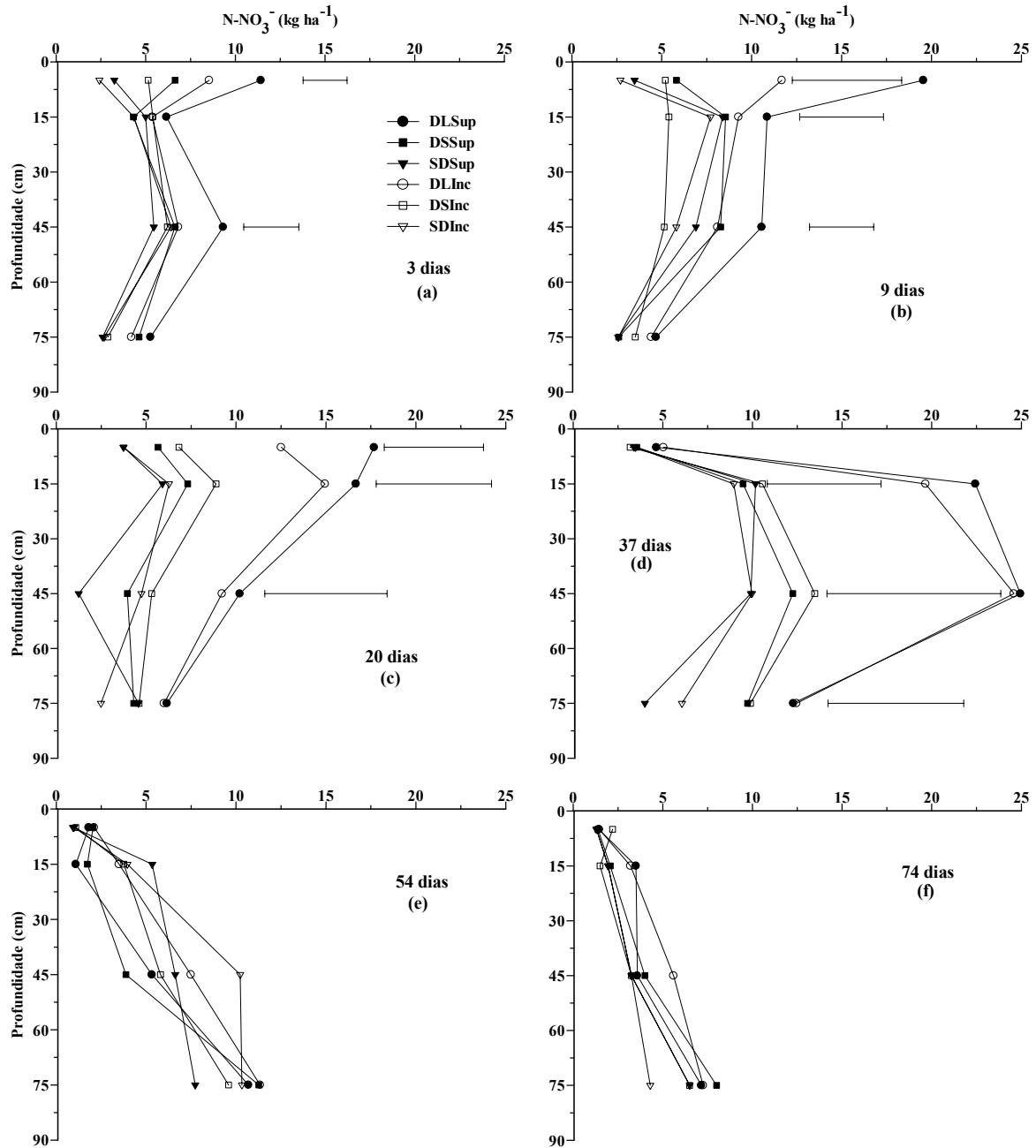


Figura 1.13 – Quantidades de $N-NO_3^-$ na camada de 0-90 cm do solo, aos 3, 9, 20, 37, 54 e 74 dias após a aplicação ou não de dejetos de suínos (forma líquida e sólida/cama sobreposta) nas duas modalidades de aplicação (superfície e incorporado) no milho. As barras horizontais representam a diferença mínima significativa entre as médias de cada tratamento (Tukey a 5%).

A partir dos resultados obtidos em condições de campo pode se inferir o seguinte: a) as perdas de N por volatilização de NH_3 são maiores com a aplicação de dejetos líquidos de suínos do que com a aplicação de dejetos sólidos e essas perdas podem ser reduzidas com a incorporação dos dejetos ao solo. No entanto, a incorporação provocou um aumento na

emissão de C-CO₂ para atmosfera em relação ao sistema sem incorporação, de 627 kg de C-CO₂ o que equivale a 1,6 Mg de palha de aveia; b) a quantidade de N imobilizada proveniente da fração amoniacal dos dejetos não aumentou com a incorporação dos mesmos juntamente com a palha. Porém, as quantidades de nitrato no solo foram menores nos tratamentos com incorporação sugerindo que a incorporação, tenha proporcionado uma maior imobilização bruta de N comparado ao sistema sem incorporação; e c) as quantidades de N mineral no solo dos tratamentos com cama sobreposta não diferiram daquelas observadas nos tratamentos sem a aplicação de dejetos, indicando que o N orgânico presente na cama sobreposta apresenta baixa taxa de mineralização.

1.4.2 Experimento de Laboratório

1.4.2.1 Dinâmica do C

1.4.2.1.1 Mineralização do C dos dejetos de suínos

A cinética de mineralização do C dos dejetos líquidos diferiu daquela apresentada pela cama sobreposta (Figura 1.14). Enquanto nos dejetos líquidos a mineralização do C apresentou uma fase inicial rápida, seguida de uma fase mais lenta, na cama sobreposta a mineralização do C foi mais lenta desde o início da incubação. A elevada liberação de C-CO₂ nos primeiros dias pode ser atribuída à decomposição do C presente na fração solúvel dos materiais orgânicos. Após a decomposição desta fração, restam nos resíduos orgânicos compostos carbonados mais recalcitrantes (REINERTSEN et al., 1984; SAVIOZZI et al., 1997).

Embora os tratamentos com dejetos líquidos tenham adicionado apenas 13,6% da quantidade do C do tratamento com cama, a liberação do C-CO₂ desses tratamentos não diferiu até os primeiros 9 dias de avaliação (Figura 1.14a). Nesse período, a liberação de C-CO₂ dos dois tratamentos com dejetos sólidos atingiu, em média, 19% do total de C-CO₂ liberado nos 80 dias. Já nos tratamentos com dejetos líquidos esse percentual foi de 30%, sendo que 11% foram evoluídos no primeiro dia. Ajwa et al. (1994) verificaram que após 5 dias da adição dos dejetos de suínos a liberação de C-CO₂ atingiu 50% daquela emitida nos 30 dias de incubação a uma temperatura de 23 °C.

Essas diferenças na velocidade de decomposição entre os dejetos líquidos e a cama estão relacionadas à composição química destes materiais orgânicos. Na cama sobreposta utilizada na incubação 70% do C presente na mesma estava contido na maravalha, cuja

relação C/N e o teor de lignina são elevados. Além disso, a decomposição desses materiais depende do manejo a que os mesmos foram submetidos. No sistema com cama sobreposta o C proveniente dos dejetos sofre uma decomposição parcialmente aeróbia, onde os compostos de fácil decomposição são degradados e ocorre a formação de compostos humificados de difícil decomposição (THOMSEN & OLESEN, 2000). Já no sistema em que os dejetos são manejados na forma líquida e armazenados em esterqueiras anaeróbias ocorre a formação de compostos de baixo peso molecular, durante a fermentação, tais como os ácidos graxos voláteis (KIRCHMANN & LUNDVALL, 1993).

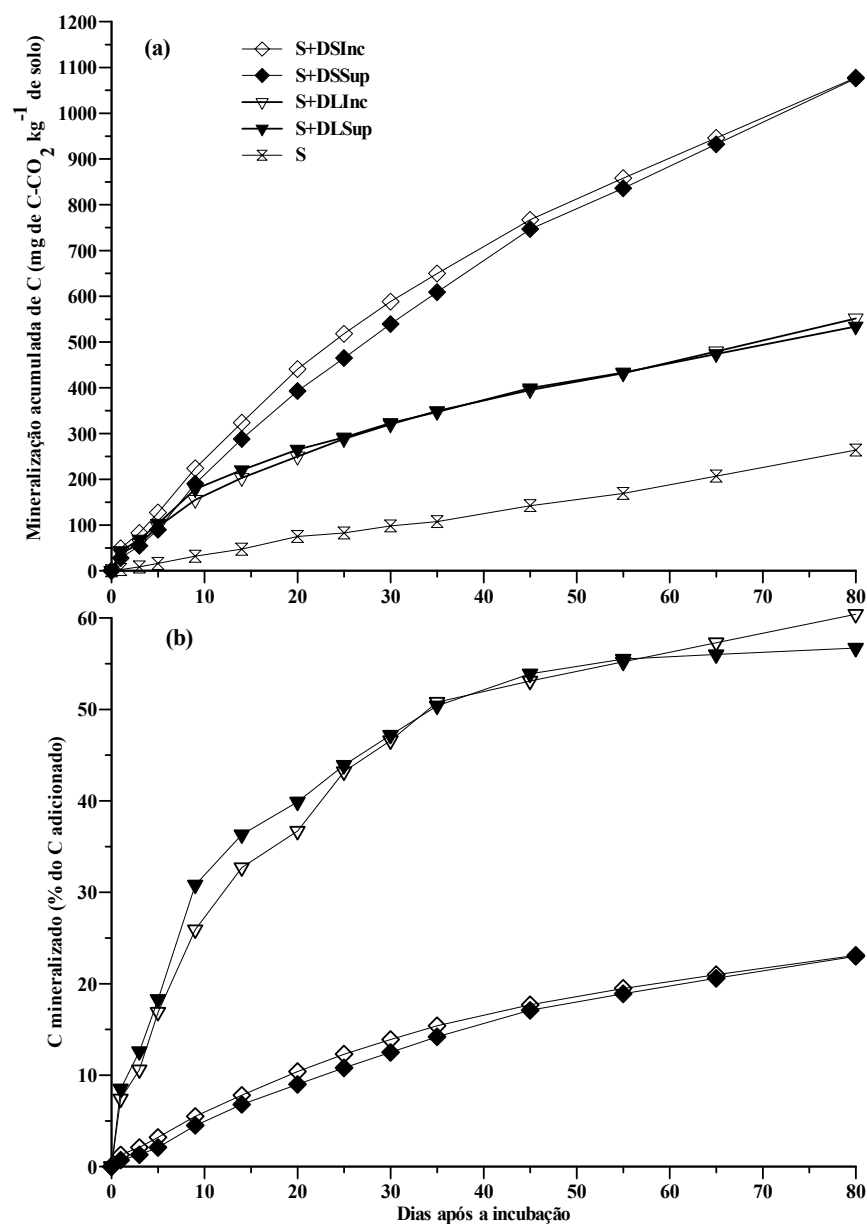


Figura 1.14 – Mineralização acumulada do C do solo (S), solo + dejetos sólidos (S+DS), solo + dejetos líquidos (S+DL), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo.

A rápida liberação de C-CO₂ verificada logo após a aplicação dos dejetos líquidos pode estar relacionada à dissociação dos carbonatos contidos nesses materiais, os quais são formados durante o armazenamento. Nas esterqueiras anaeróbias ocorre a produção de dióxido de carbono, através da hidrólise da uréia e da decomposição de ácidos orgânicos voláteis (Sommer & Husted, 1995). Em solução, o CO₂ reage com outras espécies, como NH₃, formando carbonatos, cujo equilíbrio químico é pH-dependente (SOMMER & HUSTED, 1995). Os carbonatos acumulados podem ser rapidamente liberados quando os dejetos de suínos com pH alcalino são aplicados em solos ácidos (SOMMER & SHERLOCK, 1996).

A incorporação dos dejetos de suínos (líquidos e cama sobreposta) não provocou aumento na mineralização do C presente nestes materiais orgânicos (Figura 1.14). Dendooven et al. (1998), em condições de laboratório, também verificaram que a injeção de dejetos de suínos ao solo não resultou em maior liberação de C-CO₂ comparada aos dejetos deixados na superfície do solo. Também em condições de laboratório, porém utilizando dejetos de bovinos, Flessa & Besse (2000) não encontraram diferenças sobre a mineralização do C deixando os dejetos na superfície ou injetando o mesmo ao solo. O fato da incorporação não ter aumentado a decomposição dos dejetos pode ser atribuído a três aspectos principais: 1) com a quantidade aplicada de dejetos é provável que o contato entre o C e o solo não tenha limitado o processo de decomposição; 2) a baixa relação C/N dos dejetos, principalmente daqueles manejados na forma líquida, também pode ter contribuído para diminuir o efeito da incorporação sobre a decomposição dos mesmos; 3) por último, a natureza dos compostos carbonados nos dejetos também pode resultar em que a sua decomposição independa da forma como os mesmos são distribuídos no solo.

A percentagem do C adicionado que foi mineralizado durante os 80 dias de incubação é apresentada na figura 1.14b. A cama sobreposta foi aquela que apresentou a menor percentagem de decomposição (23% do C adicionado), enquanto os dejetos líquidos apresentaram a maior proporção de C mineralizado (59% do C adicionado). Esse valor de decomposição para os dejetos líquidos é próximo ao obtido por Ajwa et al. (1994) (58%) e supera aqueles encontrados por Saviozzi et al. (1997) (44%). Essas diferenças nos valores de decomposição encontradas em diferentes estudos estão ligadas à composição bioquímica dos dejetos líquidos, a qual é influenciada pela alimentação dos animais e pelo tempo de armazenamento entre outros fatores. Além disso, as condições abióticas e bióticas de cada estudo também podem contribuir para as variações observadas nas quantidades de C mineralizadas.

1.4.2.1.2 Mineralização do C da palha de aveia

Os tratamentos com palha de aveia apresentaram uma rápida mineralização do C nos primeiros 20 dias, seguida por uma fase mais lenta após este período (Figura 1.15). Na fase inicial, ocorre a decomposição da fração facilmente decomponível como a fração solúvel. Após a exaustão dessa fração mais lábil, ocorre a mineralização gradativa e a taxas constantes de uma fração mais resistente (ELLERT & BETTANY, 1988; AITA & GIACOMINI, 2003).

A adição de N amoniacal através dos dejetos líquidos de suínos não aumentou a mineralização cumulativa do C da palha ao final da avaliação. Em condições de campo, Chiapinotto (2003) também não encontrou efeito dos dejetos de suínos no aumento da decomposição de palha de aveia deixada na superfície do solo (plantio direto). Tais resultados diferem daqueles obtidos por Saviozzi et al. (1997), os quais relatam que a decomposição da palha de trigo ($C/N = 79,6$) aumentou em 23% quando esta foi incorporada na presença dos dejetos de suínos. A maior relação C/N e a moagem da palha no estudo de Saviozzi et al. (1997) devem ter contribuído para favorecer o efeito positivo dos dejetos sobre a decomposição da palha de trigo.

Após 45 dias, observa-se que a mineralização da palha nos tratamentos com adição de dejetos apresentaram uma redução nas taxas de mineralização (Figura 1.15a). Esta redução na liberação de $C-CO_2$ pode ser devido a uma rápida exaustão dos compostos carbonados facilmente decomponíveis na fase inicial. Além disso, a medida da evolução do $C-CO_2$ não pode ser considerada como uma medida equivalente à decomposição, pois somente uma fração do C decomposto é mineralizado, enquanto outra fração é assimilada pela biomassa microbiana. A proporção entre C mineralizado e C assimilado depende do rendimento de assimilação do C dos microrganismos, o qual pode variar para o mesmo microrganismo, em função das condições em que ocorre a decomposição, e também em função da composição da população de decompositores. Fungos, por exemplo, são mais eficientes em assimilar o C do que bactérias (HOLLAND & COLEMAN, 1987), sendo que um aumento na população dos mesmos pode resultar em menor quantidade de $C-CO_2$ emitido para uma mesma quantidade de C decomposto. No presente estudo, a adição dos dejetos pode ter afetado a composição e o metabolismo da população microbiana e conseqüentemente, favorecido um aumento no coeficiente de assimilação de C dos microrganismos, reduzindo desta forma a evolução de $C-CO_2$ e favorecendo a retenção de C no solo.

A ausência de efeito interativo na evolução de $C-CO_2$, quando os dejetos e a palha foram incorporados conjuntamente no solo, confirmam os resultados obtidos a campo, porém

diferem dos resultados obtidos por Saviozzi et al. (1997) e por Chantigny et al. (2001), os quais verificaram que os dejetos aumentaram a decomposição da palha de aveia em 23% e 26%, respectivamente. A maior relação C/N e a moagem da palha no estudo de Saviozzi et al. (1997) devem ter contribuído para favorecer o efeito positivo dos dejetos sobre a decomposição da palha de aveia. Com a moagem da palha aumenta o contato entre o C e população microbiana e o aumento na demanda em N é suprido pelo N amoniacal dos dejetos, aumentando a taxa de decomposição da palha.

No presente trabalho, o grau de contato entre a palha de aveia e o solo variou em função da localização da mesma no solo. O aumento do contato dos resíduos com o solo pela incorporação da palha somente provocou uma maior mineralização do C da palha quando esta foi incorporada sem a adição de dejetos. Aos 80 dias, observou-se que, sem a aplicação de N-dejetos, a % de C mineralizado no tratamento com palha incorporada foi 9,2 % superior à palha em superfície. Possivelmente, em condições de campo a diferença na decomposição entre resíduos incorporados e mantidos na superfície do solo seja maior do que no laboratório, já que o processo de decomposição na superfície do solo estará bastante vulnerável às condições de umidade e temperatura.

O fato de a incorporação ter aumentado a degradação da palha de aveia apenas na ausência de dejetos indica que, possivelmente, o contato entre o C da palha e o solo é importante quando a disponibilidade de N no local da decomposição é baixa. Com o aumento na disponibilidade de N, com a aplicação dos dejetos, o contato palha/solo afeta em menor grau a decomposição da palha. Porém, é de se esperar que, para resíduos com uma maior C/N, o aumento do contato palha/solo numa condição de disponibilidade elevada de N resultará em maior decomposição comparada aos mesmos resíduos deixados na superfície do solo.

A percentagem do C adicionado pela aveia que foi mineralizado variou de 51% no tratamento S+PSup a 60% no tratamento S+PInc, com média de 54,5% para os tratamentos que receberam os dejetos de suínos (S+P+DLSup e S+P+DLInc) (Figura 1.15b). Estes valores obtidos para a palha de aveia em superfície são superiores aos encontrados por Chiapinotto (2003) e Da Ros (2004) em condições de campo; porém, estão próximos daqueles obtidos para as palhas de cereais em condições de laboratório (RECOUS et al., 1995; SAVIOZZI et al., 1997; HENRIKSEN & BRELAND, 1999; CORBEELS et al., 2000). Essas diferenças podem ser consequência das condições ambientais observadas no campo e no laboratório. No campo, a variação das condições abióticas, especialmente a temperatura e a umidade solo (HEAL et al., 1997; RODRIGO et al., 1997) estão entre os principais fatores que influenciam

a decomposição dos materiais orgânicos. Em condições de laboratório, esses fatores são, normalmente, otimizados.

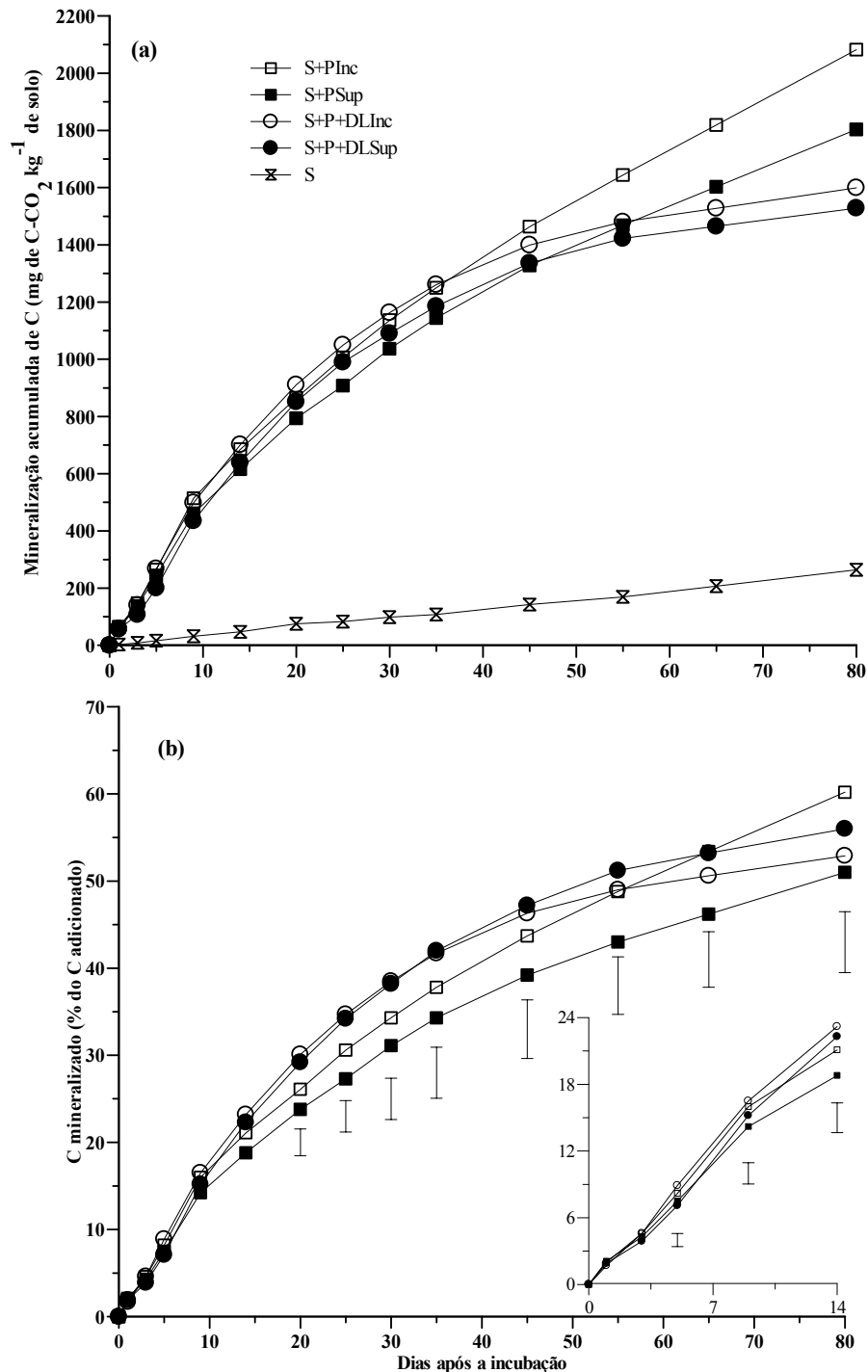


Figura 1.15 – Mineralização acumulada do C do solo (S), solo + palha (S+P), solo + palha + dejetos líquidos (S+P+DL), com os materiais orgânicos mantidos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo. As barras verticais representam a diferença mínima significativa entre as médias de cada tratamento (Tukey a 5%).

1.4.2.2 Dinâmica do N

1.4.2.2.1 Volatilização de amônia

A incorporação dos dejetos líquidos reduziu a volatilização de amônia, confirmando os resultados obtidos no estudo realizado em condições de campo. Enquanto que na média dos tratamentos em superfície a perda atingiu 11% do N amoniacal aplicado, nos tratamentos com incorporação a perda foi de apenas 0,8% (Figura 1.16). Dendooven et al. (1998), trabalhando em condições de laboratório, a uma temperatura de 25 °C, verificaram que a injeção dos dejetos de suínos ao solo reduziu as perdas de N por volatilização de amônia em 90% comparado aos dejetos mantidos na superfície.

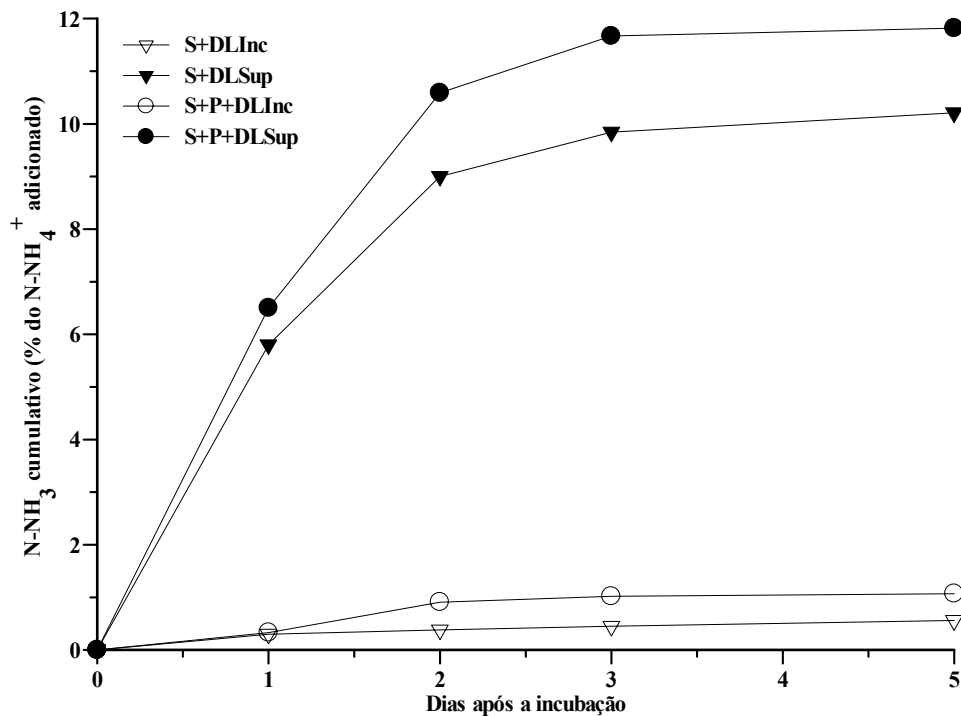


Figura 1.16 – Volatilização acumulada de amônia nos tratamentos solo + dejetos líquidos (S+DL) e solo + palha + dejetos líquidos (S+P+DL) aplicados na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo.

Observa-se na figura 1.16 que no primeiro dia após a aplicação dos dejetos ocorreu a maior perda de N-NH₃ correspondendo a 56% da quantidade total de amônia emitida durante os cinco dias de avaliação. Tal resultado reforça a importância da recomendação de incorporar os dejetos o mais próximo possível da sua aplicação ao solo para reduzir as perdas de N por volatilização. Chadwick et al. (2001), após terem aplicado o equivalente a 25 Mg ha⁻¹ de

dejetos de suínos na superfície do solo, sob condições de laboratório, verificaram que nas primeiras 21 horas a perda de N por volatilização de amônia atingiu 68% do total volatilizado em 8 dias. No estudo de Chadwick et al. (2001), a volatilização de amônia foi medida utilizando um sistema com fluxo de ar sendo que a atmosfera de cada câmara era renovada a cada minuto. Tal sistema pode favorecer uma maior emissão de amônia, haja vista a grande influência do vento sobre esse processo (SOMMER & HUTCHINGS, 2001).

1.4.2.2.2 Nitrificação

A nitrificação do N-NH_4^+ aplicado com os dejetos de suínos foi rápida (Figura 1.17). Observa-se que todo o N-NH_4^+ no tratamento com cama sobreposta foi nitrificado nos primeiros 5 dias (Figura 1.17a e 1.17b), enquanto nos dejetos líquidos incorporados isso ocorreu nos primeiros 10 dias (Figura 1.17c) e nos dejetos em superfície em 20 dias (Figura 1.17d). Essa rápida oxidação do N-NH_4^+ adicionado via dejetos líquidos também foi observada por Le Pham et al. (1984), trabalhando em laboratório, com um solo siltoso, a uma temperatura de 25 °C. Embora esses autores tenham adicionado 4 vezes mais N amoniacal do que no presente estudo, o amônio aplicado foi totalmente nitrificado nos primeiros 20 dias.

A incorporação dos dejetos ao solo favoreceu o processo de nitrificação do N-NH_4^+ aplicado (Figura 1.17c e 1.17d). A partir das quantidades líquidas de N-NO_3^- (N-NO_3^- tratamento com dejetos - N-NO_3^- tratamento sem dejetos) é possível calcular a taxa de nitrificação do N amoniacal dividindo o valor resultante dessa diferença pelo tempo transcorrido. Nos primeiros 5 dias, os tratamentos com dejetos sólidos apresentaram taxas de nitrificação de 5,27 mg de $\text{N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} , quando aplicado em superfície e de 4,78 mg de $\text{N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} , quando incorporados. Com os dejetos líquidos incorporados a taxa de nitrificação foi de 7,19 mg de $\text{N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} , próxima daquela encontrada por Flowers & Ocallaghan (1983), que, em condições de laboratório, incorporaram ao solo 50 mg de $\text{N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de solo via dejetos de suínos e encontraram uma taxa de nitrificação de 6,88 mg de $\text{N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} . Com a aplicação dos dejetos na superfície do solo, a taxa de nitrificação diminuiu para 3,93 mg de $\text{N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} . Essa redução na velocidade de nitrificação do N amoniacal com a aplicação dos dejetos na superfície do solo é um aspecto interessante, já que diminui o potencial de perda de N no solo no sistema plantio direto, onde os dejetos são aplicados sobre os resíduos culturais.

As taxas de nitrificação observadas nos tratamentos em superfície são maiores do que aquelas verificadas por Almeida (2000) de 1,48 $\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e Franchi (2001) de 4,96 kg ha^{-1}

dia⁻¹ em condições de campo. Essas diferenças se devem principalmente às condições edafoclimáticas entre os estudos de campo e de laboratório. A condições ótimas de temperatura e umidade do solo em condições de laboratório devem potencializar os processos microbianos relacionados à dinâmica do N no solo.

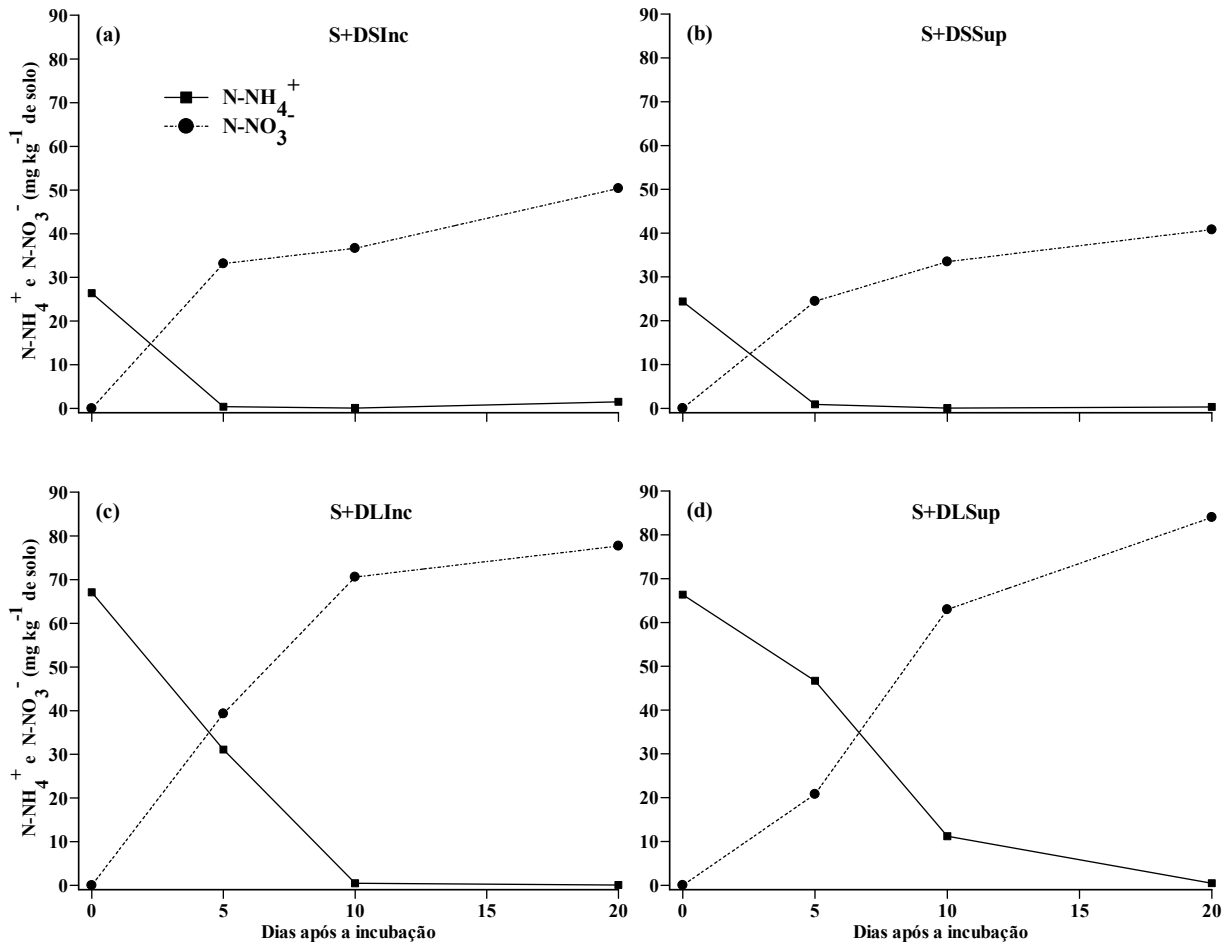


Figura 1.17 – Quantidade de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ nos primeiros 20 dias após a incubação dos dejetos líquidos e sólidos de suínos nos tratamentos S+DSInc (a), S+DSSup (b), S+DLInc (c) e S+DLSup (d).

As elevadas taxas de nitrificação observadas após a aplicação dos dejetos, principalmente, após a sua incorporação ao solo podem ter implicações sobre o potencial fertilizante e poluente desses resíduos orgânicos. Isso porque, na maioria das propriedades que utilizam os dejetos de suínos como fonte de nutrientes às plantas, a aplicação dos mesmos é realizada antecedendo a semeadura das culturas. Nessa condição, o N é aplicado ao solo em uma fase em que a demanda por esse nutriente é nula. Como a oxidação do $N-NH_4^+$ é rápida, grande quantidade de $N-NO_3^-$ pode acumular no solo e, dependendo das condições edafoclimáticas, esse nitrato poderá ser lixiviado e, ou, desnitrificado. As perdas de N por

lixiviação e desnitrificação, além de reduzirem o potencial fertilizante dos dejetos, contribuem para a poluição ambiental.

1.4.2.2.3 Mineralização do N

1.4.2.2.3.1 Dejetos de suínos

As quantidades de N mineral no solo após a aplicação dos dejetos de suínos aumentaram a partir dos primeiros cinco dias de incubação (Figura 1.18). O efeito do modo de aplicação dos dejetos ao solo (superfície ou incorporado) sobre a dinâmica do N é melhor visualizado na figura 1.18b, onde é apresentada a variação dos valores de N mineral (ΔN mineral = N mineral solo com resíduos orgânicos – N mineral solo sem resíduos orgânicos) nos diferentes tratamentos. Ela pode ser utilizada como um indicativo da ocorrência dos processos líquidos de mineralização e imobilização de N durante a decomposição dos materiais orgânicos. Observa-se que os valores de ΔN mineral foram positivos durante todo o experimento, indicando a ocorrência de mineralização líquida de N (Figura 1.18b).

A maior parte do N mineralizado nos 80 dias de avaliação ocorreu nos primeiros 30 dias. No caso da cama sobreposta, os valores de ΔN mineral não diferiram quanto à forma de aplicação desse material ao solo (superfície ou incorporado). Aos 80 dias, a mineralização líquida de N nos tratamentos com cama sobreposta foi de 43,2 mg de N kg⁻¹ de solo indicando um potencial de mineralização do N orgânico de 14,5%. Nesse mesmo período, a mineralização líquida de N para os dejetos líquidos variou de 16,1 mg de N kg⁻¹ de solo para os dejetos incorporados a 27,0 mg de N kg⁻¹ de solo para os dejetos em superfície. Tais valores representam um potencial de mineralização do N orgânico adicionado de 26,0% e 43,5%, respectivamente. O potencial de mineralização de 14,5% para o N orgânico presente na cama sobreposta confirma os resultados de campo, onde a quantidade de N mineral no solo do tratamento com cama sobreposta foi apenas ligeiramente superior ao tratamento sem a aplicação de dejetos.

McCalla (1977 apud FLOWERS & OCALLAGHAN, 1983) sugere que nos dejetos de suínos, a fração orgânica encontra-se, principalmente, em duas formas: 1) proteínas que resistiram à digestão animal, as quais estão combinadas com lignina; e 2) células vivas e mortas de microrganismos oriundas do trato digestivo dos animais. A proporção dessas formas de N varia em função da idade dos animais, da dieta fornecida aos mesmos e de aspectos relacionados com o seu armazenamento. É provável que os dejetos oriundos do

sistema de cama sobreposta apresentem maior proporção de N orgânico recalcitrante haja vista que durante a decomposição parcialmente aeróbia boa parte do N já deve ter sido mineralizado. Com relação aos dejetos líquidos, o seu armazenamento favorece a fermentação de compostos nitrogenados orgânicos por bactérias, principalmente do gênero *Clostridium*, conduzindo ao acúmulo de amônia (MADIGAN et al., 1997).

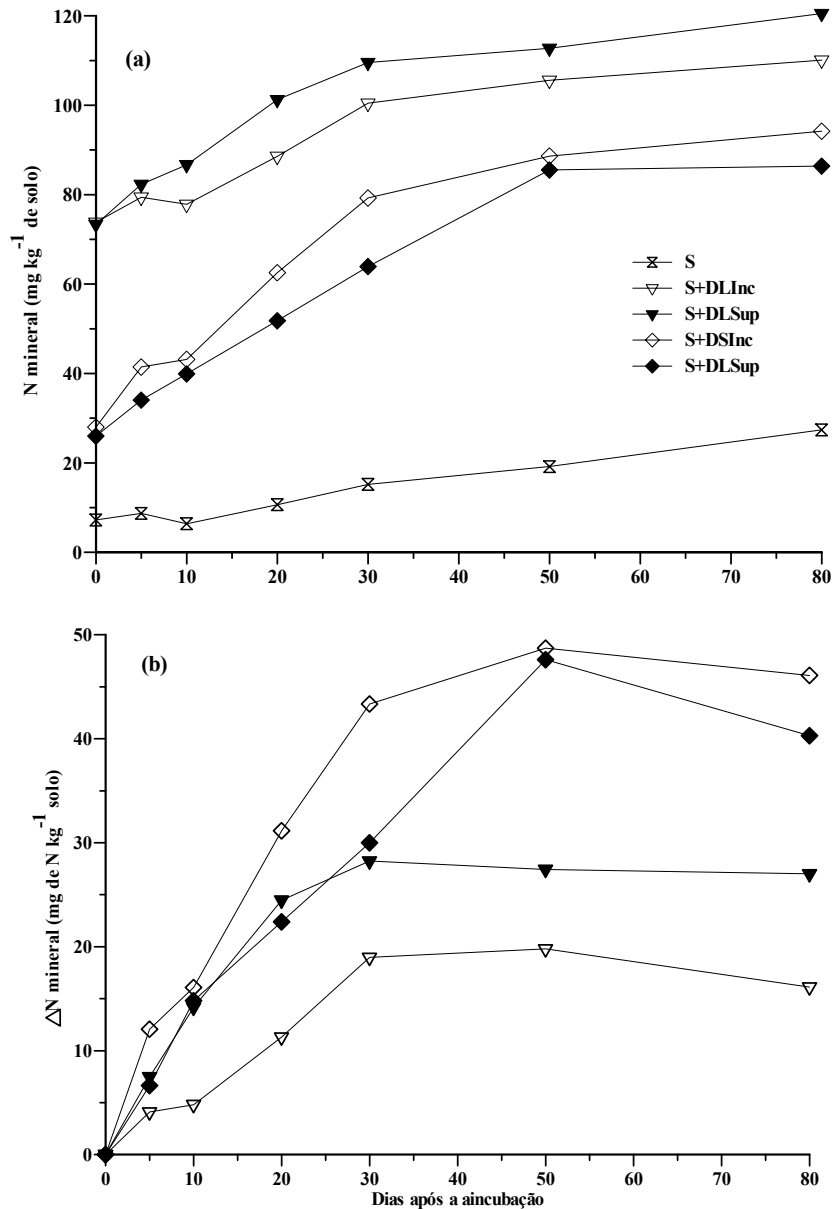


Figura 1.18 – Evolução do N mineral no solo (a) e diferença (Δ N mineral) entre as quantidades de N mineral no solo dos tratamentos com adição de dejetos líquidos (S+DL) e dejetos sólidos (S+DS) e a quantidade de N mineral no solo do tratamento sem adição de resíduos orgânicos (S) com incorporação (Inc) e sem incorporação (Sup) ao solo (b).

Embora a permanência dos dejetos líquidos na superfície do solo tenha resultado numa perda de 11% do N-NH_4^+ aplicado por volatilização de amônia (Figura 1.16), a quantidade de N mineral no solo não diferiu daquela do tratamento com os dejetos incorporados (Figura 1.18). Com base nesse resultado, pode-se inferir que a incorporação dos dejetos ao solo tenha favorecido o processo de imobilização de N pela biomassa microbiana, devido à rápida decomposição do C facilmente decomponível adicionado com os dejetos (FLOWERS & ARNOLD, 1983; BERNAL & KIRCHMANN, 1992; DENDOOVEN et al., 1998; CHADWICK et al., 2001). No trabalho de campo não houve diferenças nas quantidades de ^{15}N imobilizadas entre os tratamentos S+DLInc e S+DLSup. No entanto, a determinação da imobilização através do isótopo ^{15}N no presente estudo somente possibilita quantificar a imobilização do N proveniente da fração amoniacal dos dejetos não sendo possível quantificar a imobilização do N proveniente da mineralização do N orgânico dos dejetos. A quantificação da imobilização do N total adicionado com os dejetos somente é possível através do enriquecimento com ^{15}N das frações mineral e orgânica dos dejetos. Para o enriquecimento da fração do N orgânico dos dejetos é necessário fornecer aos suínos alimentos enriquecidos com ^{15}N (CHANTIGNY et al., 2004b).

1.4.2.2.3.2 Palha de aveia

Nos tratamentos com o uso exclusivo de palha, valores negativos de Δ N mineral no solo foram observados já na primeira avaliação realizada 5 dias após a incubação, indicando a ocorrência de imobilização líquida de N (Figura 1.19). No tratamento com a palha em superfície (S+PSup) a imobilização líquida de N foi de 0,1 mg de N kg^{-1} de solo e no tratamento com a palha incorporada (S+PInc) de 5,6 mg de N kg^{-1} de solo (Figura 1.19a). Esses valores aumentaram gradativamente até os 80 dias atingindo nesses mesmos tratamentos 10,8 e 18,7 mg de N kg^{-1} de solo, respectivamente. Essa maior imobilização de N com a incorporação da palha de aveia deve-se ao aumento no contato entre o C da palha com os microrganismos decompositores favorecendo a decomposição desse material orgânico.

Comparando as quantidades de N mineral do tratamento com a adição apenas dos dejetos líquidos na superfície do solo (S+DLSup) e do tratamento com a adição dos dejetos líquidos sobre a palha da aveia (S+P+DLSup), observa-se que a presença da palha provocou uma redução significativa na quantidade de N mineral, desde a primeira amostragem (Figura 1.19a). Aos 80 dias, o solo do tratamento com palha possuía 30% menos N mineral do que o solo do tratamento sem palha. Essa redução na quantidade de N mineral provocada pela

adição da palha pode ser atribuída a dois fatores principais: 1) à imobilização microbiana de N pela adição da palha de aveia com elevada relação C/N; e 2) à redução da mineralização daquela fração de N orgânico dos dejetos que permaneceu sobre a palha de aveia. Com a incorporação da palha, juntamente com os dejetos líquidos (S+P+DLInc) também diminuiu significativamente a quantidade de N mineral no solo, em relação ao tratamento com incorporação somente dos dejetos (S+DLInc). É provável que a imobilização microbiana de N seja o principal processo que determinou esse resultado.

A adição de N-dejetos e o aumento do contato do solo com a palha devido à incorporação da mesma ao solo provocaram um aumento na imobilização líquida de N (Figura 1.19b). Nos tratamentos que receberam N-dejetos, os valores de imobilização líquida atingiram 34,3 mg de N kg⁻¹ de solo com a aveia incorporada e 36,5 mg de N kg⁻¹ de solo com a aveia em superfície, aos 20 e 30 dias após a incubação, respectivamente. Os tratamentos sem a adição de N-dejetos mostraram imobilização líquida de N até o final do estudo, onde com a palha em superfície foram imobilizados 10,8 mg de N kg⁻¹ de solo e com a palha incorporada 18,7 mg de N kg⁻¹ de solo.

Analisando resultados obtidos com os dois tratamentos sem o aporte de dejetos, observou-se que a incorporação da palha aumentou a imobilização de N em 7,9 mg kg⁻¹ de solo. Conforme comentado anteriormente, isso deve estar ligado ao aumento do contato entre o C da palha e os microrganismos, o que favorece a atividade microbiana. Além disso, a incorporação provoca uma melhor distribuição dos sítios de decomposição no solo, o que proporciona para a biomassa decompositora melhor acesso à água e aos nutrientes presentes no solo (ANGERS & RECOUS, 1997). Estabelecendo uma analogia entre a incorporação dos resíduos orgânicos ao solo e a variação no tamanho das partículas dos resíduos, é possível formular a hipótese de que a intensidade de incorporação e a redução no tamanho dos resíduos exercem efeito similar sobre a mineralização do C e do N no solo. Sims & Frederick (1970) verificaram que uma redução no contato pelo aumento das partículas da palha de milho resultou em menor mineralização do C e menor quantidade de N imobilizada. Ambus & Jensen (1997) e Bending & Turner (1999) trabalhando com resíduos de trigo verificaram que os resíduos moídos provocaram maior imobilização de N do que os resíduos não moídos.

A imobilização de N durante a decomposição de palhas de cereais em solo com a adição de N é relatada em inúmeros trabalhos (Recous et al., 1995; Corbeills et al., 2000; Herinksen & Breland, 1999). Recous et al. (1995), ao adicionarem resíduos de milho ao solo contendo quantidade de N mineral de 10 mg de N kg⁻¹ solo, determinaram uma imobilização líquida de N de 23 mg kg⁻¹ de solo. Quando a disponibilidade de N no solo foi elevada para

60 mg de N kg⁻¹ de solo a imobilização de N atingiu 55 mg kg⁻¹ de solo. Nesse mesmo estudo, foi observada uma relação estreita entre a quantidade de C mineralizada e a quantidade de N imobilizada. No presente trabalho, esta relação não foi observada, haja vista que a quantidade de C mineralizada foi semelhante entre os tratamentos com e sem adição de N, porém a quantidade de N imobilizada foi menor nos tratamentos sem adição de N. Este resultado sugere uma adaptação da biomassa microbiana à condição de baixa disponibilidade de N no solo.

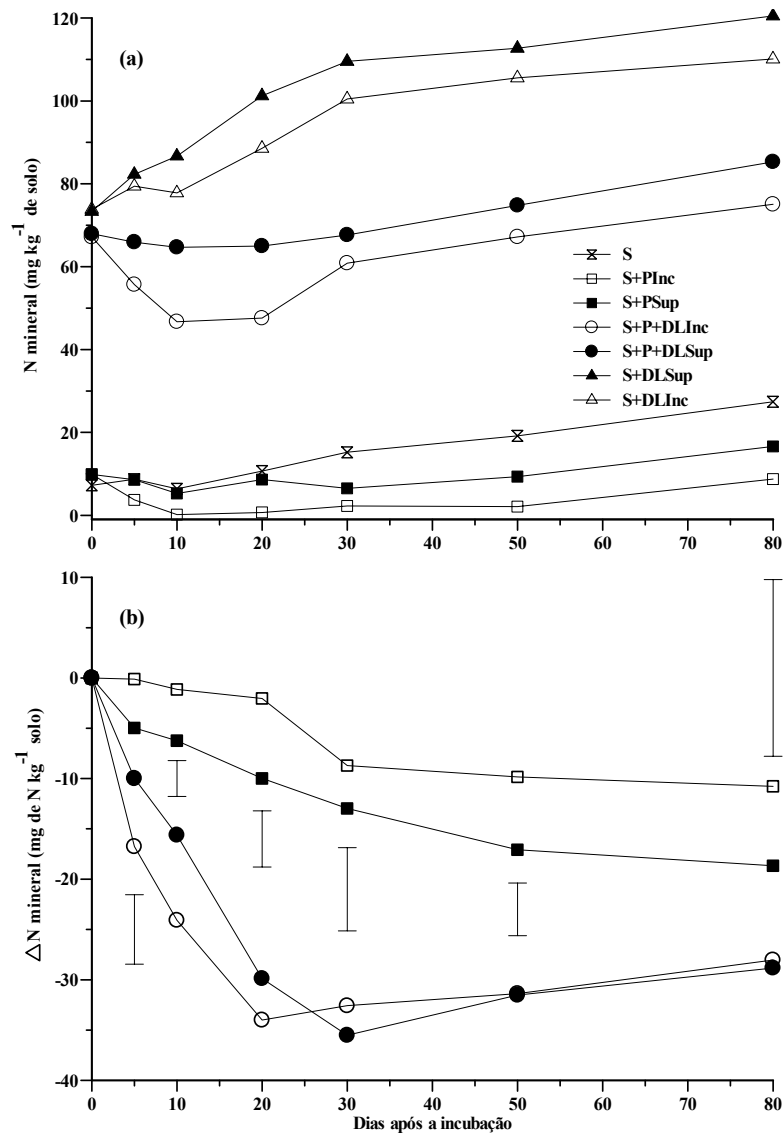


Figura 1.19 – Evolução do N mineral no solo (a) e diferença (Δ N mineral) entre as quantidades de N mineral no solo dos tratamentos com adição de palha de aveia (S+P), palha + dejetos líquidos (S+P+DL) e a quantidade de N mineral no solo sem adição de resíduos orgânicos (S) e com adição de dejetos líquidos (S+DL) com incorporação (Inc) e sem incorporação (Sup) ao solo (b). As barras verticais indicam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%).

1.4.2.2.4 Imobilização do ^{15}N amoniacal dos dejetos

A quantidade de ^{15}N imobilizado proveniente da fração amoniacal dos dejetos, 1 hora após a adição dos mesmos ao solo, foi de 2,7 mg de N kg^{-1} de solo. Este valor representa a imobilização físico-química do N-NH_4^+ (RECOUS et al. 1995) e, por isso, foi descontado dos valores de imobilização obtidos nas demais avaliações realizadas. A quantidade de ^{15}N imobilizada, proveniente da fração amoniacal dos dejetos, não diferiu entre as modalidades de aplicação (incorporação e superfície), em nenhuma das avaliações realizadas (Figura 1.20). Este resultado confirma os resultados obtidos no estudo de campo.

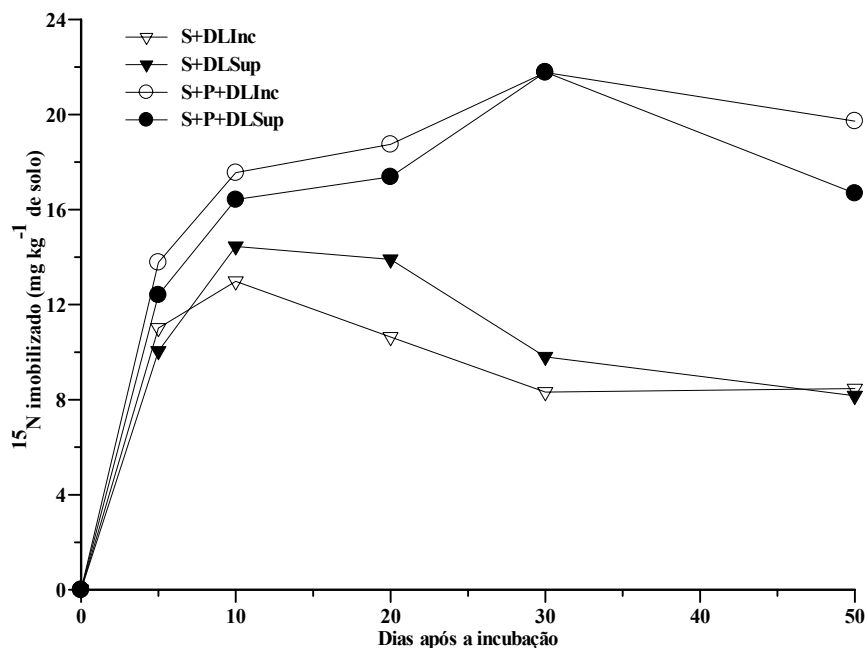


Figura 1.20 – Quantidade de N imobilizado na fração orgânica do solo, derivado do N amoniacal dos dejetos enriquecido com ^{15}N aplicado nos tratamentos solo + dejetos líquidos (S+DL) e solo + palha + dejetos líquidos (S+P+DL) com incorporação (Inc) e sem incorporação (Sup) ao solo.

Ao final dos primeiros 5 dias após a incubação, foram imobilizados, na média dos tratamentos S+DLInc e S+DLSup, 10,5 mg de N kg^{-1} de solo (17,5% do N amoniacal aplicado). Neste mesmo período, nos tratamentos S+P+DLInc e S+P+DLSup a média de N imobilizado foi de 13,1 mg de N kg^{-1} de solo (21,2% do N amoniacal aplicado). Morvan (1999) também verificou uma rápida imobilização do ^{15}N amoniacal dos dejetos de suínos aplicado ao solo. A ocorrência de imobilização após a aplicação isolada dos dejetos no solo também foi observada em condições de campo e, conforme comentado anteriormente, está

ligada à rápida decomposição do C facilmente decomponível adicionado com os próprios dejetos (FLOWERS & ARNOLD, 1983; BERNAL & KIRCHMANN, 1992; DENDOOVEN et al., 1998; CHADWICK et al., 2001).

A quantidade máxima de N imobilizada variou em função da presença ou não da palha de aveia. Nos tratamentos onde os dejetos foram aplicados sem palha, a imobilização máxima ocorreu aos 10 dias após a incubação, onde 22% do N amoniacal aplicado com os dejetos foram imobilizados (13,7 mg de N kg⁻¹ de solo). Na presença da palha, a maior quantidade de N imobilizada foi observada aos 30 dias, quando 35% do N amoniacal dos dejetos foram imobilizados (21,8 mg de N kg⁻¹ de solo). Em condições de laboratório, Morvan (1999) verificou que 24 dias após o aporte dos dejetos a proporção do N amoniacal imobilizada foi de 23%.

Considerando a quantidade máxima de ¹⁵N amoniacal imobilizada, calculou-se a quantidade de N imobilizada para cada unidade de C adicionada. No caso dos dejetos líquidos, determinou-se que para cada g de C adicionada com este material orgânico foram imobilizadas 29,3 mg de N. Este valor é aproximadamente 3 vezes maior do que aquele observado em condições de campo (11,7 mg de N g de C adicionado). Morvan (1999), em quatro estudos de laboratório, encontrou valores maiores para esta relação, os quais variaram de 36 a 81 mg de N g⁻¹ de C adicionado. Este autor justifica tal variabilidade em função das diferenças na composição bioquímica dos dejetos utilizados.

Nos tratamentos S+P+DLInc e S+P+DLSup a imobilização do ¹⁵N se deve ao efeito conjunto da palha de aveia e dos dejetos de suínos. Se for considerado que a imobilização de ¹⁵N provocada pela fração decomponível dos dejetos seja semelhante entre os tratamentos com e sem palha de aveia pode-se calcular o efeito da palha sobre a imobilização de N. Aos 30 dias, quando foi observada a máxima imobilização de ¹⁵N amoniacal, o efeito da palha foi estimado em 12,7 mg de N kg⁻¹ de solo. Tal valor representa para cada g de C adicionado uma imobilização de 4,2 mg de N, a qual é próxima daquela determinada no experimento de campo (3,6 mg de N g⁻¹ de C adicionado).

Comparando os valores de ¹⁵N amoniacal imobilizado com a imobilização líquida, determinada por diferença para os tratamentos com palha, verifica-se que a imobilização obtida por diferença é maior do que aquela determinada através do isótopo ¹⁵N. Por exemplo, no tratamento S+P+DLInc a quantidade de N imobilizada proveniente da fração amoniacal dos dejetos atingiu 21,8 mg de N kg⁻¹ de solo, enquanto a imobilização por diferença foi de 34,3 mg de N kg⁻¹ de solo. Este resultado se justifica pelo fato de que a imobilização medida pela variação do enriquecimento da fração orgânica com o ¹⁵N amoniacal considera apenas a

imobilização do N amoniacal aplicado com os dejetos. Os maiores valores de imobilização líquida de N, em relação à imobilização do ^{15}N amoniacal dos dejetos, indica que outras fontes de N, como o N mineralizado da MOS e dos dejetos de suínos, também foram imobilizadas pela biomassa microbiana.

1.4.2.3 Relação entre a dinâmica do C e do N

Durante a decomposição dos materiais orgânicos no solo a assimilação de C pelos microrganismos é acompanhada pela assimilação simultânea de N (MARY et al., 1996). No presente estudo, a relação N imobilizado/C adicionado foi calculada com base nos dados de imobilização líquida apresentados na figura 1.19b. Para este cálculo utilizaram-se os valores máximos de imobilização em cada tratamento. Os valores para esta relação para os tratamentos S-PDLInc e S-PDLSup foram de 11,4 e 12,2 mg de N g^{-1} de C, respectivamente, e para os tratamentos S-PInc e SPSup de 3,6 e 6,0 mg de N g^{-1} de C adicionado. Valores de imobilização de N de 30 e 13,4 mg g^{-1} de C adicionado foram obtidos por Corbeels et al. (2000), após terem incubado uma palha de trigo com e sem a adição de N ao solo, respectivamente. A maior quantidade de N imobilizada por unidade de C adicionada observada no trabalho de Corbeels et al (2000), em relação ao presente trabalho se deve principalmente a três fatores: a palha apresentava uma maior relação C/N, a disponibilidade de N no solo era superior e a palha era finamente moída. Através da traçagem isotópica de ^{15}N , Robin (1994) verificou que as necessidades globais da população microbiana para a decomposição de palhas de cereais, como trigo e milho, finamente moídas e incorporadas ao solo, situam-se na faixa de 30 a 35 mg de N para cada g de carbono adicionado.

A redução na quantidade de N imobilizada por unidade de C quando a disponibilidade de N no solo foi baixa corrobora resultados obtidos por Recous et al. (1995) e Corbeels et al. (2000). No entanto, estes autores verificaram uma redução significativa na decomposição da palha de cereais em condições de baixa disponibilidade de N. No presente estudo a quantidade de C mineralizada da palha de aveia foi próxima entre os tratamentos com e sem adição de N pelos dejetos, indicando que a biomassa microbiana se adaptou às condições de baixa disponibilidade de N. Tais diferenças podem estar relacionadas também à composição química dos resíduos utilizados em cada estudo. Recous et al. (1995), por exemplo, utilizaram uma palha de milho com relação C/N de 130, enquanto a relação C/N da palha de aveia do presente trabalho foi de 46,5.

A redução na quantidade de N imobilizada para cada g de C adicionado pode ocorrer em função da adaptação da biomassa microbiana à baixa disponibilidade de N e também da mudança no metabolismo dos elementos C e N (RECOUS et al., 1995). O aumento da relação C/N da biomassa devido a uma limitação de N foi demonstrado por Knapp et al. (1983) e Elliott et al. (1983). Elliott et al. (1983) observaram que a C/N da biomassa decompositora da glicose em condição de N limitante ao processo de decomposição variou de 14 a 23 em 64 horas de experimentação. A limitação de N também pode diminuir o rendimento de assimilação do C (Y) pela biomassa, fazendo com que diminua a quantidade de C incorporado na biomassa e, conseqüentemente, a quantidade de N necessária para suprir as necessidades da biomassa decompositora.

Um aumento na relação C/N média da biomassa microbiana também pode ocorrer em função do aumento na proporção de fungos. Esses microrganismos, por obterem energia principalmente de compostos como celulose e lignina (SWIFT et al., 1979), são caracterizados por apresentar uma relação C/N mais elevada do que aquela apresentada pelas bactérias, as quais se desenvolvem, principalmente, a base da decomposição de compostos solúveis. A população e a diversidade de fungos também pode ser favorecida em função da localização dos resíduos no solo. Holland & Coleman (1987) verificaram que na presença de resíduos na superfície do solo, a biomassa microbiana foi composta por uma maior proporção de fungos, comparada àquela presente no solo onde os resíduos foram incorporados. Esse favorecimento da população de fungos, em detrimento das bactérias, quando os resíduos são deixados na superfície do solo se deve à capacidade que os fungos possuem de se desenvolver sobre os resíduos e obter nutrientes e água no solo através de suas hifas conforme demonstrado por Frey et al. (2000). Esses autores estimaram durante a decomposição de palha de trigo uma imobilização de 2,4 g de N m⁻² (24 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹) pelos fungos que se desenvolveram sobre a palha. Na figura 1.21 são mostradas fotos dos tratamentos S+PSup e S+Pinc, onde se observa que a permanência dos resíduos da palha de aveia na superfície do solo promoveu um maior desenvolvimento de fungos quando comparado com a palha incorporada ao solo.

A quantidade de N imobilizada para cada g de C mineralizado, em função da % do C adicionado que foi mineralizado, é mostrada na figura 1.22. Os resultados indicam que na fase inicial de decomposição, onde os valores de C mineralizado foram semelhantes entre os tratamentos, a quantidade de N imobilizada para cada g de C mineralizado variou entre eles na seguinte ordem: S+P+DLInc > S+P+DLSup > S+PInc > S+PSup. Observa-se que, principalmente para os tratamentos com palha de aveia + dejetos, a demanda em N é alta nos

estágios iniciais de decomposição, onde a fração solúvel é decomposta, diminuindo a medida que a decomposição avança e que compostos mais recalcitrantes são utilizados pelos microrganismos.

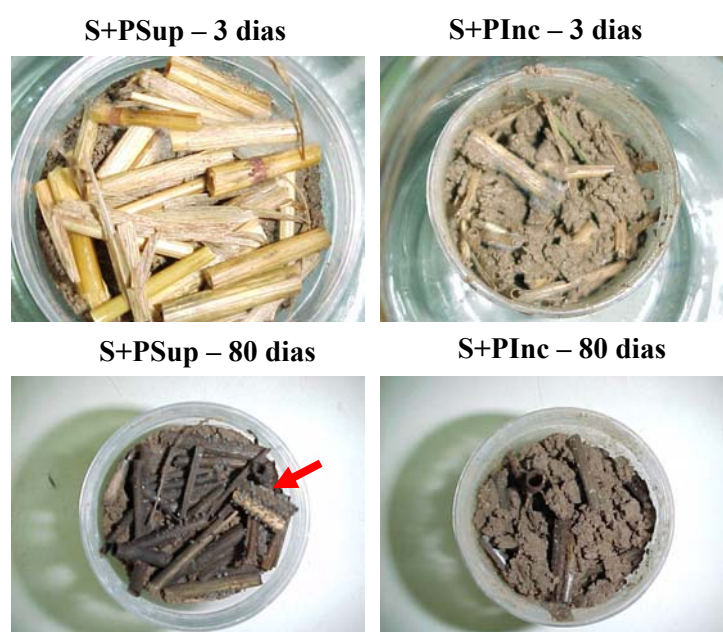


Figura 1.21 – Fotos dos tratamentos S+PSup e S+PInc após 3 e 80 dias do início da incubação. A seta indica a presença de fungos.

Cochran et al. (1988) propuseram que a decomposição da palha no solo é realizada por dois tipos de biomassa. Um que utiliza a fração solúvel do substrato (biomassa A) e o outro que utiliza a fração considerada mais recalcitrante (biomassa B). A biomassa A utiliza rapidamente o C e o N presentes na fração solúvel da palha. Neste momento, o N mineral no solo é imobilizado, se disponível e necessário. Após a utilização da fração solúvel, a biomassa A sofre uma limitação em C (KNAPP et al., 1983) e inicia a fase de morte onde o C e o N presente nesta biomassa é reciclado pela biomassa ainda viva. A biomassa B apresenta uma velocidade de crescimento mais lenta e possui uma capacidade de se desenvolver e de sustentar o crescimento em função da habilidade que possui em sintetizar as enzimas capazes de solubilizar hemicelulose e celulose. Tal biomassa cresce a partir de compostos não solúveis e possui necessidade de N adicional, utilizando o N mineral presente no solo ou o N que é mineralizado da biomassa A. Quando o N está disponível em quantidades suficientes para atender a demanda em N da biomassa B, o N que é mineralizado da biomassa A permanece no solo. Tal proposição explica porque a quantidade de N imobilizada por unidade

de C mineralizado na fase inicial da decomposição pode ser elevada, como no caso do presente trabalho, nos tratamentos S+P+DLInc e S+P+DLSup.

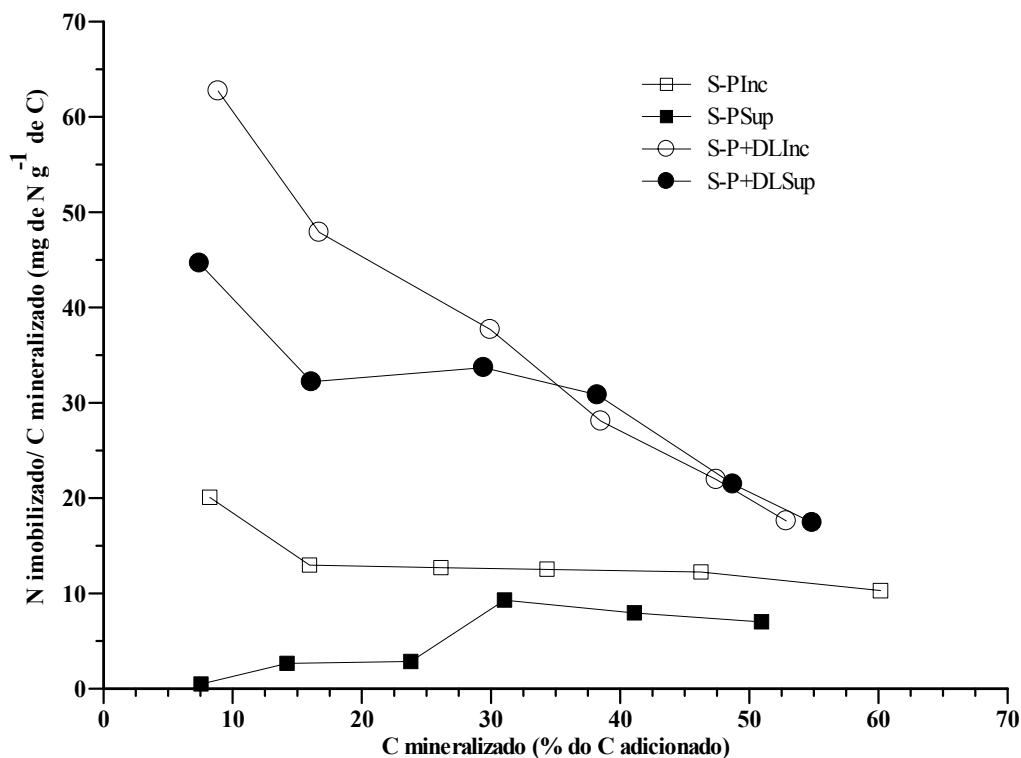


Figura 1.22 – Relação entre a quantidade de N imobilizado / C mineralizado em função do C mineralizado (% do C adicionado) nos tratamentos solo + palha (S+P) e solo + palha + dejetos (S+P+DL) com incorporação (Inc) e sem incorporação (Sup) ao solo.

Os principais resultados obtidos neste trabalho podem ser assim sintetizados: 1) o potencial de mineralização do N orgânico presente na cama sobreposta foi de 14,5% indicando que o mesmo é recalcitrante e apresenta baixa taxa de mineralização; 2) o aumento no grau de contato entre a palha de aveia e o solo pela incorporação só aumentou a mineralização do C da palha em condições de baixa disponibilidade de N no solo; 3) a aplicação de N via dejetos de suínos não aumentou a mineralização do C presente na palha, no entanto favoreceu uma maior imobilização líquida de N pela biomassa microbiana; 4) a imobilização do N amoniacal dos dejetos não aumentou com a incorporação dos mesmos ao solo, sendo que a maior parte do N amoniacal imobilizado foi devido à própria decomposição do C aplicado com os dejetos; 5) a limitação de N não diminuiu a mineralização do C presente na palha, no entanto, reduziu a quantidade de N imobilizada por unidade de C adicionada, indicando uma adaptação da biomassa a tal condição.

1.4.5 Conclusões

- 1) As perdas de N por volatilização de NH_3 são maiores com a aplicação de dejetos líquidos de suínos do que com a aplicação de dejetos sólidos e essas perdas podem ser reduzidas com a incorporação dos dejetos ao solo. No entanto, a incorporação dos resíduos ao solo provoca uma maior emissão de C- CO_2 para atmosfera contribuindo para o efeito estufa.
- 2) A aplicação de dejetos de suínos juntamente com a palha de aveia, tanto incorporados como na superfície do solo, não aumenta a decomposição da palha, tanto em condições de campo como de laboratório.
- 3) A imobilização do N proveniente da fração amoniacal dos dejetos não é afetada pela incorporação dos mesmos ao solo, mas é estimulada na presença da palha de aveia. Os valores de N imobilizado para cada unidade de C adicionado pela palha de aveia foram semelhantes entre si nos estudos realizados em condição de campo e laboratório.
- 4) O N orgânico presente na cama sobreposta apresenta baixa taxa de mineralização, sugerindo que esse material orgânico tem menor potencial como fertilizante nitrogenado comparado aos dejetos líquido de suínos.

2 FORNECIMENTO DE NITROGÊNIO E PRODUTIVIDADE DE MILHO COM O USO DE DEJETOS DE SUÍNOS LÍQUIDOS E CAMA SOBREPOSTA

2.1 Resumo

Em muitas propriedades dedicadas à suinocultura os dejetos líquidos, os quais apresentam de 40-60% do N na forma amoniacal, constituem o principal fertilizante nitrogenado utilizado na cultura do milho. Nos últimos anos na região Sul, com o aumento da adoção do sistema de criação de suínos em cama sobreposta, é cada vez mais freqüente o uso dos dejetos sólidos oriundos desta prática como fertilizante. Com o objetivo de avaliar o potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos sólidos (cama sobreposta) e quantificar a contribuição do N amoniacal dos dejetos líquidos para a produtividade do milho foi conduzido um experimento na área Experimental do Departamento de Solos da UFSM/RS, no período de outubro de 2002 a março de 2003. O solo da área é um Argissolo Vermelho distrófico arênico. Os tratamentos avaliados consistiram da aplicação ou não de dejetos de suínos na forma líquida e sólida sobre a palha de aveia, com e sem incorporação ao solo. Além desses, foi avaliado um tratamento sem incorporação onde foi utilizado fertilizante mineral (NPK). A quantidade de dejetos aplicada foi equivalente à aplicação de 140 kg ha⁻¹ de N total. No interior das parcelas dos tratamentos compostos por dejetos líquidos foram demarcadas microparcelas onde foram aplicados dejetos líquidos cuja fração amoniacal foi enriquecida com (¹⁵NH₄)₂SO₄. No milho foi avaliada a produção de matéria seca (MS), o acúmulo de N e a produtividade de grãos. A aplicação dos dejetos sólidos e líquidos promoveu aumento no acúmulo de MS e N pela parte aérea do milho e na produtividade de grãos, comparado ao tratamento testemunha. Os incrementos na produtividade de grãos de milho foram de 54% e 253% com a aplicação dos dejetos sólidos e líquidos, respectivamente. Os índices de recuperação aparente de N pelo milho foram de 11% para os dejetos sólidos e de 22% para os dejetos líquidos. Tais resultados indicam que os dejetos sólidos apresentam baixo potencial como fertilizante nitrogenado comparado aos dejetos líquidos. A recuperação do ¹⁵N amoniacal pelo milho no estágio de maturação fisiológica do milho foi de apenas 14,9%. Nesse mesmo período, 49,2% do ¹⁵N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos de suínos foram recuperados no solo até a profundidade de 120 cm e na planta (parte aérea + raízes). Esse resultado indica que aproximadamente 50% do N amoniacal aplicado com os dejetos foi perdido através dos processos de volatilização, lixiviação e desnitrificação.

2.2 Introdução

Atualmente a maior parte dos dejetos de suínos gerados na suinocultura são manejados e armazenados na forma líquida (OLIVEIRA, 2000). O alto volume de material orgânico gerado neste sistema, aliado à concentração da atividade suinícola em regiões que apresentam limitação de áreas agrícolas para o uso dos dejetos líquidos, potencializa o impacto da suinocultura sobre o meio ambiente. Uma das alternativas a esse sistema de manejo dos dejetos de suínos, introduzida recentemente no Brasil, é a produção de suínos em sistema “Deep Bedding” (Cama Sobreposta). Nesse sistema, os suínos podem permanecer durante todas as fases do processo criatório sobre uma cama que pode ser de maravalha, casca de arroz, palha de cereais ou serragem. A capacidade que estes materiais têm de absorver fezes, urina e água proporciona uma decomposição parcialmente aeróbia provocando uma diminuição no volume de dejetos e a geração de um resíduo sólido com potencial fertilizante ainda pouco conhecido (OLIVEIRA, 2000).

Além dos resíduos sólidos resultantes do sistema cama sobreposta, apresentarem um maior teor de matéria seca do que os dejetos manejados na forma líquida, eles caracterizam-se por apresentar maior proporção de N na forma orgânica do que mineral. Desta forma, os resíduos sólidos deverão apresentar maior eficiência como fonte de nitrogênio às plantas que os dejetos líquidos, em função do sincronismo esperado entre a mineralização do N orgânico dos dejetos sólidos e a demanda em N pelas culturas. Embora existam alguns estudos envolvendo as transformações do C e do N na cama durante a criação dos suínos, ainda são escassas as informações na literatura brasileira sobre o uso deste material orgânico como fertilizante. Arns (2004), trabalhando em um Latossolo Vermelho distrófico típico, ao aplicar na cultura da aveia branca três doses de cama sobreposta (6,5, 10,8 e 31,2 Mg ha⁻¹), equivalentes a 60, 100 e 300 kg de N total ha⁻¹, estimou que a eficiência fertilizante da cama em suprir N à aveia foi de 15,5%. Na Austrália, O’Shea (2000) ao utilizar a cama sobreposta de suínos como fertilizante em diversas culturas verificou uma baixa mineralização do N orgânico presente na mesma.

O efeito dos dejetos de suínos manejados na forma líquida sobre a produtividade das culturas comerciais está relativamente bem documentado no Brasil, tanto no sistema convencional com incorporação dos dejetos (SCHERER et al., 1998) como no sistema plantio direto (ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001; BASSO, 2003). Na maioria dos trabalhos envolvendo o uso desse resíduo orgânico no milho tem sido observado um aumento

significativo no acúmulo de N pela cultura. Almeida (2000), por exemplo, trabalhando na região da Depressão Central do Rio Grande do Sul, utilizou doses de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos no milho em plantio direto e verificou que, na maior dose de dejetos, o milho acumulou 66,7 kg ha⁻¹ (156%) mais N do que no tratamento sem dejetos. Scherer et al. (1998) combinaram diversas doses de dejetos líquidos de suínos (0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹) e doses de N na forma de uréia (0, 40, 80 e 120 kg ha⁻¹) na cultura do milho em dois solos do Oeste Catarinense. Os melhores resultados, tanto do ponto de vista técnico como econômico, foram obtidos com a aplicação de 40 m³ de dejetos ha⁻¹. O incremento médio no rendimento de grãos, em relação ao tratamento testemunha (sem dejetos e sem N) foi de 1.300 kg ha⁻¹ na cultura do milho. Esses resultados evidenciam o elevado potencial dos dejetos de suínos como fonte de N às gramíneas.

O efeito fertilizante dos dejetos líquidos de suínos é, freqüentemente, atribuído à fração amoniacal presente neste material orgânico, a qual perfaz, aproximadamente, 50% do N total. Estudos com o enriquecimento da fração amoniacal dos dejetos líquidos com ¹⁵N indicam que 15 a 50% do N contido nessa fração, quando aplicada ao solo, é recuperada no primeiro cultivo pelas culturas (PAUL & BEAUCHAMP, 1995; MORVAN et al., 1997; SØRENSEN & AMATO, 2002; CHANTIGNY et al., 2004b). Parte do N amoniacal não recuperado pelas culturas permanece no solo, principalmente na camada superficial, na forma orgânica e parte é perdida do sistema solo via os processos de volatilização, lixiviação e desnitrificação (MORVAN et al., 1997; SØRENSEN & AMATO, 2002). No Brasil, ainda não existem informações de pesquisa sobre o destino do N amoniacal aplicado ao solo com dejetos de suínos envolvendo o uso do isótopo ¹⁵N. Essa técnica atualmente se restringe à avaliação da eficiência dos fertilizantes minerais no fornecimento de N às culturas (DA ROS, 2004). Informações sobre o destino do N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos na cultura do milho, principalmente, em sistema plantio direto onde o N amoniacal está sujeito a elevadas perdas por volatilização (BASSO, 2003; PORT et al., 2003) são necessárias para melhorar o potencial fertilizante desse material orgânico.

Nas condições do Sul do Brasil, onde o uso da cama sobreposta está sendo mais difundido e o sistema plantio direto já é uma prática consolidada, é necessário avaliar o potencial fertilizante dos dejetos sólidos gerados nessa nova modalidade de criação dos animais. Alguns questionamentos podem ser formulados: a) qual o potencial de mineralização do N orgânico da cama sobreposta aplicada na superfície do solo; e b) será que a incorporação dos dejetos sólidos aumenta a mineralização do N orgânico presente nos mesmos? Com o objetivo de avaliar o fornecimento de nitrogênio ao milho pela cama sobreposta (dejetos

sólidos de suínos) e pelos dejetos líquidos de suínos nos sistemas de preparo reduzido e plantio direto realizou-se o presente trabalho.

2.3 Material e Métodos

2.3.1 Localização e solo

O presente trabalho foi realizado no período de novembro de 2002 a março de 2003, na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (RS). As características gerais do clima e do solo da área experimental estão descritas no Capítulo 1.

2.3.2 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições. Os tratamentos consistiram da aplicação ou não de dejetos de suínos na forma líquida e sólida (cama sobreposta) sobre a palha de aveia, com e sem incorporação ao solo: **T1**- Dejetos líquidos em superfície (**DLSup**); **T2**- Dejetos sólidos em superfície (**DSSup**); **T3**- Dejetos líquidos com incorporação (**DLInc**); **T4**- Dejetos sólidos com incorporação (**DSInc**); **T5**- Sem dejetos e sem incorporação (**SDSup**); **T6**- Sem dejetos e com incorporação (**SDInc**); e **T7**- Sem dejetos, sem incorporação e com fertilizante mineral (**SDSupNPK**).

Os dados referentes ao manejo da aveia, à aplicação dos dejetos e às características químicas desses resíduos estão detalhados no Capítulo 1. A quantidade adicionada de matéria seca, carbono, nitrogênio por cada resíduo orgânico e a sua relação C/N é mostrada na tabela 2.1.

A semeadura do milho (Pioneer 30 F 33) foi realizada 5 dias após a aplicação dos dejetos (08/11/2002) com semeadora para plantio direto, sem a adição de fertilizantes químicos. O espaçamento entre linhas foi de 0,9 m perfazendo uma população final de aproximadamente 55.000 plantas ha⁻¹. O único tratamento que recebeu fertilização química foi o T7, no qual foram aplicados, no momento da semeadura, 30 kg ha⁻¹ de N, 30 kg ha⁻¹ de P e 70 kg ha⁻¹ de K. O restante do N (110 kg ha⁻¹) foi dividido em duas aplicações em cobertura de 55 kg ha⁻¹ de N, efetuadas manualmente a lanço, em toda a área das parcelas, aos 34 e 55 dias após a semeadura.

O controle de invasoras foi efetuado 15 dias após a germinação do milho aplicando a mistura de herbicidas nicosulfuron (40 g ha^{-1} de i.a) e ametryne (2.000 g ha^{-1} de i.a) por meio de um pulverizador tratorizado. Durante o ciclo da cultura foram realizadas irrigações suplementares através de pivô central. As temperaturas médias diárias e precipitação pluviométrica diária ocorrida durante a condução do experimento estão mostradas no Capítulo 1 (Figura 1.1).

2.3.3 Acúmulo de matéria seca (MS) e nitrogênio (N) pelo milho

O acúmulo de N pelo milho foi avaliado quando as plantas encontravam-se no estágio de maturação fisiológica. Foram coletadas quatro plantas na área útil e a produção de MS foi obtida pela secagem das plantas em estufa a $65 \text{ }^\circ\text{C}$ até peso constante. O material seco foi pesado, moído em um triturador de forragens, subamostrado e moído novamente em moinho Willey equipado com peneira de 40 mesh. No tecido vegetal do milho foram determinados os teores de N total (TEDESCO et al., 1995). Foi efetuada a separação dos diferentes componentes das plantas: grãos, sabugo e parte aérea (colmos + folhas + palha da espiga). A MS produzida e a quantidade de N acumulada pela parte aérea do milho representa a soma de todos esses componentes.

Tabela 2.1 – Quantidades adicionadas de dejetos líquidos e sólidos e palha de aveia em cada tratamento nas parcelas principais e microparcels.

Resíduo orgânico	MS ¹	C	N				C/N	pH
			total	amoniaco	nítrico	orgânico		
kg ha ⁻¹								
Dejetos líquidos	2.925	617	140	57,9	—	82,1	4,4	7,8
Cama sobreposta	6.296	1.448	140	14,8	0,53	124,6	10,3	9,1
Palha aveia	3.600	1.531	37	—	—	—	40,9	—
Dejetos líquidos (microparcela)	2.925	617	161	78,9	—	82,1	3,8	7,9

¹ MS= matéria seca; C= carbono orgânico.

2.3.4 Recuperação aparente do N aplicado

A estimativa da recuperação do N pelo milho nos tratamentos com dejetos de suínos e no tratamento com uréia foi feita a partir do acúmulo de N na maturação fisiológica. Para isso,

as quantidades de N acumuladas pelo milho nesses tratamentos foram subtraídas da quantidade de N acumulada pelo milho no tratamento sem a aplicação de N. Como essa metodologia assume que tanto o N dos dejetos como o N da uréia não afetam a taxa de mineralização do N da matéria orgânica do solo, o valor resultante desta estimativa foi denominado de recuperação “aparente” do N aplicado. A recuperação aparente de N foi calculada através da equação proposta por Mitchell & Teel (1977):

$$RaN = \frac{[(NAPf - NAPSf)]}{Naf} \times 100 \quad (2.1)$$

onde, RaN é a recuperação aparente do N aplicado em %; $NAPf$ é a quantidade de N acumulado pelo milho nos tratamentos com dejetos ou com o uso de NPK; $NAPSf$ é a quantidade de N acumulado pelo milho no tratamento sem a aplicação de N; e Naf é a quantidade de N aplicado com os dejetos ou uréia

2.3.5 Recuperação do ^{15}N amoniacal dos dejetos pelo milho

O cálculo da recuperação do N-NH_4^+ aplicado via dejetos líquidos de suínos foi realizado nas microparcelsas determinando a quantidade de N nas raízes até a profundidade de 120 cm e a quantidade de N acumulado pela parte aérea do milho no estágio de maturação fisiológica, bem como os seus respectivos excessos isotópicos em ^{15}N .

Na fase de maturação fisiológica do milho, em cada microparcelsa, foram coletadas 5 plantas que foram separadas nos seguintes componentes: grãos, sabugo e parte aérea (colmos + folhas + palha da espiga). Em cada um dos componentes foram determinados a MS e os teores de N, conforme detalhado anteriormente para as plantas coletadas nas parcelas. O excesso isotópico em ^{15}N de cada parte da planta foi determinado na EMBRAPA-Agrobiologia no Rio de Janeiro por espectrometria de massa.

A metodologia empregada na coleta e determinação da massa de raízes na camada de 0-120 cm é detalhada no item 2.3.7.

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

$$QNPpfa = PNPpfa \times QNP \quad (2.2)$$

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

$$PNPpfa = \frac{\% \text{ at. de } ^{15}\text{N} \text{ excesso no milho}}{\% \text{ at. de } ^{15}\text{N} \text{ excesso na fração amoniacal dos dejetos}} \times 100 \quad (2.3);$$

e QNP é a quantidade total de N na parte aérea ou raízes do milho, em kg ha^{-1} .

A recuperação do N amoniacal pelo milho (parte aérea + raiz) aplicado com os dejetos de suínos nas microparcelas foi calculada utilizando-se a seguinte equação:

$$RNafa = \frac{QNPpfa}{QNAfa} \times 100 \quad (2.4)$$

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 kg ha^{-1} ; e $QNAfa$ é a quantidade de N aplicada com a fração amoniacal dos dejetos em kg ha^{-1} .

2.3.6 Estimativa do fornecimento de N ao milho pela fração orgânica dos dejetos líquidos

A contribuição da fração orgânica dos dejetos foi estimada utilizando: a) os resultados de N acumulado pelo milho nas parcelas sem o aporte de dejetos líquidos; b) a quantidade de N acumulado pelo milho nas microparcelas; c) os valores de recuperação do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos nas microparcelas. A percentagem de N acumulado pelo milho proveniente da fração orgânica dos dejetos ($PNPpfod$) foi estimada pela seguinte equação:

$$PNPpfod = \left[1 - \left(\frac{NAPsf}{NAPf} \right) - \left(\frac{PNPpfa}{100} \right) \right] \times 100 \quad (2.5)$$

onde, $NAPsf$ é a quantidade de N acumulado pelo milho na parcela principal sem o uso de dejetos; $NAPf$ é a quantidade de N acumulado pelo milho nas microparcelas.

A partir da $PNPpfod$ é possível estimar a quantidade de N acumulada pelo milho proveniente da fração orgânica dos dejetos ($QNpfod$):

$$QNpfod = \left(\frac{QNAfod \times PNPpfod}{100} \right) \quad (2.6)$$

onde, $QNAfod$ é a quantidade de N aplicada através da fração orgânica dos dejetos nas microparcelas.

Esta estimativa pressupõe que o N dos dejetos não afeta a taxa de mineralização do N da matéria orgânica do solo (efeito “priming”). No caso de ocorrência de efeito “priming” positivo a $QNAfod$ pode estar superestimada, sendo verdadeiro o inverso se o efeito “priming” for negativo.

2.3.7 Recuperação no solo do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos.

Após a coleta das plantas nas microparcelas foram abertas trincheiras (120 x 120 x 150 cm), onde foram retiradas amostras de solo com dimensões de 20 x 45 cm nas seguintes camadas: 0 – 10, 10 – 20, 20 – 30, 30 – 40, 40 – 60, 60 – 80, 80 – 100 e 100 – 120 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 do milho.

Cada subamostra do solo de cada camada foi submetida à secagem ao ar por 5 dias antes de ser peneirada 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}N .

A produção de MS de raízes de milho 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 massa de solo foi calculada a partir da densidade do solo medida em cada camada.

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 120 cm de profundidade. A produção total de MS de raízes e a quantidade total de N no solo até a profundidade de 120 cm foi obtida pela soma das quantidades desses atributos em cada camada analisada.

A quantidade de N em cada camada do solo até a profundidade de 120 cm proveniente da fração amoniacal dos dejetos foi calculada pela seguinte equação:

$$QNSpfa = PNPpfa \times QNS \quad (2.7)$$

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

$$PNSpfa = \frac{\% \text{ at. de } ^{15}\text{N} \text{ excesso no solo}}{\% \text{ at. de } ^{15}\text{N} \text{ excesso na fração amoniacal dos dejetos}} \times 100 \quad (2.8);$$

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

A quantidade total de N no sistema solo-planta proveniente da fração amoniacal dos dejetos ($QTNSpfa$) foi obtida pela soma das quantidades de N na parte aérea e raízes do milho ($QNPpfa$) e das quantidades de N em cada camada do solo ($QNSpfa$).

2.3.8 Produtividade de grãos

A produtividade de grãos de milho foi avaliada na área útil de cada parcela (10,8 m²) corrigindo a massa de grãos para 13% de umidade.

2.3.9 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e as médias de tratamentos comparadas pelo teste de Tukey a 5%. Para todas as variáveis analisadas testou-se a interação entre os fatores dejetos (líquidos e sólidos) e modalidades de incorporação (superfície e incorporado).

2.4 Resultados e Discussão

2.4.1 Produtividade de grãos e N acumulado

A análise estatística dos resultados relativos à produção de matéria seca, ao acúmulo de N pela parte aérea do milho e a produtividade de grãos indicou que não houve interação entre os fatores tipos de dejetos de suínos (líquidos e sólido) e modalidades de aplicação (incorporados e superfície). Houve apenas efeito isolado destes fatores sobre estas variáveis.

Na maturação fisiológica do milho, a quantidade de N acumulada nos tratamentos com dejetos sólidos e líquidos, na média das duas modalidades de aplicação, superou aquela observada no tratamento sem a adição de dejetos em 36% e 73% respectivamente (Tabela 2.2). Tal resultado indica um efeito fertilizante dos dejetos sólidos ao milho inferior ao dos dejetos líquidos, haja vista, que a quantidade de N total adicionada com estes materiais orgânicos não diferiu entre eles (Tabela 2.1). Portanto, a hipótese de que a mineralização gradual do N orgânico adicionado pelos dejetos sólidos poderia favorecer o sincronismo entre o fornecimento de N com a demanda em N da cultura do milho não se confirmou. Essa constatação é suportada pelas quantidades de N mineral medidas no solo como uso da cama sobreposta e por aqueles obtidos em laboratório, onde se verificou que, num período de 80 dias, apenas 14,5% do N orgânico presente nos dejetos sólidos foi mineralizado. O maior efeito fertilizante dos dejetos líquidos comparados com a cama sobreposta sobre a produtividade de milho também se deve a maior proporção de N amoniacal presente nesse resíduo.

Aplicando o valor do potencial de mineralização do N orgânico presente na cama sobreposta, obtido em condições de laboratório (Capítulo 1), sobre a quantidade de N orgânico adicionado com este material no milho (Tabela 2.1) chega-se a quantidade estimada de N mineralizado que seria de 18,0 kg de N ha⁻¹. Somando esse valor com a quantidade de N mineral já presente na cama sobreposta, obtém-se um potencial de fornecimento de N de 33 kg ha⁻¹. Tal valor indica que dos 140 kg de N aplicado com a cama sobreposta somente 24% poderiam estar disponíveis para o milho.

O fato dos dejetos sólidos apresentarem em sua composição a maravalha, material rico em C e com elevada relação C/N, indica que a decomposição dessa fração de C no solo pode ter favorecido a imobilização de N pela população microbiana decompositora diminuindo a disponibilidade de N para as plantas de milho. A intensidade do processo de imobilização deve variar em função do substrato que da origem aos dejetos sólidos e ao tempo que os mesmos permanecem no sistema de criação.

Tabela 2.2 – Quantidades de matéria seca e nitrogênio acumulado na parte aérea de milho, em estágio de maturação fisiológica, com o uso de dejetos líquidos e sólidos de suínos, distribuídos na superfície (Sup) ou incorporados (Inc) ao solo

Tratamentos	Matéria seca			Nitrogênio		
	Sup	Inc	Média	Sup	Inc	Média
	Mg ha ⁻¹			kg ha ⁻¹		
Dejetos líquidos	12,13	12,49	12,31a¹	71,2	76,7	74,0a
Cama sobreposta	9,57	10,87	10,22b	52,3	64,0	58,1b
Sem dejetos	7,32	8,30	7,81c	39,9	46,0	42,7c
Média	9,67A	10,56A		54,5B	62,1A	

¹ As letras minúsculas na coluna comparam entre si (Tukey a 5%) os tratamentos com e sem dejetos e as letras maiúsculas na linha as formas de aplicação dos dejetos.

É de se esperar que quanto maior o tempo de permanência da cama no sistema criatório, possivelmente, maior será a proporção de N orgânico recalcitrante de difícil mineralização (THOMSEN & OLESEN, 2000). Além disso, o manejo empregado durante a criação dos suínos, como a adição de cama nova e o revolvimento da mesma, deve afetar a dinâmica do N no solo após a sua aplicação a campo. Estes aspectos devem ser melhor estudados em trabalhos futuros através da avaliação da mineralização do N de diferentes tipos de cama (maravalha, casca de arroz, palha de trigo) e com diferentes tempos de permanência

no sistema criatório. Com isso será possível estabelecer o potencial fertilizante nitrogenado da cama sobreposta e recomendar doses desse fertilizante orgânico às culturas comerciais. Atualmente a CFS – RS/SC (1995) não apresenta recomendação para o uso da cama sobreposta como fertilizante.

O efeito dos dejetos líquidos de suínos sobre o acúmulo de N no milho é bem documentado na literatura (SUTTON et al., 1978; ZEBARTH et al., 1996; ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001). Almeida (2000) e Franchi (2001) usaram doses crescentes de dejetos líquidos de suínos em sistema plantio direto e encontraram aumentos lineares no acúmulo de N pelo milho em sucessão à aveia preta. No trabalho de Almeida (2000), a aplicação de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos ($143 \text{ kg de N total ha}^{-1}$) proporcionou um aumento de 45% no acúmulo de N pelo milho na fase de pleno florescimento, em relação à testemunha sem dejetos. Este valor é inferior ao determinado no presente trabalho (73%), mesmo que a quantidade de N aplicada foi semelhante entre os dois estudos. A maior resposta do milho à aplicação de dejetos no presente trabalho deve estar ligada a menor disponibilidade de N no solo, comparada àquela observada no trabalho de Almeida (2000). Além disso, a magnitude de resposta da cultura do milho ao uso de dejetos de suínos pode variar em função das condições edafoclimáticas e da composição dos dejetos, relativa aos demais nutrientes, além do N.

A incorporação dos dejetos ao solo, logo após a sua aplicação, resultou em maior acúmulo de N na parte aérea do milho e produtividade de grãos do que o uso dos mesmos em superfície (Tabela 2.2 e Figura 2.1). O efeito positivo da incorporação dos resíduos orgânicos se deve, provavelmente, ao incremento na taxa de mineralização, tanto do N orgânico do solo, como daquele adicionado pelos dejetos. Além disso, a menor perda do N amoniacal por volatilização de amônia com a incorporação dos dejetos, também deve ter contribuído para uma maior produtividade de milho. O aumento na produtividade de grãos de milho proporcionado pelos materiais orgânicos, em relação ao tratamento sem dejetos, foi de 54% com a aplicação da cama sobreposta e de 243% com os dejetos líquidos (Figura 2.1). Esse efeito benéfico da aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre a produtividade das culturas é observado tanto naquelas utilizadas como plantas de cobertura do solo, como a aveia (BARCELLOS, 1991; PORT, 2002) e o nabo forrageiro (SIELING et al., 1997), como em culturas comerciais, como o feijão (SCHERER et al., 1998) e o milho (SUTTON et al., 1978; ZEBARTH et al., 1996; ALMEIDA, 2000).

No Brasil, Arns (2004) verificou que a aplicação de $300 \text{ kg de N total ha}^{-1}$ com cama sobreposta ($31,2 \text{ Mg ha}^{-1}$) na aveia branca promoveu um incremento na produtividade de grãos da mesma de 43% em relação ao tratamento testemunha. Nos Estados Unidos Loecke et

al. (2004), ao incorporarem no solo 340 kg de N total ha⁻¹ (8,5% de N mineral) com cama sobreposta de suínos, verificaram, que a produtividade de grãos de milho aumentou em 17%, na média de dois anos. Esse menor efeito fertilizante da cama sobreposta, obtido por Loecke et al. (2004), pode ser atribuído ao elevado potencial produtivo do solo, já que a produtividade de grãos no tratamento testemunha sem dejetos foi de 7,40 Mg ha⁻¹, enquanto no presente estudo a produtividade de milho do tratamento testemunha foi de apenas 1,85 Mg ha⁻¹. A dose de 340 kg de N total ha⁻¹ aplicada por Loecke et al. (2004) foi estabelecida a fim de obter uma produtividade de grãos de milho de 9 Mg ha⁻¹, considerando que a cama sobreposta forneceria ao milho 110 kg de N (33% do N total aplicado). Na média de dois anos, os autores obtiveram uma produtividade de 8,5 Mg ha⁻¹, indicando que o N proveniente da cama sobreposta disponível para o milho foi próximo a 33%. No presente trabalho a quantidade potencial de N disponível ao milho proveniente da cama sobreposta foi estimada em 24%.

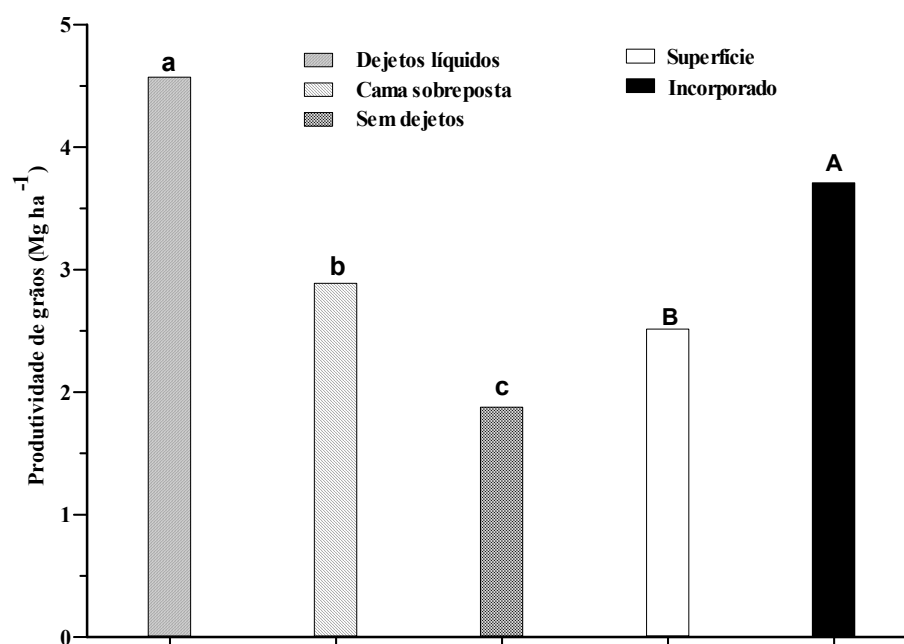


Figura 2.1 – Produtividade de grãos de milho com aplicação ou não de dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta sobre a palha de aveia com e sem incorporação ao solo. As letras minúsculas comparam os tratamentos com e sem dejetos entre si (Tukey a 5%) e as letras maiúsculas as formas de aplicação dos dejetos.

Na Austrália, O'Shea (2000) conduziu um projeto composto de diversos experimentos procurando avaliar o valor agrônômico da cama sobreposta, aplicada à canola, trigo, cevada e ervilha do campo, no sistema de preparo convencional do solo. Após três anos de estudo, as

principais conclusões do autor, foram as seguintes: a) a cama deveria ser aplicada em doses de 15 a 20 t ha⁻¹ para obter o máximo retorno econômico; b) no ano de aplicação, a mineralização do N orgânico da cama foi baixa; c) a casca de arroz deveria ser preferida à maravalha, em função do menor custo de manuseio e da maior facilidade de distribuição no campo; d) a cama não deveria abrigar mais do que um lote de suínos, já que isso não aumenta o valor fertilizante da cama, além de aumentar a emissão de odores nas pocilgas e facilitar a difusão de doenças.

Os resultados obtidos apenas no sistema sem mobilização do solo, nos tratamentos com dejetos líquidos de suínos e cama e no tratamento com adubação mineral (NPK), mostrados na tabela 2.3, indicam que com a aplicação de 140 kg de N total, via cama e dejetos líquidos o milho acumulou, respectivamente, 57% e 78% do N acumulado no tratamento com aplicação de 140 kg de N-uréia ha⁻¹. Quanto à produtividade de grãos de milho, observou-se que no tratamento com a aplicação da cama sobreposta foi de apenas 37% daquela obtida no tratamento com aplicação de N uréia. Já no tratamento com a aplicação de dejetos líquidos, esse percentual aumentou para 74%. Tais resultados devem estar relacionados às quantidades de N mineral aplicadas com os dejetos e à taxa de mineralização do N orgânico dos mesmos. Observa-se na tabela 2.1 que nos dejetos líquidos 41,3% do N total já estavam presentes como N amoniacal contra apenas 10,2% nos dejetos sólidos. Os resultados desse trabalho mostram que, embora a aplicação de dejetos sólidos tenha aumentado a produtividade de grãos de milho em relação ao tratamento sem dejetos, o seu potencial de fornecimento de N está muito aquém do obtido com a uréia e os dejetos líquidos de suínos.

Tabela 2.3 – Quantidades de matéria seca e nitrogênio acumulado pela parte aérea do milho no estágio de maturação fisiológica e produtividade de grãos com o uso de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos e adubação mineral (SDSupNPK) no sistema plantio direto.

Tratamentos	Matéria seca	Nitrogênio	Produtividade grãos
	Mg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	Mg ha ⁻¹
Dejetos líquidos	12,13 a ¹	71,2 b	4,12 b
Cama sobreposta	9,57 b	52,3 c	2,08 c
Sem dejetos	7,32 b	39,9 c	1,35 c
SDSupNPK	13,81 a	91,0 a	5,59 a

¹ As médias com mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

2.4.2 Recuperação aparente do N total e recuperação do ^{15}N amoniacal aplicado

Os resultados da recuperação aparente do N total aplicado com os dejetos de suínos, calculada a partir das quantidades de N acumulado na parte aérea do milho no estágio de maturação fisiológica (palha + grãos), indicam que a recuperação aparente desse nutriente não foi influenciada pela modalidade de aplicação dos dejetos (Tabela 2.4). Houve apenas efeito do tipo de dejetos (líquido ou sólido) sobre essa variável, sendo que, na média das duas modalidades de aplicação, no tratamento com cama sobreposta obteve-se recuperação de N pelo milho de 11% e no tratamento com dejetos líquidos de 22%. Essa menor recuperação do N aplicado com os dejetos sólidos se deve a menor proporção de N amoniacal inicial nesse resíduo e a baixa taxa de mineralização do N orgânico, conforme comentado anteriormente. Na cultura da aveia branca, Arns (2004) estimou em 15,5% a eficiência da cama sobreposta como fertilizante. Loecke et al. (2004), baseando-se na curva de resposta de produtividade de milho com a aplicação de doses crescentes de N-uréia, verificaram que, dos 340 kg de N total ha^{-1} aplicados com a cama sobreposta, aproximadamente 17,5% foi recuperado pelo milho. Em estudo realizado por O'Shea (2000), utilizando 144 kg de N total ha^{-1} aplicados via dejetos sólidos de suínos (cama sobreposta de palha de cereal), na cultura da cevada, a recuperação aparente do N aplicado foi de 12%. A proximidade desses valores de recuperação do N com aqueles do presente trabalho evidenciam o pequeno efeito imediato da cama sobreposta como fonte de N às culturas. Em estudos futuros, é necessário avaliar o efeito residual desse material orgânico, com ênfase no potencial de mineralização do N orgânico, como sugere O'Shea (2000).

A recuperação aparente de N pelo milho, com a aplicação dos dejetos líquidos de suínos, é da mesma ordem de grandeza daquela encontrada por Franchi (2001), ao aplicar doses deste resíduo orgânico na cultura do milho em plantio direto. Em acordo com o observado por Franchi (2001), a recuperação do N uréia pelo milho no presente trabalho também superou aquela encontrada nos tratamentos com a aplicação de dejetos líquidos de suínos. A maior recuperação do N-uréia pelo milho, em comparação ao N aplicado com os dejetos, se deve ao fato que nos dejetos parte do N encontra-se na forma orgânica e precisa ser mineralizado para se tornar disponível ao milho. Além disso, a imobilização de parte do N amoniacal aplicado com os dejetos (Capítulo 1) devido a decomposição da fração carbonada adicionada com os mesmos, também pode contribuir para diminuir a recuperação pelo milho do N aplicado. Almeida (2000) aplicou 160 kg de N-uréia ha^{-1} e obteve recuperação aparente do N pelo milho de 53,6%. Esse valor supera aquele encontrado por Da Ros (2004), que ao

utilizar uréia enriquecida em ^{15}N , verificou que o milho recuperou no estágio de maturação fisiológica 22% dos 100 kg de N ha^{-1} aplicados.

Tabela 2.4 – Recuperação aparente pelo milho do N total aplicado com os dejetos de suínos e com o N-uréia e recuperação do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos nas microparcelas

Tratamentos	Parcelas			Microparcelas		
	N aplicado	N acumulado pelo milho	Recuperação aparente do N	N amoniacal aplicado	N acumulado pelo milho ²	Recuperação do ^{15}N
	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	%	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	%
SDSup	—	39,9	—	—	—	—
SDInc	—	46,0	—	—	—	—
DLSup	140	71,2	22,4 b ¹	78,9	105,5	16,3 a (32,0) ³
DSSup	140	52,3	8,9 c	—	—	—
DLInc	140	76,7	21,9 b	78,9	118,3	13,5 a (36,0)
DSInc	140	64,0	12,9 c	—	—	—
SDSupNPK	140	85,3	32,4 a	—	—	—

¹ As médias com mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. ² N acumulado na parte aérea e nas raízes do milho. ³ Os valores em parênteses representam a recuperação aparente do N total aplicado com os dejetos nas microparcelas (161 kg ha^{-1}) sem considerar a quantidade de N acumulada nas raízes, que foi de 13,8 kg ha^{-1} no tratamento DLSup e de 14,3 kg ha^{-1} no tratamento DLInc.

A percentagem do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos que foi recuperado pelo milho não diferiu entre os tratamentos em que os dejetos líquidos foram aplicados na superfície (DLSup) ou incorporados (DLInc) ao solo (Tabela 2.4). Em trabalhos realizados para avaliar a recuperação do ^{15}N amoniacal dos dejetos líquidos aplicados ao solo com e sem incorporação, os resultados indicam que a incorporação dos mesmos resulta em uma maior recuperação do ^{15}N amoniacal pelas culturas. Sørensen & Amato (2002), por exemplo, ao aplicarem 100 kg de ^{15}N amoniacal ha^{-1} com dejetos de suínos injetados, incorporados e deixados na superfície do mesmo, verificaram que a cultura da cevada recuperou, respectivamente, 37%, 27% e 14% do N amoniacal aplicado. O menor valor de recuperação do ^{15}N amoniacal aplicado em superfície foi justificado em função da maior volatilização de amônia neste sistema. Já a menor recuperação de N no sistema com incorporação comparada ao sistema com injeção foi atribuída a maior imobilização de N.

Considerando que a incorporação reduziu as perdas de N por volatilização de amônia no presente trabalho (Capítulo 1), era de se esperar que a incorporação dos dejetos resultasse em maior acúmulo no milho do N proveniente da fração amoniacal dos dejetos em relação ao observado no tratamento com a aplicação dos dejetos em superfície. No entanto, a evolução do N mineral no solo mostrou que as quantidades de N mineral não diferiram entre os tratamentos com e sem incorporação dos dejetos ao solo, durante o desenvolvimento da cultura do milho. Esse resultado poderia ser explicado, em parte, por uma maior imobilização de N pela biomassa microbiana devido à incorporação dos dejetos juntamente com a palha. Porém, a quantidade de N presente na fração orgânica do solo proveniente da fração amoniacal dos dejetos não diferiu entre os sistemas com e sem incorporação. Possivelmente, as condições climáticas nos dois primeiros meses após a aplicação dos dejetos tenham potencializado as perdas de N por lixiviação e desnitrificação e desta forma contribuído para a menor recuperação pelo milho do ^{15}N aplicado, aproximando os dois sistemas de aplicação dos dejetos. Tais perdas podem ter sido potencializadas devido a combinação de três fatores principais: 1) a rápida nitrificação do N amoniacal aplicado no solo ($78,9 \text{ kg de amoniacal ha}^{-1}$); 2) a ocorrência de elevadas precipitações nos primeiros 37 dias após a aplicação dos dejetos, totalizando 364 mm de água no período; e 3) a baixa demanda em N pela cultura do milho na fase inicial de desenvolvimento (GIACOMINI et al., 2004). Além das perdas de N por lixiviação e desnitrificação, também, devem ter ocorrido perdas por escoamento superficial, principalmente, onde os dejetos foram aplicados na superfície do solo, como constatou Basso (2003).

No presente estudo 4 horas após a aplicação dos dejetos ao solo ocorreu uma chuva de 40 mm indicando que parte do N aplicado com os dejetos pode ter sido perdido via escoamento superficial. Smith et al. (2001) destacam que o potencial de perdas de N por escoamento superficial após a aplicação dos dejetos é maximizado quando ocorrerem eventos pluviométricos logo após a aplicação dos mesmos.

Na média das duas modalidades de aplicação dos dejetos líquidos a recuperação do ^{15}N amoniacal absorvido pelo milho foi de 14,9%. Esse valor é próximo ao encontrado por Paul & Beauchamp (1995) de 15%, após terem incorporado $100 \text{ kg de } ^{15}\text{N amoniacal ha}^{-1}$ no solo na cultura do milho. Utilizando dejetos de bovinos com 46% do N na forma amoniacal (75 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. Chantigny et al. (2004b), trabalhando com dejetos de suínos, cujas frações orgânica e mineral foram enriquecidas com ^{15}N , verificaram que o milho recuperou 50% do N aplicado em um solo arenoso contra apenas

29% em um solo argiloso. Embora esses autores tenham quantificado o destino do N da fração orgânica dos dejetos, essa fração representava apenas 10% do N total presente nos dejetos.

As discrepâncias entre os resultados de recuperação pelas culturas do N aplicado devem estar relacionadas às características dos dejetos utilizados, bem como as variações, principalmente, das condições ambientais predominantes em cada estudo, uma vez que a dinâmica do N e a sua disponibilidade são fortemente influenciados por todos os fatores abióticos que atuam sobre a atividade dos microrganismos envolvidos no ciclo interno do N no solo (MARY et al., 1996). 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.

Observa-se na tabela 2.4 que a recuperação aparente de N pelo milho nas microparcels superou aquela observada nas parcelas. Esse resultado deve estar ligado principalmente a maior proporção de N amoniacal aplicada nas microparcels, o que, possivelmente, deve ter favorecido um melhor desenvolvimento do milho, proporcionando uma maior capacidade de absorção de água e nutrientes do solo pelas plantas.

A recuperação aparente de N pelo milho, observada nas microparcels, representa a contribuição do N amoniacal e da fração orgânica aplicada com os dejetos. Considerando que a contribuição da fração amoniacal foi determinada através da técnica de diluição isotópica de ^{15}N , é possível estimar por diferença a contribuição da fração orgânica dos dejetos para o acúmulo de N pelo milho. Na figura 2.2, onde é apresentada a percentagem do N acumulado pelo milho oriundo do solo, da fração ^{15}N amoniacal e da fração orgânica dos dejetos líquidos aplicados nas microparcels, observa-se que entre os sistemas com e sem incorporação dos dejetos a contribuição de cada uma destas fontes de N foi semelhante. A quantidade de N acumulada pelo milho proveniente da fração orgânica dos dejetos (QN_{pfod}) na média dos dois sistemas foi de $32,5 \text{ kg ha}^{-1}$. Tal valor representa 39,5% dos $82,1 \text{ kg de N orgânico ha}^{-1}$ aplicados com os dejetos. Esses resultados da percentagem do N acumulado pela parte aérea do milho indicam que 56,2% do N absorvido teve origem dos dejetos líquidos de suínos e 43,8% do N mineralizado da MOS.

2.4.3 Balanço do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos

A proporção do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos nas microparcels e que foi encontrado no solo, nas raízes e na parte aérea do milho não diferiu entre os sistemas com e

sem incorporação dos dejetos (Figura 2.3). Considerando a maturação fisiológica do milho e a média dos dois sistemas a recuperação do ^{15}N amoniacal dos dejetos foi de 34,3% (27 kg ha^{-1}) na camada 0 – 120 cm do solo, de 1,1% ($0,9 \text{ kg ha}^{-1}$) nas raízes e de 13,8% ($10,9 \text{ kg ha}^{-1}$) na parte aérea do milho (palha+grãos), totalizando uma recuperação de 49,2%. Sørensen & Amato (2002), ao aplicarem $100 \text{ kg de } ^{15}\text{N amoniacal ha}^{-1}$ na cultura da cevada, encontraram valores de recuperação do ^{15}N amoniacal de 49% e 82%, quando os dejetos foram aplicados na superfície e incorporados ao solo, respectivamente. A menor recuperação do ^{15}N amoniacal com a aplicação dos dejetos na superfície foi atribuída a maior perda de N por volatilização de amônia. Morvan et al. (1997) também atribuíram à volatilização de amônia a recuperação pelo azevém de apenas 57,4% do ^{15}N amoniacal aplicado.

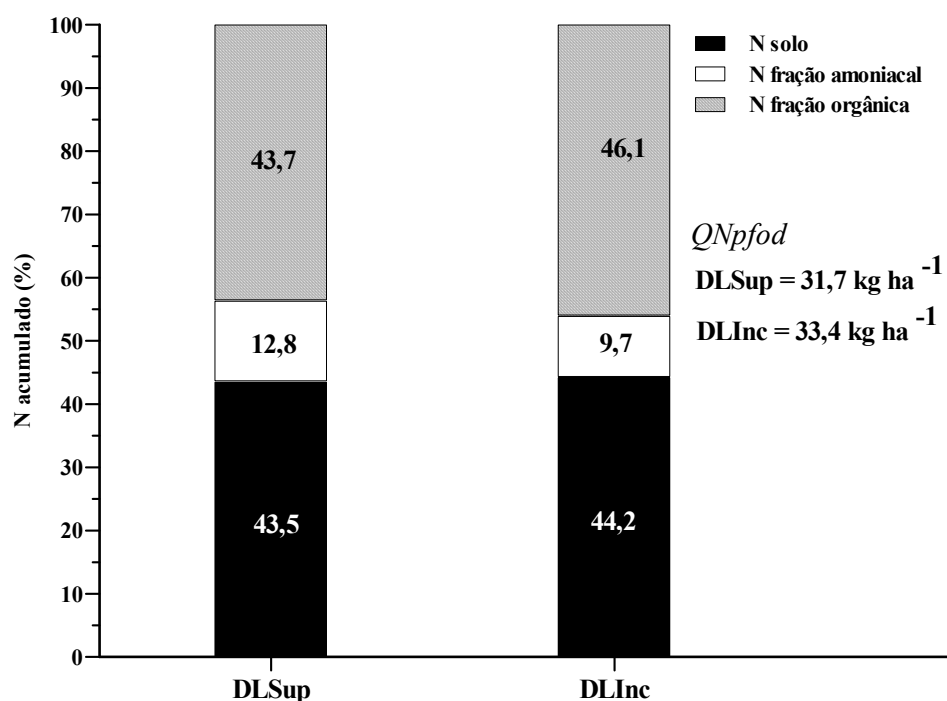


Figura 2.2 – Percentagem do N acumulado pelo milho proveniente do solo e das frações amoniacal ($^{15}\text{N-NH}_4^+$) e orgânica dos dejetos líquidos de suínos aplicados nas microparcelas. *QNpfod* é a quantidade de N acumulada pelo milho proveniente da fração orgânica dos dejetos.

As perdas de N por volatilização de amônia, ocorridas no presente trabalho, também devem ter contribuído para a baixa recuperação do N amoniacal aplicado, principalmente no tratamento com a aplicação dos dejetos em superfície. A quantidade de N volatilizada, quando os dejetos foram aplicados na superfície do solo, correspondem a, aproximadamente, 9,8% do

N amoniacal aplicado contra apenas 1,5% com a incorporação dos dejetos ao solo. Esses valores indicam que a volatilização de amônia não foi a principal responsável pela baixa recuperação do N amoniacal aplicado (Figura 2.3). 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).

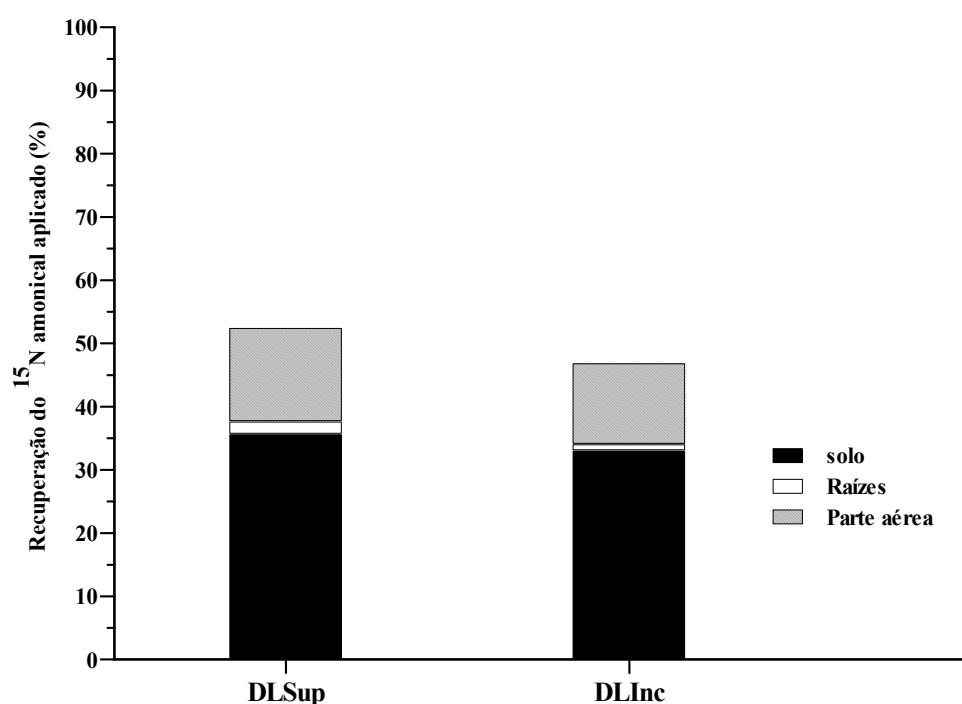


Figura 2.3 – Proporção do ^{15}N amoniacal encontrado no solo, nas raízes e na parte aérea do milho nas microparcelsas com a aplicação dos dejetos de suínos na superfície (DLSup) e incorporado (DLInc) ao solo.

Comparando os resultados obtidos neste estudo com aqueles de Sørensen & Amato (2002) verifica-se que no sistema com aplicação dos dejetos na superfície do solo os valores de recuperação do ^{15}N amoniacal são semelhantes. Já no sistema com incorporação dos dejetos ao solo os valores encontrados no presente trabalho foram 60% menores. Esta diferença deve estar relacionada principalmente com às condições edafoclimáticas ocorridas em cada estudo. Nos primeiros 60 dias após a aplicação dos dejetos, a precipitação acumulada no presente estudo foi de 475 mm, enquanto que no trabalho de Sørensen & Amato (2002) a precipitação foi de apenas 60 mm. Jensen et al. (2000) ao incorporarem ao solo 75 kg de ^{15}N amoniacal ha^{-1} com dejetos de bovinos obtiveram uma recuperação do N amoniacal aplicado

na colheita do trigo de 77% (32% na cultura e 45% na camada 0-100 cm do solo). Esses autores consideraram que a recuperação do N amoniacal foi relativamente elevada para as condições onde foi realizado o estudo e atribuíram esse resultado à baixa precipitação ocorrida após a incorporação dos dejetos ao solo. No presente estudo, a elevada precipitação ocorrida logo após a aplicação dos dejetos pode ter potencializado as perdas de N por escoamento superficial, por lixiviação e por desnitrificação, diminuindo a recuperação da fração de N amoniacal dos dejetos.

A distribuição do ^{15}N amoniacal na camada de 0-120 cm do solo, aos 127 dias após a aplicação dos dejetos de suínos, não diferiu entre os tratamentos DLSup e DLInc (Figura 2.4). Aproximadamente, 51% do N recuperado na camada 0-120 cm foi encontrado nos primeiros 10 cm do solo (17% do N amoniacal aplicado) corroborando resultados de outros estudos, onde a maior parte do ^{15}N recuperado no solo estava presente na camada superficial e na forma orgânica (MORVAN et al., 1996; SØRENSEN & AMATO, 2002; DA ROS, 2004; CHANTIGNY et al. 2004b).

Observa-se na figura 2.4 que a quantidade de ^{15}N no perfil do solo, abaixo da camada de 0-10 cm, pouco variou entre as demais camadas analisadas, com uma média de $1,9 \text{ kg ha}^{-1}$ por camada. A presença de ^{15}N em profundidade, indica a ocorrência do processo de lixiviação do nitrato formado a partir da oxidação biológica do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos, embora seja impossível identificar o momento de chegada do ^{15}N ao longo do perfil. Conforme mencionado anteriormente, o rápido aparecimento de nitrato no solo em um período em que a cultura do milho apresentava baixa demanda em N, aliado à elevada precipitação verificada após a aplicação dos dejetos, contribuiu para o deslocamento do N em profundidade. O índice de aproveitamento desse N vai depender do desenvolvimento e da velocidade do avanço em profundidade do sistema radicular da cultura. A avaliação da produção de MS de raízes de milho na camada 0-120 cm realizada na maturação fisiológica identificou a presença de raízes na camada de 100-120 cm, indicando que o milho pode ter aproveitado parte do N presente nas camadas mais profundas. No entanto, da quantidade total de MS de raízes na camada 0-120 cm (média de $2,36 \text{ Mg ha}^{-1}$) a quantidade presente nas camadas abaixo de 20 cm representa apenas 14% (1,4% na camada 100-120 cm).

A constatação da presença do ^{15}N em profundidade fornece apenas a informação da ocorrência do processo de lixiviação do N aplicado na superfície do solo, não sendo possível determinar a quantidade de N que lixiviou além de 120 cm. Basso (2003), utilizando um dispositivo de bandejas coletoras de solução, instaladas transversalmente ao perfil do solo, na profundidade de 60 cm, verificou perdas de N por lixiviação, após a aplicação de dejetos de

suínos, que variaram de 0,4 a 7% do N total aplicado. Todavia, o fato do sistema utilizado por Basso (2003) coletar apenas água gravitacional (tensão zero), não reproduzindo o fluxo real de água no solo, pode mascarar os dados relativos à lixiviação de NO_3^- conforme enfatiza Ramos (2000). A presença de uma camada de solo saturado, onde a deficiência de O_2 pode provocar perdas significativas de NO_3^- por desnitrificação (STOUT et al., 1997), constitui-se numa das principais críticas a este sistema de medida da lixiviação de nitrato. Uma alternativa para a avaliação do potencial dos dejetos de suínos em contribuir à contaminação das águas subterrâneas, via lixiviação de nitrato, é o uso de modelos de culturas (p. ex. os modelos CERES e STICS) que integrem a dinâmica da água e do N no solo, durante o desenvolvimento da planta (HASEGAWA et al., 2000; MARCHETTI et al. 2004; SCCNELELEN et al., 2004).

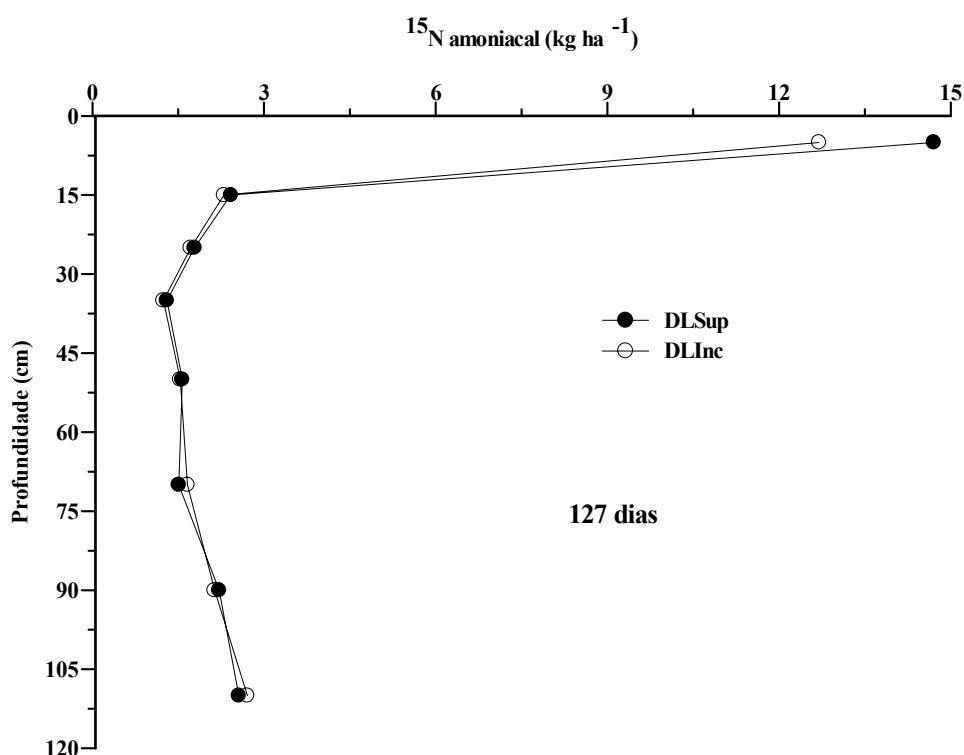


Figura 2.4 – Distribuição do ^{15}N proveniente da fração amoniacal dos dejetos, na maturação fisiológica do milho na camada de 0 – 120 cm do solo.

As quantidades de ^{15}N encontradas em profundidade podem ter origem não apenas da lixiviação do $^{15}\text{N-NO}_3^-$ formado a partir do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos, mas também da liberação de exudatos pelas raízes de milho e da presença de raízes finas nas amostras de solo utilizadas para determinar o excesso isotópico em ^{15}N .

As condições predominantes no presente estudo também podem ter potencializado as perdas de N por desnitrificação após a aplicação dos dejetos, contribuindo para diminuir a recuperação do ^{15}N amoniacal no sistema solo-planta. Juntamente com o N, os dejetos líquidos adicionam ao solo C facilmente decomponível, o qual é rapidamente assimilado pelos microrganismos, aumentando a demanda de O_2 , o que pode resultar em microsítios de anaerobiose no solo favorecendo a desnitrificação. Além do C dos dejetos, a palha de aveia 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_2 . Aliado a isso, a ocorrência de chuvas de alta intensidade após a aplicação dos dejetos pode ter favorecido a presença de sítios de anaerobiose pelo aumento do espaço poroso do solo ocupado por água. Entre as coletas realizadas após 20 e 37 dias da aplicação dos dejetos, por exemplo, ocorreram 9 eventos pluviométricos, 7 dos quais acima de 20 mm, totalizando 177 mm d'água. Essa situação, em que aumenta o consumo de O_2 pela decomposição e diminui a difusão de O_2 pelo excesso d'água favorece a desnitrificação (DENDOOVEN et al., 1998).

Convém destacar, todavia, que à medida precisa da desnitrificação somente poderá ser realizada quantificando-se os produtos finais deste processo (N_2 e, ou, N_2O). Morvan et al., (1996) por meio do balanço do ^{15}N amoniacal, estimaram perdas de N por desnitrificação na ordem de 20% do N amoniacal aplicado ao solo (22 kg ha^{-1}). No Capítulo 3 deste trabalho verificou-se que a aplicação dos dejetos, juntamente com a palha de aveia, provocou uma maior emissão de N_2O comparado ao sistema sem o uso de dejetos. A partir dos valores de N_2O emitidos estimou-se que as perdas de desnitrificação podem chegar a 7,3% do N total aplicado. Considerando que o N desnitrificado tenha origem, principalmente, da fração amoniacal dos dejetos, as perdas gasosas estimadas de N desta fração, são estimadas em 15%.

Os resultados deste trabalho indicam que a contribuição da fração amoniacal dos dejetos de suínos no fornecimento de N ao milho é relativamente pequena, quando comparada com a contribuição do solo e da fração orgânica dos dejetos. Na maturação fisiológica do milho, apenas 49,2% do N amoniacal aplicado foi recuperado no sistema solo-planta. A baixa recuperação do ^{15}N amoniacal com a aplicação dos dejetos em superfície se deve em parte à perda do N amoniacal por volatilização de amônia. Porém as condições edafoclimáticas após a aplicação dos dejetos permitem inferir que a lixiviação, a desnitrificação e o escoamento superficial foram os processos de perda de N do sistema responsáveis pela baixa recuperação do ^{15}N amoniacal aplicado.

2.5 Conclusões

- 1) A cama sobreposta apresentou baixo potencial fertilizante ao milho, em relação aos dejetos líquidos.
- 2) A incorporação dos materiais orgânicos ao solo promoveu uma maior produtividade de grãos de milho comparado ao sistema sem incorporação.
- 3) Apenas 14,9% do ^{15}N amoniacal aplicado com os dejetos foram recuperados pela cultura do milho, não havendo efeito da modalidade de aplicação dos mesmos sobre a percentagem do N recuperado.
- 4) Na maturação fisiológica do milho, apenas 49,2% do N amoniacal aplicado permaneceu no sistema solo-planta.

3 EMISSÃO DE N₂O COM O USO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS EM PLANTIO DIRETO E PREPARO REDUZIDO DO SOLO

3.1 Resumo

A perda de N do sistema solo-planta não tem apenas implicações econômicas, mas também ambientais, especialmente quando óxidos de N são emitidos para a atmosfera. A aplicação de dejetos de suínos ao solo como fertilizante pode favorecer a emissão de N₂O por estimular tanto a nitrificação como a desnitrificação. O objetivo deste trabalho foi o de avaliar as emissões de N-N₂O para a atmosfera após a aplicação de dejetos líquidos de suínos, em plantio direto e preparo reduzido do solo. O experimento foi conduzido em solo Argissolo Vermelho distrófico arênico na área Experimental do Departamento de Solos da UFSM (RS). O delineamento experimental utilizado foi o de blocos inteiramente casualizados com cinco repetições. Os tratamentos consistiram da aplicação ou não de dejetos líquidos de suínos sobre a palha de aveia com e sem incorporação ao solo. Os dejetos foram adicionados ao solo na dose de 40 m³ ha⁻¹ sobre uma quantidade de palha de aveia de 3,6 Mg ha⁻¹. As emissões de N₂O foram medidas *in situ* logo após a aplicação dos dejetos e por um período de 28 dias após aplicação (17 de janeiro a 14 de fevereiro de 2003). O fluxo de N-N₂O para a atmosfera aumentou com a aplicação dos dejetos líquidos de suínos tanto em superfície (plantio direto) como incorporados ao solo (preparo reduzido). Os maiores picos de emissão de N-N₂O estiveram relacionados com o aumento do espaço poroso ocupado por água o qual foi sensível aos eventos de precipitação. As quantidades de N-N₂O emitidas por hectare em 28 dias nos tratamentos com aplicação de dejetos foram de 308 g ha⁻¹ no plantio direto e 378 g ha⁻¹ no preparo reduzido, representando 0,20% e 0,25%, respectivamente, do N total aplicado com os dejetos. Os resultados desse trabalho indicam que a emissão de N-N₂O aumenta com a aplicação dos dejetos líquidos sobre a palha de aveia em relação ao sistema com palha e sem dejetos.

3.2 Introdução

A perda de nitrogênio (N) do sistema solo-planta não tem apenas implicações econômicas, mas também ambientais, especialmente quando óxidos de N são emitidos para a atmosfera. Atualmente, o óxido nitroso (N₂O) tem recebido maior atenção, principalmente

pelo fato do mesmo contribuir para o efeito estufa e para a destruição da camada de ozônio. Além do potencial poluente que o N_2O apresenta, outro aspecto preocupante em relação a este gás é o aumento anual de 0,2 a 0,3% na sua concentração na atmosfera, devido ao aumento das emissões ocasionadas principalmente pela ação antrópica. Estima-se que das emissões provocadas pela atividade humana 80% sejam oriundas da agricultura (BEAUCHAMP, 1997).

Nos solos agrícolas, a desnitrificação e a nitrificação são os principais processos microbianos responsáveis pela produção de N_2O , embora esse gás não seja o principal produto final desses processos. A nitrificação, que requer condições aeróbias e está diretamente relacionada ao suprimento de NH_4^+ , é mediada principalmente por bactérias autotróficas, embora alguns estudos comprovem o envolvimento também de bactérias heterotróficas. Já a desnitrificação, que ocorre em condições anaeróbias, é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas e dependem da disponibilidade de carbono orgânico e de nitrato. Ambos os processos podem ocorrer simultaneamente no solo haja vista que no interior dos agregados podem desenvolver-se microsítios de aerobiose e anaerobiose.

A aplicação de dejetos de suínos ao solo como fertilizante pode favorecer a emissão de N_2O por estimular tanto a nitrificação como a desnitrificação, já que os mesmos apresentam de 40 a 60% do N na forma de NH_4^+ (SCHERER et al., 1996), o qual pode ser rapidamente nitrificado no solo tanto no sistema convencional, onde os dejetos são incorporados ao solo (MORVAN, 1999), como no plantio direto, onde os mesmos são aplicados na superfície (ALMEIDA, 2000; PORT, 2002). Além de adicionar N ao solo, os dejetos adicionam também C facilmente decomponível, o qual é rapidamente assimilado pelos microrganismos aumentando a demanda de O_2 o que pode resultar em microsítios de anaerobiose no solo favorecendo a desnitrificação.

Nesse contexto, a suinocultura pode contribuir significativamente para as emissões de N_2O para a atmosfera, seja durante o armazenamento dos dejetos ou quando os mesmos são aplicados ao solo. Resultados sobre a emissão de N_2O com o uso de dejetos de suínos são relativamente abundantes em condições de laboratório (SOMMER et al., 1996; DENDOOVEN et al., 1998; YANG et al., 2002) e também em condições de campo sob clima temperado, tanto em áreas de lavoura (PETERSEN, 1999; ROCHETTE et al., 2000; CHANTIGNY et al., 2001) como de pastagem (CHADWICK et al., 2000; SHERLOCK et al., 2002). Nesses estudos, as emissões de $N-N_2O$ foram bastante variáveis situando-se entre 0,1% a 2,1% da quantidade total de N aplicado.

A temperatura e a umidade do solo afetam diretamente os processos de nitrificação e desnitrificação e estão entre os fatores abióticos mais influenciados pelos sistemas de manejo do solo. No plantio direto, por exemplo, onde os resíduos culturais são mantidos na superfície do solo há redução na evaporação da água, o que resulta em maiores valores de umidade do solo em relação aos sistemas que utilizam o revolvimento do solo. Além disso, no plantio direto os valores de densidade do solo são normalmente elevados o que poderá favorecer o aparecimento de microsítios de anaerobiose potencializando o processo de desnitrificação (DORAN & LINN, 1994). Portanto é de se esperar que o uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto resulte em elevadas emissões de N_2O para a atmosfera.

No Brasil, resultados de pesquisa envolvendo a avaliação das emissões de N_2O com o uso de dejetos de suínos são ainda escassos. Considerando que na região Sul do Brasil concentra-se aproximadamente 34% do rebanho suinícola (ABCS, 2003) e que anualmente são gerados bilhões de toneladas de dejetos líquidos e que a maior parte desses dejetos são utilizados em sistema plantio direto é necessário intensificar os estudos sobre os efeitos dessa prática sobre a emissão de $N-N_2O$ para a atmosfera.

Com o objetivo de avaliar as emissões de $N-N_2O$ para a atmosfera após a aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo foi conduzido o presente estudo.

3.3 Material e Métodos

3.3.1 Localização e solo

O presente trabalho foi realizado no período de outubro de 2002 a janeiro de 2003 na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS, localizada a 29° 45' Latitude Sul, Longitude 53° 42' W GrW, e altitude de 95 m. O clima segundo a classificação de Köepen, é subtropical úmido, tipo Cfa2. O solo da área é classificado como Argissolo Vermelho distrófico arênico (Hapludalf) (EMBRAPA, 1999).

3.2.2 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos inteiramente casualizados com cinco repetições. Os tratamentos consistiram da aplicação ou não de dejetos líquidos de suínos sobre a palha de aveia com e sem incorporação ao solo: **T1** - Palha + dejetos líquidos em

superfície (**P+DLSup**); **T2** – Palha + dejetos líquidos incorporados (**P+DLInc**); **T3** – Palha em superfície sem dejetos (**PSup**); e **T4** – Palha incorporada sem dejetos (**PInc**).

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

Os dejetos líquidos tiveram origem em animais em fase de terminação e foram coletados em uma propriedade suinícola, localizada no município de Restinga Seca (RS). Os mesmos eram compostos de fezes, urina, sobras de alimentação e de água dos bebedouros, água das chuvas, pêlos e poeira. O sistema de armazenamento dos dejetos na propriedade é constituído por uma lagoa anaeróbia, cujo fundo é revestido com lona plástica.

Na palha de aveia foram determinados os teores de C e N total (TEDESCO et al., 1995). Nos dejetos foram analisados o pH e os teores de MS, N total e N amoniacal, conforme descrito anteriormente no Capítulo 1. Além dessas características foram analisados os teores de C na amostra seca em estufa a 65°C (TEDESCO et al., 1995). Na tabela 3.1 são apresentadas as características da palha e dos dejetos, bem como as quantidades de C e N adicionadas ao solo pelos dois materiais orgânicos.

3.3.3 Medida do fluxo de N_2O

As emissões de N_2O foram medidas *in situ*, logo após a aplicação dos dejetos de suínos e por um período de 28 dias, após a aplicação (17 de janeiro a 14 de fevereiro de 2003). Nesse intervalo, foram realizadas 10 avaliações utilizando um dispositivo estático, composto por uma base de alumínio, a qual foi inserida no solo, e de uma câmara constituída por um balde plástico comum, com 0,40 m de altura e 0,25 m de diâmetro. Na extremidade superior da base existe uma calha, onde, durante as coletas de gás, é instalada a câmara. Na calha, antes de ser instalada a câmara foi adicionado 30 mL de água, a qual atua como isolante impedindo as trocas gasosas entre o interior da câmara e o ambiente externo durante as coletas. Na parte superior central da câmara foi instalada uma borracha por onde são retiradas as amostras de

gás durante as coletas.

Tabela 3.1 – Composição física e química dos dejetos e da palha de aveia e quantidades adicionadas em cada tratamento

Resíduo orgânico	MS ¹	C	N total	N amoniacal	N orgânico	C/N	pH
	g kg ⁻¹						
Dejetos líquidos	51	17,8	3,86	2,62	1,24	4,6	7,85
Palha aveia	—	425,3	10,40	—	—	40,9	—
	kg ha ⁻¹						
Dejetos líquidos	2.040	714	154	104,80	49,20		
Palha aveia	3.600	1.531	37	—	—		

¹ MS= matéria seca; C= carbono orgânico.

As cinco bases de cada tratamento foram instaladas em uma área de 2 x 4 m na qual os resíduos culturais remanescentes de cultivos anteriores haviam sido retirados da superfície do solo no dia anterior. Para a instalação das bases nos tratamentos simulando o plantio direto, foi adotado o seguinte procedimento: com um cilindro de metal de mesmo diâmetro das bases fez-se uma abertura no solo onde foram inseridas as bases de alumínio até 5 cm de profundidade. No interior de cada base, adicionou-se a palha de aveia (equivalente a 3,6 Mg ha⁻¹). No tratamento com dejetos (equivalente a 40 m³ ha⁻¹) os mesmos foram aplicados sobre a palha. No sistema em preparo reduzido, a incorporação da palha e dos dejetos foi realizada manualmente adotando o seguinte procedimento: na área de cada base o solo foi retirado até uma profundidade de 8 cm e colocado sobre uma lona, onde foi misturado com a palha e com a palha + dejetos. Após a mistura do solo com os resíduos orgânicos, ser colocada no local de onde havia sido retirado o solo, foram inseridas as bases até a profundidade de 10 cm. As áreas externas às bases receberam os mesmos tratamentos aplicados no interior de cada base. O dispositivo utilizado para medir a emissão de N₂O é apresentado na figura 3.1.

Após a adição de água em todas as bases foram instaladas as câmaras, uma a cada vez. Após a instalação da primeira câmara, foram retiradas imediatamente três amostras de gás (t0) em cada tratamento. Após ter passado uma hora da instalação das câmaras, foi realizada outra coleta de gás (t1) sendo coletada 1 amostra por câmara (5 amostras por tratamento). As coletas sempre foram realizadas pelo período da tarde entre 14 h e 16 h no dia da aplicação dos dejetos e 1, 3, 5, 7, 15, 19, 24 e 28 dias após.

As amostras de gás do interior das câmaras foram coletadas por meio de uma seringa e

transferidas para vidros previamente submetidos a vácuo, o qual foi realizado com auxílio de um vacuômetro.

As amostras de gás de cada coleta foram enviadas para a EMBRAPA-Agrobiologia no Rio de Janeiro, onde tiveram sua concentração em N₂O determinada em cromatógrafo a gás (Perkin Elmer, Autosystem) equipado com uma coluna de "Porapak Q" e um detector de captura de elétrons.

Os fluxos de N-N₂O (F_{N_2O}) foram calculados de acordo com a equação proposta por Smith et al. (1997):

$$F_{N_2O} = \left(\frac{V}{A} \right) \times \left(\frac{\Delta C}{\Delta t} \right) \times \left[\frac{273}{(273 + T)} \right] \quad (3.1)$$

onde, F_{N_2O} é o fluxo de N-N₂O (mg m⁻² d⁻¹); V é o volume da câmara (L); A é a área da câmara (m²); $\Delta C/\Delta t$ é a variação da concentração de N-N₂O entre t₀ e t₁; e T é a temperatura no interior da câmara.

A quantidade de N-N₂O emitida entre duas avaliações sucessivas foi estimada multiplicando o F_{N_2O} médio as duas avaliações pelo tempo transcorrido entre elas. As perdas cumulativas de N-N₂O foram calculadas somando os valores da estimativa da emissão entre cada intervalo de coleta.

Em cada coleta de gás foram medidas a temperatura e a umidade do ar dentro e fora das câmaras com auxílio de um termo-hidrógrafo.



Figura 3.1 – Vista geral do dispositivo utilizado para medir a emissão de N₂O.

3.3.4 Amostragem de solo e análises

Próximo à área de coleta de gases foram demarcadas parcelas (2 x 2 m) nas quais foram implantados os mesmos tratamentos instalados das parcelas onde foram instaladas às bases dos dispositivos de coleta de gás. Essas parcelas foram utilizadas para medir no solo, a

temperatura, a umidade e os teores de N mineral (N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$), no momento de cada avaliação da emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$.

A temperatura do solo foi medida com geotermômetros, instalados a 3 e a 10 cm de profundidade. As coletas de solo foram realizadas nas camadas de 0-10 e 10-20 cm. A umidade gravimétrica do solo foi obtida pela secagem de uma subamostra de solo em estufa a 105 °C por 24 horas.

Os teores de N mineral no solo (N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) foram avaliados no mesmo dia da coleta utilizando a mesma metodologia descrita no Capítulo 1.

Nas parcelas também foram realizadas avaliações da densidade aparente e de partícula do solo (KIEHL, 1979). No sistema plantio direto, a densidade foi avaliada somente no início do experimento, através do método do anel volumétrico. No preparo reduzido, as duas primeiras avaliações da densidade foram feitas através do método de escavação e nas demais utilizou-se o método do anel volumétrico. A densidade de partícula do solo foi determinada somente na fase inicial do estudo, utilizando para isso a técnica do balão volumétrico. O valor de densidade de partícula obtido foi de 2,61 g cm^{-3} .

Com base nos resultados obtidos de umidade, densidade aparente e densidade de partícula do solo foram calculadas a percentagem do espaço poroso do solo ocupado por água (%EPSA) em cada avaliação através da equação apresentada por Paul & Clark (1996):

$$\%EPSA = \frac{(U \times da)}{[1 - (da / dp)]} \quad (3.2)$$

onde, U é a umidade gravimétrica do solo (g g^{-1}); da é a densidade aparente do solo (g cm^{-3}); e dp é a densidade de partículas do solo (g cm^{-3}).

3.3.5 Análise estatística

Os dados relativos às emissões cumulativas de $\text{N-N}_2\text{O}$ foram submetidos à análise de variância e as médias de tratamentos comparadas pelo teste de Tukey a 5%.

3.4 Resultados e Discussão

3.4.1 Condições ambientais

Os dados relativos à temperatura e à umidade relativa do ar dentro e fora das câmaras, à temperatura do solo nas profundidades de 3 e 10 cm, ao espaço poroso do solo ocupado por

água (EPSA) e à precipitação ocorrida durante os 28 dias de avaliação da emissão de N_2O estão apresentados nas figuras 3.2, 3.3 e 3.4.

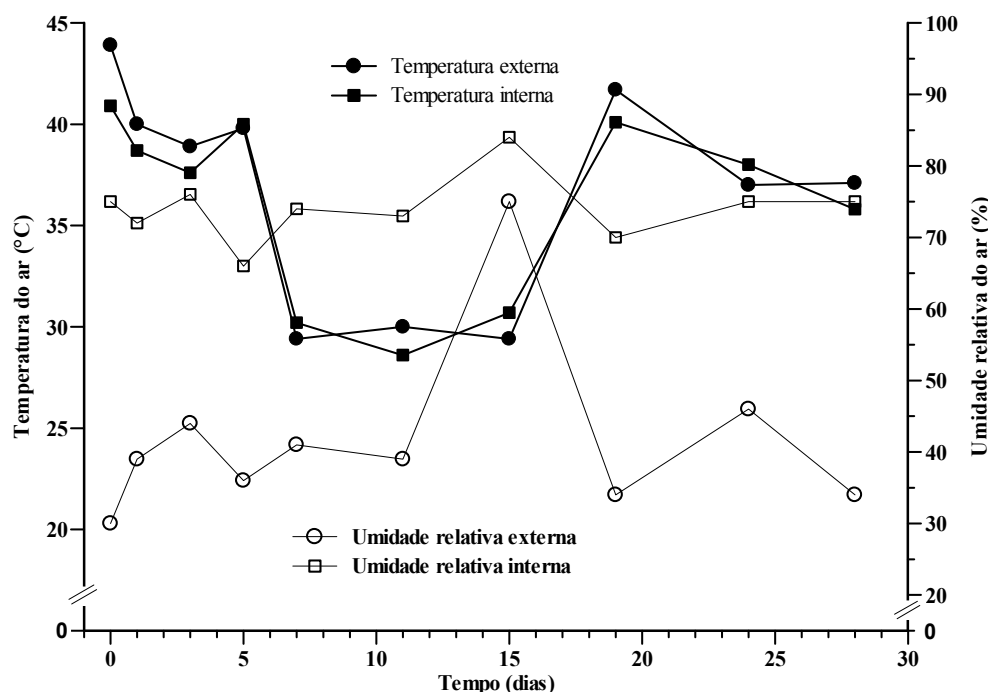


Figura 3.2 – Temperatura e umidade relativa do ar no exterior e interior das câmaras estáticas utilizadas para avaliação da emissão de $N-N_2O$, durante os 28 dias do experimento.

A temperatura do ar no exterior das câmaras, durante o experimento, variou de 29,4 °C a 43,9 °C (Figura 3.2). Comparando a temperatura externa da câmara com aquela ocorrida no interior da mesma verifica-se pequena diferença entre os valores observados (0,1°C a 3°C). Em relação à umidade relativa do ar, os valores obtidos no interior das câmaras foram, em média, 63% superiores aos observados no exterior das mesmas (Figura 3.2). Na avaliação realizada aos 15 dias, observa-se que a umidade relativa do ar fora das câmaras foi próxima àquela observada no interior das mesmas. Tal resultado deve-se ao fato dessa avaliação ter sido realizada 4 horas após a ocorrência de uma chuva de 19,4 mm.

A temperatura do solo diferiu entre o plantio direto e o preparo reduzido apenas na profundidade de 3 cm, onde o preparo reduzido apresentou os maiores valores de temperatura do solo (Figura 3.3).

Para os resultados do EPSA observa-se que o plantio direto apresentou os maiores valores do que o preparo reduzido (Figura 3.4). Esse resultado deve-se ao fato de que o solo sob plantio direto apresenta maior densidade do que no preparo reduzido, mesmo com valores de umidade gravimétrica semelhante entre esses dois sistemas (dados não mostrados).

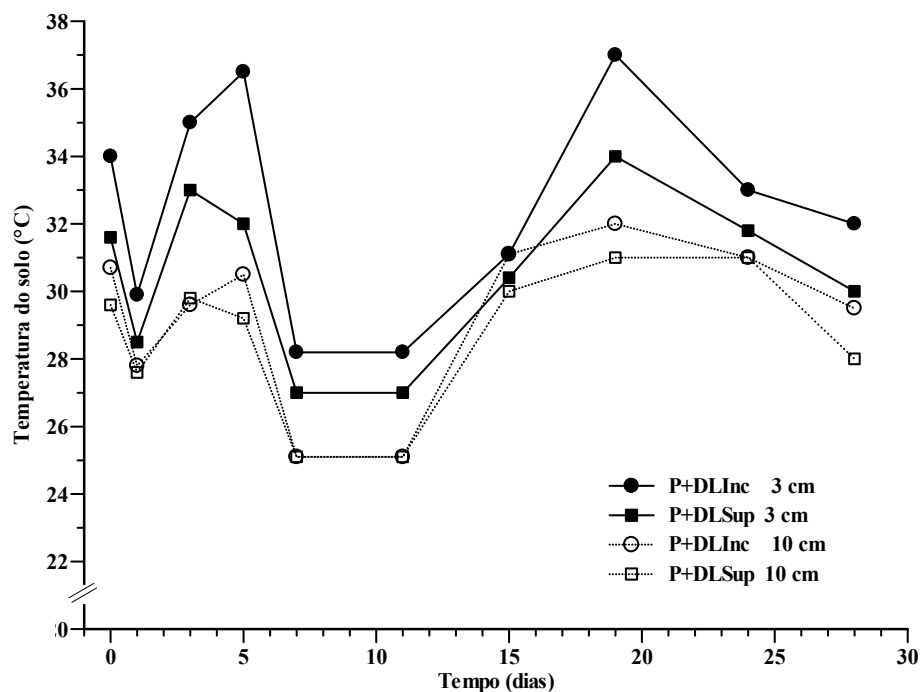


Figura 3.3 – Temperaturas do solo nos tratamentos com e sem incorporação dos dejetos de suínos nas profundidades de 3 e 10 cm durante os 28 dias de avaliação da emissão de N-N₂O.

As condições ambientais observadas no presente estudo podem ser consideradas mais favoráveis ao processo de emissão de N₂O do que aquelas observadas em outros estudos realizados para avaliar a emissão de N₂O para a atmosfera em condições de campo com o uso de dejetos de suínos (WESLIEN et al., 1998; PETERSEN, 1999; ROCHETTE et al., 2000; CHADWICK et al., 2000; CHANTIGNY et al., 2001; SHERLOCK et al., 2002).

3.4.2 Fluxos de N-N₂O

O fluxo de N-N₂O ($F_{N_{2}O}$) para a atmosfera aumentou com a aplicação dos dejetos líquidos de suínos, tanto em superfície (plantio direto) como incorporados ao solo (preparo reduzido) (Figura 3.5). No sistema plantio direto e sem o uso de dejetos, os fluxos de N-N₂O superaram aqueles observados no preparo reduzido, apenas na avaliação realizada 3 dias após a aplicação dos dejetos. Após 19 dias do início do experimento, os fluxos de N-N₂O não diferiram entre os tratamentos com e sem dejetos.

Na primeira avaliação, realizada quatro horas após a aplicação dos dejetos, ocorreram aumentos no $F_{N_{2}O}$, em relação aos tratamentos sem dejetos, de 3,84 mg m⁻² d⁻¹ no plantio direto e de 7,12 mg m⁻² d⁻¹ no preparo reduzido. Esse aumento no $F_{N_{2}O}$ logo após a aplicação dos dejetos de suínos ao solo é observado em diversos estudos. Rochete et al. (2000)

observaram um aumento na emissão de N_2O na primeira avaliação, realizada 18 horas após a aplicação de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (69 kg ha^{-1} de $N-NH_4^+$) de dejetos na cultura do milho. Chadwick et al. (2000), aplicando $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (280 kg ha^{-1} de $N-NH_4^+$) de dejetos de suínos em uma pastagem, na Inglaterra, observaram que, logo após a aplicação, a emissão de $N-N_2O$ aumentou de $0,4 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ no tratamento controle para $4,32 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ no tratamento com dejetos. Em condições de laboratório, Yang et al. (2002) também observaram um incremento na emissão de $N-N_2O$ já nas duas primeiras horas após a aplicação dos dejetos de suínos.

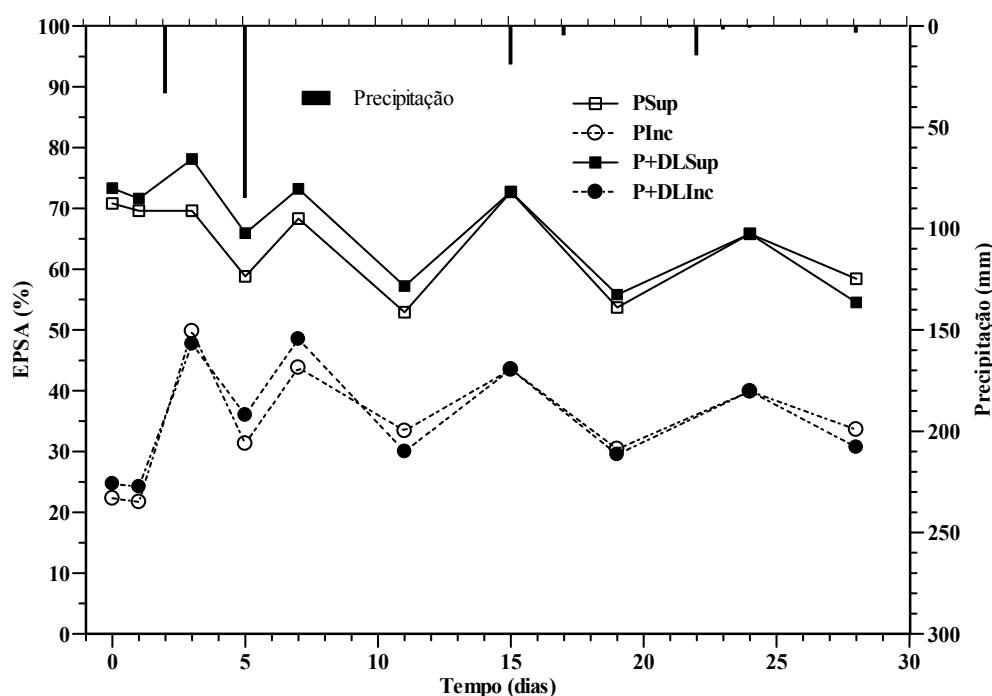


Figura 3.4 – Espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA) nos tratamentos com e sem incorporação dos dejetos de suínos e precipitação pluviométrica durante os 28 dias de avaliação da emissão de $N-N_2O$.

Esse aumento na emissão de $N-N_2O$ para a atmosfera logo após a aplicação dos dejetos é atribuído a diversos fatores: 1) os dejetos apresentam uma fração do C prontamente disponível aos microrganismos, o que proporciona um aumento na atividade microbiana, resultando em uma elevada demanda de O_2 , o que poderá gerar sítios de anaerobiose favorecendo a emissão de $N-N_2O$ a partir da utilização do $N-NO_3^-$ presente no solo por bactérias anaeróbicas facultativas capazes de substituir o O_2 pelo $N-NO_3^-$ como aceptor final de elétrons; 2) o $N-NH_4^+$ aplicado com os dejetos de suínos pode ser nitrificado e, através do processo de nitrificação, produzir $N-N_2O$ aumentando a emissão desse gás; e 3) a alta concentração de líquidos nos dejetos de suínos pode promover a ocorrência de sítios de

anaerobiose no solo, principalmente no sistema plantio direto, favorecendo o processo de desnitrificação do N-NO_3^- já presente no solo.

Analisando as condições do presente estudo, pode-se atribuir à elevada emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ logo após a aplicação dos dejetos, principalmente, ao processo de desnitrificação. Isso porque a quantidade de N-NO_3^- nos tratamentos com dejetos foi semelhante aos tratamentos sem dejetos (Figura 3.6a e 3.6b), indicando que a nitrificação do N-NH_4^+ adicionado com os dejetos não ocorreu nessa fase e, conseqüentemente, a nitrificação não contribuiu para a emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$. É provável que o não aparecimento de nitrato, logo após a aplicação dos dejetos, se deva à fase de latência que o processo de nitrificação apresenta, onde as bactérias nitrificadoras necessitam de um período para se adaptarem à condição de elevada disponibilidade de N-NH_4^+ no solo (MORVAN, 1999).

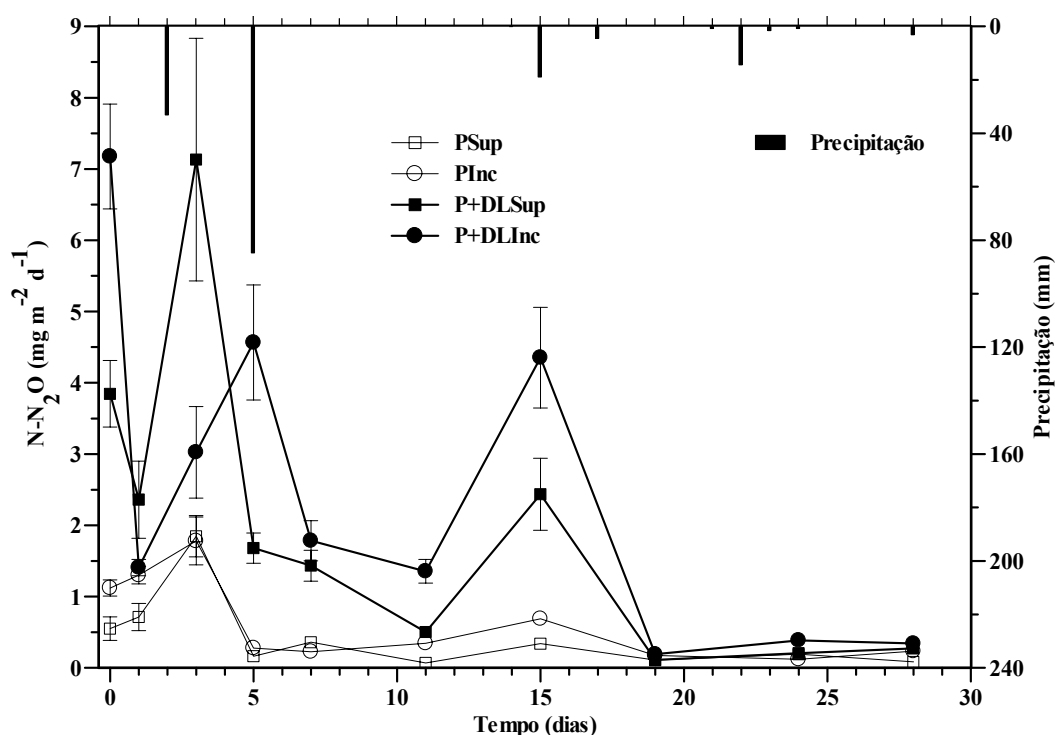


Figura 3.5 – Fluxos de $\text{N-N}_2\text{O}$ no solo com palha de aveia (P) na superfície (Sup) ou incorporada (Inc) ao solo com e sem a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DL) e precipitação pluviométrica durante os 28 dias de avaliação da emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$. As barras verticais representam o desvio padrão.

Por outro lado, as condições para a produção de N_2O através do processo de desnitrificação são mais favoráveis. Observa-se na figura 3.4 que no plantio direto, o solo apresentou elevada percentagem dos espaços porosos ocupados por água (EPSA) em níveis

considerados favoráveis ao processo de desnitrificação (WHITEHEAD, 1995; PAUL & CLARK, 1996). Aliado a isso, a adição de C facilmente decomponível ao solo pelos dejetos e pela fração solúvel da palha deve ter favorecido a ação das bactérias desnitrificadoras.

No preparo reduzido, os valores de EPSA foram menores do que aqueles observados no plantio direto e estão dentro de uma faixa menos favorável ao processo de desnitrificação (Paul & Clark, 1996). No entanto, a incorporação dos dejetos e da palha ao solo devem ter potencializado a atividade microbiana pelo aumento do contato do C desses resíduos com os microrganismos. Esse aumento na atividade microbiana gera uma maior demanda de O_2 o que pode promover o aparecimento de microsítios de anaerobiose no solo, os quais favorecem o processo de desnitrificação. A maior emissão de N_2O observada no preparo reduzido em relação ao plantio direto, possivelmente esteja relacionada ao fato de que nesse sistema os espaços porosos apresentaram menor quantidade de água, o que facilita a difusão desse gás do local onde foi produzido no solo até a atmosfera.

Além desses fatores, as elevadas temperaturas do ar e do solo devem ter contribuído para aumentar as emissões de N_2O para a atmosfera (Figura 3.2 e 3.3). Segundo Whitehead (1995), o processo de desnitrificação pode ocorrer em uma faixa muito ampla de temperatura, variando de $0\text{ }^\circ\text{C}$ a $75\text{ }^\circ\text{C}$, sendo $65\text{ }^\circ\text{C}$ a temperatura onde a taxa de desnitrificação é máxima. Entre $10\text{ }^\circ\text{C}$ e $35\text{ }^\circ\text{C}$ a taxa de desnitrificação é altamente dependente da temperatura, onde incrementos de $10\text{ }^\circ\text{C}$ freqüentemente resultam na duplicação das taxas de desnitrificação. Baseando-se nessas informações pode-se especular que o potencial de emissão de N_2O nas regiões tropicais e subtropicais é maior do que nas regiões temperadas, onde a maioria dos estudos realizados até o momento sobre a emissão de N_2O para a atmosfera foram realizados.

Na avaliação realizada três dias após a aplicação dos dejetos de suínos, o F_{N_2O} no sistema plantio direto superou aquele observado no preparo reduzido. O principal fator que pode explicar esse resultado é o elevado valor de EPSA aliado ao aparecimento de NO_3^- no solo via nitrificação. O aumento no valor de EPSA se deve à ocorrência de uma chuva na noite anterior à realização dessa avaliação. Observa-se na figura 3.6, que três dias após a aplicação dos dejetos, houve um decréscimo acentuado nas quantidades de $N-NH_4^+$ na camada de 0-10 cm do solo sendo maior no sistema plantio direto do que no preparo reduzido. Após a fase de latência do processo de nitrificação, o mesmo se processa em taxas elevadas como verificaram Morvan (1999), Almeida (2000) e Port (2002). Nessa fase, a nitrificação também deve ter contribuído para a emissão de N_2O . É provável que o NO_3^- produzido nessa camada (0-10 cm) em três dias tenha migrado para camadas + profundas, já que na noite anterior à coleta ocorreu uma chuva de 33 mm. O nitrato que migrou para as camadas mais

profundas pode atingir sítios de anaerobiose e, na presença de C e de bactérias desnitrificadoras, pode ser reduzido até N_2 , passando pelo intermediário N_2O .

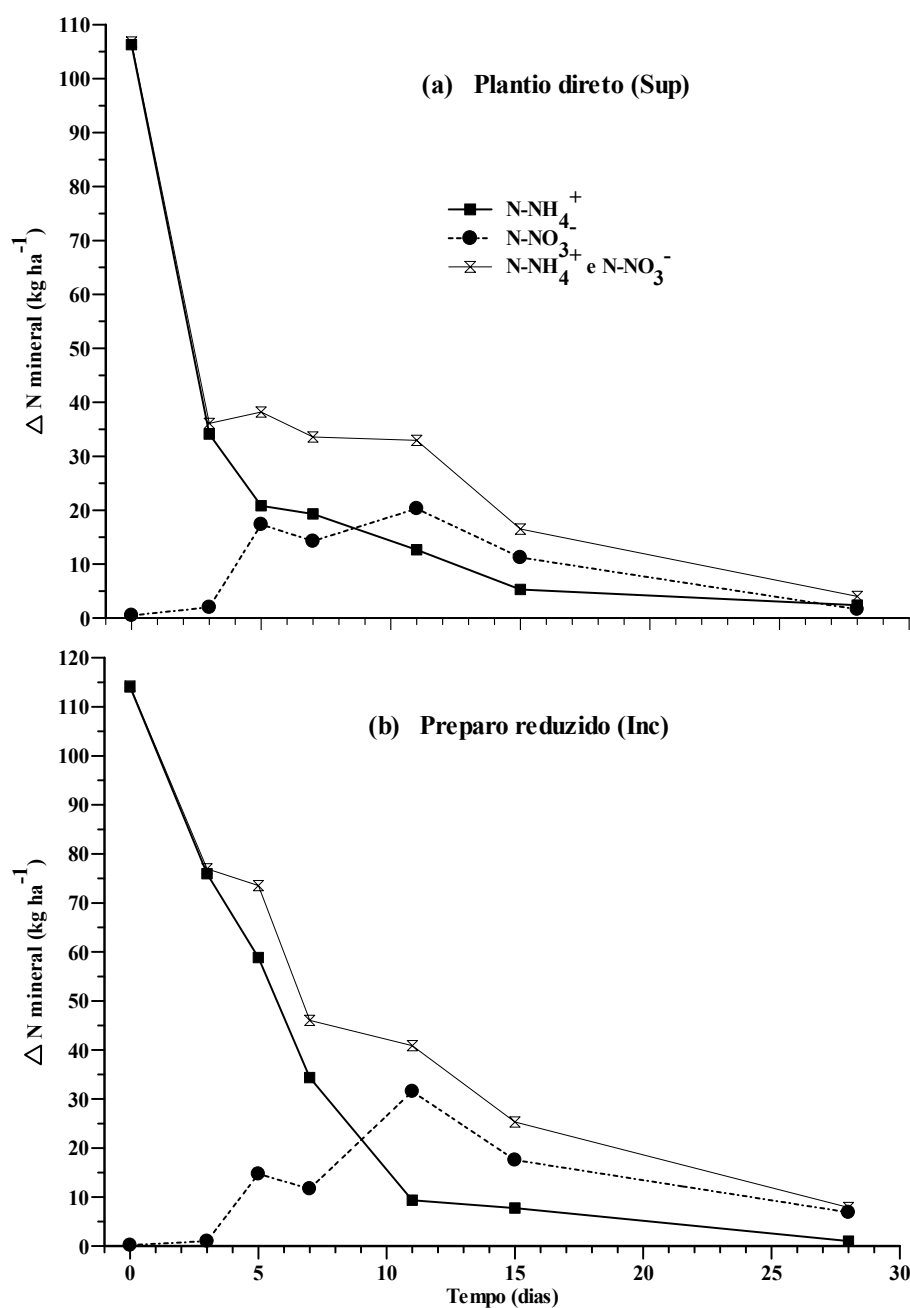


Figura 3.6 – Diferença ($\Delta N \text{ mineral}$) entre as quantidades de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ na camada 0-10 cm do solo dos tratamentos com e sem aplicação de dejetos de suínos no plantio direto (a) e no preparo reduzido (b).

A aplicação dos dejetos na superfície do solo também pode resultar na formação de uma crosta na superfície e na obstrução dos poros do solo, resultando na menor difusão de O_2 o que pode favorecer o aparecimento de condições favoráveis à produção de N_2O através da

desnitrificação. Com a ocorrência de chuvas os poros podem ser desobstruídos e a crosta na camada superficial do solo desfeita contribuindo para que o N_2O produzido no interior do solo se difunda até a atmosfera. Esse pode ser outro aspecto que pode explicar o aumento na emissão de N_2O no sistema plantio direto após a ocorrência de uma chuva (Figura 3.5).

As reduções nas quantidades de $N-NH_4^+$, na camada 0-10 cm do solo, após três dias da aplicação dos dejetos de suínos podem ser devidas também aos processos de volatilização de amônia e imobilização microbiana de N. Quando os dejetos foram aplicados em superfície, a perda de N por volatilização de amônia foi o processo mais importante (BASSO, 2003). Já no preparo reduzido, a incorporação dos dejetos ao solo juntamente com a palha aumenta o contato entre o C dos resíduos com os microrganismos o que pode potencializar a imobilização de N pela biomassa microbiana.

As maiores emissões observadas no preparo reduzido, em relação ao plantio direto, podem ser explicadas, em parte, pela maior quantidade de nitrato no solo e pela maior facilidade com que o N_2O produzido no interior do solo é emitido para a atmosfera. Aos 15 dias, observou-se um aumento na emissão de N_2O nos dois sistemas de cultivo. Esse aumento na emissão de N_2O foi acompanhado por um aumento no EPSA, ocasionado pela ocorrência de uma chuva de 19,4 mm, 4 horas antes da coleta do gás (Figura 3.4). Outro fator que pode ter contribuído para o aumento da emissão de N_2O foi a elevada temperatura do solo, mantendo-se ao redor dos 30 °C nas profundidades de 3 e 10 cm (Figura 3.3). O efeito do EPSA e da temperatura sobre a emissão de N_2O foram estudados por Smith et al. (1998), os quais verificaram que a emissão de N_2O do solo aumentou exponencialmente com o aumento dos valores desses dois atributos. O F_{N_2O} para a superfície do solo está relacionado à taxa de produção desse gás no interior do solo, à solubilidade do gás e à taxa de transporte do sítio de produção para atmosfera. A solubilidade do N_2O , por sua vez, é favorecida pelo aumento da temperatura.

3.4.3 Emissão acumulada de N- N_2O

A emissão acumulada de N- N_2O foi maior nos tratamentos com aplicação de dejetos de suínos do que naqueles sem aplicação e não diferiu entre o plantio direto e o preparo reduzido (Figura 3.7). Calculando as quantidades emitidas por hectare, em 28 dias de avaliação em cada tratamento verificou-se que o solo sem dejetos apresentou uma emissão de 93,8 g ha⁻¹ e 129,7 g ha⁻¹ de N- N_2O no plantio direto e no preparo reduzido, respectivamente. Nos tratamentos com aplicação de dejetos, a quantidade de N- N_2O emitida foi de 401,7 g ha⁻¹

no plantio direto e $507,7 \text{ g ha}^{-1}$ no preparo reduzido. O aumento na emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ com a aplicação dos dejetos de suínos ao solo é evidenciada em diversos estudos e deve estar ligada ao fato de que os dejetos, ricos em N amoniacal potencializam as emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ através dos processos de nitrificação e desnitrificação (WESLIEN et al., 1998; PETERSEN, 1999; ROCHETTE et al., 2000; CHADWICK et al., 2000; CHANTIGNY et al., 2001; SHERLOCK et al., 2002).

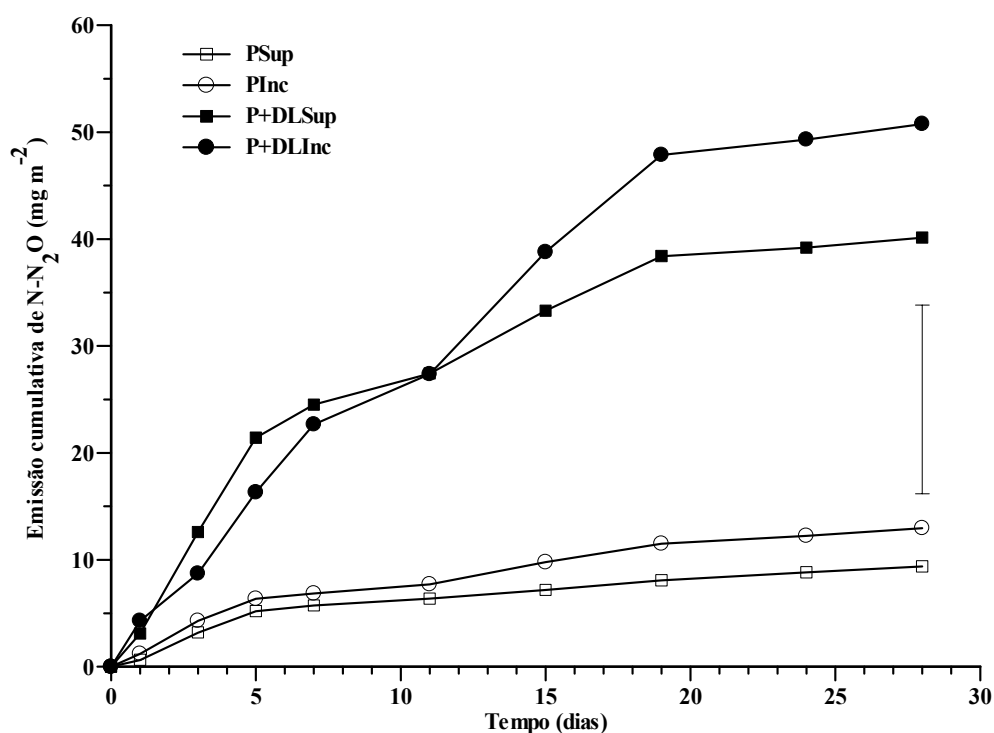


Figura 3.7 – Emissão acumulada de $\text{N-N}_2\text{O}$ com palha de aveia na superfície ou incorporada ao solo, com e sem a aplicação de dejetos líquidos de suínos. A barra vertical representa a diferença mínima significativa (Tukey 5%).

Em estudo realizado no Canadá por Chantigny et al. (2001) a emissão cumulativa de $\text{N-N}_2\text{O}$ após 28 dias da incorporação de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de suínos ($99,5 \text{ kg de N amoniacal ha}^{-1}$) ao solo, juntamente com palha de cevada superou o tratamento sem dejetos em 12 mg m^{-2} . No presente estudo, ao final de 28 dias, o tratamento com dejetos em preparo reduzido superou a testemunha em $37,8 \text{ mg m}^{-2}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$. Embora as quantidades de N aplicadas no presente estudo tenham sido próximas àquelas de Chantigny et al. (2001), as emissões foram cerca de três vezes mais elevadas. O principal fator que pode explicar essas diferenças deve estar relacionado às condições edafoclimáticas predominantes em cada estudo.

Embora as diferenças nas quantidades de N-N₂O emitidas para a atmosfera entre o tratamento com plantio direto e preparo reduzido não tenham sido significativas, observou-se que a quantidade líquida de N-N₂O emitida no preparo reduzido (N-N₂O emitido no tratamento com dejetos - N-N₂O emitido no tratamento sem dejetos) aumentou em 23% em relação ao plantio direto. Esse resultado deve estar ligado ao fato de que a incorporação dos dejetos de suínos ao solo no preparo reduzido deve ter diminuído as perdas de N por volatilização de amônia (ROCHETTE et al., 2002) aumentando a quantidade de N mineral no solo, e, conseqüentemente o potencial de emissão de N₂O. Além disso, a incorporação dos dejetos, juntamente com a palha, pode favorecer a decomposição microbiana desses resíduos orgânicos diminuindo a quantidade de oxigênio criando microsítios de anaerobiose no solo, onde o N-NO₃⁻ pode ser desnitrificado.

Considerando a quantidade líquida acumulada emitida de N-N₂O verifica-se que a porcentagem do N total aplicado com os dejetos perdido na forma de N₂O variou de 0,20% no plantio direto a 0,25% no preparo reduzido. Tais valores estão dentro da faixa de 0,1% a 2,1% de perda do N total aplicado obtida em diversos trabalhos realizados sob diferentes condições ambientais (DENDOOVEN et al., 1998; YANG et al., 2002; PETERSEN, 1999; ROCHETTE et al., 2000; CHANTIGNY et al., 2001; CHADWICK et al., 2000; SHERLOCK et al., 2002).

Considerando esses valores, pode-se concluir que a emissão de N₂O não é a principal via de perda do N aplicado com os dejetos de suínos. No entanto, o N₂O não é a única forma gasosa de N produzida pela desnitrificação. Clough et al. (1998), utilizando a técnica de traçagem isotópica com ¹⁵N, verificaram que em um solo arenoso a relação na emissão de N₂/N₂O foi de 33, ou seja, para cada mol de N₂O produzido foram gerados 33 mol de N₂. Segundo Paul & Clark (1996), essa relação é dependente da concentração de nitrato e de carbono no solo. Quando houver elevada concentração de N-NO₃⁻ e baixa concentração de C, a redução dos óxidos de N podem ser incompleta, diminuindo a relação entre N₂/N₂O. Com baixa disponibilidade de N-NO₃⁻, mais N₂ será formado e a relação N₂/N₂O será maior. Considerando a relação entre N₂/N₂O obtida por Clough et al. (1998), pode-se estimar a quantidade de N perdida no presente estudo através da desnitrificação. No plantio direto, por exemplo foram emitidas 307,9 g ha⁻¹ de N-N₂O (0,20% do N total). Multiplicando-se este valor por 33 pode-se estimar uma emissão de 10,2 kg ha⁻¹ de N na forma de N₂. Esse valor representa 6,6% do N total aplicado indicando que o processo de desnitrificação pode ser uma importante via de perda de N, diminuindo o potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos. No preparo reduzido à perda de N por desnitrificação foi estimada em 8,1% do N total aplicado.

A partir dos valores de perdas de N na forma de N_2O com a aplicação dos dejetos em plantio direto e preparo reduzido do presente estudo pode-se estimar o impacto do uso de dejetos no Rio Grande do Sul sobre as emissões de N- N_2O para a atmosfera. Para esse cálculo, foram utilizados os dados da ABCS (2003) sobre o número de animais criados, a estimativa da quantidade de dejetos gerados por cada animal durante seu ciclo de vida e a concentração média de N nos dejetos (SCHERER et al., 1996). Estima-se que em 2002 a suinocultura no Rio Grande do sul gerou aproximadamente 3,36 bilhões de m^3 de dejetos os quais continham 7,73 Gg de N total. Assumindo que todos os dejetos gerados fossem aplicados ao solo, isso resultaria numa emissão de $15,5 \text{ Mg ano}^{-1}$ de N- N_2O na média dos dois sistemas de preparo do solo (preparo reduzido e plantio direto).

Estimativas dessa ordem apresentam um alto grau de incerteza, principalmente, pelo fato que as emissões de N_2O são muito variáveis e dependentes das condições climáticas, da época de aplicação dos dejetos, do tipo de solo, da cultura utilizada e da composição dos dejetos (CHADWICK et al., 2000). No entanto, esses resultados servem para ilustrar o elevado potencial dos dejetos gerados na suinocultura na emissão de N_2O para a atmosfera e alertar a comunidade científica para a busca de medidas mitigatórias para reduzir o impacto ambiental resultante do uso desses dejetos como fertilizantes.

3.5 Conclusão

- 1) A emissão de N- N_2O aumentou com a aplicação dos dejetos líquidos sobre a palha de aveia em relação ao sistema com palha e sem dejetos.

4 MODELIZAÇÃO DA DINÂMICA DO NITROGÊNIO E DA ÁGUA NO SOLO COM O USO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NO MILHO EM SISTEMA PLANTIO DIRETO

4.1 Resumo

A utilização de modelos de simulação que simulam a dinâmica da água e do N no sistema solo-planta se apresenta como uma ferramenta de apoio para avaliar o impacto da aplicação de dejetos de animais sobre a produtividade das culturas e o meio ambiente. Nesse trabalho, foi avaliada a habilidade do modelo STICS (BRISSON et al., 1998) em simular a dinâmica do N e da água no solo com a aplicação de dejetos de suínos em sistema plantio direto de milho. Os dados utilizados nas simulações foram obtidos por Almeida (2000), Franchi (2001) e Port (2002), em experimentos realizados na área Experimental do Departamento de Solos da UFSM – RS. Antes de iniciar as simulações, o modelo STICS foi calibrado com os parâmetros específicos de cada estudo de campo. As primeiras simulações realizadas com STICS mostraram que o modelo subestimou as quantidades de N perdidas por volatilização de amônia. A simulação do N no solo foi realizada satisfatoriamente quando foi inserido no modelo um fator fixo de 38% para expressar as perdas de N por volatilização. Pelo fato do modelo superestimar a imobilização líquida de N no sistema pousio/milho, a quantidade de N mineral no solo após a aplicação dos dejetos foi superestimada em maior grau do que no sistema aveia/milho. Além disso a menor umidade simulada no solo do sistema pousio reduziu a mineralização do N orgânico dos dejetos de suínos. Em função da maior taxa de nitrificação empregada por STICS, em relação àquelas observadas a campo, o modelo apresentou a tendência de superestimar a quantidade de nitrato no solo. O acúmulo de N e a produtividade de grãos de milho foram relativamente bem simulados pelo modelo com valores de RMSE de 21 kg ha⁻¹ e 1,03 Mg ha⁻¹, respectivamente. STICS forneceu uma ótima simulação da dinâmica da água no solo com valores de RMSE que variaram de 6,3% a 13,5%. Conforme as simulações de STICS, a presença da palha de aveia na superfície do solo, por diminuir o escoamento superficial, provocou maior drenagem de água abaixo da camada de 0-60 cm de solo, proporcionando maiores perdas de N por lixiviação de NO₃⁻ do que no sistema pousio/milho. Em ano chuvoso o modelo simulou que, aproximadamente, 20% dos 240 kg ha⁻¹ de N total aplicados com os dejetos foram perdidos por lixiviação de nitrato. Os resultados desse estudo evidenciaram que o modelo STICS reparametrado apresenta potencial para ser

utilizado em condições de clima subtropical na simulação da dinâmica do N e da água em sistema plantio direto.

4.2 Introdução

Nas últimas décadas a suinocultura apresentou forte expansão na região Sul do Brasil, a qual concentra atualmente aproximadamente 34% do rebanho suinícola do país (ABCS, 2003). Nessa atividade são gerados grandes volumes de dejetos líquidos em pequenas áreas, os quais normalmente são aplicados nas culturas de outono (PORT, 2002) e de primavera (ALMEIDA, 2000) como forma de promover a ciclagem de nutrientes e diminuir o impacto da suinocultura sobre o meio ambiente. Embora a pesquisa brasileira já tenha evidenciado o potencial fertilizante desses dejetos, tanto em pastagens, como em culturas comerciais como milho e feijão, a aplicação desses materiais orgânicos no solo ainda tem sido associada à degradação na qualidade da água, à poluição do ar através de emissões gasosas de nitrogênio (N) e a outros problemas ambientais, tais como maus odores e disseminação de microrganismos patogênicos. O conhecimento da magnitude desse potencial poluente, bem como a proposição de medidas mitigatórias, deve constituir uma preocupação permanente da pesquisa.

Na última década, houve uma mudança significativa no cenário agrícola da região Sul do Brasil, com uma mudança gradativa do sistema convencional de preparo de solo pelo sistema plantio direto (SPD), cuja premissa básica é a semeadura das culturas comerciais diretamente sobre os resíduos culturais de plantas de cobertura, sem o revolvimento do solo. Nesse sistema, é necessário aplicar os dejetos sobre os resíduos culturais de plantas de cobertura de solo ou da vegetação espontânea, naquelas áreas que permaneceram em pousio invernal. Essa modalidade de aplicação dos dejetos, sem incorporação ao solo, deverá ter implicações distintas daquelas avaliadas no sistema convencional, especialmente na dinâmica do C e do N no solo. Isto porque os dejetos de suínos, ricos em N mineral (SCHERER et al., 1996), são aplicados diretamente sobre palha de cereais, rica em carbono e pobre em N.

A utilização de modelos de simulação que integram a simulação da dinâmica da água e do N no sistema solo-planta se apresenta como uma alternativa à previsão dos efeitos da aplicação de dejetos de animais sobre as culturas e sobre o meio ambiente (p. ex. lixiviação de nitrato). A modelização pode ser considerada uma ferramenta de apoio que permite realizar uma análise do sistema sob três aspectos: a) estratégico, auxiliando na implementação de um

programa de práticas culturais com vistas a reduzir os riscos de perda de produtividade e de aumento da poluição do meio ambiente; b) tático, auxiliando nas decisões a serem tomadas durante o desenvolvimento das culturas; c) diagnóstico, auxiliando na compreensão dos fenômenos que aconteceram e que poderão acontecer durante um ciclo das culturas. A modelização permite também a obtenção de informações sobre a realidade de maneira rápida e a um menor custo do que a experimentação clássica. No entanto, deve se considerar que um modelo é uma interpretação bastante simples da realidade e, em função disso, quando da sua utilização devem ser levados em consideração as limitações intrínsecas de toda a representação (ADDISCOTT, 1995).

O modelo STICS (Simulateur mulTidisciplinaire pour les Cultures Standart) é um modelo de cultura que foi desenvolvido na França, em condições de clima temperado, para simular as conseqüências das variações do meio e dos sistemas de culturas sobre a produção agrícola e o ambiente (BRISSON et al., 1998; BRISSON et al., 2003). Suas principais características são a generalidade e a robustez, o que favorece a sua utilização em diferentes condições edafoclimáticas sem necessitar de grandes alterações nos parâmetros. A maioria dos trabalhos de pesquisa com o uso do modelo STICS foram desenvolvidos na França com o solo manejado no sistema convencional (aração + gradagem) (DELPHIN, 2000; BEAUJOURN et al., 2001). Em condições de clima tropical, Sierra et al. (2003) relatam que o modelo foi hábil em simular a dinâmica do N no solo e o acúmulo de N pela planta de milho. No cerrado Brasileiro, Scopel et al. (2004), utilizando o modelo STICS em sistema plantio direto, obteve simulações satisfatórias da dinâmica da água no solo e da produtividade de grãos de milho. Resultados de simulações com o modelo STICS, em estudos envolvendo a aplicação de dejetos de animais em sistema plantio direto e em regiões subtropicais, são ainda inexistentes na literatura Brasileira.

No presente trabalho o modelo STICS foi utilizado para simular a dinâmica do N e da água no sistema solo-planta com a aplicação dos dejetos líquidos de suínos em sistema plantio direto de milho. Os dados utilizados nas simulações foram obtidos em experimentos de campo, os quais deram origem às dissertações de Almeida (2000), Franchi (20001) e Port (2002) junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da UFSM. O objetivo principal foi o de fazer uma apresentação do modelo STICS e uma avaliação das simulações realizadas pelo mesmo. Esse trabalho faz parte das atividades realizadas durante o Doutorado Sandwich realizado no INRA de Laon (França) de setembro de 2003 a agosto de 2004 sob a orientação dos pesquisadores Dra. Sylvie Recous e Dr. Bruno Mary.

4.3 Material e Métodos

4.3.1 Modelização

No presente estudo a simulação da dinâmica da água e do N no sistema solo-cultura foi realizada com o modelo STICS (Simulateur mulTidisciplinaire pour les Cultures Standart). A seguir é feita uma breve apresentação do modelo baseada no manual da versão 5 de STICS (BRISSEON & MARY, 2002) e em Brisson et al. (2003).

4.3.1.1 Modelo STICS

STICS é um modelo dinâmico que simula o comportamento do sistema solo-planta em escala diária. Desenvolvido pelo INRA, a partir de 1996, pelas unidades de Bioclimatologia de Avignon, sob a coordenação da Dra. Nadine Brisson, e de Laon, sob a coordenação do Dr. Bruno Mary, STICS simula o desenvolvimento das culturas e também os balanços d'água e do nitrogênio em função das técnicas culturais empregadas.

O principal objetivo de STICS é simular as conseqüências das variações do meio e do sistema de cultura sobre a produção agrícola e o meio ambiente. Desta forma, STICS pode ser utilizado para realizar uma análise das potencialidades agrícolas de uma determinada região e também para fazer um diagnóstico agrônômico a fim de ajudar na implementação de práticas culturais ou para prever o impacto econômico e ambiental das práticas adotadas.

O modelo STICS permite simular diversas situações. Por exemplo, se o interesse for unicamente pela modelização da dinâmica da água e do N, pode-se fixar a parte de planta no módulo de crescimento da cultura. O modelo também possibilita que seja simulada a dinâmica do N, tanto em condições de campo como de estudos realizados em laboratório (ABIVEN et al., 2002; GRABIELLE et al., 2002; SIERRA et al., 2003; SCCNELELEN et al., 2004). STICS permite realizar simulações durante um ciclo cultural (meses) não sendo hábil (adequado) em simular variações do meio em curto espaço de tempo (dias) ou por longos períodos (anos). Mesmo que STICS oferece a possibilidade de simular sobre vários anos ele não simula o efeito de práticas agrícolas a longo prazo.

STICS é um modelo conceitual, o que significa que ele utiliza princípios e equações algébricas simples para descrever fenômenos físicos, químicos e biológicos. O modelo apresenta algumas partes originais, porém a maioria dos processos simulados por STICS é representada por formalismos clássicos ou presentes já em outros modelos. A originalidade de STICS está baseada nas seguintes características: generalidade, o que permite sua adaptação a

diversas culturas (p. ex. milho, trigo, soja, sorgo, tomate, girassol, banana, cana de açúcar); robustez, o que permite realizar simulações em condições pedoclimáticas bastante variáveis sem gerar grandes diferenças entre valores observados e simulados; facilidade de acesso aos parâmetros e variáveis de entrada; modularidade, o que facilita a inserção de novos módulos com a finalidade de descrever processos ainda não abordados no modelo.

4.3.1.2 Sistemas e processos simulados por STICS

STICS é organizado em módulos onde cada módulo possui diversos submódulos que tratam de mecanismos específicos. A ecofisiologia da parte aérea das plantas (desenvolvimento, crescimento e elaboração do rendimento) é tratada por um grupo de três módulos. Um outro grupo de quatro módulos trata do funcionamento do solo em interação com o sistema radicular das plantas (crescimento do sistema radicular, balanço d'água e de nitrogênio e transferência de calor e solutos). Entre estes dois grupos está o módulo das interações entre as técnicas culturais e o sistema solo-cultura.

O modelo simula o desenvolvimento das culturas e também os balanços d'água e do nitrogênio, permitindo calcular tanto as variáveis agrícolas (rendimento, aproveitamento do nitrogênio) como as variáveis ambientais (perdas de água e de nitrato) em diversas situações de cultivo. O limite superior do sistema é a atmosfera, representada pelas variáveis climáticas (radiação, temperaturas máximas e mínimas, precipitação, evapotranspiração, vento e umidade) e o limite inferior corresponde à interface solo/subsolo. O solo é considerado uma sucessão de camadas horizontais, sendo que cada camada é caracterizada pela sua reserva em água e nitrogênio. As interações entre o solo e a cultura são representadas pelas raízes, as quais são definidas através de uma distribuição de densidade radicular no perfil do solo.

A cultura é considerada globalmente através da biomassa aérea e do teor em nitrogênio, pelo índice de área foliar e pelo número e biomassa dos órgãos de colheita. O crescimento da cultura é dirigido pelo balanço do carbono, onde a radiação solar interceptada pela cobertura vegetal é transformada em biomassa, a qual na fase final do ciclo é orientada para a formação dos órgãos de colheita. O balanço de N na cultura é simulado paralelamente ao balanço de C. O desenvolvimento da cultura é simulado através de um índice térmico. O módulo de desenvolvimento é utilizado para estabelecer o índice de área foliar e para definir a fase de formação dos órgãos de colheita. O modelo prevê que na ocorrência de déficit de água e/ou de nitrogênio a cultura terá seu crescimento e acúmulo de massa reduzidos, baseando-se em índices de stress calculados nos módulos do balanço d'água e do nitrogênio.

4.3.1.3 Descrição dos módulos

A seguir é apresentado um organograma dos processos descritos em cada módulo de STICS (Figura 4.1).

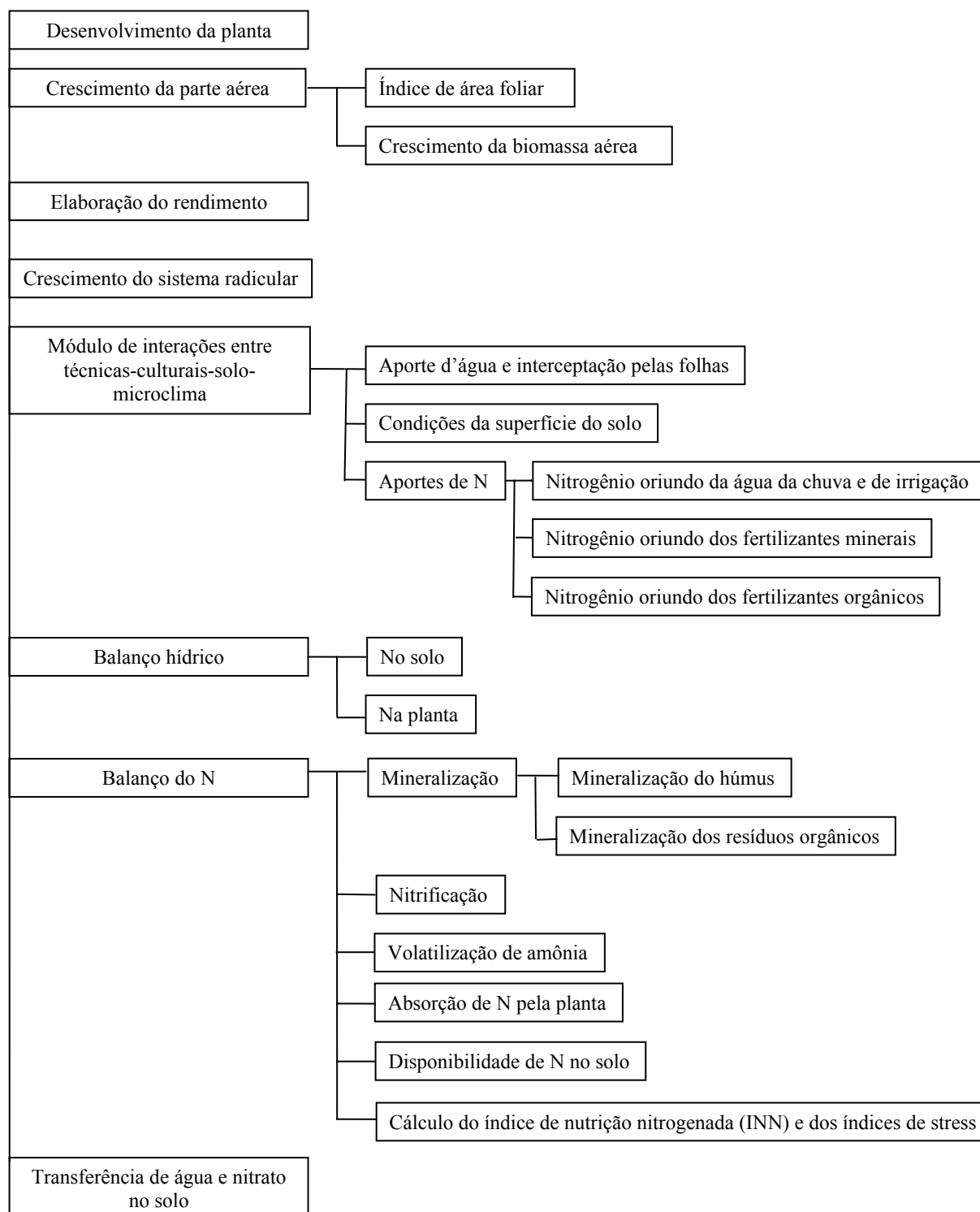


Figura 4.1 – Organograma dos processos descritos em cada módulo de STICS no presente trabalho.

4.3.1.3.1 Desenvolvimento da planta

STICS utiliza estádios de desenvolvimento para simular a velocidade de expansão do índice de área foliar (estádios vegetativos) e a formação dos órgãos de colheita (estádios reprodutivos). As duas fases de desenvolvimento, vegetativa e reprodutiva, são independentes entre si.

A emergência das plantas é separada em duas fases, a germinação e a alongação do coleótilo-hipocótilo. A duração destas fases depende da temperatura, umidade e profundidade de semeadura. O número de dias que separa os estádios de desenvolvimento entre a emergência e a maturação fisiológica é específica para cada espécie e variedade. Eles são estimados em unidades de desenvolvimento, reproduzindo o tempo fisiológico das plantas. No caso do milho, as unidades de desenvolvimento são expressas em graus dias e a duração de tempo entre cada estágio fisiológico é representada pela soma dos graus dias. A unidade térmica diária é calculada a partir da temperatura da cultura ou da temperatura do ar e da temperatura mínima (TD_{min}) e máxima (TD_{max}) da cultura, que no caso do milho são fixadas em 6°C e 28 °C, respectivamente. Quando a temperatura do ar é igual a TD_{min} a unidade térmica é nula, aumentando linearmente até a temperatura do ar atingir a TD_{max} .

4.3.1.3.2 Crescimento da parte aérea

O princípio do modelo de cultura, assim como em outros modelos de crescimento, é que a produção é diretamente proporcional à quantidade de radiação interceptada pela folhagem das plantas. Para isso, o modelo simula a interceptação da radiação solar em função do índice foliar cuja dinâmica depende da espécie cultivada.

4.3.1.3.2.1 Índice de área foliar (IAF)

A evolução do IAF é controlada pelo acúmulo de temperaturas acima de TD_{min} e pelo desenvolvimento. O IAF pode ser afetado em maior ou menor grau segundo a importância do stress hídrico e nitrogenado. A evolução do IAF para as culturas de crescimento determinado ocorre em três fases: uma fase de crescimento entre os estádios de germinação ($IGer$) e o índice de área foliar máximo (IAF_{max}). Em seguida uma fase de estabilidade entre os estádios IAF_{max} e o início da senescência ($ISen$). Por fim, uma fase de decréscimo que vai de

ISen à senescência completa das folhas (*ISenC*). STICS propõe duas opções para o cálculo do *IAF*. A opção considerada a mais adequada é aquela onde o crescimento e a senescência do *IAF* são simulados separadamente e o balanço líquido do *IAF* verde é subtraído por diferença. Tal formalismo considera a evolução do *IAF* total gerado. A senescência (*IAF* senescente) leva em consideração a duração de vida das folhas bem como o efeito do stress hídrico e nitrogenado sobre a duração de vida das folhas.

4.3.1.3.2.2 Crescimento da biomassa aérea

A radiação interceptada pela cultura é calculada conforme a lei de Beer. O acúmulo de biomassa aérea diária (*ABAD*), devida a transformação da radiação interceptada, é calculado a partir de parâmetros culturais, do *IAF*, da temperatura e das necessidades em água e nitrogênio, segundo uma lei parabólica:

$$ABAD = \left[(ECMR \times RINT - 0,0815 \times RINT^2) \times FTEMP(TD \text{ min}) \times SWFAC \times INNS \right] \times 100 \quad (4.1)$$

onde *ABAD* é a velocidade de crescimento da planta ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$); *ECMR* é a eficiência de conversão máxima da radiação ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ Mj}^{-1} \text{ m}^{-2}$); *RAINT* é a radiação fotossinteticamente ativa interceptada (Mj m^{-2}); *TDmin* é a temperatura da cobertura vegetal média diária ($^{\circ}\text{C}$); *FTEMP* é o índice de stress térmico; *SWFAC* é o índice de stress hídrico (variando de 0 a 1); e *INNS* é o índice de preenchimento das necessidades em nitrogênio (variando de 0 a 1).

A eficiência da *ABAD* pode variar durante as fases vegetativa e reprodutiva. Os índices de stress, térmico (*FTEMP*), hídrico (*SWFAC*) e nitrogenado (*INNS*) são considerados supostos para serem independentes. O acúmulo de *ABAD* diário fornece a biomassa aérea da população de plantas, definida como *BA*.

4.3.1.3.3 Elaboração do rendimento

O número de grãos é fixado durante uma fase variável, que depende da velocidade de crescimento média da cobertura vegetal durante este período, segundo uma dinâmica própria da espécie e da variedade. Com o início da senescência líquida do *IAF*, inicia-se o enchimento de grãos e o cálculo dos componentes do rendimento (número de grãos m^{-2} , peso de grãos). Nesse estágio também é calculado o estoque máximo de biomassa transferível da parte vegetativa para os grãos. A matéria seca acumulada pelos grãos é calculada aplicando-se um índice de colheita o qual é calculado entre o início do enchimento de grãos e a maturação

fisiológica. O número mínimo e máximo de grãos e o peso máximo de grãos são definidos quando da parametrização da espécie, ou seja, tais variáveis são limitadas pelos valores inseridos no modelo pelo operador.

4.3.1.3.4 Crescimento do sistema radicular

O crescimento radicular é tratado separadamente do crescimento da biomassa aérea. As raízes são consideradas somente como absorvedoras d'água e de nitrato, não sendo considerados órgãos de alocação de assimilados (não acumulam matéria seca). A capacidade de absorção das raízes é estimada através de um perfil de densidade radicular de forma sigmóide, o qual é recalculado para cada profundidade do avanço radicular. O modelo calcula primeiramente a profundidade do sistema radicular e logo após determina a sua densidade radicular. A velocidade no avanço radicular depende da espécie, da temperatura da cultura e da umidade do solo. Para as espécies anuais, o crescimento do sistema radicular começa na germinação e na profundidade de semeadura, parando o crescimento devido um obstáculo ou finalmente quando a cultura atinge o *IAFmax*. O stress hídrico provoca um aumento no crescimento radicular devido a um aumento da temperatura do solo em relação à temperatura do ar. No entanto, quando o solo atinge o ponto de murcha permanente ou apresenta-se saturado em água o crescimento cessa.

4.3.1.3.5 Módulo de interações entre técnicas-culturais-solo-microclima

4.3.1.3.5.1 Aporte d'água e interceptação pelas folhas

A água que atinge o solo pode ter origem das chuvas e de irrigações. Parte da água que atinge a superfície das plantas pode ficar retida na folhagem da cultura, a qual irá evaporar em função da demanda evaporativa da atmosfera. A água que evapora da superfície das folhas pode reduzir o déficit de saturação no interior da cultura reduzindo desta forma as necessidades em água das plantas. Em meio tropical úmido, tal fenômeno apresenta grande influência sobre o balanço hídrico devido a freqüência das chuvas e a forte demanda evaporativa da atmosfera. Parte da água que é retida na folhagem pode não evaporar, mas sim se deslocar pelo caule da planta atingindo o solo (“stemflow”). A quantidade de água máxima que é retida pela folhagem das culturas é proporcional ao *IAF* e depende das propriedades da superfície das folhas (forma, textura e pilosidade).

O modelo considera três formas de aplicação de água através da irrigação: por aspersão, por sulcos e por gotejamento. Para cada uma destas modalidades é considerado um valor de eficiência que determina a proporção d'água que não é perdida durante o aporte d'água.

A água que atinge a superfície do solo antes de infiltrar no mesmo pode ser perdida por escoamento superficial o qual depende das condições da superfície do solo.

4.3.1.3.5.2 Condições da superfície do solo

Neste submódulo a superfície do solo é caracterizada de maneira a prever os efeitos sobre o balanço hídrico e térmico do sistema solo-cultura (conexão com os sub modelos que determinam a necessidade de água pela planta e a transferência de água e calor no sistema). A superfície do solo é caracterizada por: um valor de albedo no estado seco; um coeficiente de escoamento na condição de solo descoberto, o qual fornece a proporção d'água que atinge a superfície do solo e que é escoada (valor fixo); e a presença de uma cobertura, seja vegetal ou plástica.

Quando a superfície do solo apresenta uma cobertura “mulch”, diversos processos relacionados à dinâmica e o efeito do mesmo sobre o balanço d'água e energia são descritos pelo submodelo mulch. A seguir é apresentada uma descrição de tais processos:

A dinâmica de decomposição do mulch é dada através de uma equação de primeira ordem conforme proposto por Scopel et al. (2004):

$$Q_{mulch} = Q_{mulch0} e^{-k_{mulch} t} \quad (4.2)$$

onde, Q_{mulch} é a quantidade de resíduo na superfície do solo ($Mg\ ha^{-1}$) no tempo t ; Q_{mulch0} é a quantidade de mulch no dia do aporte ($Mg\ ha^{-1}$); k_{mulch} é a taxa constante de decomposição do mulch (dia^{-1}); e t é o tempo em dias após a aplicação do mulch (dias).

A partir de Q_{mulch} é determinada a percentagem da superfície do solo recoberta pelo mulch (C_{mulch}), segundo uma equação exponencial:

$$C_{mulch} = 1 - e^{-k_{cobmulch} \times Q_{mulch}} \quad (4.3)$$

onde, $k_{cobmulch}$ é taxa de recobrimento do solo ($ha\ Mg^{-1}$). O valor de $k_{cobmulch}$ é dependente do tipo do resíduo que forma o mulch.

A palha que forma o mulch absorve parte da água que atinge a superfície do solo sendo que a quantidade máxima de água (Q_{Amulch} , mm) retida é dada pela função que segue:

$$Q_{Amulch} = Molhamulch \times Q_{mulch} \quad (4.4)$$

onde $Molhamulch$ é a capacidade de absorção de água do mulch (mm kg^{-1}).

A máxima quantidade de água da chuva que pode ser interceptada pelos resíduos que formam o mulch depende da cobertura do solo pelos resíduos (C_{mulch}). A quantidade de água que atinge a superfície dos resíduos é corrigida pela quantidade de água que permanece nas folhas das plantas e pela água escoada.

A água retida pelo mulch pode evaporar (E_{mulch} , mm dia^{-1}) diretamente da superfície dos resíduos conforme a seguinte equação:

$$E_{mulch} = ETP \times C_{mulch} e^{-(EXTIN-0.2) \times IAF} \quad (4.5)$$

onde, ETP é a evapotranspiração potencial (mm dia^{-1}); $EXTIN$ coeficiente de extinção da energia a nível de solo; e IAF é o índice de área foliar ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$)

A energia incidente sobre a palha é ligada diretamente a $(1 - C_{mulch})$ o que faz diminuir fortemente a evaporação ligada ao solo (E_{solo} , mm dia^{-1}):

$$E_{solo} = ETP \times (1 - C_{mulch}) e^{-(EXTIN-0.2) \times IAF} \quad (4.6)$$

A presença da palha na superfície do solo modifica o albedo conforme a equação abaixo:

$$ALB_{solmulch} = ALB_{sol}(1 - C_{mulch}) + ALB_{mulch} \times C_{mulch} \quad (4.7)$$

onde, $ALB_{solmulch}$ é o albedo do solo com a presença de resíduos culturais “mulch”; e ALB_{sol} é o albedo do solo na ausência de resíduos culturais.

O escoamento superficial é alterado pela presença dos resíduos culturais na superfície do solo. STICS considera um valor de precipitação mínima (P_{minesc}), acima do qual tem início o escoamento superficial. A quantidade de água escoada é calculada baseando-se na relação de Scopel et al. (2004). Segundo esta equação, o escoamento superficial é nulo quando a superfície do solo apresenta quantidade de mulch ($Q_{mulchesc0}$) superior a 1 Mg ha^{-1} .

Na versão 5 do modelo STICS apenas dois tipos de mulch estão parametrados: o mulch de palha de milho e o de palha de cana-de-açúcar.

4.3.1.3.5.3 Aportes N

O modelo STICS considera que o N pode ser oriundo de três fontes: da água (chuva e irrigação), dos fertilizantes minerais e dos fertilizantes orgânicos.

4.3.1.3.5.3.1 Nitrogênio oriundo da água da chuva e de irrigação

Os aportes de N mineral pela água da chuva e de irrigação são calculados a partir da quantidade de água que atinge a superfície do solo e sua concentração em N. O modelo considera que o N oriundo da chuva está 50% na forma amoniacal e 50% na forma nítrica. A forma de N mineral presente na água de irrigação é 100% sob a forma nítrica.

4.3.1.3.5.3.2 Nitrogênio oriundo dos fertilizantes minerais

Os fertilizantes minerais podem ser aplicados na superfície do solo ou incorporados ao mesmo. Sete tipos de fertilizantes minerais são considerados pelo modelo (nitrato de amônia, solução nitrogenada, uréia, amônia anidra, sulfato de amônio, fosfato de amônio e nitrato de cálcio), os quais são caracterizados pela proporção de N amoniacal em sua composição. Os fertilizantes minerais apresentam uma eficiência fixa, calculada a partir das perdas que se produzem por volatilização e desnitrificação, e pela imobilização microbiana de N. A quantidade de N imobilizado pela biomassa é expressa em kg ha^{-1} , enquanto que as perdas de N por volatilização e desnitrificação são expressas em percentagem do N aplicado. Tais perdas são dependentes do tipo de solo e da velocidade de absorção pela planta.

O cálculo das perdas específicas para cada tipo de fertilizante foi realizado utilizando o conceito de competição entre a planta e o solo. A imobilização do N depende do tipo do fertilizante e da dose aplicada. O modelo considera que a proporção de N volatilizado e desnitrificado diminui com o aumento da velocidade de absorção da cultura. A volatilização é igualmente dependente do pH do solo. As perdas por desnitrificação também podem ser estimadas através do modelo NEMIS (HENAULT & GERMON, 2000) o qual está presente no modelo STICS.

4.3.1.3.5.3.3 Nitrogênio oriundo dos fertilizantes orgânicos

A adição de nitrogênio via fertilizantes orgânicos atinge o solo sob a forma mineral (amônio basicamente) e orgânica. A forma amoniacal vai passar a fazer parte do pool de N mineral do solo e passível de volatilização, nitrificação, lixiviação e absorção pela planta. A

fração orgânica vai se decompor e mineralizar segundo o submodelo de decomposição (item 4.3.1.3.7.1.2).

A mineralização líquida de N ligada ao aporte dos fertilizantes orgânicos depende do tipo de material e da sua relação C/N. Desta forma é preciso definir as características de cada aporte de resíduo orgânico: tipo, profundidade de incorporação, quantidade adicionada de matéria fresca ou seca, concentração em C, relação C/N, teor em água e concentração em N mineral. A decomposição dos resíduos orgânicos no solo é afetada pelas condições de umidade e temperatura do solo, bem como pela disponibilidade de N na camada de incorporação.

O submodelo ainda não possui parametragem para simular a dinâmica de decomposição de dejetos de suínos.

4.3.1.3.6 Balanço hídrico

O balanço hídrico em STICS é utilizado para calcular as condições em água do solo e da planta e os índices de stress que afetam o crescimento foliar e a fotossíntese. O balanço hídrico está baseado nas necessidades em água do sistema solo-*IAF* e do fornecimento do sistema solo-raiz.

4.3.1.3.6.1 No solo

A evaporação da água presente no solo é calculada em duas fases: uma fase de evaporação potencial e uma fase de evaporação real. A evaporação potencial considera a *ETP* e o *IAF* segundo a lei de Beer (Brisson et al., 1992). O efeito da presença do mulch sobre a evaporação d'água é determinado neste submódulo. O cálculo da evaporação real é descrito em detalhe por Brisson & Perrier (1991). A distribuição da evaporação diária no perfil do solo é similar a aquela utilizada pelo modelo LIXIM (MARY et al., 1999). A mesma baseia-se no decréscimo exponencial da contribuição de cada camada de solo (a cada 1 cm), até uma profundidade máxima abaixo da qual não existe nenhuma perda d'água por evaporação. A contribuição da camada *i* a evaporação (E_i) decresce com a profundidade e é proporcional a condutância evaporativa (W_i) de cada camada do solo conforme a seguinte equação:

$$E_i = E \left(1 - \frac{Z_i}{Z_t} \right)^\alpha W_i \quad (4.8)$$

onde E é a evaporação total (mm), Z_i é a profundidade da camada i (cm), Z_t é a profundidade máxima afetada pela evaporação (cm), α é coeficiente da curva, $W_i = \frac{H_i - H_{pmp}}{H_{cc} - H_{pmp}}$ (4.9)

onde, H_i = umidade da camada i , H_{cc} = umidade da capacidade de campo da camada i , H_{pmp} = umidade mínima da camada i .

4.3.1.3.6.2 Na planta

As necessidades em água pela planta (transpiração máxima) são simuladas por uma função linear da ETP , do índice de área foliar (IAF), do coeficiente cultural e de um fator que representa a disponibilidade de água no solo. A absorção de água é calculada levando em consideração a necessidade da parte aérea da planta e a disponibilidade de água no solo ao sistema radicular. A repartição da absorção entre as camadas do solo é estimada em função da densidade de raízes e do teor de água no solo em relação ao ponto de murcha permanente.

O cálculo das necessidades em água pela planta através do método do tipo “coeficiente cultural” é realizado em diversas etapas. Na primeira etapa é calculado o que seria a transpiração da cultura se o solo e a planta não fossem limitados pela água. A transpiração máxima depende da energia disponível nas plantas, calculada pela diferença entre a evaporação máxima da cultura e aquela do solo, mas também das condições da atmosfera. A cada dia, a absorção radicular pode ser considerada como sendo a transpiração foliar. A transpiração relativa, ou seja, a relação entre transpiração real e transpiração máxima, é uma função bilinear do teor em água disponível junto ao sistema radicular definido em relação ao ponto de murcha permanente.

Os índices de stress que afetam o crescimento da planta são determinados a partir da relação entre a transpiração real e a transpiração máxima.

4.3.1.3.7 Balanço do N

4.3.1.3.7.1 Mineralização

A mineralização líquida de N no solo é a soma de dois processos: 1) a mineralização do húmus, que resulta da decomposição da matéria orgânica a qual é um processo que apresenta sempre valor positivo; e 2) a mineralização dos resíduos orgânicos, que resulta da decomposição dos resíduos ou adubos orgânicos aplicados ao solo. Esse processo é de

intensidade variável e ligado à frequência das aplicações dos materiais ao solo. De maneira geral, após a aplicação dos resíduos ao solo a mineralização líquida apresenta uma fase negativa (imobilização bruta > mineralização bruta) seguida de uma fase positiva (mineralização bruta > imobilização bruta).

A produção de nitrato é o resultado de dois processos sucessivos: mineralização (amonificação) e nitrificação. A fase de nitrificação em meio temperado é considerada rápida, o que justifica que o modelo re-agrupa os dois mecanismos e considera o N mineral do solo como formado apenas por nitrato. No entanto, em condições tropicais a fase de nitrificação pode ser mais lenta em função das condições de pH do solo. Desta forma, a quantidade de amônio no solo pode ser importante, já que ela pode afetar a quantidade de N que poderá ser lixiviada. Na versão 5 de STICS a nitrificação pode ser simulada independentemente utilizando o módulo nitrificação (SIERRA et al., 2003).

4.3.1.3.7.1.1 Mineralização do húmus

A velocidade de mineralização do N do solo (V_m) depende do estoque de N ativo (Nat), da taxa de mineralização (K_2), da umidade [$f(H)$] e da temperatura do solo [$f(T)$]:

$$V_m = K_2 \times Nat \times f(H) \times f(T) \quad (4.10)$$

A velocidade potencial de mineralização (V_{pm}) é dada pela seguinte equação:

$$V_{pm} = K_2 \times Nat \quad (4.11)$$

O N orgânico total é dividido em duas frações: uma fração “ativa” (Nat) e uma fração “estável” ($Nest$). Somente a fração ativa participa da mineralização e da humificação. A segunda fração é considerada inerte na escala de tempo de um ano ou dezenas de anos. STICS considera que 65% do N orgânico presente no solo está na fração estável ($Nest = 0,65$). O estoque de N ativo no solo é o produto do teor em N orgânico ($Norg$) da camada mineralizável (Pmi), pela sua densidade (Da) e pela proporção da matéria orgânica ativa ($1 - Nest$). No caso de um solo revolvido, onde o teor de $Norg$ na camada arável é homogêneo, Pmi deve ser pelo menos igual a profundidade de revolvimento. No caso do sistema plantio direto onde não há revolvimento do solo, Pmi poderá corresponder a camada de solo trabalhado anteriormente ao plantio direto.

A quantidade de N ativo (Nat) na camada mineralizável é dada pela seguinte equação:

$$Nat = Norg \times Da \times Pmi \times (1 - Nest) \quad (4.12)$$

O teor de argila (*Arg*) e de CaCO_3 (*Cal*) afetam a velocidade de mineralização reduzindo a taxa de mineralização potencial de mineralização K_2 segundo a equação abaixo:

$$K_2 = \frac{Fmi1 \times (1 - Nest)}{(Fmi2 + Arg)(Fmi3 + Cal)} \quad (4.13)$$

onde, $Fmi1$, $Fmi2$ e $Fmi3$ são parâmetros da equação. O valor de $Fmi1$ foi parametrado considerando um valor de $Nest = 0,65$. No caso de haver necessidade de mudar $Nest$, é preciso alterar $Fmi1$ para manter constante o produto $Fmi1 (1 - Nest)$.

A umidade do solo reduz a mineralização potencial segundo uma lei linear em função do teor em água:

$$f(H) = Fh1 + (1 - Fh1) \left(\frac{Hs - Hm}{Hcc - Hm} \right) \quad (4.14)$$

onde $Fh1$ é um parâmetro da equação cujo valor determinado é 0,2; Hs é a umidade do solo; Hm é o valor mínimo de umidade na qual ainda ocorre mineralização (0,3); e Hcc é a umidade na capacidade de campo.

A temperatura faz variar exponencialmente a taxa de mineralização do húmus, segundo uma lei exponencial:

$$f(T) = e[Ft1(T - T_{REF})] \quad (4.15)$$

onde, $Ft1$ é um parâmetro da equação. Quando a Pmi apresentar se na temperatura de referência $T_{REF} = 15^\circ\text{C}$ a $f(T)$ será igual a 1.

A partir das funções $f(T)$ e $f(H)$ é calculado o “tempo normalizado” (t_n) como sugerido por Andrén & Paustian (1987):

$$t_n = \sum_{d=1}^{\Delta t} f(Td) f(Hd) \quad (4.16)$$

onde, $f(Td)$ e $f(Hd)$ são as funções diárias de temperatura e umidade, respectivamente.

O tempo normalizado é expresso em dias normalizados (ndias) e consiste no cálculo de um fator de correção climático permitindo converter dias a temperaturas e umidades variáveis em dias a uma temperatura de referência ($T_{REF} = 15^\circ\text{C}$) e umidade ótima (HCC). Esta forma de expressão permite comparar resultados de mineralização obtidos em condições climáticas variáveis. A quantidade total de N mineralizada (QM) pode ser determinada pela equação abaixo:

$$QM = Vpm t_n \quad (4.17)$$

O trabalho do solo não afeta diretamente a mineralização do nitrogênio. O mesmo afeta as condições de temperatura e umidade que vão agir sobre as funções $f(T)$ e $f(H)$. A

relação C/N da matéria orgânica humificada é considerada constante sendo que em STICS esta relação é expressa como N/C. O valor padrão presente no modelo é de 0.105.

4.3.1.3.7.1.2 Mineralização dos resíduos orgânicos

STICS simula a decomposição dos resíduos orgânicos e sua humificação sob a ação da biomassa microbiana (NICOLARDOT et al., 2001). O submodelo inclui três compartimentos orgânicos: resíduos orgânicos, biomassa microbiana e a matéria orgânica humificada sendo que cada compartimento é caracterizado por sua relação C/N (Figura 4.2). Os dois primeiros compartimentos se decompõem segundo cinéticas de primeira ordem (k_{res} e k_{bio}), cujos coeficientes são calculados à partir da C/N dos resíduos adicionados ao solo. O carbono decomposto é mineralizado sob a forma de CO_2 e assimilado com um rendimento de assimilação (Y) pela biomassa microbiana. A biomassa microbiana formada durante a decomposição é mineralizada e humificada (h_{res}). A dinâmica do N depende da mineralização do C e das diferentes relações N/C dos três compartimentos orgânicos, as quais permanecem constantes em condição de N não limitante ao processo de decomposição. O modelo foi parametrizado e otimizado utilizando dados de mineralização aparente do C e do N obtidos em condições de laboratório de diversos resíduos com qualidades bastante variadas.

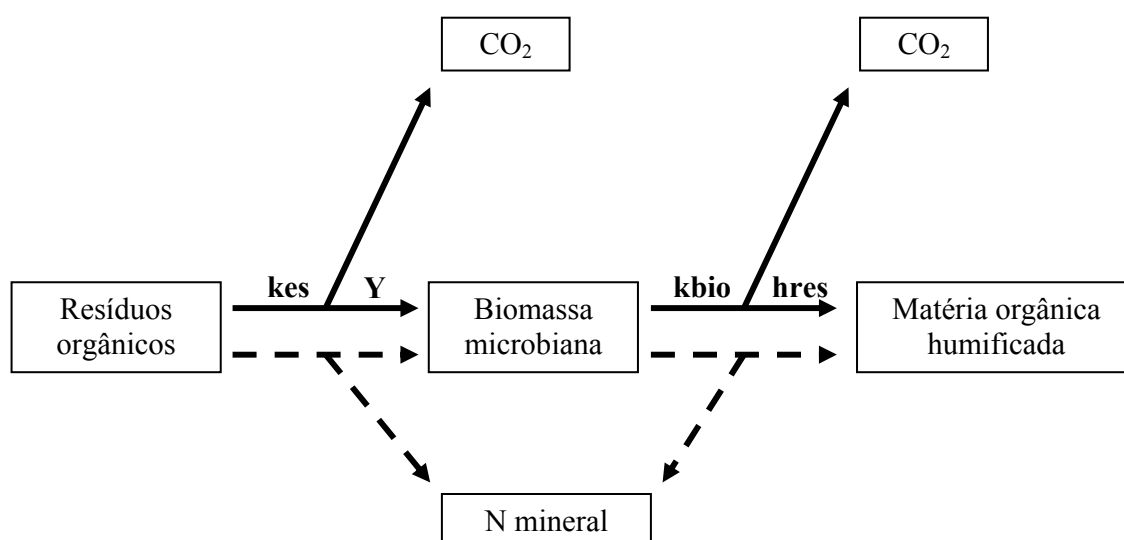


Figura 4.2 – Esquema do submodelo de decomposição do modelo STICS, indicando os fluxos de C e N durante a decomposição dos resíduos orgânicos no solo. As linhas cheias referem-se ao fluxo de C e as linhas pontilhadas ao fluxo de N.

O modelo é definido por 6 parâmetros: duas constantes de decomposição (k_{res} e k_{bio}), dois parâmetros de rendimento (Y e h_{res}) e duas relações C/N (C/N da biomassa e C/N da matéria orgânica). A parametragem obtida é específica para cada tipo de resíduo orgânico, sendo que os valores dos parâmetros são determinados em função da C/N orgânica do material orgânico. Os valores de Y e k_{bio} são fixados em 0,62 e 0,011. A relação N/C da matéria orgânica humificada é obtida determinando-se os teores de C e N do solo. Para os resíduos de culturas os valores de k_{res} , h_{res} e CN_{bio} são obtidos através das seguintes equações:

$$k_{res} = ak_{res} + \left(\frac{bk_{res}}{cn_{res}} \right) \quad (4.18)$$

$$h_{res} = 1 - ah_{res} \left(\frac{cn_{res}}{bh_{res} + cn_{res}} \right) \quad (4.19)$$

$$CN_{bio} = awb + \left(\frac{bwb}{cn_{res}} \right) \quad (4.20)$$

onde, $ak_{res} = 0,074$; $bk_{res} = 1,94$; $ah_{res} = 0,69$; $bh_{res} = 11,2$; $awb = 16,1$; $bwb = 123$; e cn_{res} = é a relação C/N do material orgânico adicionado ao solo.

A velocidade de decomposição dos resíduos depende da sua C/N, da temperatura e da umidade. A umidade age sobre a decomposição dos resíduos segundo a mesma lei aplicada à decomposição do húmus. No caso da temperatura, a mesma afeta a velocidade de decomposição diferentemente daquela do húmus via um fator $f(T)r$ segundo uma lei lógica inversa:

$$f(T)r = \left\{ Ft1 + Ft2e^{\left[\frac{Ft3 \left(\frac{T}{T_{REF}} \right) \right]} \right\}^{Ft4} \quad (4.21)$$

onde $Ft1$, $Ft2$, $Ft3$ e $Ft4$ são parâmetros da função; T é a temperatura do solo; e T_{REF} é a temperatura de referência que no caso de STICS é de 15 °C.

A profundidade de incorporação dos resíduos orgânicos no solo afeta a sua decomposição pelo fato de mudar a umidade e a temperatura no perfil do solo. Além disso, a incorporação afeta a localização dos resíduos orgânicos no solo, a qual determina a quantidade de N mineral disponível para a biomassa microbiana. Uma deficiência de N não altera a velocidade de decomposição, mas reduz a quantidade de N imobilizada (aumento C/N biomassa) pela biomassa microbiana. Em cada operação de trabalho do solo é considerado

que os resíduos culturais presentes na superfície do solo são uniformemente misturados na camada revolvida, a qual é definida pela profundidade mínima e máxima de revolvimento.

4.3.1.3.7.2 Nitrificação

Na versão 4 do modelo STICS era feita a hipótese de que o N mineral se encontrava no solo unicamente na forma de nitrato. Tal hipótese pode se justificar no caso de ambientes temperados onde a nitrificação é rápida e são encontrados traços de NH_4^+ no solo. Nos solos tropicais, devido à acidez, às elevadas temperaturas e aos menores teores de água de superfície, a nitrificação é mais lenta. A versão 5 de STICS a qual é utilizada neste trabalho, considera as duas formas de N mineral no solo, amônio e nitrato. O amônio formado no solo ou aplicado via fertilizantes é transformado parcialmente em nitrato segundo um coeficiente *FNITRIF*, variando de 0 a 1, o qual traduz os efeitos do pH (*FPHN*), da temperatura (*FTN*) e da umidade (*FHN*) sobre a nitrificação. Cada coeficiente é afetado de um fator (entre 0 a 1) cujo, efeito é multiplicativo e sem interação. Isso leva a considerar que, na ausência de produção ou aporte de fertilizante amoniacal, o amônio presente no solo diminui exponencialmente com uma vida média igual a $0,69/\text{FNITRIF}$. Somente a forma nítrica é afetada pelo processo de lixiviação.

4.3.1.3.7.3 Volatilização de amônia

Neste submodelo é calculada a perda de N por volatilização de amônia (NH_3) após a aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície do solo. O N amoniacal dos dejetos aplicados ao solo vai passar a fazer parte do pool de N amoniacal do solo, o qual se encontra em equilíbrio sob 4 formas:

1. NH_4s : íons de amônio adsorvidos na fração orgânica e mineral do solo
2. NH_4l : íons de amônio na fase líquida do solo
3. NH_3l : moléculas de amônia na fase líquida do solo
4. NH_3g : moléculas de amônia sob a forma gasosa no solo

Os fatores que fazem deslocar o equilíbrio para a forma 4 favorecem a volatilização de amônia. A volatilização depende portanto da quantidade de N amoniacal na superfície do solo (afetada pela infiltração) e da sua concentração (afetada pela umidade do solo e da quantidade de dejetos aplicada). A quantidade de amônio presente na forma 1 depende da CEC (natureza do solo, MO e minerais). O equilíbrio entre as formas 2 e 3 é um equilíbrio ácido-base que

depende do pH do solo e da temperatura. O equilíbrio entre as formas 3 e 4 depende principalmente da temperatura a qual afeta a solubilidade.

O cálculo da volatilização é realizado em 2 etapas:

a. Cálculo da quantidade de N que permanece na superfície do solo logo após a aplicação: o N amoniacal aplicado é separado entre uma fração que resta na camada superficial do solo e que é volatilizável (*Nvolat*) e uma fração que se infiltra no solo e que não é volatilizável (*Nnvolat*). A proporção do N amoniacal volatilizável (*PROvolat*) depende do teor em matéria seca dos dejetos e do trabalho do solo. Ela diminui se o solo foi trabalhado nos 7 dias que antecederam a aplicação dos dejetos (*TRASvolat* = -1) ou aumenta no caso contrário (*TRASvolat* = +1) (MORVAN, 1999).

$$Nvolat = NAdejetos \times PROvolat \quad (4.22)$$

$$PROvolat = 0,37 + 0,029 \times (100 - Adejetos) + 0,117 \times TRASvolat \quad (4.23)$$

onde, *NAdejetos* e *Adejetos* é a concentração de N amoniacal e de água presente nos dejetos, respectivamente.

b. Cálculo da volatilização no dia seguinte ao aporte em função do pH do solo, da temperatura, do teor em água do solo e eventualmente do vento. O fluxo de volatilização (*FNH₃*) é calculado como segue:

$$FNH_3 = (NH_{3,surf} - NH_{3,ref}) / (RAS + RA) \quad (4.24)$$

onde, *NH_{3,surf}* é a concentração em amônia na superfície do solo, calculada a partir da rotina EqAmmo que utiliza as funções a partir das constantes de equilíbrio ácido-base (*KaBR*) e de solubilidade (*KhBR*, constante de Henry); *NH_{3,ref}* é a concentração de amônia na atmosfera a qual é admitida ser igual a 10 µg m⁻³ em locais próximos às áreas de criação de suínos e de 0 fora desta zonas; *RAS* e *RA* são as resistências para a difusão calculadas na rotina SHUTWAL.FOR para o cálculo da evapotranspiração.

4.3.1.3.7.4 Absorção de N pela planta

Nesse módulo é calculada a absorção de N pelo sistema radicular. O modelo compara a cada dia a disponibilidade em N do solo e a demanda de N pela cultura. A velocidade de absorção do N é igual ao menor destes dois termos: se a disponibilidade de N é inferior à demanda da planta, a absorção é igual à disponibilidade; e se a disponibilidade de N é superior à demanda, a absorção é igual à demanda.

A demanda em N durante a fase vegetativa até o estágio de preenchimento de grãos é estimada utilizando o conceito da curva de diluição “máxima”, ou seja, a curva situada acima da curva de diluição crítica (Figura 4.3). A demanda diária (dNa/dt) é o produto da velocidade de crescimento (dW/dt) pela derivada da curva de diluição máxima (dNa/dW), onde Na é a quantidade cumulativa de N absorvido ($Na = W \times N\%$). No início do desenvolvimento da cultura a demanda em N é constante até o valor de biomassa $MSCN_{max}$ (no caso do milho $MSCN_{max}$ está fixado em 1 Mg ha^{-1}).

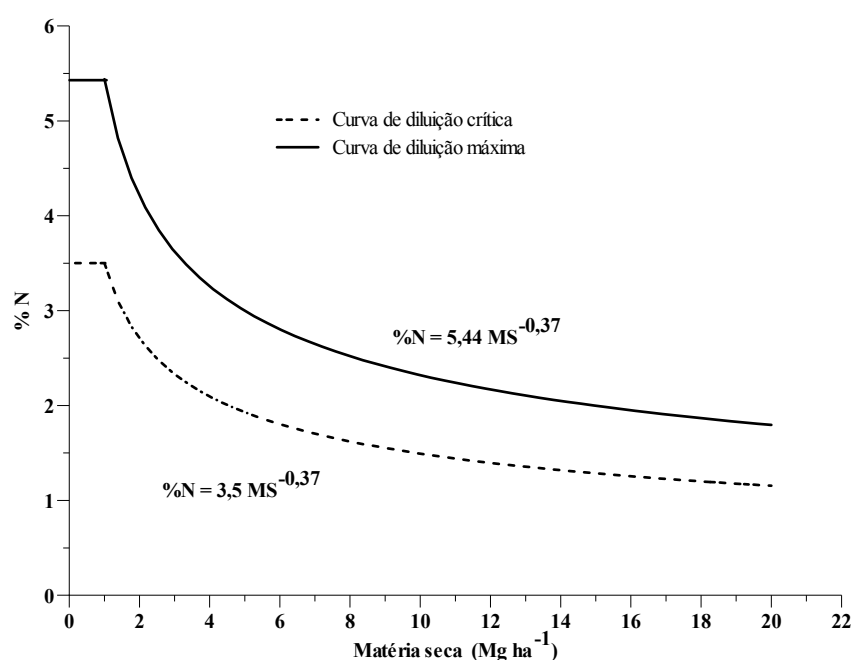


Figura 4.3 – Curva crítica e curva máxima utilizada por STICS para calcular a quantidade de N acumulada pela cultura do milho.

Na fase reprodutiva a demanda de N pela parte vegetativa da planta continua a obedecer a curva de diluição máxima, enquanto que a demanda ligada aos órgãos de estocagem depende do estado nitrogenado da cultura.

4.3.1.3.7.5 Disponibilidade de N no solo

A quantidade de N disponível no solo é calculada para cada camada elementar de 1 cm até a profundidade máxima atingida pelo sistema radicular ($PMSR$) e é determinada por dois processos distintos:

a. Transporte do nitrato presente no solo em direção à raiz mais próxima, por convecção e difusão. Para cada camada elementar, o fluxo de convecção é o produto do fluxo

de água da transpiração e da concentração em nitrato da camada. Tal fluxo é nulo quando a transpiração é nula (por ausência de raízes ou forte stress hídrico). O fluxo de difusão (*DIFN*) é o produto do coeficiente de difusão aparente do nitrato pelo gradiente da concentração em nitrato. Esse último é calculado supondo que as raízes são verticais e equidistantes e que a concentração nítrica decresce linearmente até a superfície das raízes onde a mesma é nula. Essas duas hipóteses fazem que o fluxo de difusão calculado seja o fluxo máximo. O valor de *DIFN* na capacidade de campo presente em STICS é de $0,003 \text{ cm}^3 \text{ dia}^{-1}$.

b. Absorção ativa pela raiz, processo fisiológico ativo pela planta. Esse fluxo depende da capacidade intrínseca de absorção, da densidade radicular e da concentração de N no meio. A absorção específica (*Vabs*) aumenta com a concentração em nitrato segundo uma cinética dupla de Michaëlis-Menten que corresponde a 2 sistemas de transporte: um sistema a forte afinidade (V_{MAX1} e K_{M1} baixos) e um sistema a fraca afinidade (V_{MAX2} e K_{M2} elevados). Tais parâmetros são específicos da planta.

4.3.1.3.7.6 Cálculo do índice de nutrição nitrogenada (INN) e dos índices de stress

O INN é calculado a partir da relação entre a concentração em N da planta (*CNPLANTA*) e a concentração crítica. O teor crítico de N, abaixo do qual o crescimento diminui depende da biomassa acumulada e da espécie. O índice de nutrição nitrogenada determinado em uma data é considerado ótimo para o crescimento quando ele é próximo de 1.

4.3.1.3.8 Transferência de água e nitrato no solo

Nesse módulo é simulada a circulação de água e nitrato no perfil do solo, a qual é considerada como tendo quatro compartimentos: a microporosidade, a macroporosidade, as fissuras e os cascalhos. A microporosidade é a base dos cálculos de transferência de água e nitrato.

A água se movimenta no solo em fluxo ascendente (evaporação) e descendente (drenagem). A transferência de água é calculada por camada elementar de 1 cm utilizando uma analogia do tipo reservatório. A água que penetra o solo enche as camadas em cascata sendo que o limite superior de cada reservatório elementar (camada) corresponde à capacidade de campo da camada. Ao final de cada dia a distribuição da água no solo é considerada completa. A água que se movimenta da camada *i-1* para a camada *i* se mistura de forma homogênea na camada *i*. Se o conteúdo de água da camada *i* exceder a umidade de

capacidade de campo (H_{cc}), a água excedente passa imediatamente para a camada inferior $i+1$. Se o teor em água resultante na camada i permanece inferior H_{cc} o movimento de água cessa.

Em profundidade, abaixo da camada que contribui à evaporação, a água pode ser utilizada pela planta, e a umidade do solo apresenta-se sempre superior ou igual ao ponto de murcha permanente. Se não existe nenhum tipo de obstáculo, a água acima da capacidade de campo é drenada. Na superfície, o solo pode secar até a umidade residual, em função da perda de água por evaporação.

A transferência de nitrato é igualmente descrita por analogia do tipo reservatório, segundo o princípio de “células de mistura”. Todo o nitrato chegando por convecção com a água em uma camada elementar se mistura com o nitrato já presente. O excesso de água drena em seguida com a nova concentração da mistura. A quantidade de nitrato lixiviada corresponde ao produto da concentração de nitrato na água drenada pela quantidade de água drenada. A concentração em nitrato de cada camada elementar é determinada considerando a quantidade de nitrato e de água presente na camada.

STICS considera que possa existir uma concentração mínima em nitrogênio mineral abaixo da qual o nitrogênio não pode lixiviar. Essa opção pode ser útil naqueles solos que apresentam uma concentração residual expressiva em amônio (solos ácidos).

4.3.2 Experimentos

A modelização da dinâmica do N e da água no sistema solo-planta com o uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto foi realizada utilizando resultados obtidos em um projeto conduzido na UFSM. O projeto tinha como objetivo o de avaliar a dinâmica do C e do N no solo com o uso associado de dejetos de suínos e plantas de cobertura no sistema plantio direto de milho. A seguir é apresentada uma breve descrição dos experimentos realizados nos quatro anos de condução do projeto. Maiores detalhes podem ser obtidos em Almeida (2000), Franchi (2001) e Port (2002).

4.3.2.1 Localização e características da área experimental

Os experimentos foram conduzidos no período de 1998 a 2002, na área Experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (RS). O clima desta região, segundo a classificação de Köepen, é subtropical úmido. O solo é classificado como

um Argissolo Vermelho distrófico arênico (Hapludalf) (EMBRAPA, 1999), com textura superficial franco arenosa. As características químicas na camada 0-20 cm do solo no início do experimento em maio de 1998 e na camada 0-15 cm em maio de 2000 são apresentadas na tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Características químicas do solo no início do experimento (maio/1998) e dois anos após a instalação

Doses de dejetos (m ³ ha ⁻¹)	CTC (cmol _c dm ³)	pH H ₂ O	Índice SMP	P (mg L ⁻¹)	K (mg L ⁻¹)	Al ⁺³ (cmol _c L ⁻¹)	M.O (g kg ⁻¹)
Maio de 1998							
	4,6	5,6	6,2	14,5	45,5	0,0	16,0
Maio de 2000 ¹							
0	3,9	5,2	6,5	14,4	29,1	0,2	16,0
40	4,2	5,4	5,4	36,0	32,2	0,1	18,7
80	4,6	5,3	6,3	59,2	34,2	0,1	19,0

¹Média dos tratamentos nas doses de dejetos de suínos de 0, 40 e 80 m³ ha⁻¹.

4.3.2.2 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento experimental utilizado nos quatro anos foi o de blocos ao acaso com parcelas subdivididas com três repetições. Os tratamentos constaram de quatro doses de dejetos de suínos (0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹), aplicadas após o manejo da aveia preta e da vegetação espontânea da área (pousio), antecedendo a semeadura do milho. Nos três primeiros anos, os dejetos foram aplicados em uma única dose. Já no quarto ano os dejetos foram aplicados somente sobre a palha de aveia preta e em duas modalidades de aplicação: em dose única e em dose parcelada (50% antecedendo a semeadura do milho + 50% em cobertura). Com exceção do terceiro ano (2001) onde os dejetos também foram aplicados no outono sobre os resíduos culturais do milho, a aveia e a vegetação espontânea da área cresceram sem o uso de adubação. Em cada ano, também foi avaliado um tratamento, onde o milho foi cultivado sobre os resíduos culturais da vegetação espontânea do pousio sem o uso de esterco e adubado conforme a recomendação de adubação mineral da CFS – RS/SC (1995) (70 kg ha⁻¹ de P + 100 kg ha⁻¹ de K + 160 kg ha⁻¹ de N-uréia). Este tratamento foi incluído com o objetivo de comparar a dinâmica no solo do N proveniente da adubação orgânica e da adubação mineral.

Em cada ano a aveia preta e a vegetação espontânea do pousio tiveram o ciclo interrompido através da aplicação de 2,0 L ha⁻¹ de glyphosate e posterior passagem de rolo faca, tracionado com trator.

Nos quatro anos os dejetos de suínos utilizados tiveram como origem animais de maternidade e recria, criados em regime de confinamento total. Em torno de 15 dias antes da aplicação dos dejetos ao campo, os mesmos eram transportados com auxílio de tonéis de 200 L até a área experimental. Em 2001 os dejetos utilizados na aplicação em cobertura foram trazidos até a área experimental juntamente com aqueles aplicados na semeadura e foram armazenados em tonéis, na sombra, até o momento da aplicação. Em cada ano, os dejetos foram aplicados manualmente com baldes (10 L), sobre os resíduos culturais das espécies.

O milho foi implantado com semeadora para plantio direto, variando nos quatro anos agrícolas de um a dois dias após a aplicação dos dejetos.

O cronograma de atividades desenvolvidas nos quatro anos de experimentação está apresentado na tabela 4.2.

4.3.2.3 Avaliações efetuadas

4.3.2.3.1 Nos dejetos

Nos dejetos de suínos “in natura” (conforme aplicados no campo) foram avaliados o pH e os teores de matéria seca, conforme Tedesco et al (1995), e os teores de N total e N amoniacal, pelo método proposto por Scherer et al. (1996). O N total foi analisado a partir da digestão úmida da mesma, conforme descrito por Tedesco et al. (1995), sendo excluída a água oxigenada, conforme proposto por Almeida (2000), por esta provocar projeção e subida do material para fora dos tubos durante a fase inicial da digestão das amostras. O N amoniacal foi determinado por destilação após a adição de 20 mL de água destilada e 0,2 g de MgO em cada amostra (TEDESCO et al., 1995). A composição física e química dos dejetos é apresentada na tabela 4.3 e as quantidades de N (N total, N amoniacal e N orgânico) aplicadas com os mesmos nos quatro anos de experimentação são mostradas na tabela 4.4.

4.3.2.3.2 Nas plantas

A quantidade de N adicionada pela parte aérea da aveia e das plantas invasoras no pousio invernal foi determinada a partir da avaliação da quantidade de matéria seca (MS),

avaliada no momento do manejo das mesmas, e da concentração de N do tecido vegetal conforme descrito em Tedesco et al. (1995). A quantidade de matéria seca e de N adicionada, bem como a relação C/N dos resíduos da aveia e da vegetação espontânea do pousio nos quatro anos de experimentação são apresentadas na 4.5.

Tabela 4.2 - Calendário de atividades desenvolvidas nos quatro anos de experimentação

Atividade	1998/99	1999/00	2000/01	2001/02
Manejo das plantas de cobertura	19/10/98	11/10/99	07/10/00	07/10/01
		21/10/99	20/10/00	
Aplicação dos dejetos	28/10/98	22/10/99	28/10/00	10/10/01
	—	—	—	13/11/01
Aplicação de uréia	—	23/10/99	30/10/00	11/10/01
	—	29/11/99	30/11/00	12/11/01
	—	17/12/99	23/12/00	28/11/01
Coleta de solo	02/11/98	23/10/99	28/10/00	10/10/01
	07/11/98	28/10/99	02/11/00	20/10/01
	17/11/98	08/11/99	08/11/00	12/11/01
	27/11/98	20/11/99	18/11/00	13/11/01
	12/12/98	07/12/99	03/12/00	23/11/01
	16/01/99	20/12/99	28/12/00	12/12/01
	30/01/99	04/01/00	24/01/00	—
—	08/02/00	—	—	
Semeadura do milho	30/10/98	23/10/99	30/10/00	11/10/01
Coleta de matéria seca do milho	16/01/99	04/01/00	28/12/01	01/11/01
	—	—	—	12/11/01
	—	—	—	23/11/01
	—	—	—	24/12/01
	—	—	—	21/02/02
Colheita de grãos	22/03/99	13/03/00	29/03/01	21/02/02

Para avaliar o acúmulo de N pela parte aérea do milho, nos três primeiros anos agrícolas, foram coletadas, aleatoriamente, 4 plantas no estágio de florescimento pleno da cultura dentro da área útil de cada subparcela. Já em 2001/02 o acúmulo de N pelo milho, foi determinado efetuando-se 5 coletas de plantas durante o ciclo da cultura. Nas plantas coletadas determinou-se a produção de MS, pela secagem em estufa a 65°C até massa constante, e a concentração em N total pela metodologia descrita em Tedesco et al. (1995). Na última coleta de plantas de milho em 2001/02, realizada na maturação fisiológica da cultura, procedeu-se à separação dos diferentes componentes das plantas: grãos, sabugo e parte aérea (colmos + folhas + palha da espiga). A MS produzida e a quantidade de N acumulada pelo milho representa a soma de todos os componentes. As datas de coleta de plantas em cada ano encontram-se no quadro 4.2.

Tabela 4.3 – Concentração de matéria seca, N total, N amoniacal e N orgânico, e pH dos dejetos de suínos utilizados nos quatro anos agrícolas

Ano	Matéria seca	Nitrogênio			pH
		N total	N amoniacal	N orgânico	
		kg m ⁻³			
1998	58,2	3,58	2,00	1,58	6,4
1999	37,8	2,45	1,14	1,31	nd ²
2000	50,2	3,10	1,73	2,37	7,5
2001 ¹					
Semeadura	40,3	3,83	2,18	1,65	7,8
Cobertura	41,2	3,68	2,09	1,59	8,2

¹ Os dejetos foram aplicados em dose única e parcelada (50% semeadura + 50% em cobertura). ² Não determinado.

A produtividade de grãos de milho foi avaliada coletando-se as plantas das quatro linhas centrais das subparcelas, desprezando-se 0,5 m em cada extremidade das mesmas. Para expressar os resultados, determinou-se a umidade de grãos, corrigindo-a para 13%.

4.3.2.3.3 No solo

No solo foram avaliadas as quantidades de N mineral e a umidade do solo na camada de 0 – 60 cm. A dinâmica do N no solo foi avaliada a partir da determinação dos teores de N mineral (N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) após a aplicação dos dejetos. Nos três primeiros anos

os teores de N mineral foram avaliados nas camadas 0 – 5; 5 – 15, 15 – 30 e 30-60 cm do solo e no quarto ano as camadas analisadas foram 0 – 15, 15 – 30 e 30 – 60 cm. O calendário de coletas de solo nos quatro anos de experimentação são mostrados na tabela 4.2. O N mineral foi extraído do solo úmido e determinado através da destilação em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995). A umidade do solo de cada camada foi determinada secando-se uma subamostra de solo a 105 °C por 48 horas. Todos os resultados relativos a N mineral referem-se a solo seco a 105°C. As quantidades de N mineral foram expressas em kg ha⁻¹ considerando-se a concentração de N mineral e a densidade do solo de cada camada, determinada no início do experimento. Com base na umidade e na densidade do solo de cada camada também foi calculada a reserva de água (mm) da camada de 0-60 cm.

Tabela 4.4 – Quantidade de N aplicada com os dejetos de suínos e a uréia nos sistemas aveia/milho e pousio/milho nos quatro anos de experimentação

Sistemas ¹	Fonte de N ²	Dose	N dejetos			N uréia
			N total	N amoniacal	N orgânico	
kg ha ⁻¹						
1998/99						
Aveia/milho e pousio/milho	Dejetos (m ³ ha ⁻¹)	40	143,2	80,0	63,2	—
		80	286,4	160,0	126,4	—
1999/00						
Aveia/milho e pousio/milho	Dejetos (m ³ ha ⁻¹)	40	98,0	45,6	52,4	—
		80	196,0	91,2	104,8	—
Pousio/milho	Uréia (kg ha ⁻¹)	356	—	—	—	160
2000/01						
Aveia/milho e pousio/milho	Dejetos (m ³ ha ⁻¹)	40	124,0	69,2	55,0	—
		80	248,0	138,4	110,0	—
Pousio/milho	Uréia (kg ha ⁻¹)	356	—	—	—	160
2001/02						
Aveia/milho	Dejetos (m ³ ha ⁻¹)	40	153,2	87,2	66,0	—
		80	306,4	174,4	132,0	—
Aveia/milho	Uréia (kg ha ⁻¹)	356	—	—	—	160

¹ Aveia/milho: cultivo de aveia no outono/inverno e milho na primavera/verão; Pousio milho: desenvolvimento da vegetação espontânea da área no outono/inverno e milho na primavera/verão.

Tabela 4.5 – Produção de matéria seca, nitrogênio acumulado e relação C/N dos resíduos de aveia e da vegetação espontânea no momento do manejo, antecedendo a cultura do milho nos quatro anos de experimentação

Sistema ¹	Fonte de N no milho ²	Dose	Matéria seca				Nitrogênio				C/N			
			98/99	99/00	00/01	01/02	98/99	99/00	00/01	01/02	98/99	99/00	00/01	01/02
			Mg ha ⁻¹				kg ha ⁻¹							
Aveia/milho	Dejetos (m ³ ha ⁻¹)	0	4,60	3,10	3,27	3,11	43,2	31,7	39,8	29,8	42,0	39,1	34,5	43,8
		40	4,60	3,75	5,96	3,59	43,2	35,9	66,9	34,5	42,0	41,8	37,4	43,3
		80	4,60	3,90	6,68	3,69	43,2	41,9	78,1	40,6	42,0	37,0	35,9	38,2
Pousio/milho	Dejetos (m ³ ha ⁻¹)	0	0,90	0,64	0,57	—	13,8	9,0	9,9	—	22,0	28,4	24,2	—
		40	0,90	1,17	1,88	—	13,8	17,0	30,8	—	22,0	27,5	25,6	—
		80	0,90	1,40	1,91	—	13,8	20,1	42,2	—	22,0	27,9	19,0	—
Pousio/milho	Uréia (kg ha ⁻¹)	356	0,90	0,81	0,88	—	13,8	11,0	12,3	—	22,0	30,9	30,0	—
Aveia/milho	Uréia (kg ha ⁻¹)	356	—	—	—	3,11	—	—	—	29,8	—	—	—	43,8

¹ Aveia/milho: cultivo de aveia no outono/inverno e milho na primavera/verão; Pousio milho: desenvolvimento da vegetação espontânea da área no outono/inverno e milho na primavera/verão. ² Com exceção do ano agrícola 00/01 onde a fonte de N foi aplicada antecedendo as espécies no outono/inverno e na cultura do milho na primavera verão, nos demais anos agrícolas a fonte de N foi aplicada somente na cultura do milho.

4.3.3 Parametrização do modelo STICS

A parametrização, a qual foi realizada em duas etapas, teve por objetivo a calibração do modelo para as condições do presente estudo. Na primeira etapa, os parâmetros conhecidos ou estimados a partir de dados presentes na literatura foram inseridos no modelo (p. ex. características do solo e taxas de mineralização). Na segunda etapa, o modelo STICS com os novos parâmetros, foi utilizado em simulações realizadas com dados do ano agrícola de 2001/02. Tais simulações foram realizadas a fim de avaliar a performance do modelo com os novos parâmetros e também para verificar a qualidade das simulações em processos nos quais os parâmetros não tinham sido alterados. Em função das simulações realizadas, alguns parâmetros, principalmente aqueles ligados à planta (acúmulo de N) e a volatilização de amônia tiveram que ser calibrados. A calibração de tais parâmetros baseou-se na resolução inversa de um problema, onde o modelo foi usado para estimar os valores dos parâmetros a partir de dados medidos. Esta etapa da parametrização (calibração) foi realizada a partir das simulações efetuadas sobre o ano agrícola de 2001/02.

Os parâmetros utilizados por STICS nas simulações são agrupados em quatro arquivos: 1) **param.sol** parâmetros relacionados ao solo; 2) **nomedaplanta.plt** parâmetros referentes à planta; 3) **nomearquivo.tec** parâmetros técnicos; e 4) **param.par** parâmetros gerais. Além desses, existe o arquivo **clima.txt**, no qual são inseridos os dados climáticos utilizados por STICS nas simulações.

4.3.3.1 Parâmetros relacionados ao solo

No arquivo **param.sol** são introduzidas as informações permanentes do solo, tais como as características físico-químicas. Estas informações podem ser divididas em dois grupos: o primeiro refere-se à camada superficial também denominada de camada mineralizável e o segundo refere-se às informações das camadas nas quais foram realizadas as determinações de umidade e de N mineral durante a condução dos experimentos. Os dados introduzidos no modelo referentes à camada mineralizável são apresentados na tabela 4.6 e os dados das demais camadas estão na tabela 4.7.

A *Pmi* foi definida com base na parametrização da *Vpm*, a qual é detalhada no item 4.3.3.4.2. O teor de *argila*, *Norg* e *Calc* foram determinados em laboratório. Os valores de *albedo* e *Q0* utilizados são valores propostos para as características do solo utilizado. Tais valores são encontrados no manual de STICS. Os valores de *Faesc* foram determinados a

partir de dados publicados por Basso et al. (2003). Maiores detalhes sobre a obtenção destes valores são mostrados no item 4.3.3.4.1.

Tabela 4.6 – Características utilizadas nas simulações referentes à camada superficial do solo

Parâmetro	Definição	Valor
<i>Pmi</i>	Profundidade de mineralização (cm)	20,0
<i>Argila</i>	Teor de argila (%)	12,0
<i>Norg</i>	Teor em N orgânico (%)	0,075
<i>Calc</i>	Teor em calcário (%)	1,0
<i>albedo</i>	Albedo no estado seco	0,2
<i>Q0</i>	Limite de evaporação da fase potencial de evaporação do solo (mm)	6,0
<i>Faesc</i>	Fração da água da chuva acima de 10 mm que é escoada	0,27
		0,35

Tabela 4.7 – Características das camadas onde foram realizadas as medidas de umidade e N mineral no solo

Camadas de solo	<i>Hcc</i> ¹	<i>Hpmp</i>	<i>Ds</i>
cm	%		Mg m ⁻³
0 – 5	15,2	4,1	1,55
5 – 15	14,9	4,1	1,62
15 – 30	15,3	5,4	1,59
30 – 60	18,4	5,4	1,68
60 – 90	18,4	5,4	1,68

¹*Hcc*: umidade na capacidade de campo; *Hpmp*: umidade no ponto de murcha permanente; e *Ds*: densidade aparente do solo.

Os valores de *Ds* foram calculados a partir da relação entre a massa do solo seco em estufa a 105°C e o volume da amostra. A *Hcc* e a *Hpmp* foram obtidos em laboratório conforme metodologia descrita em Embrapa (1997). Como o modelo utiliza a analogia de reservatório para simular a transferência d'água e nitrato no solo, as quantidades d'água drenada e de nitrato lixiviado simuladas são significativamente influenciadas pelos valores de umidade na *Hcc* (RUGET et al., 2002). Desta forma é necessário que se tenha informações corretas sobre tal parâmetro.

Os dados necessários para iniciar as simulações são os valores iniciais de umidade e da quantidade de N mineral de cada camada do solo. No presente estudo, em alguns casos, os valores iniciais de umidade e das quantidades de N mineral não correspondem ao período do início das simulações. Isso porque as simulações foram realizadas sempre logo após a aplicação dos dejetos ao solo e, nestes casos, as avaliações da umidade e do N mineral foram realizados alguns dias após a aplicação dos mesmos. Em função disso, para estes casos consideraram-se como valores iniciais de umidade e de N mineral, para todos os tratamentos, os valores medidos nos tratamentos sem aplicação de dejetos.

4.3.3.2 Parâmetros relacionados às práticas culturais

Os parâmetros relativos às práticas culturais estão reagrupados em 7 grandes funções: sementeira, estádios fisiológicos, fertilização, irrigação, trabalho do solo e aporte de resíduos orgânicos, técnicas particulares (presença ou não de mulch) e colheita. As informações sobre as práticas culturais foram detalhadas no item 4.3.2.

Os dados referentes à sementeira são a data, a densidade, a profundidade e a cultivar utilizada. A cultivar é indicada através de um código, o qual está relacionado às características da mesma que se encontram no submodelo planta. No presente estudo em cada ano foram utilizados híbridos diferentes e em nenhum dos anos foram avaliados os estádios fenológicos (com exceção da avaliação realizada no pleno florescimento do milho) e o desenvolvimento do *IAF*. Desta forma, os estádios fisiológicos e o desenvolvimento do *IAF* foram calculados pelo modelo.

Na fertilização são consideradas somente as aplicações de fertilizantes minerais, para os quais é definido o tipo de fertilizante (uréia = tipo 3), a data de aplicação e a localização do aporte (superfície ou incorporado). Para a irrigação são fornecidos as datas de aporte, as quantidades aplicadas, o método empregado, a eficiência e a concentração de N na água da irrigação. Nos experimentos realizados as irrigações foram realizadas por aspersão e a eficiência estimada em 80%. A concentração em N mineral na água de irrigação foi fixada em $2,6 \text{ mg L}^{-1}$.

STICS foi concebido para sistemas que envolvam o preparo convencional do solo com aração + gradagem. Portanto, para simular tratamentos que envolvam o aporte de resíduos ao solo, é necessário fornecer ao modelo a profundidade da camada na qual os resíduos foram incorporados. No presente estudo, o sistema de cultivo adotado foi o plantio direto, no qual os resíduos culturais são deixados na superfície do solo e as culturas são implantadas sem o

revolvimento do mesmo. A estratégia adotada para que o modelo realizasse as simulações nestas condições, sem que houvesse alterações significativas no sistema, foi estabelecer que os resíduos orgânicos aplicados ao solo foram incorporados até a profundidade de 1 cm. Além da profundidade de incorporação, é preciso informar ao modelo o tipo de resíduo, a quantidade aplicada, o teor de C e N mineral e sua relação C/N. A partir da relação C/N dos resíduos orgânicos é que o modelo simula a dinâmica da decomposição dos mesmos, conforme detalhado no item 4.3.1.3.7.1.2. No presente trabalho os dois resíduos orgânicos aplicados ao solo foram a palha de aveia e os dejetos de suínos. Pelo fato de STICS não apresentar parametragem para simular a decomposição de dejetos de suínos e nem de resíduos culturais deixados na superfície do solo, foi necessário realizar a parametrização do modelo para estas condições de aporte (item 4.3.3.4.3).

Nas técnicas particulares é definido o estado da superfície do solo. Neste módulo são inseridas as informações sobre o tipo, a quantidade e o dia do aporte dos resíduos que vão formar a cobertura vegetal morta (mulch). Os parâmetros ligados à dinâmica do mulch estão presentes no arquivo param.par. Atualmente, no modelo estão parametrizados somente dois tipos de mulch, o de palha de milho e o de palha de cana-de-açúcar. No presente estudo, o mulch era formado por palha de aveia, o qual teve que ser parametrizado. Os detalhes da parametragem são detalhados no item 4.3.3.4.1.

4.3.3.3 Parâmetros relacionados à planta

Nos quatro anos de experimentação, a cultura utilizada foi o milho. Em nenhum dos anos agrícolas foram avaliados parâmetros ligados ao desenvolvimento das plantas (p. ex. duração dos estádios fisiológicos, *IAF*). Desta forma, o híbrido utilizado nas simulações foi selecionado entre os 12 híbridos já presentes no modelo STICS. A seleção do híbrido baseou-se na soma térmica necessária para atingir o estágio de pleno florescimento, que é a única informação disponível para as condições locais sobre o desenvolvimento do milho nos quatro anos. O híbrido selecionado do modelo que apresentou no estágio de florescimento valores de soma térmica próximos àqueles obtidos para os híbridos do presente estudo foi o DK 604 (código 8).

O arquivo que contém as informações da planta apresenta parâmetros específicos para cada cultivar e parâmetros gerais da cultura do milho. Os parâmetros específicos estão relacionados com a soma térmica entre os estádios fenológicos, com o valor máximo de grãos e peso máximo de um grão de milho e com a velocidade do avanço (crescimento) do sistema

radicular. Os parâmetros gerais do milho que tratam do crescimento e desenvolvimento da cultura, da interceptação da radiação solar, da elaboração do rendimento e das necessidades em água e nitrogênio.

4.3.3.4 Parâmetros gerais

4.3.3.4.1 Mulch de aveia

No modelo STICS, a dinâmica do mulch formado pelos resíduos culturais deixados na superfície do solo é tratada separadamente da dinâmica de decomposição dos resíduos e da matéria orgânica do solo. O submodelo mulch de STICS apresenta até então apenas a parametrização para os mulchs formados por resíduos culturais de milho e de cana-de-açúcar. No presente estudo, os parâmetros para o mulch de palha de aveia foram obtidos a partir de dados publicados na literatura. O valor de *kmulch* foi obtido ajustando uma equação de cinética de primeira ordem (SCOPEL et al., 2004) sobre os dados de matéria seca remanescente de palha de aveia, publicados por Aita & Giacomini (2003). O valor de *kcobmulch* baseou-se nos dados publicados por Scopel et al. (2004). Para o albedo do mulch (*Albmulch*) de aveia, o valor utilizado foi aquele proposto por Sharratt & Campbell (1994).

A quantidade de água retida pela palha de aveia foi determinada em laboratório. Para tal, adicionou-se 5 mL de água em um recipiente contendo 2 g de palha picada a 2 cm. Após 15 minutos, retirou-se a palha de aveia do recipiente e a mesma foi colocada sobre uma tela de nylon por 10 minutos a fim de escoar a água gravitacional. Após, a palha de aveia foi pesada e a quantidade de água retida foi obtida por diferença (peso da palha umedecida - peso da palha seca ao ar).

No modelo STICS a água que atinge a superfície do solo e é escoada é definida de forma empírica, onde a fração d'água que escoar (*Faesc*) varia de 0 a 1. A presença do mulch na superfície do solo altera o valor de *Faesc* em relação ao solo descoberto. No presente estudo tal valor foi determinado a partir dos dados de escoamento superficial publicados por Basso (2003). Os dados utilizados na determinação de *Faesc* correspondem aos períodos do cultivo do milho em sucessão à aveia preta nos anos agrícolas de 1999/2000 e 2000/2001. A relação entre a produção de palha de aveia e a quantidade de água escoada durante o ciclo do milho é apresentada na figura 4.4. Observa-se que o aumento na produção de MS pela aveia reduz a quantidade de água escoada. Na média dos dois anos, quando a quantidade de palha de aveia produzida passou de 2 Mg ha⁻¹ para 6 Mg ha⁻¹, a fração da água da chuva que foi

escoada reduziu de 38% para 18%. A partir da equação ajustada para a média dos dois anos foram calculados os valores de *Faesc* para cada tratamento utilizado nas simulações do presente estudo (*Faesc*: $47,2 - 4,87 \times \text{MS adicionada}$). Por esta equação também foi estimada a quantidade de resíduo onde o escoamento é nulo ($9,7 \text{ Mg ha}^{-1}$). Ainda com base nos dados publicados por Basso (2003) foi estimado o valor de precipitação (*Pminesc*) acima do qual inicia-se o escoamento superficial. Os valores dos parâmetros estabelecidos para o mulch de aveia estão presentes na tabela 4.8.

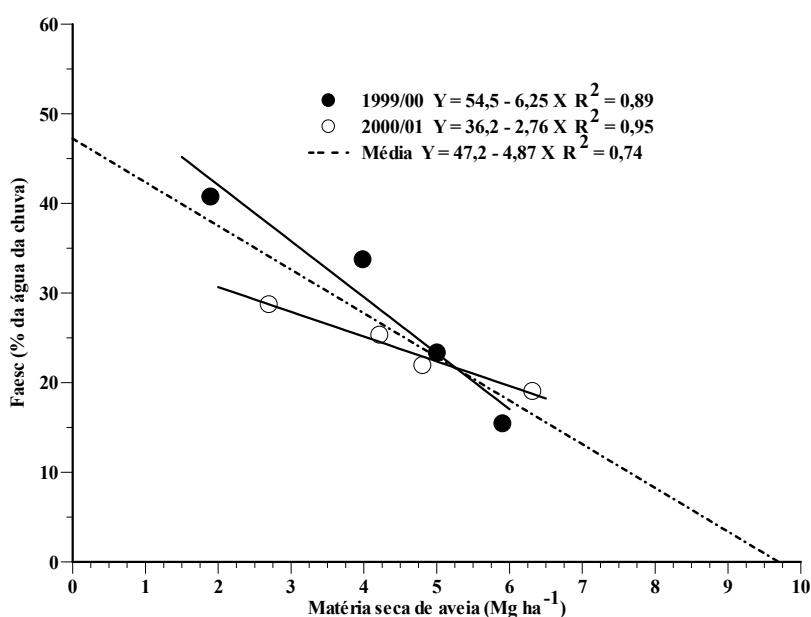


Figura 4.4 – Relação entre a quantidade de matéria seca produzida pela aveia antecedendo a semeadura do milho nos anos agrícolas de 1999/00 e 2000/01 e a *Faesc* (fração d'água que esco). Dados obtidos por Basso (2003).

Tabela 4.8 – Valores dos parâmetros ligados ao mulch.

Parâmetros	Valores
<i>kmulch</i>	0,0057
<i>kcobmulch</i>	0,367
<i>Molhamulch</i>	0,3 (mm Mg ⁻¹ ha ⁻¹)
<i>Albedomulch</i>	0,2
<i>Faesc</i> aveia/milho	0,27
<i>Faesc</i> pousio/milho	0,35
<i>Qmulchesc0</i>	9,7 (Mg ha ⁻¹)
<i>Pminesc</i>	10,0 (mm)

4.3.3.4.2 Mineralização do N orgânico do solo

A taxa de mineralização do N orgânica do solo (NOS) foi estimada a partir de resultados de uma incubação do solo em condições de laboratório e foi validada a partir de resultados obtidos em condições de campo no período de dezembro 2003 a setembro 2004. Detalhes sobre a incubação e o trabalho de campo são apresentados a seguir.

4.3.3.4.2.1 Experimento em condições de laboratório

Na figura 4.5a são apresentados os valores de N mineralizado obtidos com a incubação do solo da camada de 0-10 cm, a 25°C, e umidade a capacidade de campo. O valor da inclinação da reta ajustada aos valores de N mineral indica que, no período de 80 dias a taxa de mineralização do N orgânico foi de 0,25 mg de N kg⁻¹ de solo dia⁻¹. Tal valor representa a velocidade potencial de mineralização (V_{pm}) do N orgânico, a 25°C e com a umidade na capacidade de campo.

Considerando que o modelo STICS utiliza como referência a temperatura de 15°C, é necessário transformar este valor de V_{pm} para tal condição. A transformação baseia-se nas funções de temperatura [$f(H)$] e umidade de [$f(T)$]. Em função das condições de umidade e de temperatura em que o solo foi incubado, os valores de $f(H)$ e $f(T)$, são de, respectivamente, 1 e 3,15 (Equação 4.14 e 4.15). Pelo fato da temperatura e da umidade terem sido constantes durante a incubação, os valores de $f(H)$ e $f(T)$ também não variam durante este período. Desta forma, multiplicando-se os valores de $f(H)$ e $f(T)$ pelo tempo real de duração da incubação (Equação 4.16) obtém-se os dias normalizados a 15°C e na capacidade de campo (80 dias x 1 [$f(H)$] x 3,15 [$f(T)$] = 252 dias a 15°C). Relacionando os valores de N mineralizado com os dias normalizados a 15°C é obtido o valor de V_{pm} igual 0,08 mg de N kg⁻¹ de solo dia⁻¹ (Figura 4.5a). Em função de a incubação ter sido conduzida em condições constantes de temperatura e umidade, tal valor também poderia ter sido obtido pela simples divisão de V_{pm} a 25°C pela função $f(H)=1$ e o resultado pela função $f(T)=3,15$.

A quantidade diária de N mineralizada é obtida transformando-se a taxa de mineralização em mg de N kg⁻¹ de solo dia⁻¹ para kg⁻¹ de N ha⁻¹ dia⁻¹. Neste cálculo são consideradas a espessura da camada que deu origem ao solo incubado e a densidade aparente da mesma. A quantidade diária de N mineralizada, a 15°C e na capacidade de campo, é de 0,125 kg (Figura 4.5b).

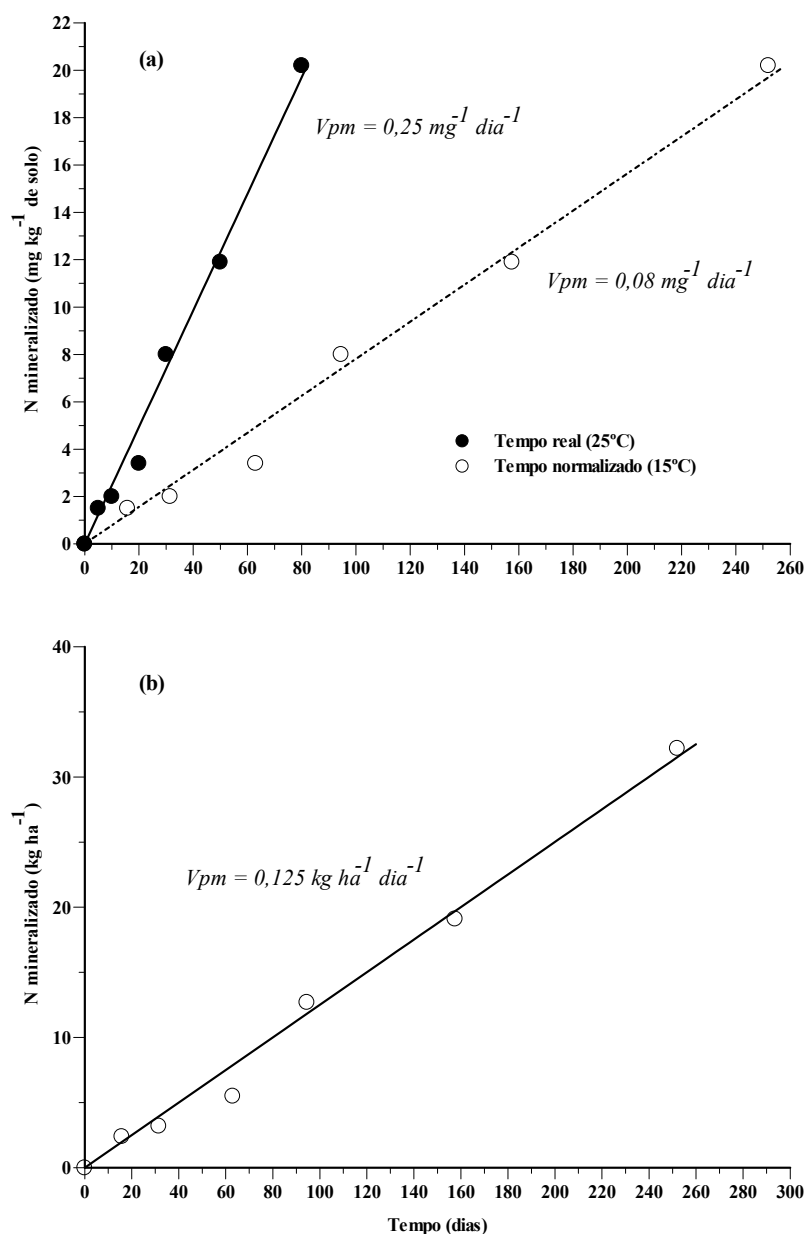


Figura 4.5 – Velocidade potencial de mineralização (V_{pm}) determinada a partir da evolução das quantidades de N mineral do solo da camada 0 – 10 cm, incubado durante 80 dias, a 25°C e na umidade de capacidade de campo. V_{pm} expressa nas temperaturas de 25°C e 15°C (tempo normalizado) (a) e V_{pm} expressa em kg ha⁻¹ dia⁻¹, considerando a camada de solo de 0 – 10 cm na temperatura 15°C (b).

O valor de 0,125 kg de N ha⁻¹ dia⁻¹ corresponde ao valor da V_{pm} em STICS. No modelo, V_{pm} é obtido a partir da equação 4.11. Desta forma, os valores dos parâmetros K_2 e Nat devem ser determinados e inseridos no modelo com a finalidade de obter uma V_{pm} de 0,125 kg de N ha⁻¹ dia⁻¹. O valor de Nat é dado pela equação 4.12, onde se considerou que a fração de $Nest$ é de 0,65, conforme proposto no modelo. O valor de K_2 é determinado através

da equação 4.13. Os parâmetros $Fm1$, $Fm2$ e $Fm3$ são constantes (0,33 dia⁻¹, 110 e 600, respectivamente) e os valores de argila e de calcário são parâmetros do solo. Assim, o N da camada 0-10 cm apresenta valor de $K2$ de 0,0301 ano⁻¹ (3,01%). Esta taxa de mineralização foi introduzida em STICS a qual foi validada a partir de dados de N mineral medido em solo mantido sem a presença de cobertura vegetal, viva ou morta (solo descoberto).

4.3.3.4.2.2 Experimento em condições de campo

Para determinar a taxa de mineralização do N orgânico em condições de campo, a evolução das quantidades de N mineral no solo foi avaliada em um experimento conduzido na área experimental do Departamento de Solos, no período de 18/12/2003 a 16/09/2004. Anteriormente ao início do experimento, o solo da área foi cultivado com a cultura do milho no período de setembro de 2002 a março 2003, permanecendo em pousio após este período até setembro de 2003, quando os resíduos culturais foram retirados da superfície do solo (solo descoberto), o qual foi mantido nesta condição até o final do período de avaliação. Os teores de N mineral (N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) nas camadas de 0-10, 10-30, 30-60 e 60-90 cm, foram avaliados 11 vezes durante o período de condução do experimento. As metodologias empregadas na coleta e na análise dos teores de N mineral e da umidade do solo estão descritas no Capítulo 1. Todos os resultados relativos a N mineral referem-se a solo seco a 105°C. As quantidades de N mineral foram calculadas em kg ha⁻¹, considerando-se a concentração de N mineral e a densidade do solo de cada camada, determinada no início do experimento.

A simulação da dinâmica do N no solo foi realizada com o modelo STICS utilizando o $K2$ determinado em laboratório. Os parâmetros específicos relacionados às condições do estudo foram introduzidos no modelo. As características físico-químicas do solo do presente estudo são semelhantes às aquelas apresentadas nas tabelas 4.6 e 4.7. A profundidade de mineralização considerada foi de 10 cm e o valor de $Faesc$ (47,2 - 4,87 × MS adicionada) de 0,47. Esse valor de $Faesc$ indica que 47% da água da chuva acima de $Pmiesc$ não infiltra no solo devido ao escoamento. A taxa de mineralização inicialmente utilizada no modelo foi aquela determinada em laboratório.

A simulação da dinâmica do N mineral na camada 0-90 cm do solo descoberto realizado por STICS é apresentada na figura 4.6. Quando STICS utilizou a taxa potencial de mineralização determinada em laboratório ($K2 = 0,0301$ ano⁻¹), os valores das quantidades de N mineral simulados foram, em média, 13,3 kg ha⁻¹ inferiores aos valores medidos. Tal

resultado pode ser atribuído a três aspectos principais: 1) a hipótese de que o N mineral seja proveniente somente da mineralização do N presente na camada de 0-10 cm pode não ser verdadeira; 2) o modelo pode superestimar a quantidade de nitrato que lixiviou além da camada de 0-90 cm, que, no período de condução do experimento foi de 54 kg ha^{-1} ; e 3) os valores medidos de N mineral na camada 0-90 cm do solo podem estar superestimados. Pelo fato de não terem sido medidas as quantidades de N lixiviado, não foi possível verificar se o modelo simulou corretamente a lixiviação de N. É possível que o N mineral presente no solo seja oriundo da mineralização do N orgânico de camadas mais profundas que 0-10 cm, no entanto, para as condições do presente estudo, não há informações de qual seria esta camada e nem do valor da taxa de mineralização do N presente na mesma. Em função disso, foram realizadas simulações com o modelo STICS assumindo a hipótese de que o N mineral seja proveniente da camada de 0-20 cm, cuja taxa de mineralização do N orgânico é semelhante àquela do N orgânico presente na camada 0-10 cm. Utilizando tais informações, o modelo superestimou a quantidade de N na camada 0-90 cm, em 19 kg ha^{-1} , indicando que o N orgânico presente na camada 0 – 20 cm apresenta menor taxa de mineralização do que aquele presente na camada 0-10 cm.

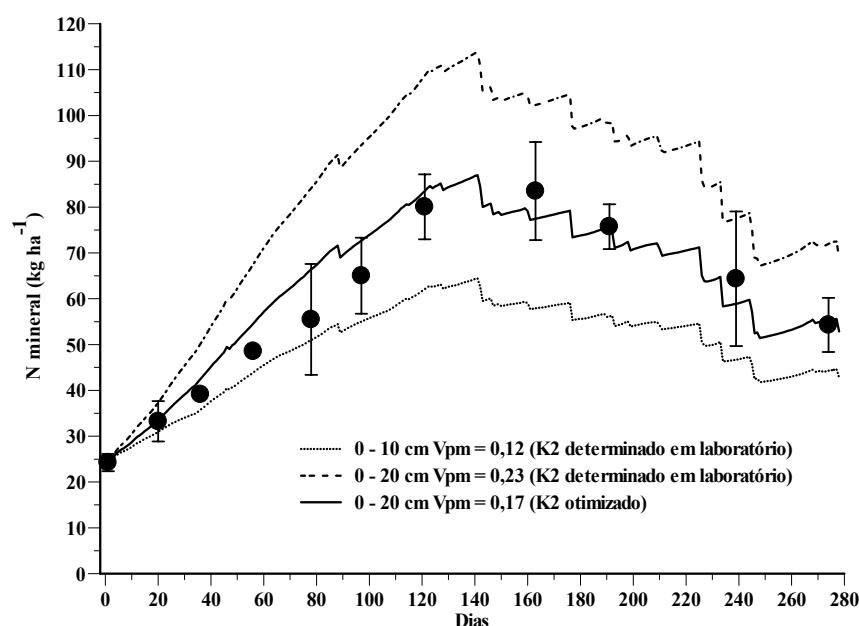


Figura 4.6 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada de 0 – 90 cm do solo mantido descoberto no período de dezembro de 2003 a setembro de 2004. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

Com a finalidade de determinar a taxa de mineralização que melhor descreva a dinâmica do N mineral no solo, foi realizada uma otimização com STICS entre valores observados e simulados, considerando a camada de 0 – 20 cm como sendo a camada mineralizável. A otimização foi realizada sobre o parâmetro FmI da equação 4.13, sendo que o valor de 0,29 para FmI resultou na melhor simulação da dinâmica do N no solo (RMSE= 5,3 kg ha⁻¹). Com $FmI = 0,29$ o valor de $K2$ estimado foi de 0,0255 ano⁻¹, o qual resulta em uma Vpm de 0,17 kg ha⁻¹ dia⁻¹. A partir destes resultados, a camada de mineralização a ser considerada por STICS nas simulações será de 0 – 20 cm, com uma taxa de mineralização do N orgânico de 2,55% ao ano.

4.3.3.4.3 Parâmetros da decomposição dos resíduos orgânicos

O modelo STICS utiliza o submodelo proposto por Nicolardot et al. (2001) para simular a decomposição de resíduos orgânicos adicionados ao solo. Este submodelo foi parametrado e validado com base em dados de mineralização aparente do C e do N obtidos em incubações conduzidas nas seguintes condições: 1) diversos resíduos culturais com composição bioquímica variada; 2) em condições constantes de umidade e temperatura; 3) os resíduos finamente moídos e incorporados ao solo; e 4) em uma condição de disponibilidade de N considerada não limitante ao processo de decomposição. Em função disso, os parâmetros de decomposição fornecidos pelo submodelo para cada tipo de resíduo podem ser considerados como potenciais. Tais parâmetros, quando utilizados pelo modelo STICS para simular a decomposição dos resíduos em condições de campo, serão corrigidos para as condições atuais de temperatura e umidade através das funções $f(H)$ e $f(T)$. Mesmo sendo desenvolvido com base nas quatro situações acima mencionadas, STICS ainda não apresenta funções que considerem o efeito da limitação de N e do contato entre os resíduos e o solo sobre o processo de decomposição. No presente estudo, alguns tratamentos foram avaliados em condições de baixa disponibilidade de N no solo e de contato entre o solo e os resíduos. Nessas condições, a mineralização do C e do N no solo poderia ser superestimada com base nos parâmetros de decomposição da palha de aveia + dejetos fornecidos pelo modelo. Com a finalidade de obter os parâmetros de decomposição para a palha de aveia e para os dejetos de suínos, foram utilizados os dados de mineralização do C e do N destes materiais orgânicos apresentados no Capítulo 1.

A obtenção desses parâmetros foi realizada em duas etapas. Na primeira etapa, o submodelo de decomposição foi utilizado com sua parametragem padrão a fim de avaliar a

performance do mesmo. Na segunda etapa, em função da baixa qualidade das simulações verificadas na etapa anterior, foi efetuada a otimização entre os dados simulados e observados, a fim de obter os parâmetros que melhor simulem a decomposição da palha de aveia e dos dejetos. A otimização foi realizada em três dos seis parâmetros do submodelo, sendo que para cada parâmetro foram estipulados valores mínimos e máximos de variação. Tais valores de variação foram definidos com base em dados obtidos na literatura. Os parâmetros otimizados foram os seguintes: *kres* ($0 \geq 1$); *kbio* ($0 \geq 1$); e C/N biomassa (*CNbio*) ($6 \geq 25$). A otimização dos três parâmetros foi realizada conjuntamente e a escolha dos valores dos parâmetros otimizados baseou-se no valor do RMSE (C+N) obtido na simulação do C e do N, ou seja, foram escolhidos os parâmetros das simulações que apresentaram menor RMSE (raiz quadrada do erro médio). A utilização do submodelo decomposição foi realizada através de sua versão programada em planilha do Excel (NICOLARDOT et al., 2001).

As principais características do submodelo decomposição são a sua simplicidade e a sua robustez (NICOLARDOT et al., 2001). Tais características se devem à estrutura do submodelo, que possibilita que a dinâmica do C e do N de resíduos culturais aplicados ao solo seja simulada simplesmente a partir do valor da relação C/N dos mesmos. No entanto, para resíduos de diferente composição bioquímica, porém com mesma relação C/N, a simulação da decomposição baseada unicamente a partir da relação C/N resulta em idêntica simulação da decomposição do C e do N.

O submodelo de decomposição de STICS, quando utilizado com sua parametragem padrão, não foi capaz de simular corretamente a dinâmica da mineralização do C e do N da palha de aveia e dos dejetos de suínos aplicados na superfície do solo (dados não mostrados). Tal resultado deve estar ligado às diferenças entre as condições de incubação empregadas no presente estudo e aquelas na obtenção dos dados para a parametragem e validação do submodelo. Estas diferenças envolvem, principalmente, o grau de moagem da palha e a sua localização no solo, além da disponibilidade de N no solo e também se deve que o submodelo não apresenta parametragem para prever a decomposição dos dejetos de suínos no solo.

Com a otimização dos parâmetros *kres*, *kbio* e *CNbio* ocorreu uma melhora significativa nas simulações realizadas pelo submodelo de decomposição (Tabela 4.9 e Figura 4.7). Os parâmetros de decomposição, obtidos através da otimização, serão inseridos no modelo STICS com a finalidade de simular em condições de campo em que a palha de aveia e os dejetos foram deixados na superfície do solo (Tabela 4.9). Nos tratamentos com palha de aveia e sem a adição de dejetos, os parâmetros de decomposição utilizados foram aqueles obtidos para o tratamento aveia em superfície -N. Já nos tratamentos com palha de aveia e

com a adição de N (N uréia ou N-dejetos) os parâmetros foram aqueles determinados para o tratamento com palha de aveia em superfície +N.

Tabela 4.9 – Parâmetros de decomposição obtidos através da otimização dos parâmetros do submodelo decomposição de STICS e raiz quadrada do erro médio (RMSE)

Otimizado	k_{res} (dia^{-1})	k_{bio} (dia^{-1})	CN_{bio}	Y	h_{res}	RMSE (C) % adicionado	RMSE (N) mg N kg^{-1}
Aveia superfície, - N	0,015	0,005	25,0	0,62	0,45	1,8	1,8
Aveia superfície, + N	0,029	0,004	17,5	0,62	0,45	1,6	2,1
Dejetos	0,036	0,005	10,4	0,62	0,70	1,8	3,1

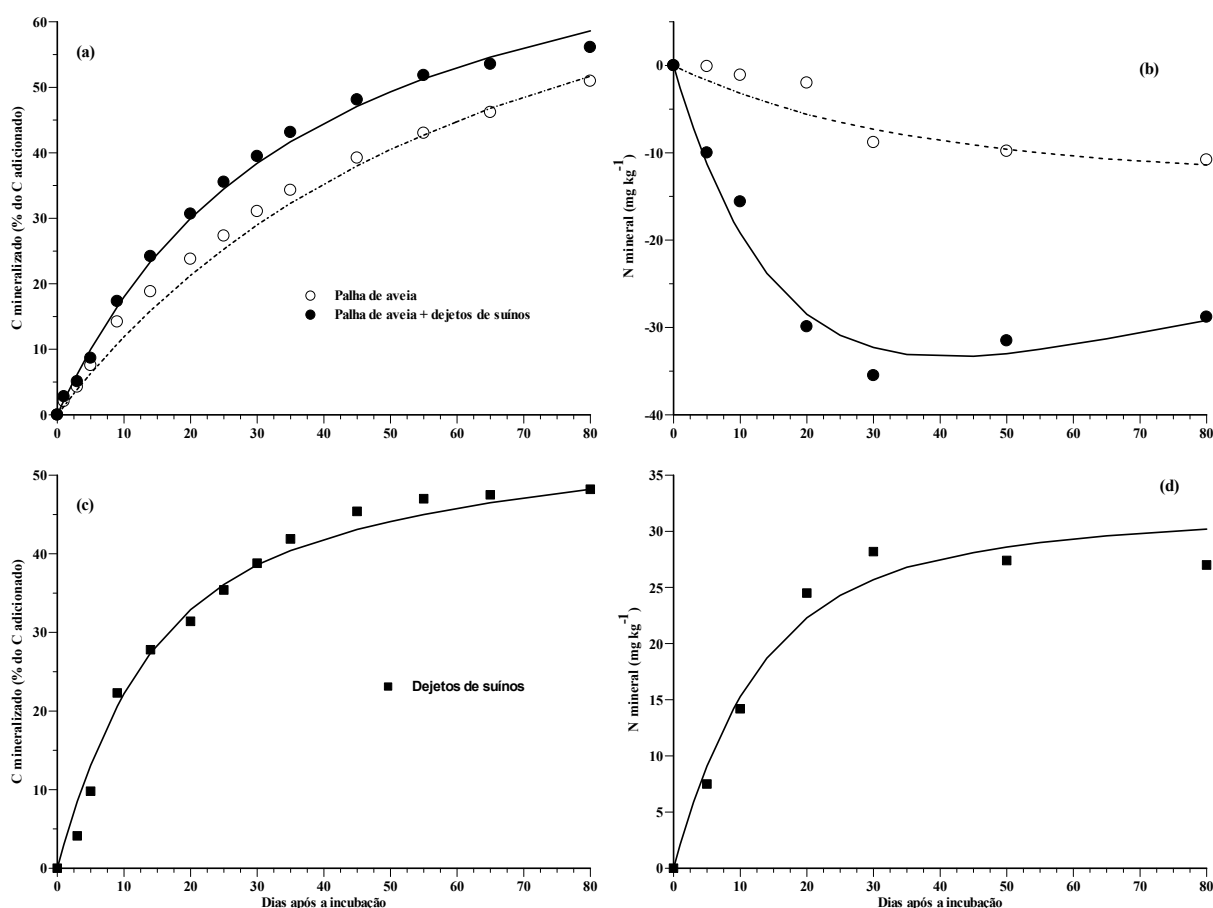


Figura 4.7 – Valores medidos e simulados de mineralização aparente do C e do N durante a decomposição da palha de aveia com e sem a aplicação de dejetos de suínos (a e b) e dejetos de suínos (c e d) na superfície do solo. A simulação foi realizada otimizando os parâmetros k_{res} , k_{bio} e CN_{bio} do submodelo decomposição de STICS. As linhas representam os valores simulados e os símbolos os valores medidos.

4.3.3.5 Dados climáticos

As variáveis climáticas diárias necessárias para STICS realizar as simulações são: temperatura do ar mínima e máxima ($T^{\circ}\text{C}$), precipitação pluviométrica (mm), radiação global ($\text{Mg J}^{-1} \text{m}^{-2}$), evapotranspiração (ETP, mm) e umidade relativa do ar (%). No presente trabalho, a ETP foi estimada por STICS, utilizando o método de Penman. Neste caso, foi necessário fornecer ao modelo os valores da velocidade média diária do vento a 2 m de altura (m s^{-1}).

Os dados climáticos utilizados nas simulações foram obtidos na Estação Meteorológica do Departamento de Fitotecnia da UFSM.

4.3.4 Simulações

O modelo STICS está escrito em FORTRAN 77 e sua utilização pode ser feita em ambiente Windows. Os arquivos contendo os parâmetros do solo, da planta, das práticas culturais e os parâmetros gerais bem como aqueles contendo as informações climáticas, são reunidos em uma unidade de simulação (USM). Na USM também são fornecidas ao modelo as datas iniciais e finais das simulações, bem como os valores iniciais de umidade, N-NH_4^+ e N-NO_3^- das camadas de solo avaliadas. O modelo permite também que a simulação inicie durante o desenvolvimento da cultura, sendo necessário, neste caso, fornecer o estágio de desenvolvimento, a quantidade de MS e o de N acumulado e a profundidade do sistema radicular. No presente estudo, todas as simulações tiveram início um dia antes da aplicação dos dejetos de suínos e cessaram na colheita do milho. Em todas as simulações realizadas o *IAF* da cultura do milho foi calculado pelo modelo.

4.3.5 Avaliação do modelo STICS

Na avaliação de um modelo, diversos critérios podem ser utilizados sendo que não existe um critério absoluto de avaliação. A diferença aritmética entre uma variável simulada e medida se constitui na maneira mais direta de avaliação. Desta forma, a performance de um modelo pode ser avaliada com a ajuda de critérios estatísticos associados a uma comparação gráfica entre as evoluções temporais de uma variável medida e simulada, fornecendo uma idéia da qualidade das simulações realizadas. As variáveis utilizadas na avaliação do modelo são limitadas àquelas nas quais foram realizadas medidas: estoque de N mineral e de água no

perfil do solo (quantidade total e dinâmica) e por horizonte, acúmulo de matéria seca e de N pela parte aérea do milho no pleno florescimento e produtividade de grãos.

No presente estudo, três critérios estatísticos de análise foram utilizados na calibração e na avaliação da performance do modelo STICS:

1) Diferença média (MD): representa a diferença média entre os valores simulados e observados. A MD constitui uma indicação global da tendência de subestimação ou superestimação da variável avaliada. Um valor negativo de MD indica que o modelo subestima globalmente a variável estudada, sendo o inverso verdadeiro. Os valores positivos e negativos podem se compensar no cálculo da MD, e uma MD igual a zero não significa que não há uma subestimação ou uma superestimação. A MD apresenta a mesma unidade da variável considerada, sendo calculada conforme a seguinte equação:

$$MD(j) = \frac{1}{n_j} \sum_{i=1}^{n_j} (S_{ij} - O_{ij}) \quad MD(\%) = \left(\bar{S}_{ij} - \bar{O}_{ij} \right) / \bar{O}_{ij} \quad (4.25)$$

2) Raiz quadrada do erro médio (RMSE): pode ser utilizada para avaliar a presença de uma subestimação ou uma superestimação. No cálculo de RMSE os valores positivos e negativos não se anulam. O RMSE também apresenta a mesma unidade da variável em estudo:

$$RMSE(j) = \sqrt{\frac{1}{n_j} \sum_{i=1}^{n_j} (S_{ij} - O_{ij})^2} \quad RMSE(\%) = \left(\bar{S}_{ij} - \bar{O}_{ij} \right) / \bar{O}_{ij} \quad (4.26)$$

3) Regressão simples: representa a relação entre valores simulados e observados

$$O_j = aS_j + b \quad (4.27)$$

O_{ij} = valor observado nº i da variável j

S_{ij} = valor simulado nº i da variável j

\bar{O}_{ij} = média dos valores observados

\bar{S}_{ij} = média dos valores simulados

n_j = número de observações da variável j

n = número de variáveis com observação

A MD, o RMSE e a regressão simples são os critérios estatísticos mais comumente utilizados na avaliação da qualidade preditiva de modelos (MARY et al., 1999; NICOLARDOT et al., 2001; GARNIER et al., 2003; MARCHETTI et al., 2004).

4.4 Resultados e Discussão

4.4.1 Parametrização

O modelo STICS reparametrado foi utilizado com os resultados obtidos no ano agrícola de 2001/02. As simulações foram realizadas com o objetivo de avaliar os resultados obtidos com a nova parametragem e de concluir a calibração do modelo. O ano agrícola de 2001/02 foi escolhido porque durante a condução do experimento, paralelamente à avaliação da dinâmica do N no solo, foram avaliados também o acúmulo de MS e de N pela parte aérea do milho durante o ciclo da cultura. Tais variáveis auxiliaram na avaliação dos parâmetros utilizados por STICS na simulação do desenvolvimento e crescimento da planta.

Nas figuras 4.8, 4.9, 4.10, 4.11 e 4.12 aparecem às simulações realizadas por STICS com os novos parâmetros e as simulações realizadas após a calibração. A partir das simulações realizadas pelo modelo utilizando a nova parametragem foi possível verificar que: 1) a V_{pm} de 0,17 kg de N $ha^{-1} dia^{-1}$ para a camada de 0-20 cm possibilitou simulação satisfatória das quantidades de N mineral (RMSE de 5,8 kg ha^{-1}) na camada de 0-60 cm do solo do tratamento sem o uso de fertilizantes (Figura 4.8); 2) o modelo STICS conseguiu descrever as tendências gerais da dinâmica do N no solo com o uso de dejetos de suínos, porém superestimou as quantidades de N mineral na camada de 0-60 cm (Figura 4.8). Observa-se que isso ocorre desde a aplicação dos dejetos, o que pode estar ligado à quantidade de N volatilizada simulada pelo modelo; 3) a dinâmica do N mineral no solo do tratamento com a aplicação de N-uréia (RMSE de 15,5 kg ha^{-1}) foi melhor simulada pelo modelo do que nos tratamentos com dejetos (Figura 4.8), sugerindo que é mais difícil de prever a dinâmica do N no solo com o uso de fontes orgânicas deste nutriente, o que deve-se diversas biotransformações a que o mesmo está sujeito; 4) o modelo simula satisfatoriamente o acúmulo de matéria seca e de nitrogênio pelo milho (Figura 4.9 e 4.10), no entanto, observou-se uma tendência em subestimar o N acumulado na fase inicial do desenvolvimento e superestimar o N acumulado na fase final da cultura (florescimento e maturação fisiológica); 5) a dinâmica da água na camada de 0-60 cm do solo foi bem simulada pelo modelo com um erro (RMSE) de apenas 9 mm, no entanto em períodos com baixa precipitação e, ou, quando se verifica um aumento na demanda em água pela cultura do milho pelo aumento da fitomassa, o modelo possui a tendência de subestimar a quantidade de água no solo (Figura 4.11); e 6) a produtividade de grãos de milho é bem simulada pelo modelo com um RMSE de 0,85 Mg ha^{-1} (Figura 4.12).

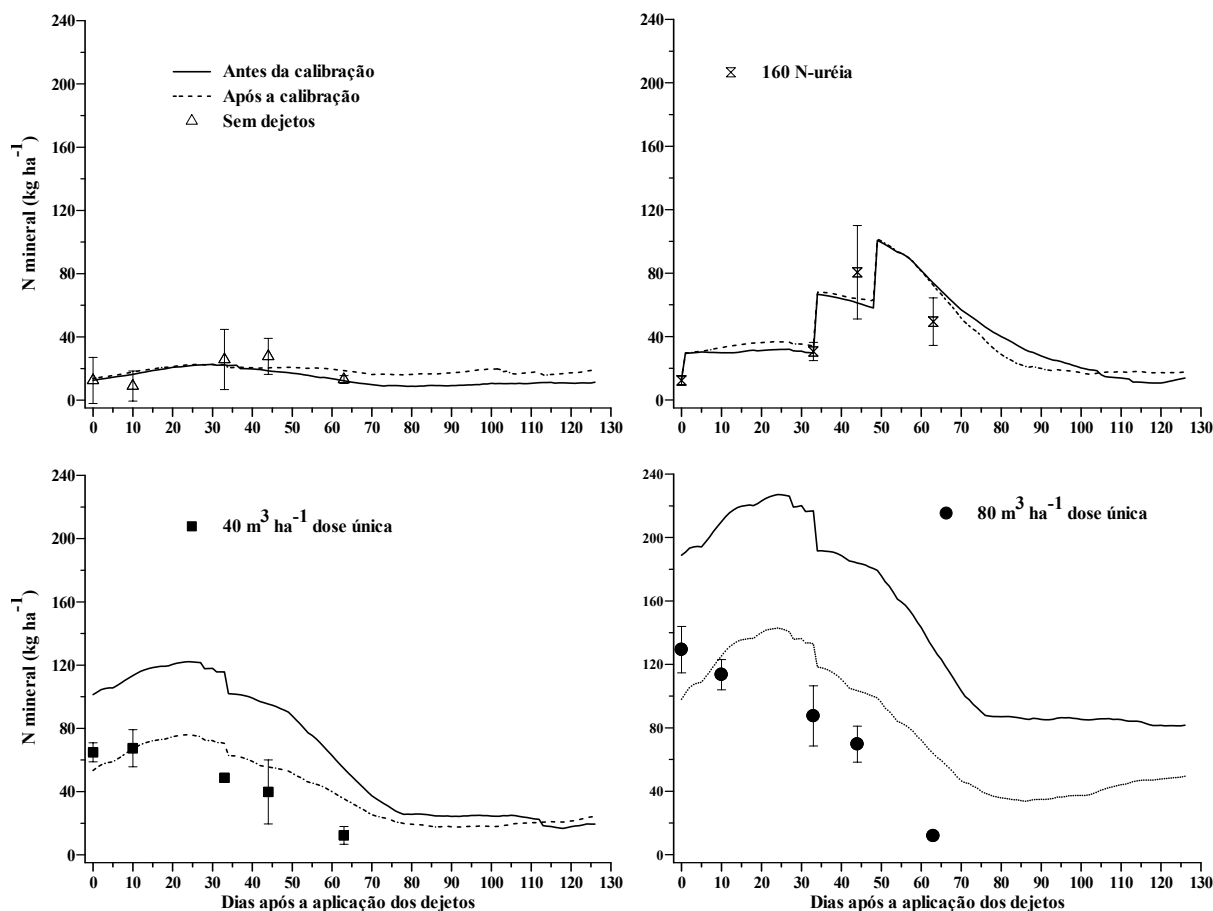


Figura 4.8 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada 0 – 60 cm do solo durante o cultivo do milho, em sucessão à aveia, nos tratamentos com dejetos de suínos (40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ em dose única), sem dejetos e com N-uréia, no ano agrícola de 2001/02, antes e após a calibração do modelo. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

A partir destes resultados, procurou-se melhorar as simulações realizadas por STICS em dois aspectos: a dinâmica do N no solo e o acúmulo de N pela parte aérea do milho, concluindo desta forma à calibração do modelo. Para isto, foram identificados os processos simulados por STICS que mais contribuíam para as diferenças entre valores simulados e observados. Para a dinâmica do N no solo, a calibração foi realizada sobre o processo de volatilização de amônia e para o acúmulo de N pelo milho, realizou-se a calibração das curvas crítica e máxima de diluição e o valor do coeficiente de difusão de nitrato (*DIFN*).

As alterações dos parâmetros foram baseadas em informações obtidas na literatura, sendo que os ajustes dos parâmetros foram realizados separadamente em cada processo e,

após cada alteração, foram realizadas novas simulações. A seguir é detalhado o procedimento adotado em cada uma das etapas da fase final da calibração do modelo.

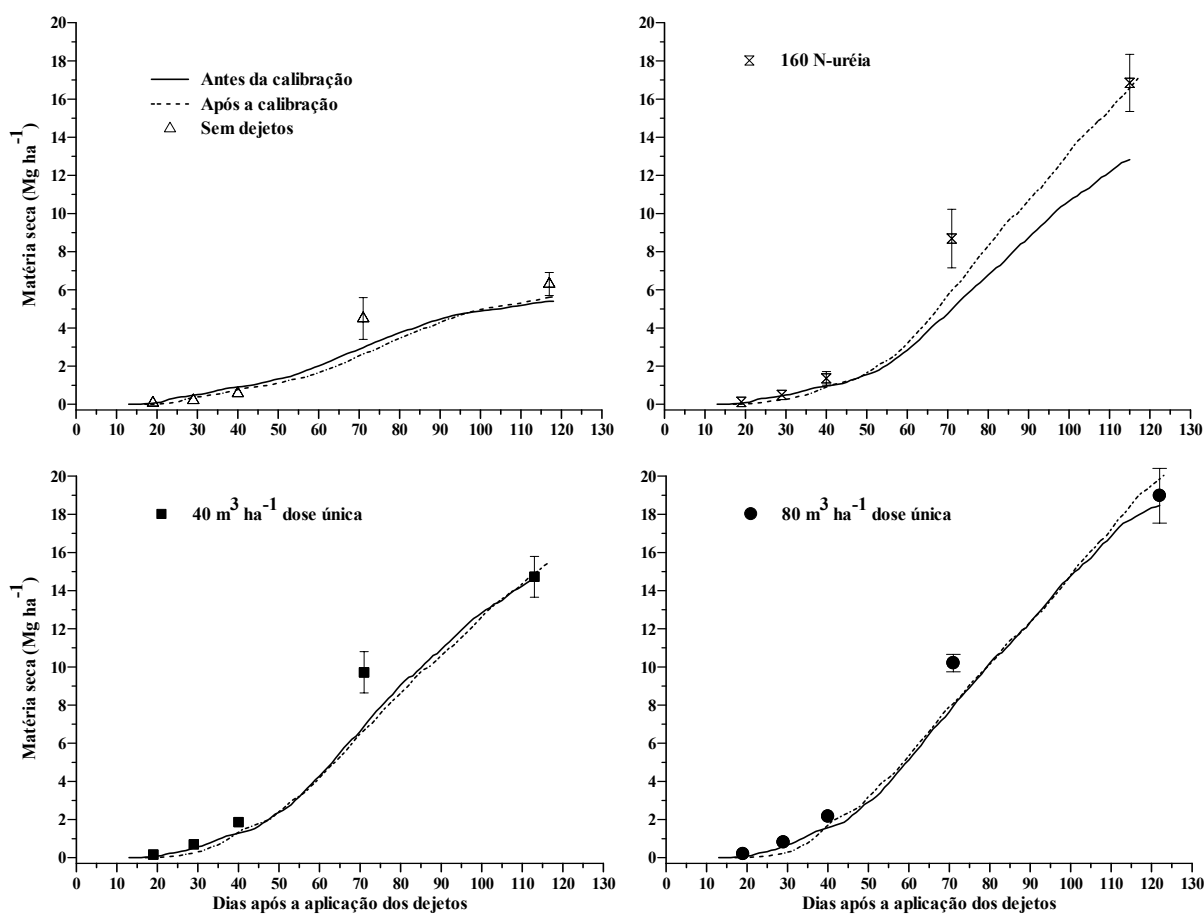


Figura 4.9 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de matéria seca acumulada pela parte aérea do milho, cultivado em sucessão à aveia, nos tratamentos com dejetos de suínos (40 e 80 m³ ha⁻¹ em dose única), sem dejetos e com N-uréia, no ano agrícola de 2001/02, antes e após a calibração do modelo. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

4.4.1.1 Volatilização de amônia do N amoniacal aplicado com os dejetos

No caso da dinâmica do N mineral nos tratamentos com o uso de dejetos de suínos foi identificado que a superestimação das quantidades deste elemento no solo ocorreu em função da subestimação da quantidade de N volatilizada simulada pelo modelo. Tal constatação é baseada nas simulações realizadas pelo modelo sobre os dados de volatilização de N com a aplicação de dejetos de suínos publicados por Port et al. (2003), Basso (2003) e aqueles do presente estudo. As simulações da volatilização de amônia foram realizadas pelo modelo

utilizando as características específicas de cada estudo (solo, características dos dejetos, presença de mulch).

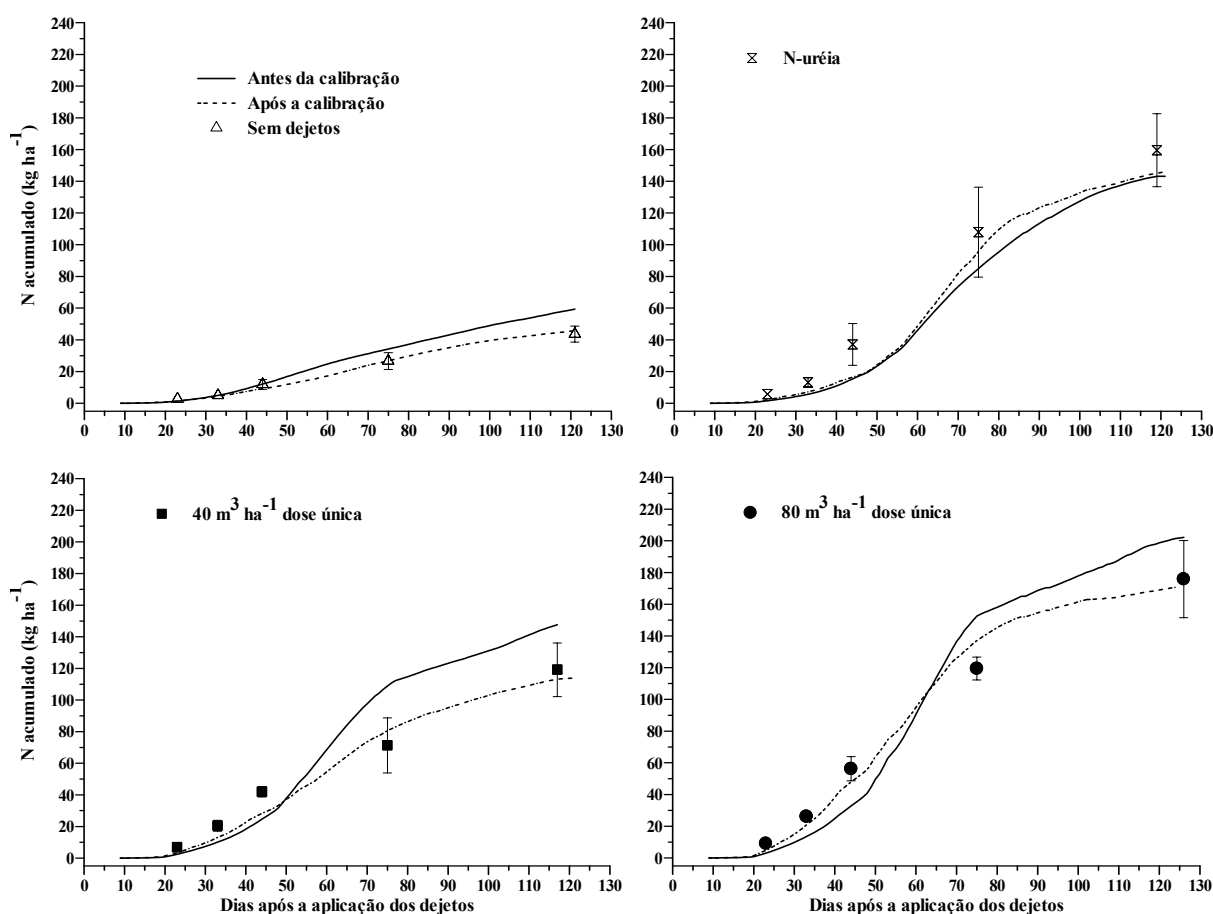


Figura 4.10 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N acumulado pela parte aérea do milho, cultivado em sucessão à aveia, nos tratamentos com dejetos de suínos (40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ em dose única), sem dejetos e com N-uréia, no ano agrícola de 2001/02, antes e após a calibração do modelo. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

Os valores simulados e observados de N volatilizado, após a aplicação dos dejetos, mostrados na figura 4.13, indicam que o modelo subestima a quantidade de N volatilizado (RMSE de 24 kg ha^{-1}). Tanto no trabalho de Port et al. (2003), como naquele de Basso (2003), a volatilização de amônia após a aplicação dos dejetos foi avaliada utilizando a metodologia descrita no Capítulo 1. Esses autores constataram que o dispositivo utilizado para medir as perdas de N por volatilização de amônia provoca uma redução na quantidade de N volatilizada. Portanto, a subestimação das perdas reais de N por volatilização de amônia pelo modelo deve ser ainda maior do que aquela simulada pelo mesmo. Além disso, o submodelo

simulou elevados valores de fluxo de amônia para a atmosfera até 5 dias após a aplicação dos dejetos (dados não mostrados). Na maioria dos estudos realizados para avaliar as perdas de N por volatilização de amônia é observado que cerca de 50% da perda total de N ocorre nas primeiras 24 horas após a aplicação dos dejetos (SOMMER & ERSBOLL, 1994; CHADWICK et al., 1998; ROCHETTE et al., 2001).

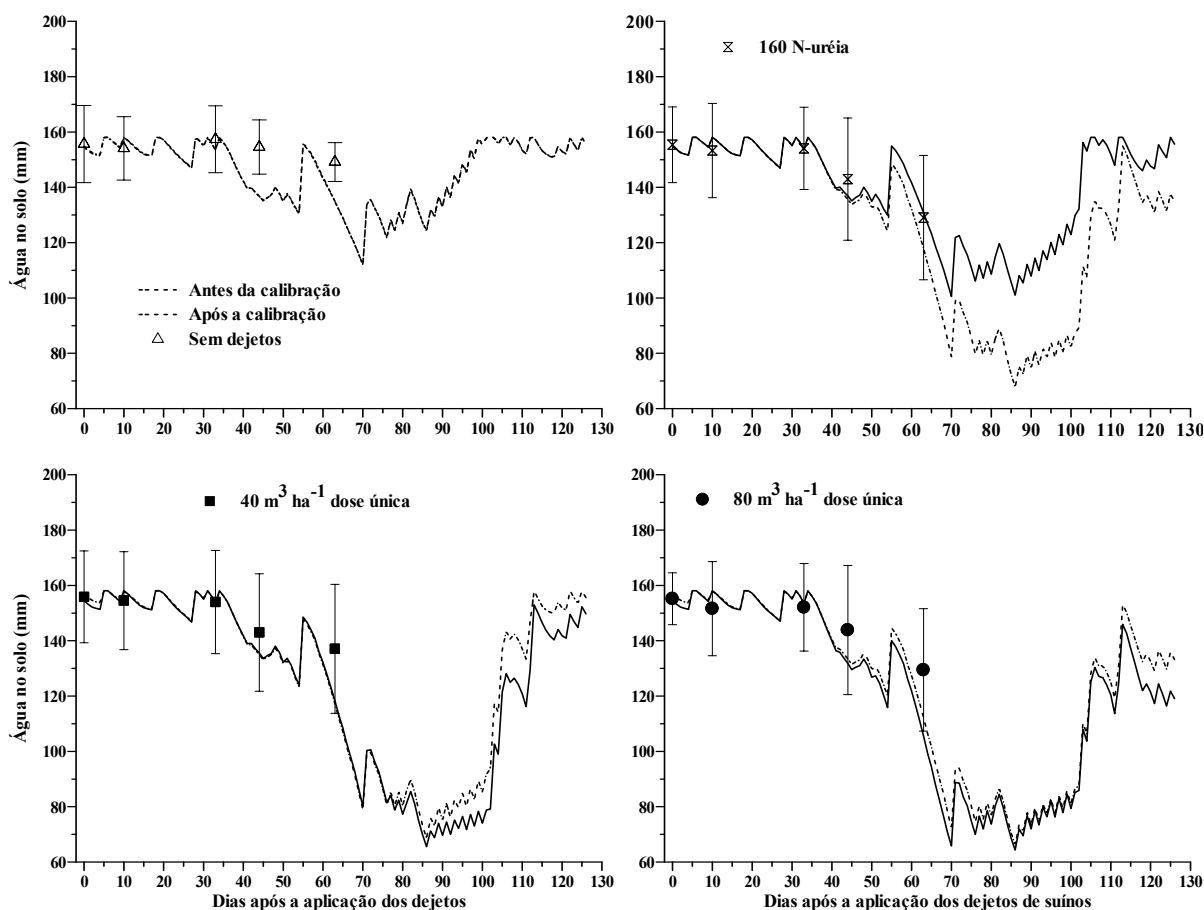


Figura 4.11 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de água no solo da camada 0-60 cm do solo, cultivado em sucessão à aveia, nos tratamentos com dejetos de suínos (40 e 80 m³ ha⁻¹ em dose única), sem dejetos e com N-uréia, no ano agrícola de 2001/02, antes e após a calibração do modelo. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

É importante destacar que desde a inclusão do submodelo relativo a volatilização de amônia em STICS, o mesmo nunca havia sido testado. A subestimação das quantidades de N volatilizadas verificada no presente estudo sugere que, em estudos futuros, deva ser dada prioridade à calibração deste submodelo com vistas à melhoria na eficiência do modelo STICS para simular a dinâmica do N no solo com o uso de dejetos de suínos. Conforme o Dr.

Bruno Mary do INRA de Laon-França (informação pessoal), um dos pesquisadores responsáveis pela parte do modelo STICS que trata da dinâmica do N no solo, um dos aspectos a serem priorizados na calibração do submodelo volatilização de amônia refere-se à alteração do pH do solo provocado pela aplicação dos dejetos. Isto porque os dejetos de suínos apresentam normalmente pH elevado (MORVAN, 1999) e quando adicionados ao solo alteram o pH do mesmo, elevando-o principalmente nos centímetros superficiais (MORVAN, 1999; CHANTIGNY et al., 2004a). A variação do pH afeta o equilíbrio entre amônio (NH_4^+) e amônia (NH_3) e, em condições constantes de temperatura, quanto maior for o pH maior será a quantidade de NH_3 fazendo com que aumente o potencial de perda de N por volatilização. Desta forma, o conhecimento da variação do pH do solo em função da aplicação dos dejetos é fundamental para que o processo de volatilização possa ser integrado no modelo STICS de forma a melhorar as predições das quantidades de N volatilizadas devido a aplicação dos dejetos de suínos e, conseqüentemente, a dinâmica do N mineral no solo.

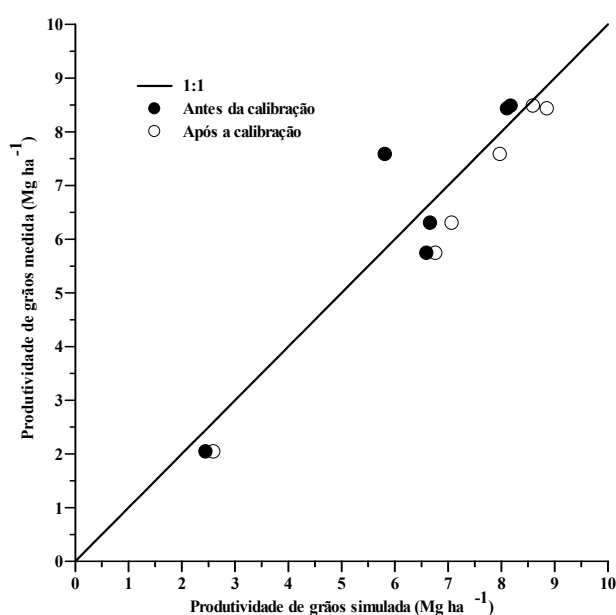


Figura 4.12 – Valores medidos e simulados por STICS para a produtividade de grãos antes e após a calibração do modelo.

Em função dos resultados obtidos com a simulação da volatilização da amônia e das dificuldades de parametragem do submodelo que trata deste processo, as perdas de N por volatilização de amônia serão expressas através de um parâmetro definido como sendo o valor médio das porcentagens de N amoniacal perdidas por volatilização determinadas no presente estudo e naqueles realizados por Port et al. (2003) e Basso (2003). Para o cálculo da

percentagem média de N volatilizada considerou-se, a saber, as quantidades de N volatilizadas apresentadas na figura 4.13, a quantidade de N amoniacal aplicada com os dejetos em cada um destes estudos e o efeito do dispositivo utilizado para medir as perdas de volatilização de amônia sobre a subestimação das quantidades perdidas, conforme determinado por Port et al. (2003). Port et al. (2003), ao final da avaliação das perdas de N por volatilização, compararam a quantidade de N mineral no solo que permaneceu coberto pelos coletores de amônia com as quantidades de N mineral no solo descoberto. Na presença do coletor, a quantidade de N mineral foi de 28% maior, indicando que o dispositivo diminuiu a emissão de amônia para a atmosfera. A partir deste resultado, definiu-se uma equação para estimar a percentagem do N amoniacal volatilizado corrigido ($\%Nvolcor$) onde se considerou o efeito do dispositivo semi aberto estático utilizado na medida das quantidades de N volatilizadas:

$$\%Nvolcor = \frac{(Napl - Nvol) - \left(\frac{Napl - Nvol}{1,28} \right) + Nvol}{Napl} \times 100 \quad (4.28)$$

onde, $Napl$ é a quantidade de N amoniacal aplicado com os dejetos de suínos; $Nvol$ é a quantidade de N amoniacal volatilizado medido com o dispositivo semi aberto estático; o valor de 1,28 é o fator que corrige o efeito do dispositivo semi aberto estático sobre a quantidade de N volatilizado.

A partir da equação 4.28, determinou-se que na média dos valores corrigidos de N volatilizado, calculados a partir dos dados publicados por Port et al. (2003), Basso (2003) e do presente estudo, 38% do N amoniacal aplicado (valores variando de 27% a 52%) foi perdido por volatilização de amônia. Sem a correção, o valor médio de perda foi de 20% (valores variando de 8% a 39%). Tais resultados demonstram que as quantidades de N volatilizadas são bastante variáveis, sugerindo que a utilização de um fator fixo que exprima as perdas de N por volatilização não é a estratégia mais correta a ser adotada.

Com a alteração realizada, ocorreu uma melhoria nas simulações da dinâmica do N no solo, embora as quantidades simuladas de N mineral ainda foram superiores às quantidades medidas, principalmente, aos 50 dias após a aplicação dos dejetos. Esse deve ter sido o principal fator que conduziu o modelo a superestimar o acúmulo de N pelo milho. Embora o modelo tenha superestimado a quantidade de N mineral no solo (RMSE de 23 kg ha⁻¹), optou-se pela não realização de uma nova calibração dos parâmetros ligados à simulação da dinâmica do N no solo. Isso em função de que a superestimação da quantidade de N mineral no solo pode estar relacionada a mineralização da fração orgânica contida nos dejetos e além

disso, o modelo não considera a perda de N por escoamento superficial, o que pode contribuir para reduzir as quantidades de N no solo.

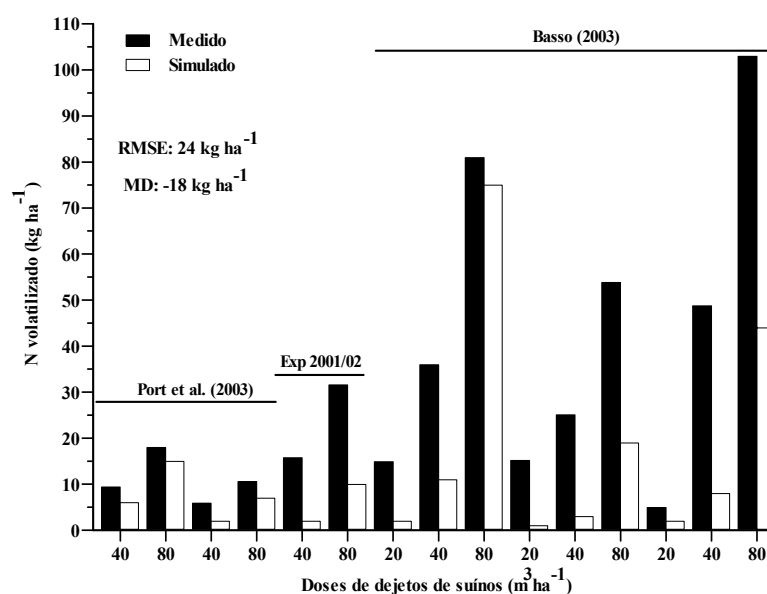


Figura 4.13 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N volatilizado após a aplicação de dejetos de suínos em sistema plantio direto. Os valores medidos foram obtidos no experimento em 2001/02 e em Port et al. (2003) e Basso (2003).

4.4.1.2 Curva de diluição crítica e máxima de acúmulo de N

O fato de o modelo simular satisfatoriamente o acúmulo de MS pelo milho porém superestimar a quantidade de N acumulada após o florescimento da cultura, indica que a concentração de N na MS calculada por STICS foi superestimada. A concentração de N na fitomassa do milho em STICS é calculada a partir das curvas crítica e máxima de diluição. Com os dados de acúmulo de MS e da concentração de N na fitomassa do milho, gerados no presente estudo e naquele publicado por Giacomini et al. (2004), ajustou-se a curva de diluição crítica para tratamentos adubados com NPK considerados não limitantes em N para as condições do presente estudo.

Na figura 4.14 está apresentada a curva de diluição crítica ajustada e as curvas crítica e máxima utilizadas por STICS. Observa-se que a curva crítica de diluição ajustada apresenta menores valores de *adil* (2,53) e *bdil* (0,30), confirmando que, para as condições do presente estudo, o modelo está superestimando a concentração crítica de N na fitomassa do milho. Desta forma, a curva crítica de diluição ajustada foi inserida no modelo. Visando manter a

proporcionalidade entre as curvas crítica e máxima de diluição o valor de *adilmax* foi ajustado de 5,44 para 3,93. O valor de *bdil* e *bdilmax* utilizado foi de 0,30.

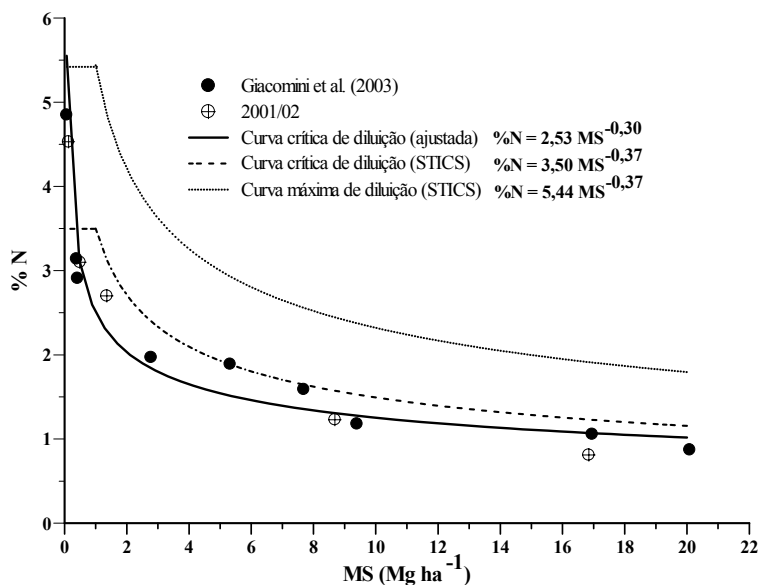


Figura 4.14 - Curva crítica de diluição ajustada às condições do presente estudo e curvas crítica e máxima de diluição, utilizadas por STICS.

A alteração dos parâmetros das curvas crítica e máxima resultou numa melhora significativa na simulação da quantidade de N acumulada pelo milho, principalmente, na fase final da cultura (Figura 4.10). No entanto, a quantidade de N acumulada na fase inicial de desenvolvimento continuou sendo subestimada pelo modelo. Uma pequena melhora da simulação do acúmulo de N pelo milho na fase inicial foi obtida através da alteração do valor da quantidade de MS da cultura nessa fase, até onde a concentração de N na MS é constante. STICS considera que, até o acúmulo de 1 Mg ha⁻¹, a concentração de N na fitomassa do milho é constante e, acima de 1 Mg ha⁻¹, a concentração decresce conforme as curvas crítica e máxima de diluição. A partir dos dados utilizados para ajustar a curva crítica de diluição, verificou-se que o teor crítico de N não é constante para pequenas quantidades de MS acumulada (Figura 4.14). Por exemplo, verificou-se que para um acúmulo de MS de 0,13 Mg ha⁻¹ a concentração de N foi de 4,5%, enquanto que para um acúmulo de MS de 0,49 Mg ha⁻¹ ela foi de 3,1 %. Em função disso, alterou-se o valor máximo de até 1 Mg ha⁻¹ em STICS para 0,1 Mg ha⁻¹.

A alteração da curva crítica de diluição promoveu uma melhora na simulação da MS acumulada pelo milho no tratamento com a aplicação de 160 kg de N-uréia ha⁻¹. Este

resultado está ligado ao valor calculado para o índice de stress nitrogenado. O índice de stress nitrogenado (INN) é a relação entre a concentração de N na planta e a concentração crítica de N, onde, para valores inferiores a 1, considera-se que há uma redução do crescimento proporcional à duração do stress. Anteriormente à calibração da curva crítica de diluição, o valor de INN para o tratamento com N-uréia era inferior ao calculado após a calibração da curva crítica de diluição. Tal resultado também indica que, mesmo com o uso de 160 kg ha^{-1} de N-uréia, o modelo considera que o milho sofreu deficiência em N. Através dos índices de stress calculados pelo modelo foram encontrados valores de INN bem abaixo de 1, na fase que antecede a segunda aplicação de N em cobertura (dados não mostrados), indicando uma deficiência de N para o milho neste período.

4.4.1.3 Coeficiente de difusão do nitrato

O transporte do nitrato presente no solo em direção à raiz mais próxima ocorre por convecção e difusão. O fluxo de difusão (*DIFN*) é o produto do coeficiente de difusão aparente do nitrato pelo gradiente da concentração em nitrato. Esse último é calculado supondo que as raízes são verticais e equidistantes e que a concentração nítrica decresce linearmente até a superfície das raízes, onde a mesma é nula. O valor de *DIFN* presente em STICS é de $0,003 \text{ cm}^3 \text{ dia}^{-1}$, na unidade a capacidade de campo. Este valor é considerado no manual do modelo como sendo elevado. Em condições de baixa disponibilidade de N, um elevado valor de *DIFN* pode favorecer a superestimação na absorção de N pela planta, fato observado no tratamento onde o milho foi cultivado sem o uso de fertilizantes. Para o presente estudo, o valor de *DIFN* foi reduzido para $0,001 \text{ cm}^3 \text{ dia}^{-1}$, resultando na melhora da simulação da quantidade de N acumulada pelo milho no tratamento testemunha.

4.4.1.4 Considerações sobre a calibração do modelo STICS

A calibração de um modelo com um grande número de parâmetros é uma etapa delicada e as interações entre parâmetros não devem ser desconsideradas (RUGET et al., 2000). No presente estudo, a calibração de STICS constou, principalmente, na introdução no modelo de parâmetros específicos das condições experimentais nas quais os estudos foram realizados (p. ex. tipo de solo, técnicas culturais). Os parâmetros da *V_{pm}* e da decomposição da palha e dos dejetos foram determinados a partir de dados gerados no presente trabalho. Já os parâmetros relativos à dinâmica do mulch, à proporção da água da chuva escoada, à

volatilização de amônia devido à aplicação dos dejetos e o acúmulo de N pelo milho, foram calibrados a partir de informações obtidas da literatura.

Após a calibração, com exceção da quantidade de água no solo, as simulações realizadas pelo modelo apresentaram uma melhora significativa, com destaque para os resultados obtidos para as variáveis MS (RMSE=1,02 Mg ha⁻¹) e N acumulado pelo milho (RMSE=9,9 kg ha⁻¹). A simulação da dinâmica do N mineral no solo também melhorou com uma redução do RMSE de 59,8 kg ha⁻¹ para 23,4 kg ha⁻¹, após a calibração (Tabela 4.10). Em função da ausência de medidas da quantidade de água drenada e de N-NO₃⁻ lixiviada, além da camada 0-60 cm não foram realizadas calibrações nos parâmetros utilizados na predição destas variáveis.

Na seqüência, o modelo STICS será utilizado com a nova parametragem, a qual será validada a partir dos dados obtidos nos anos agrícolas 1998/99, 1999/00 e 2000/01.

Tabela 4.10 – Valores médios medidos e valores dos critérios estatísticos para as variáveis N mineral, matéria seca, N acumulado pelo milho, produtividade de grãos e água no solo

Variável	Média medida	Antes da calibração			Após a calibração		
		Média simulada	MD	RMSE	Média simulada	MD	RMSE
N mineral (kg ha ⁻¹)	50,6	96,3	43,10	59,80	61,2	9,96	23,46
Matéria seca (Mg ha ⁻¹)	5,2	4,4	-0,78	1,47	4,9	-0,25	1,02
N acumulado (kg ha ⁻¹)	55,8	58,6	2,86	21,96	51,2	-4,51	9,99
Produtividade (Mg ha ⁻¹)	6,4	6,3	-0,12	0,85	7,0	0,55	0,62
Água no solo (mm)	151,2	147,2	-4,03	9,05	145,8	-5,39	10,61

4.4.2 Avaliação do modelo STICS

Para a avaliação do modelo STICS foram utilizados os dados obtidos nos anos agrícolas de 1998/99, 1999/00 e 2000/01, por Almeida (2000), Franchi (2001) e Port (2002), respectivamente. A seguir são apresentadas e discutidas as simulações realizadas por STICS envolvendo a dinâmica do N mineral no solo, as variáveis ligadas à planta (produção de matéria seca e acúmulo de N no pleno florescimento do milho e produtividade de grãos) e a dinâmica da água no solo.

4.4.2.1 Dinâmica do N no solo

4.4.2.1.1 Tratamentos sem a aplicação de fertilizantes

O modelo foi hábil em restituir a evolução das quantidades de N mineral na camada 0 – 60 cm no solo dos tratamentos pousio/milho e aveia/milho, simulando o aumento que foi observado das quantidades de N mineral nos primeiros 30-40 dias e a redução após este período (Figura 4.15). Essa dinâmica das quantidades de N mineral no solo, na média dos dois sistemas e nos três anos agrícolas, foi simulada por STICS com um RMSE de 10,7 kg de N ha⁻¹ (RMSE de 40%) (Tabela 4.11). A redução na quantidade de N mineral na camada 0 – 60 cm está relacionada à absorção de N pelas plantas de milho e também a possíveis perdas de N por lixiviação de N-NO₃⁻ para além da camada de 0 – 60 cm. Marchetti et al. (2004), utilizando os modelos MACRO e SOILN, obtiveram uma superestimação da quantidade de N-NO₃⁻ na camada de 0-60 cm do solo do tratamento testemunha, sem a aplicação de N, com um RMSE de 92%. Gijsman et al. (2002), ao utilizarem os modelos CERES e CENTURY na simulação da dinâmica do N de um Latossolo do Cerrado Brasileiro verificaram que a quantidade de N mineral na camada de solo de 0 – 30 cm foi subestimada em 12,5 kg de N ha⁻¹ (RMSE % de 59) pelo modelo CERES e superestimada em 12,0 kg ha⁻¹ (RMSE % de 57) pelo modelo CENTURY. Comparando esses valores de RMSE % aos valores obtidos no presente estudo, verifica-se que as quantidades de N mineral do solo foram melhor simuladas pelo modelo STICS.

A quantidade de N mineral na camada 0-60 cm do solo dos tratamentos sem a aplicação de fertilizantes, simulada pelo modelo, representa o balanço líquido entre as “entradas” (mineralização, N oriundo da água da chuva e irrigação) e “saídas” (lixiviação, imobilização, absorção pela planta de N). As perdas de N por volatilização de amônia e desnitrificação não foram consideradas pelo modelo para os tratamentos sem o aporte de N. Comparando os valores medidos de N mineral no solo com aqueles simulados pelo modelo, observa-se que STICS apresentou a tendência de subestimar as quantidades de N presentes no solo (Figura 4.15). Uma das causas dessa subestimação pode estar relacionada à velocidade potencial de mineralização (V_{pm}) do N orgânico do solo, cujo valor de 0,17 kg de N ha⁻¹ dia⁻¹, ajustado para as condições do presente estudo, pode estar subestimado, contrariando os resultados obtidos durante a calibração do modelo. Outro aspecto que pode ter contribuído para estes resultados, é que considerou-se que a mineralização do N orgânico ficou restrita à camada de 0-20 cm. Estes diferentes aspectos que podem afetar a previsão do modelo tocante à

mineralização do N no solo devem ser melhor estudados, principalmente quando as simulações são realizadas em solo manejado no sistema plantio direto, onde não há revolvimento do solo e ocorre uma concentração do N na camada superficial.

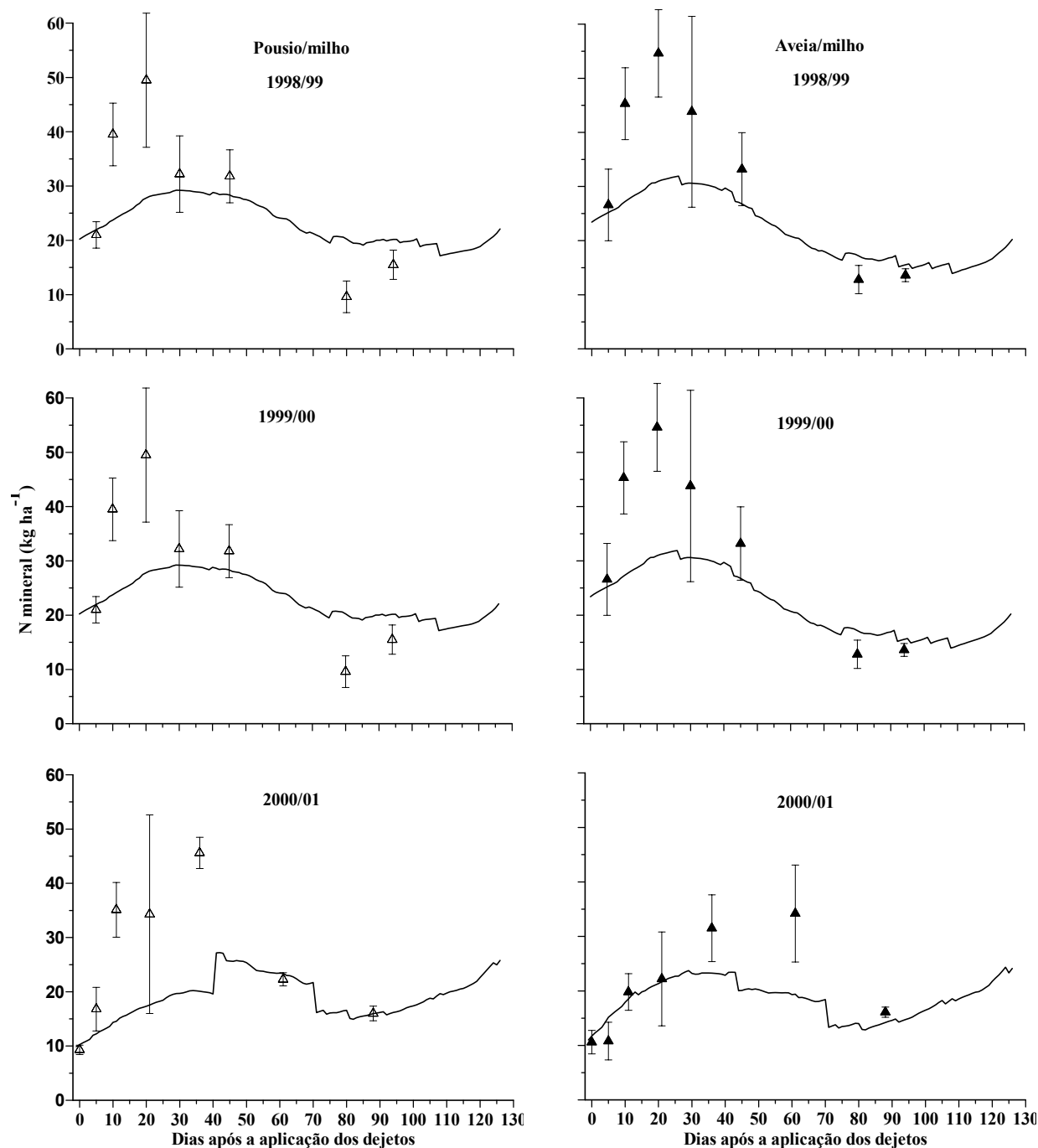


Figura 4.15 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral no solo da camada 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi cultivado sem o uso de fertilizantes nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, nos três anos agrícolas (1998/99, 1999/00 e 2000/01). Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

STICS simula a quantidade líquida de N imobilizada pela população microbiana durante a decomposição dos materiais orgânicos no solo. A quantidade simulada de N imobilizado devido a adição da palha de aveia atingiu o valor máximo de 2 kg de N ha⁻¹ (dados não mostrados) indicando que este processo não foi o principal responsável pela menor quantidade de N simulada pelo modelo, principalmente, na fase inicial das simulações. Uma possível superestimação das quantidades de N acumuladas pelo milho (item 4.4.2.2) e da quantidade de N lixiviada (item 4.4.2.4) também podem ter contribuído para a subestimação das quantidades simuladas de N mineral.

Tabela 4.11 – Valores médios medidos e simulados e valores dos critérios estatísticos para a quantidade de N mineral no solo da camada 0-60 cm nos tratamentos sem o uso de fertilizantes nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos três anos agrícolas 1998/99, 1999/00 e 2000/01.

Ano	Média medida	Média simulada	MD	RMSE	MD	RMSE	n ¹
	kg ha ⁻¹				%	%	
Pousio/milho							
1998/99	28,5	24,5	-3,94	11,2	-13,8	39,3	7
1999/00	29,8	28,8	-0,97	10,5	-3,3	35,2	8
2000/01	25,6	16,3	-9,30	14,0	-36,3	54,7	7
Média	28,0	23,2	-4,70	11,9	-17,8	43,1	
Aveia/milho							
1998/99	32,8	24,8	-8,05	12,7	-24,5	38,7	7
1999/00	25,2	26,0	0,84	7,7	3,3	30,6	8
2000/01	20,7	17,7	-2,66	6,3	-12,9	30,4	7
Média	26,2	22,8	-3,30	8,9	-11,4	33,2	

¹ Número de observações.

Na média dos três anos, observa-se que o modelo simula melhor a quantidade de N mineral nos tratamentos com aveia (RMSE de 8,9 kg de N ha⁻¹) do que nos tratamentos com pousio (RMSE de 11,9 kg de N ha⁻¹) (Tabela 4.11). Este resultado se deve, em parte, ao fato que o modelo simulou uma maior mineralização do N da MOS na presença da palha de aveia, atingindo 65,3 kg ha⁻¹ em 1998/99, 60,2 kg ha⁻¹ em 1999/00 e 68,4 kg ha⁻¹ em 2000/01. Nesse mesmo período, no sistema com pousio, a quantidade simulada de N mineralizado em

1998/99, 1999/00 e 2000/01 foi de 59,7 kg ha⁻¹, 54,9 kg ha⁻¹ e 63,8 kg ha⁻¹. A maior quantidade simulada de N mineralizado no solo com a palha de aveia pode ser atribuída as melhores condições de umidade neste sistema (item 4.4.2.3). Essa maior mineralização de N simulada por STICS na presença da palha de aveia em superfície, comparado ao pousio, pode explicar o porque em muitos estudos com a presença da palha de aveia em superfície a ocorrência de imobilização líquida de N no solo é baixa e, ou, nula (AITA et al., 2004). Desta forma, a maior mineralização do N no solo com a palha de aveia estaria compensando uma possível imobilização de N pela biomassa decompositora da palha da aveia. A ocorrência periódica de precipitações pluviométricas (APÊNDICE B) também contribuiu para que em 2000/01 ocorresse maior quantidade de N mineralizado.

4.4.2.1.2 Tratamentos com a aplicação de dejetos de suínos

Nos três anos agrícolas e nos dois sistemas (pousio/milho e aveia/milho) a quantidade de N mineral na camada de 0 – 60 cm, nos primeiros 50 dias após a aplicação dos dejetos, se manteve alta, decrescendo após este período (Figuras 4.16, 4.17 e 4.18) devido à absorção de N pelo milho e a uma possível perda de N por lixiviação de nitrato, principalmente, no terceiro ano, onde a precipitação pluviométrica foi mais elevada. Essa dinâmica do N no solo, nos três anos foi relativamente bem descrita pelo modelo.

A quantidade de N no solo, nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos, é influenciada principalmente pelas perdas de N por volatilização de amônia (SOMMER & HUTCHINGS, 2001; PORT et al., 2003; BASSO, 2003) e pela a imobilização do N amoniacal pela biomassa microbiana (MORVAN et al., 1997). Desta forma, a estimativa correta desses processos pelo modelo STICS deve contribuir para uma melhor simulação da dinâmica do N no solo após a aplicação dos dejetos. No presente estudo, em função da baixa qualidade das simulações das quantidades de N perdidas por volatilização de amônia realizada por STICS, demonstrada durante a calibração do modelo, as perdas de N por volatilização foram consideradas como sendo 38% do N amoniacal aplicado com os dejetos (item 4.4.1.1). Aplicando esse valor sobre as quantidades de N amoniacal aplicadas com a dose de 80 m³ ha⁻¹ de dejetos, nos anos agrícolas 1998/99, 1999/00 e 2000/01, as quantidades de N perdidas por volatilização de amônia são de aproximadamente 61, 35 e 53 kg ha⁻¹.

Utilizando em STICS o valor de 38% para representar as perdas de N por volatilização, após a aplicação dos dejetos, o modelo simulou satisfatoriamente a quantidade de N mineral no solo, indicando que o valor de 38% representa, aproximadamente, as perdas reais de N por

volatilização de amônia. No entanto, no ano agrícola 1999/00, principalmente, nos tratamentos com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos, observou-se que a quantidade de N mineral no solo foi subestimada, indicando a provável superestimação pelo modelo da quantidade de N perdida por volatilização de amônia naquele ano. A quantidade do N amoniacal aplicado recuperado no solo, 5 dias após a aplicação dos dejetos, foi de 50%, 86% e 52% em 1998/99, 1999/00 e 2000/01, respectivamente (ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001; PORT, 2002). A maior percentagem de recuperação do N no solo em 1999/00 é indicativo de menores perdas de N por volatilização de amônia. Todavia, não se pode descartar a ocorrência de uma menor imobilização de N pela biomassa microbiana em 1999/00 comparado aos demais anos agrícolas.

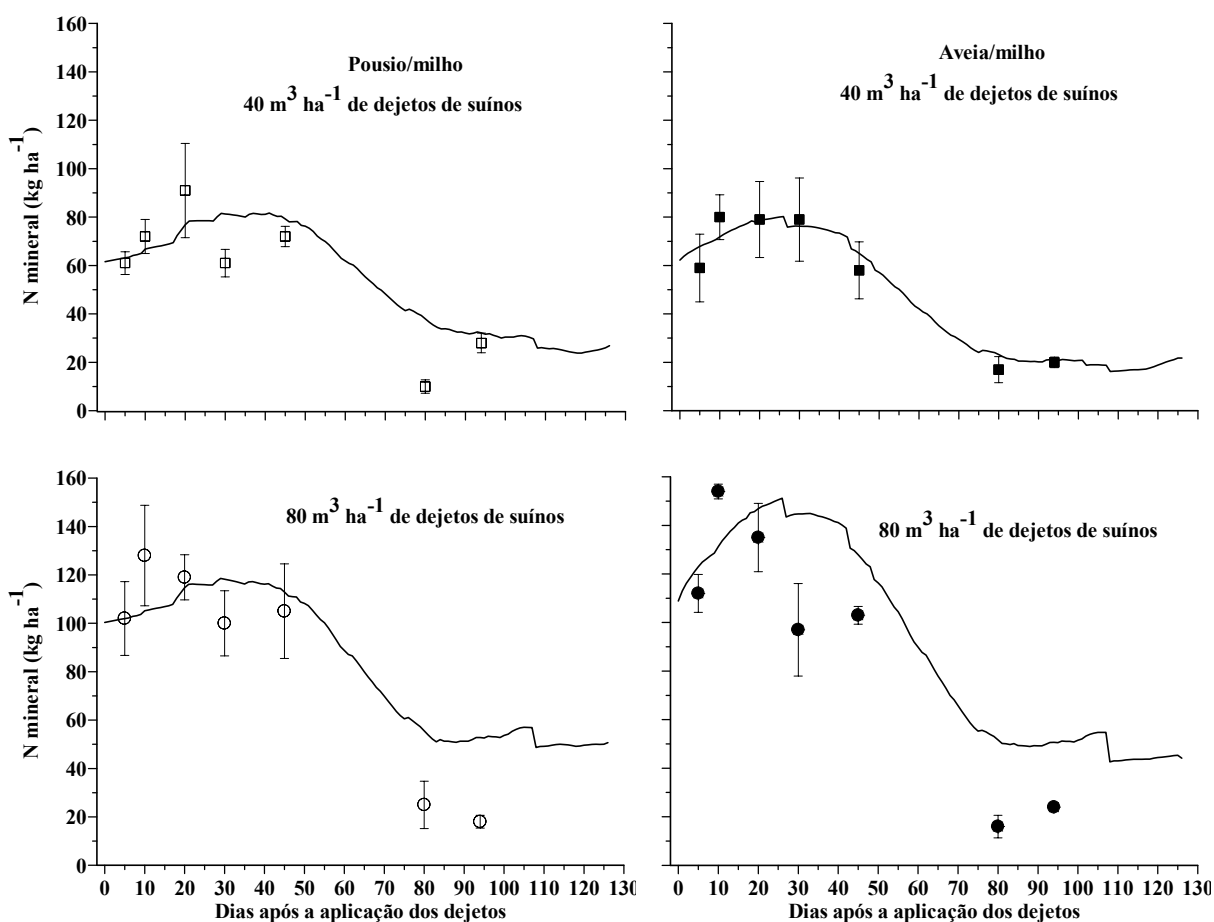


Figura 4.16 – Comparação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada 0-60 cm dos tratamentos com aplicação de dejetos de suínos (40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

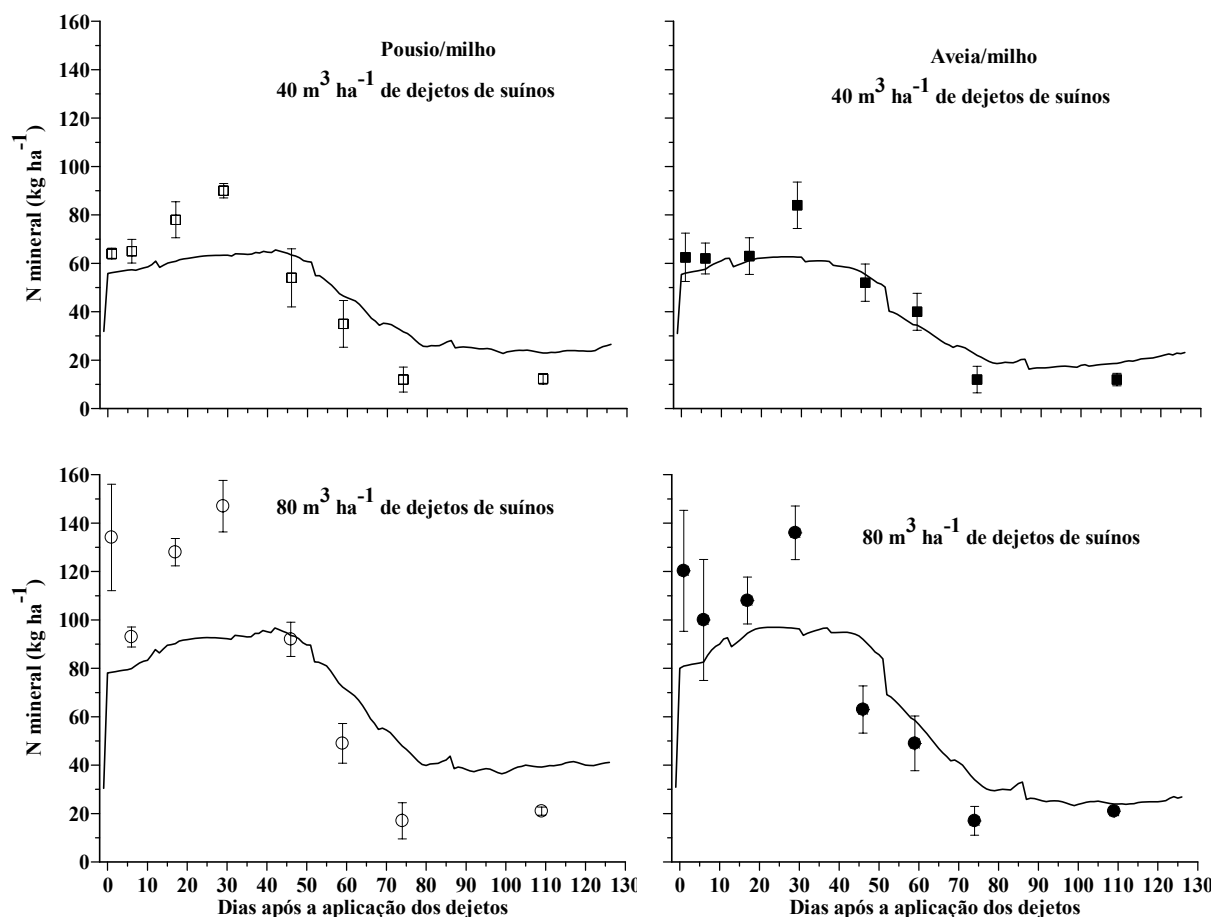


Figura 4.17 – Comparação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada 0-60 cm dos tratamentos com aplicação de dejetos de suínos (40 e 80 m³ ha⁻¹), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, no ano agrícola de 1999/00. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

Estes resultados indicam que a utilização de um fator relativo às perdas de N por volatilização em STICS pode afetar a qualidade das simulações em cada ano. Essa constatação também foi feita por Marchetti et al. (2004), ao utilizarem o modelo SOILN, no qual as perdas de N por volatilização de amônia com a aplicação dos dejetos também são fixadas em 44%. O problema de se utilizar um fator fixo para expressar as perdas de N por volatilização com a aplicação dos dejetos é que as mesmas podem variar grandemente em função das características do próprio material orgânico (MS, concentração de N amoniacal, pH), das características do solo (umidade e pH) e clima (temperatura e vento), além do método de aplicação dos dejetos (superfície ou incorporado) (Sommer & Hutchings, 2001). Todos esses aspectos evidenciam que o submodelo de STICS que trata das perdas por volatilização de amônia deve ser reavaliado e reparametrado através de novos resultados de

pesquisa afim de que o modelo STICS possa melhorar a previsão da dinâmica do N em estudos que envolvam a aplicação de dejetos de suínos em sistema plantio direto.

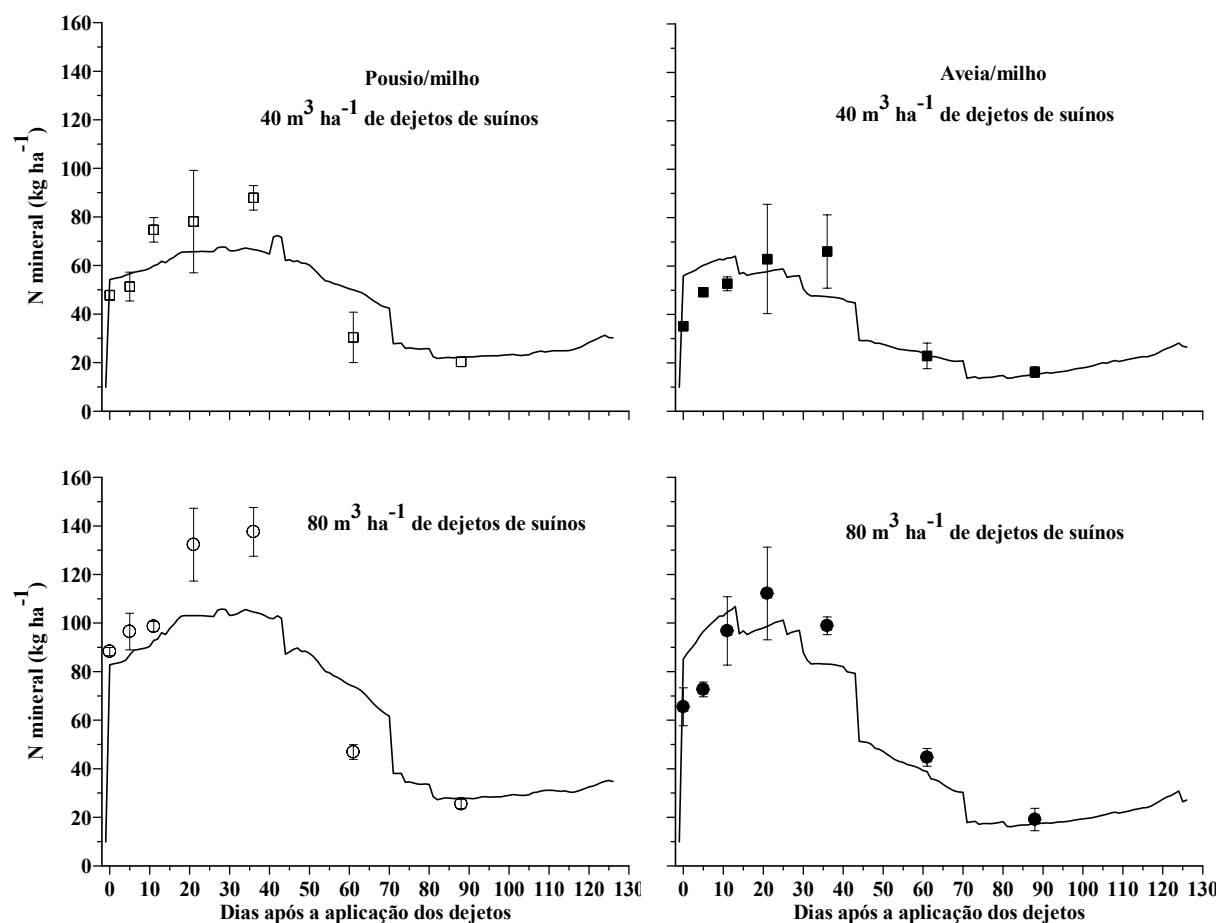


Figura 4.18 – Comparação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada 0-60 cm dos tratamentos com aplicação de dejetos de suínos (40 e 80 m³ ha⁻¹), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, no ano agrícola de 2000/01. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

A decomposição da palha e dos dejetos de suínos aplicados ao solo é um processo que também exerce forte influência sobre as quantidades de N mineral no solo. Para simular a decomposição da palha de aveia e dos dejetos de suínos, STICS utilizou os parâmetros de decomposição determinados a partir dos dados obtidos na incubação desses dois materiais orgânicos em laboratório, conforme descrito no Capítulo 1. Já para simular a decomposição dos resíduos das plantas invasoras, em função da inexistência de informações sobre a decomposição desses materiais no solo, foi utilizada a parametrização padrão do modelo. As simulações da quantidade de N mineralizado, no ano de 1999/00, com a aplicação de dejetos de suínos nos sistemas com pousio/milho e aveia/milho indicam que, nos primeiros dias após

a aplicação dos dejetos, a mineralização é reduzida (Figura 4.19), em função das condições de baixa umidade do solo. Com a ocorrência de uma chuva de 3,2 mm, 7 dias após a aplicação dos dejetos, ocorreu um aumento nas quantidades simuladas de N mineralizado de, aproximadamente, 100%. Essa pequena quantidade de água foi suficiente para o modelo simular uma elevação da umidade do solo da camada 0 – 5 cm de 6,7% para 9,9% no sistema pousio/milho e de 11,5% para 14,2% no sistema aveia/milho (item 4.4.2.3). Esse resultado demonstra que a mineralização do N simulada pelo modelo é bastante sensível a pequenas variações de umidade. Esse comportamento da mineralização verificado em 1999/00 foi observado também nos demais anos agrícolas, com maior ou menor intensidade (dados não mostrados), em função das quantidades de resíduos adicionados ao solo e das condições climáticas ocorridas em cada ano.

Comparando os sistemas com pousio (resíduos de invasoras) e com aveia observou-se que a quantidade simulada de N mineralizado é ligeiramente inferior no pousio. De maneira geral, o modelo simulou melhor a dinâmica do N no solo no sistema aveia/milho do que no sistema pousio/milho (Tabela 4.12). Na dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, por exemplo, o modelo simulou valores positivos de N mineral no sistema com aveia já no terceiro dia após a aplicação dos dejetos, enquanto que no sistema com pousio isso ocorreu somente 14 dias após a aplicação dos dejetos. Dois aspectos podem explicar este resultado. O primeiro se refere à possibilidade de ter ocorrido menor mineralização do N orgânico dos dejetos no sistema com pousio devido a ocorrência de menores valores de umidade no solo e o segundo refere-se a provável imobilização de N provocada pelos resíduos das plantas invasoras.

Para verificar a influência desses aspectos sobre as quantidades de N mineralizado foram realizadas simulações com a adição isolada dos resíduos de aveia e da vegetação espontânea e dos dejetos de suínos ao solo (Figura 4.19b). Observa-se que os valores de N mineral com os dejetos de suínos são sempre positivos, enquanto os valores observados nos tratamentos com os resíduos da aveia e das plantas invasoras foram sempre negativos. Essa imobilização de N simulada na presença dos resíduos das plantas invasoras se deve ao fato que o submodelo de decomposição de STICS considera que resíduos com baixa relação C/N provocam uma imobilização líquida de N na fase inicial da decomposição seguida por uma remineralização do N imobilizado. Tal processo, freqüentemente observado em condições de laboratório (JENSEN, 1997), dificilmente ocorre em condições de campo (AITA et al., 2004). A relação C/N dos resíduos das plantas invasoras foi de 27 em 1999/00. Esta constatação de que STICS simula a ocorrência de uma imobilização de N durante a decomposição dos

resíduos das plantas invasoras contribuiu para aumentar as diferenças entre valores medidos e simulados no sistema com pousio.

Tabela 4.12 – Valores médios medidos e simulados e valores dos critérios estatísticos para a quantidade de N mineral no solo na camada 0-60 cm nos tratamentos com o uso de fertilizantes (40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos de suínos e N-uréia) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos três anos agrícolas 1998/99, 1999/00 e 2000/01.

Sistema	Média medida	Média simulada	MD	RMSE	RMSE	MD	n ¹
	kg ha ⁻¹				%	%	
1998/99							
Pousio/milho 40	56,5	62,5	6,1	14,6	37,9	10,6	7
Aveia/milho 40	55,8	57,7	1,9	6,1	15,1	3,4	7
Pousio/milho 80	85,5	94,5	9,0	20,9	40,0	10,5	7
Aveia/milho 80	91,6	110,9	19,3	28,3	45,4	21,1	7
1999/00							
Pousio/milho 40	51,3	50,3	-1,0	15,3	56,3	-1,9	8
Aveia/milho 40	48,4	46,0	-2,4	9,4	36,7	-5,0	8
Pousio/milho 80	85,1	74,2	-10,9	34,6	71,8	-12,8	8
Aveia/milho 80	76,6	70,4	-6,2	24,6	56,6	-8,1	8
N uréia	60,2	65,2	5,0	14,0	23,3	8,2	6
2000/01							
Pousio/milho 40	55,8	53,6	-1,9	12,7	35,4	-3,9	8
Aveia/milho 40	43,6	46,3	2,4	11,4	40,1	6,2	8
Pousio/milho 80	89,4	81,7	-6,7	18,8	31,6	-8,6	8
Aveia/milho 80	72,8	74,9	1,8	13,6	27,9	2,9	8
N uréia	65,4	78,3	12,9	24,3	37,2	19,7	7

¹ Número de observações.

Observa-se também que, a partir dos 36 dias do início das simulações, o modelo simula uma remineralização do N imobilizado no tratamento com os resíduos de invasoras (Figura 4.19b). Esse comportamento não é observado no tratamento com a palha de aveia onde a imobilização aumenta até o final das simulações. A remineralização verificada no sistema com pousio, explica porque a quantidade de N mineralizado nesse sistema com o uso de dejetos no final do período da simulação foi maior do que aquela observada para o sistema

com aveia (Figura 4.19a). Essa dinâmica de imobilização simulada pelo modelo para os resíduos de aveia difere daquela determinada em condições de laboratório e de campo. Conforme verificado no Capítulo 1, a imobilização pela população microbiana do ^{15}N amoniacal aplicado no sistema pousio/milho e aveia/milho foi rápida, podendo atingir nos primeiros 3 dias 8,8% e 15,8% do N amoniacal aplicado, respectivamente.

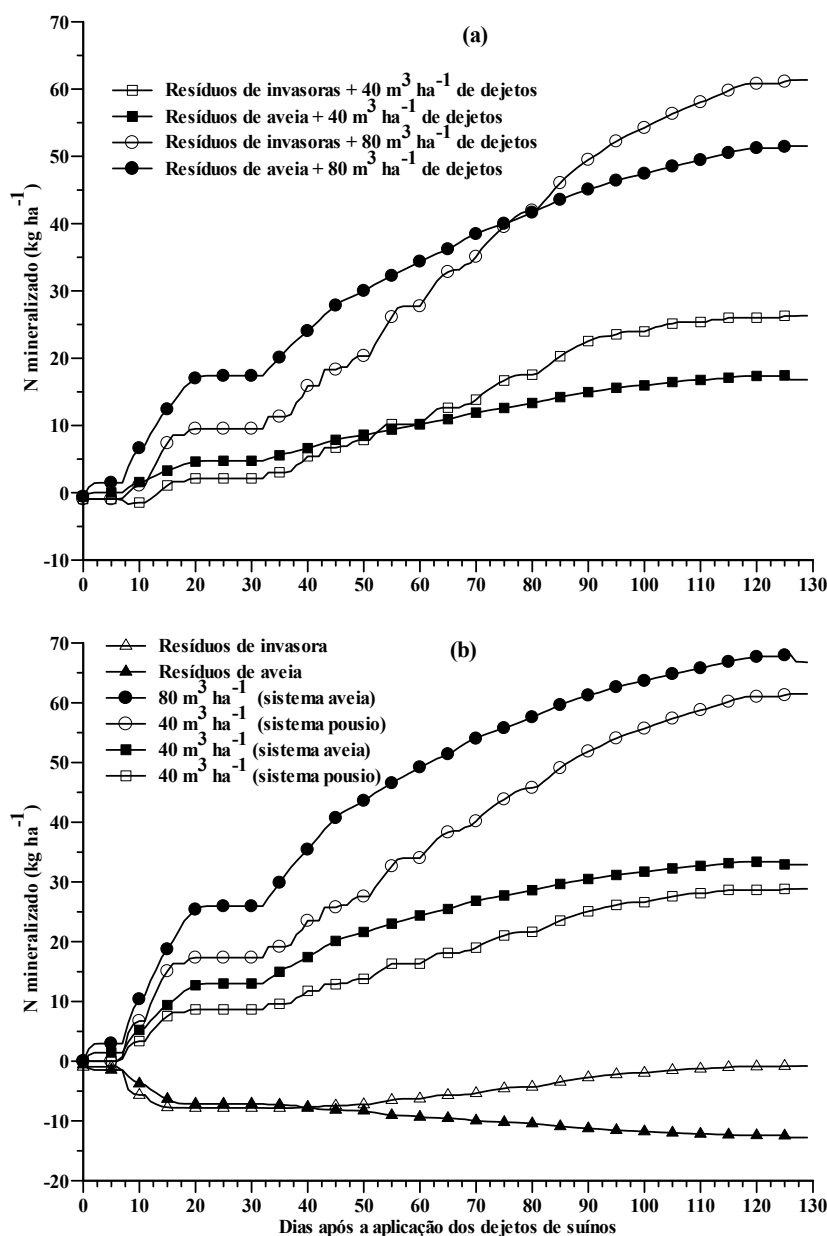


Figura 4.19 – Valores de mineralização líquida de N no solo, simulados por STICS após a aplicação dos dejetos de suínos, conjuntamente com os resíduos culturais das invasoras no sistema pousio/milho e com a palha de aveia no sistema aveia/milho (a) e com a aplicação isolada dos dejetos de suínos, dos resíduos culturais das invasoras e da palha da aveia (b) para o ano agrícola de 1999/00. Os símbolos servem apenas para identificar os tratamentos.

A partir das simulações realizadas com o uso isolado dos dejetos (Figura 4.19b) foi possível determinar a mineralização do N desse material orgânico. Ao final de 130 dias, na média das doses de 40 e 80 m³ ha⁻¹, o modelo simulou uma mineralização do N orgânico aplicado com os dejetos de 64% no sistema com aveia e de 56% no sistema com pousio. A maior percentagem de N mineralizado no sistema com aveia, deve estar ligada às melhores condições de umidade no solo comparado ao sistema com pousio. Essa diferença em termos de quantidade de N mineralizado é de 5,3 kg ha⁻¹. A maior mineralização de N no sistema com a aveia, aliada à baixa contribuição da palha para a imobilização de N, explica em parte o fato de Almeida (2000), Franchi (2001) e Port (2002) terem encontrado pouca diferença nas quantidades de N mineral do solo com a aplicação dos dejetos sobre a palha da aveia ou do pousio.

STICS não considera o acúmulo de N nas raízes do milho. Essa falha do modelo deve afetar a qualidade das simulações, principalmente, na fase de maior desenvolvimento da cultura do milho. Observa-se que, em algumas das simulações realizadas pelo modelo, a quantidade de N presente no solo, após 50 dias da aplicação dos dejetos, é superestimada (Figura 4.16, 4.17 e 4.18). Considerando que é nessa fase que o milho apresenta maior acúmulo de MS e de N, tanto na parte aérea e como nas raízes, é de se esperar que as quantidades de N no solo seriam melhor simuladas na fase final da cultura se o modelo computasse o acúmulo de N pelas raízes. No Capítulo 2 do presente trabalho foi constatado que a quantidade de N presente nas raízes, até a profundidade de 120 cm, representou cerca de 15% da quantidade total de N acumulada pelo milho na maturação fisiológica (Dados não mostrados). O fato do modelo não considerar o acúmulo de N pelas raízes do milho pode ter reflexo também sobre a quantidade de N lixiviada além da camada 0-60 cm.

A dinâmica do N no solo com o uso de N-uréia também foi bem simulada pelo modelo (Figura 4.20 e Tabela 4.12). A maior diferença entre a quantidade de N mineral no solo medida e simulada pelo modelo ocorreu na avaliação realizada após a primeira aplicação do N em cobertura, onde o modelo subestimou as quantidades de N mineral presentes na camada 0-60 cm. Tais resultados se devem, em parte, ao fato do modelo considerar que as possíveis perdas de N por volatilização de amônia e desnitrificação com a aplicação do fertilizante são deduzidas da quantidade aplicada no momento do aporte. Outro aspecto que também pode explicar essas diferenças são as quantidades de N mineral determinadas no solo. No ano de 1999/00 a quantidade de N no solo na avaliação realizada após a primeira aplicação do N-uréia aumentou em 57 kg ha⁻¹ em relação à avaliação realizada antes da aplicação da uréia. Em 2000/01 este aumento foi de 79 kg ha⁻¹. Tais valores representam 88% e 121% da

quantidade de N aplicada via uréia indicando que a determinação da quantidade de N no solo nestas datas avaliadas podem estar superestimadas em função de algum problema metodológico.

No caso de fertilizantes minerais, o modelo STICS estima as perdas de N por volatilização e desnitrificação e a quantidade de N imobilizada a partir de coeficientes fixos (independentemente das condições edafoclimáticas), os quais são específicos para cada tipo de fertilizante. Em função disso, a quantidade de N perdida por volatilização e por desnitrificação e a quantidade de N imobilizada não variaram entre os dois anos agrícolas sendo, em média, de 28 kg ha⁻¹ (17,5% do N aplicado), 26 kg ha⁻¹ (16,2%) e 12 kg ha⁻¹ (7,5%), respectivamente. Tais valores são próximos daqueles obtidos por Da Ros (2004), trabalhando na mesma área onde foram realizados os experimentos que serviram para este estudo. Esse autor verificou que, com a aplicação de 100 kg de N uréia ha⁻¹ na cultura do milho, em sistema plantio direto, foram perdidos 17% do N aplicado por volatilização de amônia, enquanto 15,3% do N aplicado foi imobilizado pela população microbiana. Dados de desnitrificação para a região do presente estudo não existem na literatura. Barton et al. (1999), em uma revisão sobre as perdas de N por desnitrificação, verificaram que anualmente são perdidos 13 kg ha⁻¹ por esse processo.

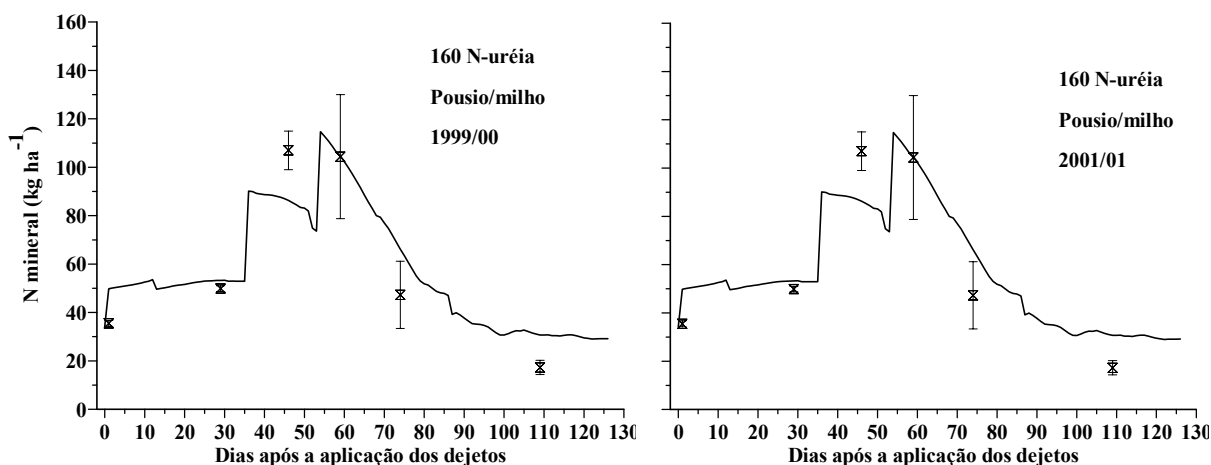


Figura 4.20 - Comparação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada 0-60 cm do tratamento em que o milho foi adubado com fertilização mineral (NPK), em 1999/00 e 2000/01. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

Na figura 4.21 é apresentada a relação entre valores medidos e simulados de N mineral no solo da camada de 0-60 cm em todos os tratamentos avaliados, nos anos agrícolas 1998/99 e 1999/00 (Figura 3.21a) e 2000/01 (Figura 4.21b). Nos três anos, o modelo apresenta uma pequena tendência de subestimar as quantidades de N mineral no solo. O valor de RMSE % obtido para os dois primeiros anos foi de 34% e no terceiro ano de 31%. Nos dois primeiros anos foram utilizados híbridos de milho, enquanto no terceiro ano foi usada uma variedade. Por isso, os dados dos dois primeiros anos (1998/99 e 1999/00) foram analisados separadamente do terceiro ano (2000/01). Esse procedimento foi adotado porque STICS utiliza uma parametragem obtida a partir de híbridos para simular o desenvolvimento e absorção de N pela planta. No entanto, observa-se na figura 4.20b que as quantidades de N no solo cultivado com a variedade foram satisfatoriamente bem simuladas pelo modelo, indicando que a variedade apresenta padrão de absorção de N semelhante ao dos híbridos.

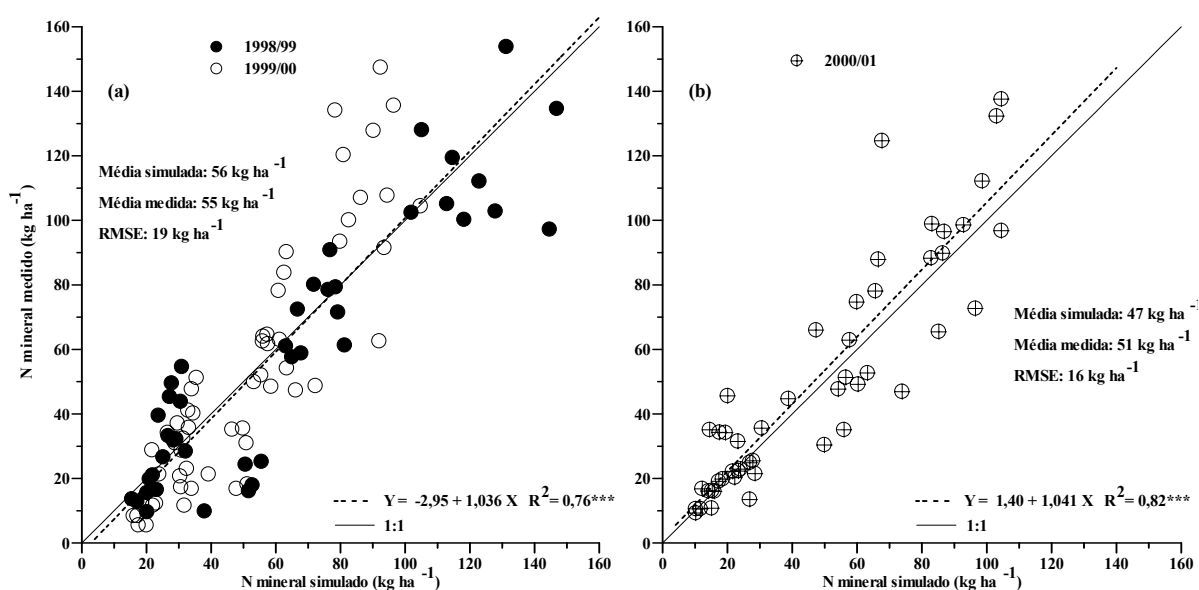


Figura 4.21 – Relação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N mineral na camada de 0-60 cm do solo cultivado com milho com aplicação de N (N-uréia e dejetos de suínos) e sem fertilização nitrogenada nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, nos anos agrícolas de 1998/99 e 1999/00 (a) e 2000/01 (b). Os símbolos representam os valores medidos.

Os resultados obtidos com a simulação da dinâmica do N no solo nos sistemas pousio/milho e aveia/milho evidenciam que o modelo STICS, mesmo tendo sido concebido para condições de clima temperado e para o sistema convencional (aração + gradagem), apresenta alto potencial de uso em estudos da dinâmica do N mineral no solo em sistema de

plantio direto com o uso de dejetos de suínos. No entanto, considera-se que o modelo possa melhorar sua performance avançando nos seguintes aspectos: a) reparametrizar e validar o submodelo que trata das perdas de N por volatilização de amônia, haja vista a importância desse processo como via de perda de N do sistema; b) inserir no submodelo que trata da decomposição das funções que considerem a limitação do contato entre o solo e os resíduos e também a limitação da disponibilidade de N sobre a decomposição dos materiais orgânicos no solo e, com isso, possibilitar que o modelo realize simulações com os resíduos na superfície; c) incluir no submodelo decomposição parâmetros que possam simular a decomposição de dejetos de animais a partir de suas características físico-químicas, já que na versão atual de STICS não há parametragem para simular a decomposição desses materiais orgânicos no solo.

4.4.2.1.3 Nitrato no solo

As simulações relativas às quantidades de nitrato na camada de 0 – 60 cm, na dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, nos três anos de experimentação nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, indicam que, o modelo superestimou a quantidade de nitrato no solo (Figuras 4.22, 4.23 e 4.24), sendo que as maiores diferenças entre valores simulados e observados ocorreram nos dois primeiros anos (APÊNDICE C). Considerando que a quantidade de N mineral no solo dos tratamentos com dejetos foi simulada satisfatoriamente pelo modelo, pode-se deduzir que a superestimação da quantidade de nitrato esteja relacionada à proporção entre as formas amônio e nitrato no solo. A percentagem de nitrato no N mineral, na média dos valores medidos no solo da camada 0-60 cm, nos primeiros 30 dias após a aplicação dos dejetos, era de 60%, 51%, 71%, em 1998/99, 1999/00 e 2000/01, respectivamente. Nesse mesmo período, a proporção de nitrato simulada por STICS foi de 85%, 76% e 81%. Observa-se que em 2000/01, onde os valores medidos e simulados da proporção de N-NO_3^- foram relativamente mais próximos, houve uma melhor simulação das quantidades de nitrato no solo (Figura 4.24 e APÊNDICE C).

Essas diferenças entre valores medidos e simulados da proporção do nitrato no N mineral presente no solo se devem, em parte, à rápida taxa de nitrificação do N amoniacal aplicado com os dejetos, simulada por STICS. O modelo simulou que todo o N amoniacal aplicado foi nitrificado em 10 dias. Almeida (2000), Franchi (2001) e Port (2000) verificaram que, aproximadamente, 50% do N amoniacal foi nitrificado entre 5 e 7 dias e que o processo de nitrificação se completou apenas 15-20 dias após a aplicação dos dejetos. Além destas diferenças na velocidade de nitrificação do N aplicado, o solo do presente estudo apresenta

quantidades significativas de amônio no solo. Por exemplo, nos tratamentos sem a aplicação de dejetos em 1998/99, a quantidade de N amoniacal no solo na camada 0-60 cm foi de 13 kg ha⁻¹, enquanto o valor simulado foi de 4,6 kg ha⁻¹. A maior quantidade de amônio medido do que simulado pode ser atribuída devido também a uma descida em profundidade do amônio no perfil do solo, onde ele pode atingir zonas com baixa disponibilidade de O₂ e com baixa população de bactérias nitrificadoras e permanecer na forma amoniacal.

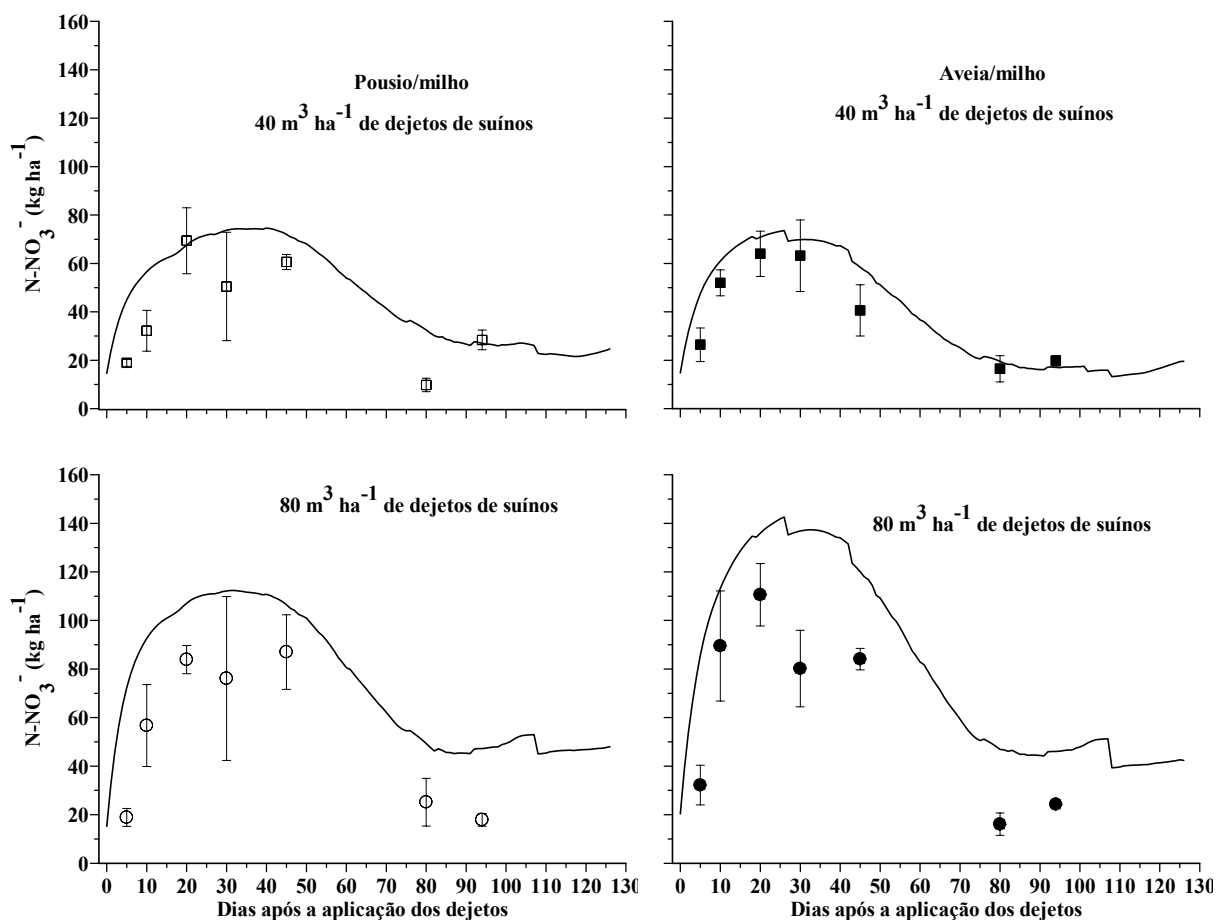


Figura 4.22 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N-NO₃⁻ na camada 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi adubado com os dejetos de suínos (40 e 80 m³ ha⁻¹), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

No presente estudo, os valores de RMSE obtidos com as simulações da quantidade de nitrato na camada 0-60 cm variaram de 21 a 64 (APÊNDICE C). Tais valores de RMSE (%) são próximos daqueles obtidos por Fruck (2002) utilizando STICS em simulações das quantidades de nitrato no solo sob azevém e mostarda no Sul da França. Este autor obteve simulações com valores de RMSE variando de 15% a 69%. Marchetti et al. (2004), em um

estudo sobre o impacto do uso de dejetos de suínos sobre a lixiviação de nitrato, verificou que os modelos MACRO e SOILN simularam a dinâmica do nitrato no solo com valores de RMSE que variaram de 32% a 149%.

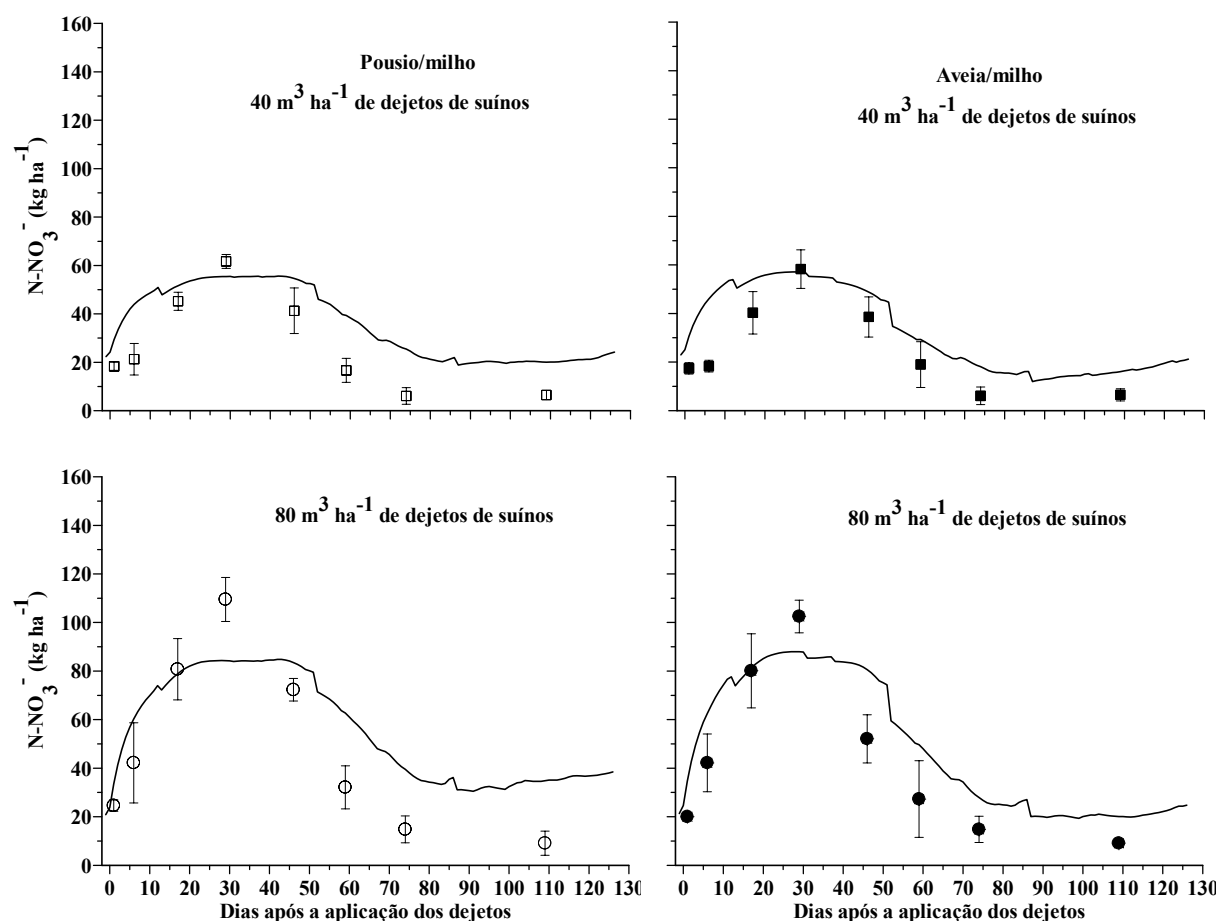


Figura 4.23 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N-NO_3^- na camada 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi adubado com os dejetos de suínos (40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, no ano agrícola de 1999/00. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

Na figura 4.25 é apresentada a relação entre valores medidos e simulados de nitrato na camada de 0-60 cm no solo em todos os tratamentos avaliados, nos anos agrícolas 1998/99 e, 1999/00 (Figura 4.25a) e 2000/01 (Figura 4.25b). Observa-se que nos dois primeiros anos o modelo superestimou a quantidade de nitrato no solo com um valor de RMSE de 20 kg ha^{-1} (RMSE = 60%). No ano de 2000/01, o modelo simulou melhor as quantidades de nitrato no solo com um RMSE de 14 kg ha^{-1} (RMSE = 44%). Esses valores indicam que o modelo STICS simulou melhor a dinâmica do N mineral no solo do que a dinâmica do nitrato, o que

pode afetar a quantidade de N perdido por lixiviação de nitrato estimada pelo modelo. Acredita-se que o ajuste dos parâmetros ligados à nitrificação do N amoniacal aplicado com os dejetos para as condições do presente estudo possa promover uma melhora nas simulações das quantidades de nitrato no solo, conforme verificado por Sierra et al. (2004) trabalhando em um solo tropical.

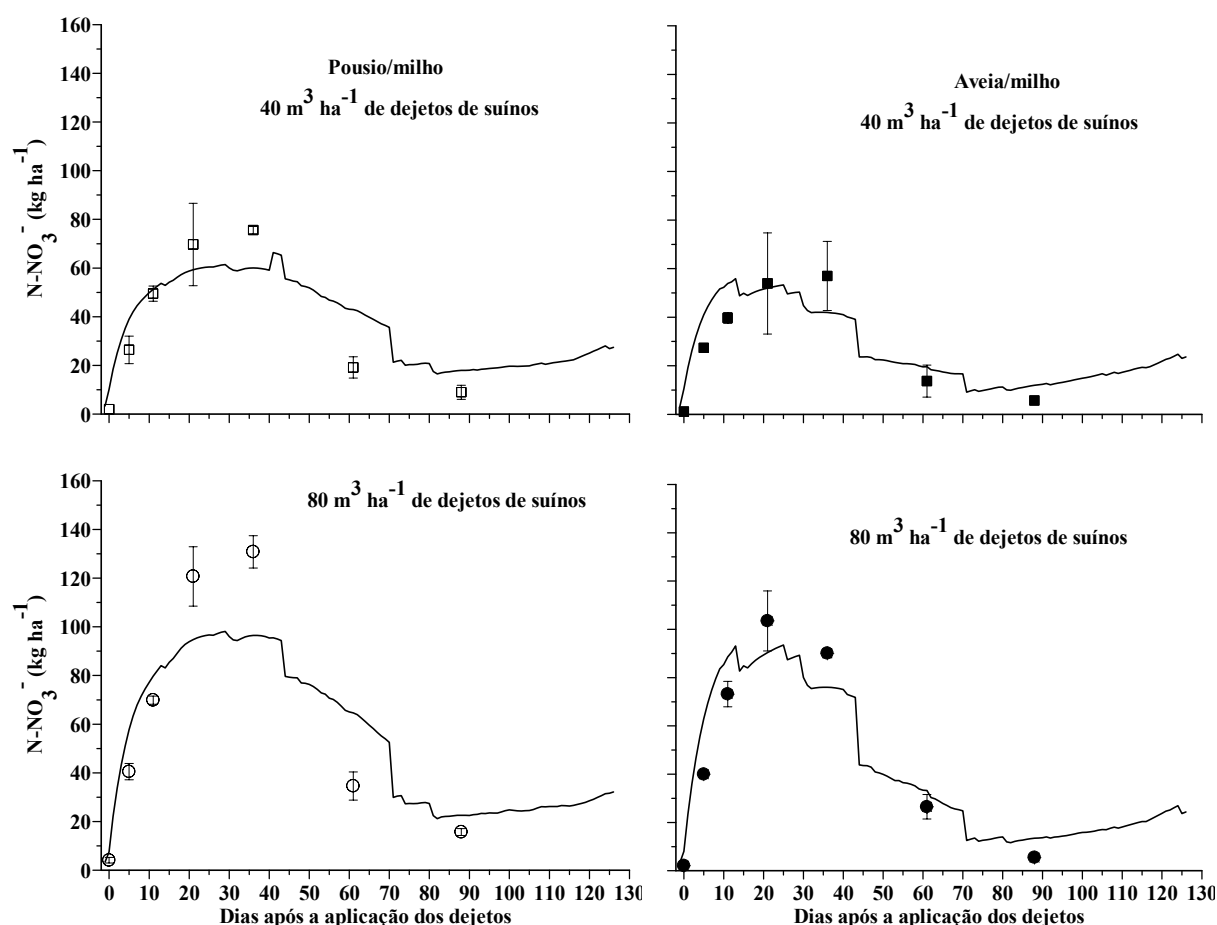


Figura 4.24 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N-NO_3^- na camada 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi adubado com os dejetos de suínos (40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, no ano agrícola de 2000/01. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

4.4.2.1.4 Distribuição do nitrato no perfil do solo

As simulações realizadas por STICS da quantidade de nitrato nas camadas 0 – 5, 5 – 15, 15 – 30 e 30 – 60 cm nos tratamentos com a dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, nos sistemas pousio/milho e aveia/milho mostram que o modelo restituiu corretamente as tendências da

evolução do nitrato em cada camada, nos três anos, com exceção da camada superficial (Figuras 4.26, 4.27 e 4.28). A dificuldade do modelo em simular as quantidades de nitrato na camada 0-5 cm se deve ao fato de que é nesta camada que ocorrem as principais biotransformações do C e do N e também é nesta camada que ocorrem as maiores flutuações nas condições abióticas (p. ex. temperatura e umidade).

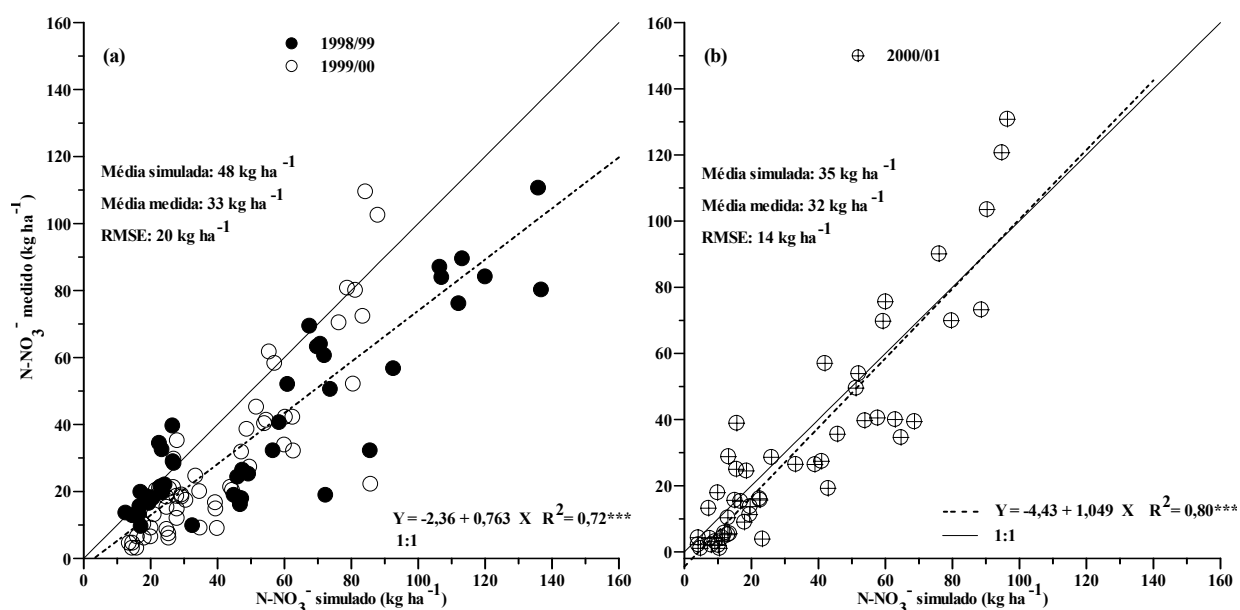


Figura 4.25 – Relação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de nitrato na camada de 0-60 cm do solo cultivado com milho com adição de N (N-uréia e dejetos de suínos) e sem fertilização nitrogenada nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos anos agrícolas de 1998/99 e 1999/00 (a) e 2000/01 (b). Os símbolos representam os valores medidos.

Em 1998/99 (Figura 4.26), o modelo apresentou uma superestimação da quantidade de nitrato no solo superior àquela observada para os dois últimos anos (Figura 4.27 e 4.28), principalmente, na camada de 0 – 5 cm na fase inicial da simulação e na camada de 30 – 60 cm na fase final da simulação. Com a ocorrência de uma chuva de 43 mm, aos 19 dias após a aplicação dos dejetos, o modelo simulou uma descida de nitrato no perfil do solo o qual atingiu a camada de 30 – 60 cm (Figura 4.26d e 4.26h). Após esse período, o modelo simulou um acúmulo de nitrato na camada de 30-60 cm. O acúmulo de nitrato simulado em profundidade se deve a ocorrência de chuvas de baixa intensidade (máximo 30 mm), aliado à demanda em água pela planta de milho, o que diminuiu a drenagem d'água abaixo da profundidade de 60 cm e, conseqüentemente, a lixiviação de N-NO_3^- .

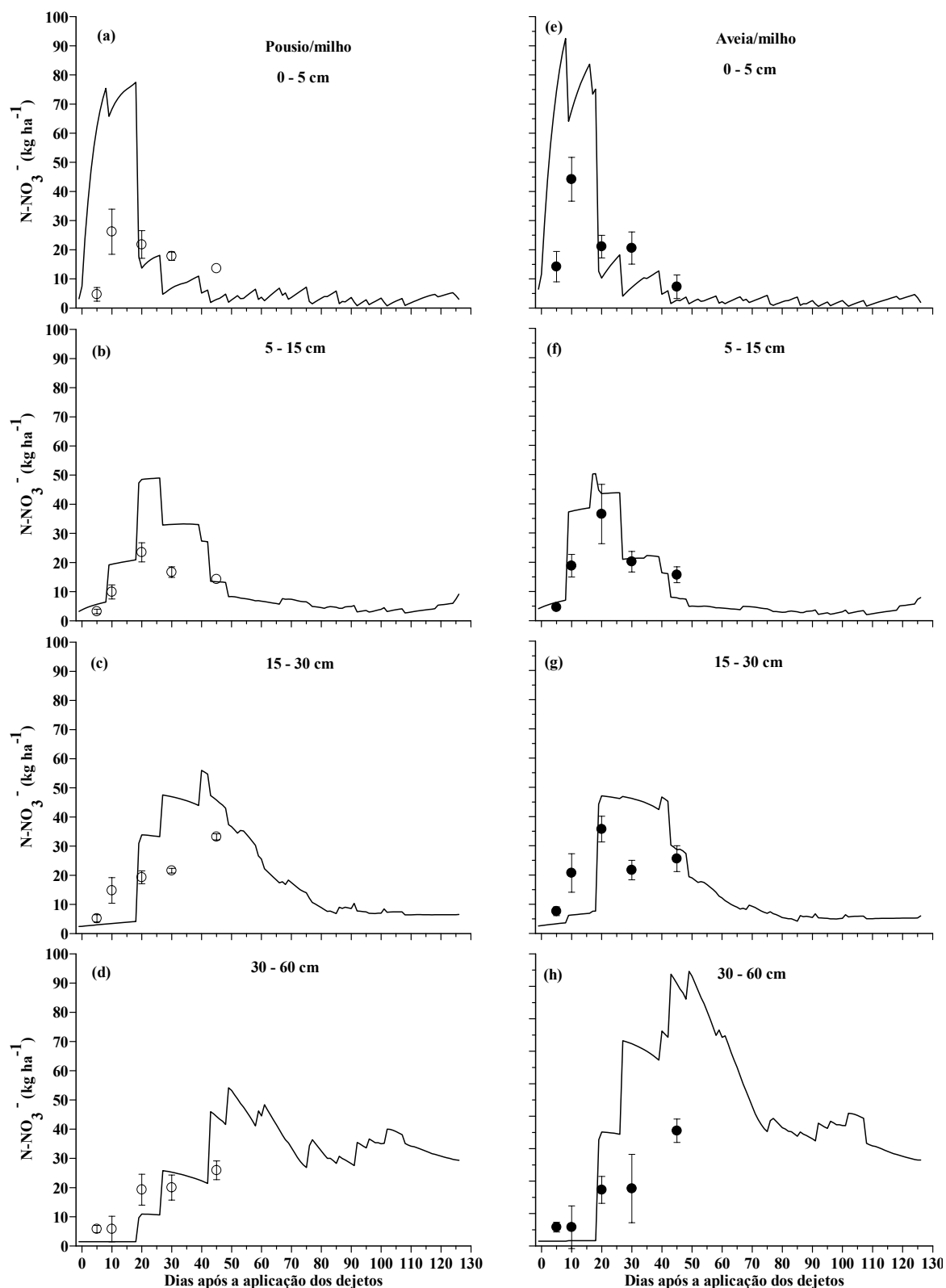


Figura 4.26 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N-NO_3^- nas quatro camadas de solo avaliadas (0 – 5, 5 – 15, 15 – 30 e 30 – 60 cm) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ dejetos de suínos, no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

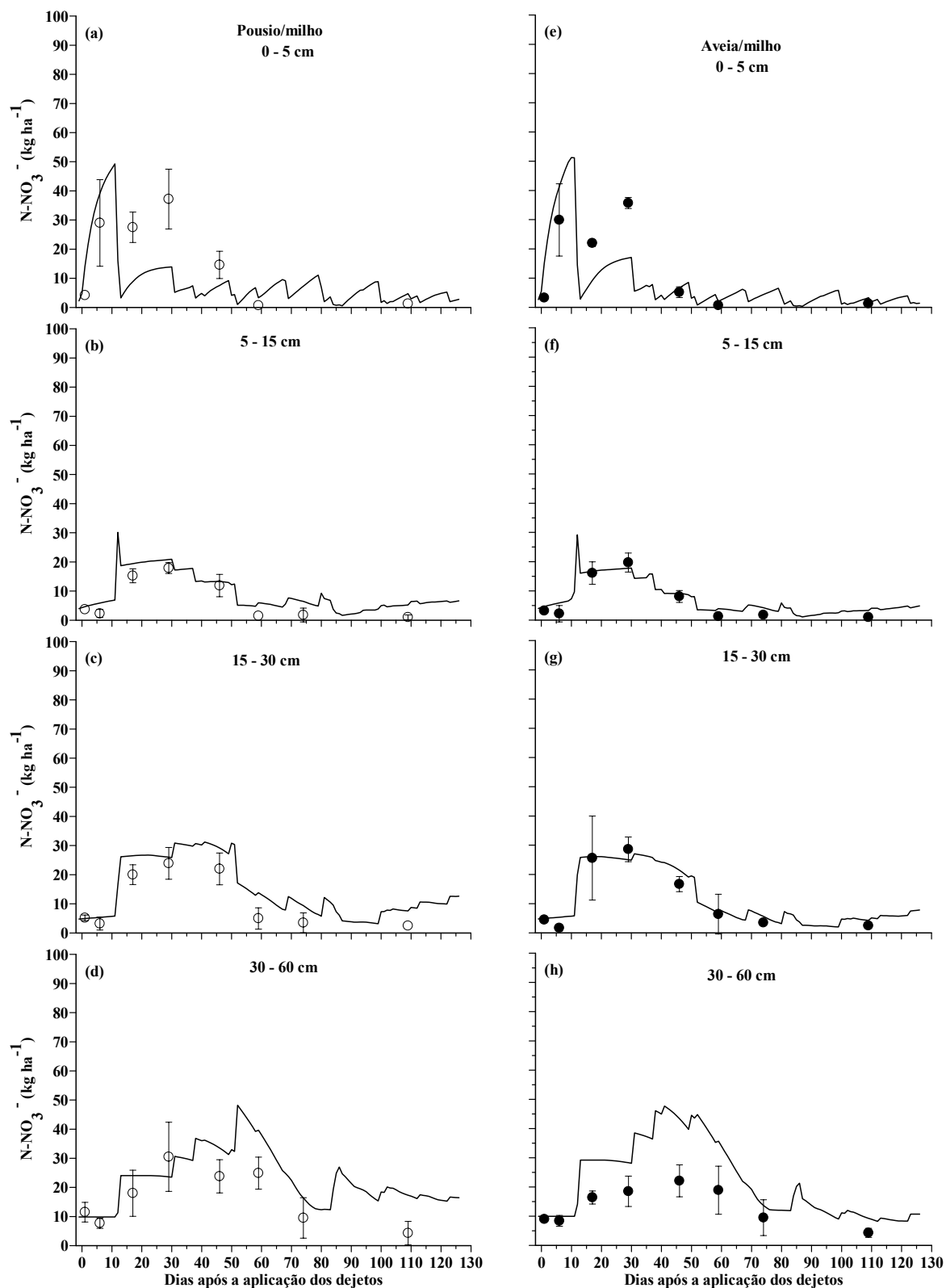


Figura 4.27 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N-NO_3^- nas quatro camadas de solo avaliadas (0 – 5, 5 – 15, 15 – 30 e 30 – 60 cm) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ dejetos de suínos, no ano agrícola de 1999/00. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

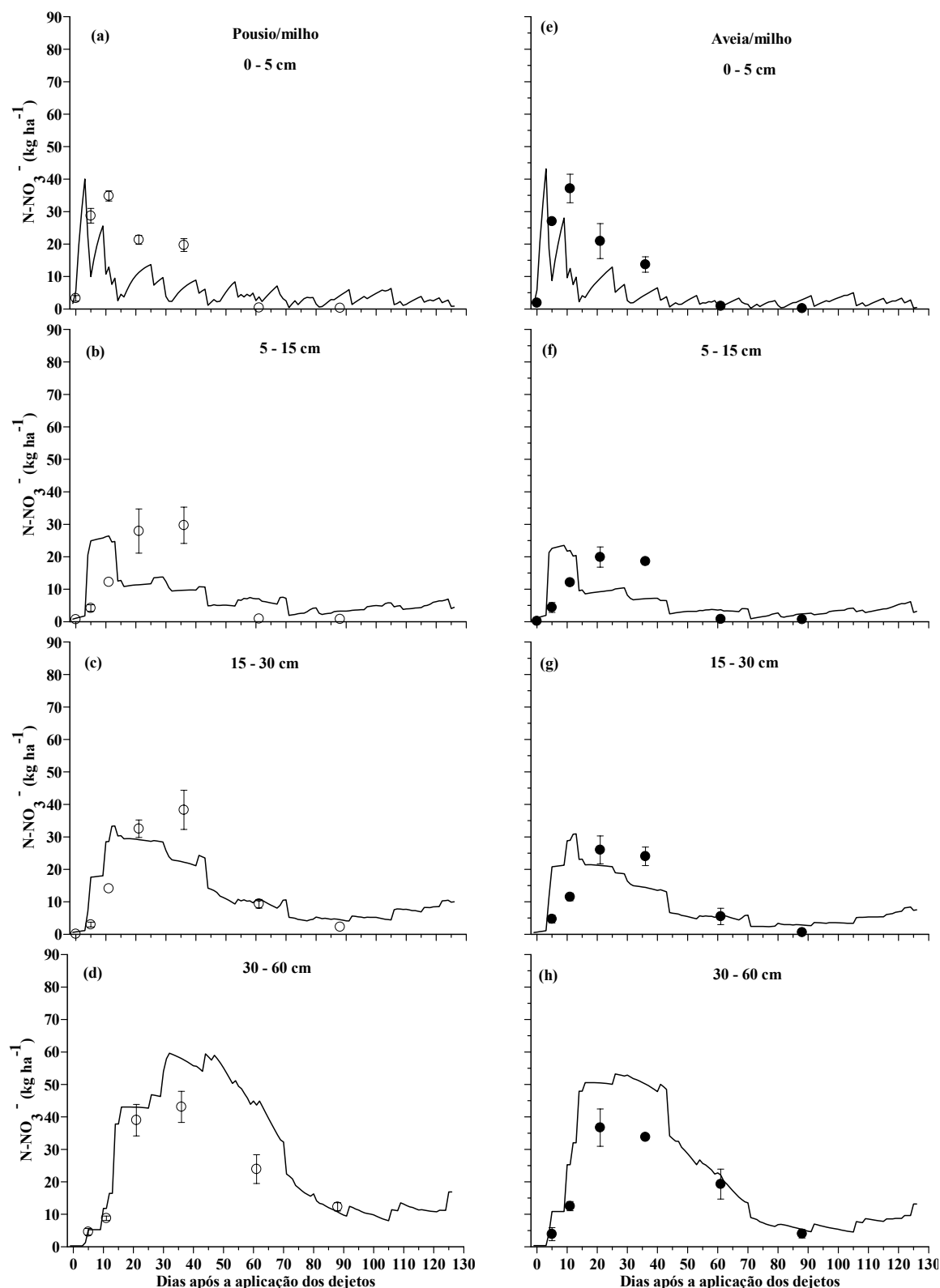


Figura 4.28 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de $N-NO_3^-$ nas quatro camadas de solo avaliadas (0 – 5, 5 – 15, 15 – 30 e 30 – 60 cm), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ dejetos de suínos, no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

Nos resultados obtidos em 1999/00, o modelo subestimou a quantidade de nitrato na camada 0 – 5 cm no período de 15 a 30 dias após a aplicação dos dejetos (Figura 4.27). Esse resultado pode ser explicado pelo fato do modelo ter simulado uma descida de nitrato no perfil do solo até a camada de 30 – 60 cm devido à ocorrência de uma chuva de 39,9 mm aos 13 dias após a aplicação dos dejetos. No período de 13 a 60 dias após a aplicação dos dejetos, a precipitação acumulada foi de apenas 75 mm fazendo com que a quantidade de nitrato em profundidade apresentasse pouca alteração.

Nos resultados obtidos em 2000/01, em função de precipitações que ocorreram aos 4 e 5 dias após a aplicação dos dejetos (27 mm e 21 mm), STICS simulou uma descida de nitrato no perfil do solo superestimando as quantidades de nitrato nas camadas 5 – 15 e 15 – 30 cm (Figura 4.28). Com a ocorrência de novos eventos pluviométricos a partir dos 10 dias, que totalizaram 297 mm, o modelo simulou menores quantidades de nitrato nessas camadas provocando uma superestimação das quantidades de nitrato na camada de 0 – 60 cm no período de 10 a 60 dias após a aplicação dos dejetos.

Nos três anos, observa-se que o modelo simulou melhor a dinâmica das quantidades de nitrato das profundidades entre 5 – 15 e 15 – 30 cm. Na camada de 30-60 cm, a quantidade de nitrato nos tratamentos com palha de aveia apresentou maiores diferenças entre valores simulados e medidos. Isso se deve, em parte, a diferença entre os sistemas em pousio e aveia na proporção da água da chuva que escoar. A presença da palha na superfície do solo promove uma maior infiltração de água no solo comparado ao sistema com pousio, além de diminuir as perdas de água por evaporação mantendo o solo mais úmido.

4.4.2.2 Acúmulo de matéria seca (MS) e de N pelo milho e produtividade de grãos

Os valores simulados e medidos de MS e N acumulado pelo milho, na fase de pleno florescimento, estão apresentados na figura 4.29 e 4.30. Nos dois primeiros anos, a MS acumulada pelo milho na fase de pleno florescimento foi simulada com um RMSE de 0,94 Mg ha⁻¹ (Figura 4.29a), enquanto no terceiro ano o RMSE foi de 2,54 Mg ha⁻¹ (Figura 4.29b). Nos três anos, o modelo apresentou uma tendência em subestimar a produção de MS, sendo isso mais pronunciado no terceiro ano. A quantidade de N acumulada na parte aérea do milho foi superestimada pelo modelo nos dois primeiros anos (Figura 4.30a) e subestimada no terceiro ano (Figura 4.30b). Esse comportamento do modelo, em subestimar a produção de MS no pleno florescimento foi verificado, já na etapa de calibração do modelo. O fato de o modelo simular o desenvolvimento da cultura do milho utilizando parâmetros obtidos a partir

de híbridos pode explicar a maior subestimação no acúmulo de MS no terceiro ano, onde foi utilizada uma variedade, a qual apresentou elevado desenvolvimento vegetativo (Port, 2000).

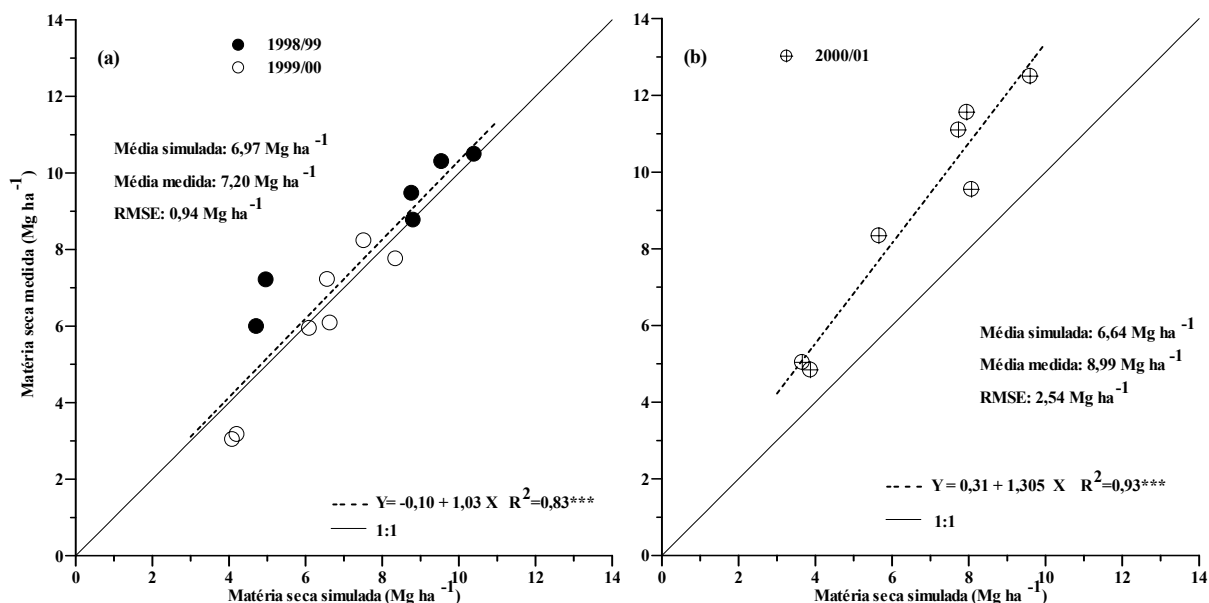


Figura 4.29 – Relação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de MS acumulada pela parte aérea do milho em 1998/99 e 1999/00 (a) e 2000/01 (b) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de N-uréia e dejetos de suínos e sem fertilização nitrogenada. Os símbolos representam os valores medidos.

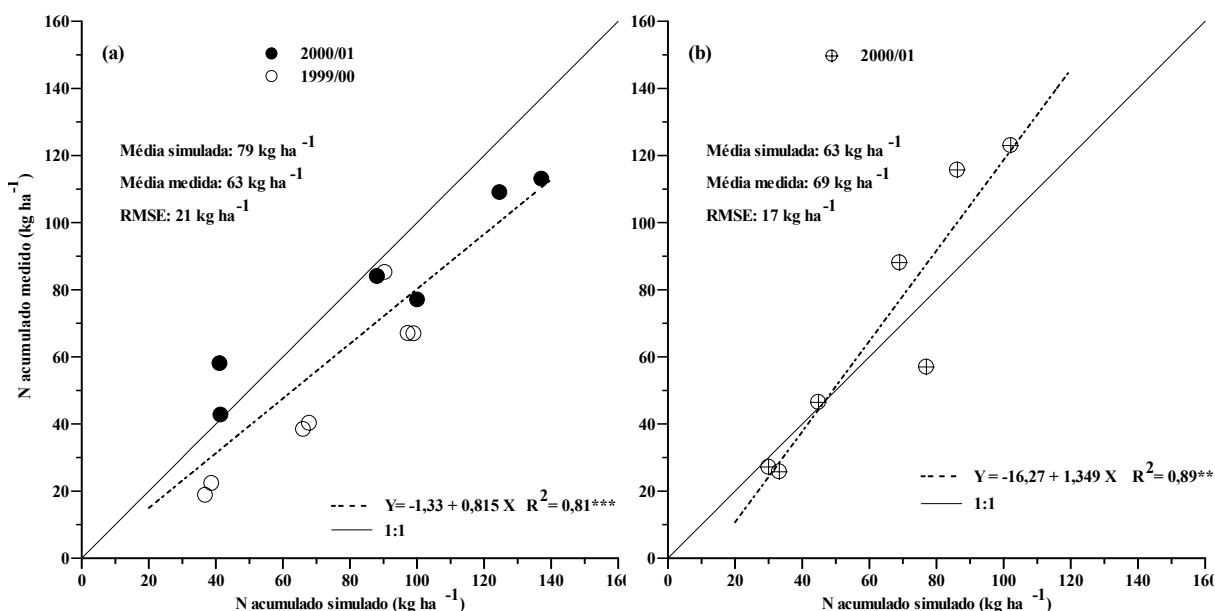


Figura 4.30 – Relação entre valores medidos e simulados por STICS da quantidade de N acumulado pela parte aérea do milho em 1998/99 e 1999/00 (a) e 2000/01 (b), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de N-uréia e dejetos de suínos e sem fertilização nitrogenada. Os símbolos representam os valores medidos.

A produtividade de grãos de milho, simulada pelo modelo STICS com um RMSE de $1,03 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos dois primeiros anos e de $1,41 \text{ Mg ha}^{-1}$ no terceiro ano, foi superestimada (Figura 4.31). A influência de parâmetros, como o número de grãos m^{-2} , o peso de grão e o índice de colheita, utilizados por STICS podem ter influenciado tais resultados. STICS simulou nos três anos índices de colheita que variaram de 0,38 a 0,40. Giacomini et al. (2004) verificaram, na média de dois anos, em experimentos conduzidos em área adjacente àquela dos experimentos utilizados nestas simulações, um índice de colheita médio de 0,39 para a cultura do milho. A proximidade entre os valores de STICS e aquele determinado por Giacomini et al. (2004) indica que o índice de colheita não deve ter sido a causa da superestimação da produtividade de grãos simulada por STICS.

O fato de o modelo simular bem a produção de MS pelo milho deveria resultar numa simulação adequada da produtividade de grãos, ainda mais considerando que o índice de colheita utilizado pelo modelo está próximo do índice real para as condições dos experimentos. No entanto, os dados referentes ao acúmulo de MS e de N pela parte aérea do milho foram obtidos no pleno florescimento da cultura, o que dificulta o estabelecimento de relações entre a produção de MS e a produtividade de grãos, haja vista que durante a calibração do modelo ele subestimou a MS na fase de pleno florescimento. Apenas na maturação fisiológica o modelo simulou satisfatoriamente a MS. Se considerarmos que o modelo mantenha essa tendência, é possível que a MS simulada na maturação fisiológica esteja superestimada e, por consequência, a produtividade de grãos.

Trabalhando em condições de baixa disponibilidade de água, Xie et al. (2001) utilizaram os modelos CERES e ALMANAC para simular a produtividade de milho. Esses autores concluíram que os modelos simularam satisfatoriamente a produtividade de grãos, com um MD de 18,6% para o modelo CERES e de 12,9% para o modelo ALMANAC. Valores de erro médio acima de 20% indicam uma baixa relação entre valores simulados e observados. No presente estudo, o erro médio para os dois primeiros anos em que foram utilizados híbridos foi de 10,8% indicando a boa performance do modelo STICS. Já para o terceiro ano o MD de 32% evidenciou que a produtividade de grãos da variedade de milho não foi bem simulada pelo modelo.

Comparando as simulações realizadas por STICS nos três anos agrícolas para a produção de MS, acúmulo de N e produtividade de grãos, constata-se que o modelo simulou melhor a quantidade de N acumulada pelo milho no sistema com pousio, enquanto que a produção de MS e a produtividade de grãos foram melhor simulados no sistema com aveia. O MD médio para o acúmulo de MS para o pousio e a aveia foi de -9,9% e 12,3%,

respectivamente. Para o N acumulado o MD% foi maior no sistema com pousio do que no sistema com aveia (21,0% vs 13,3%) o mesmo ocorrendo para a produtividade de grãos (11,3 vs 27%). A superestimação na quantidade de N na planta deve estar ligada ao fato de que STICS simulou uma maior concentração de N na fitomassa do milho no sistema com pousio do que no sistema com palha. Na maturação fisiológica, por exemplo, a concentração média de N nos três anos na fitomassa do milho foi de 0,8% no pousio e 0,76% na aveia. Isso pode estar relacionado ao fato que STICS simulou uma menor lixiviação de nitrato no sistema pousio comparado ao sistema com aveia preservando maior quantidade de N mineral no solo.

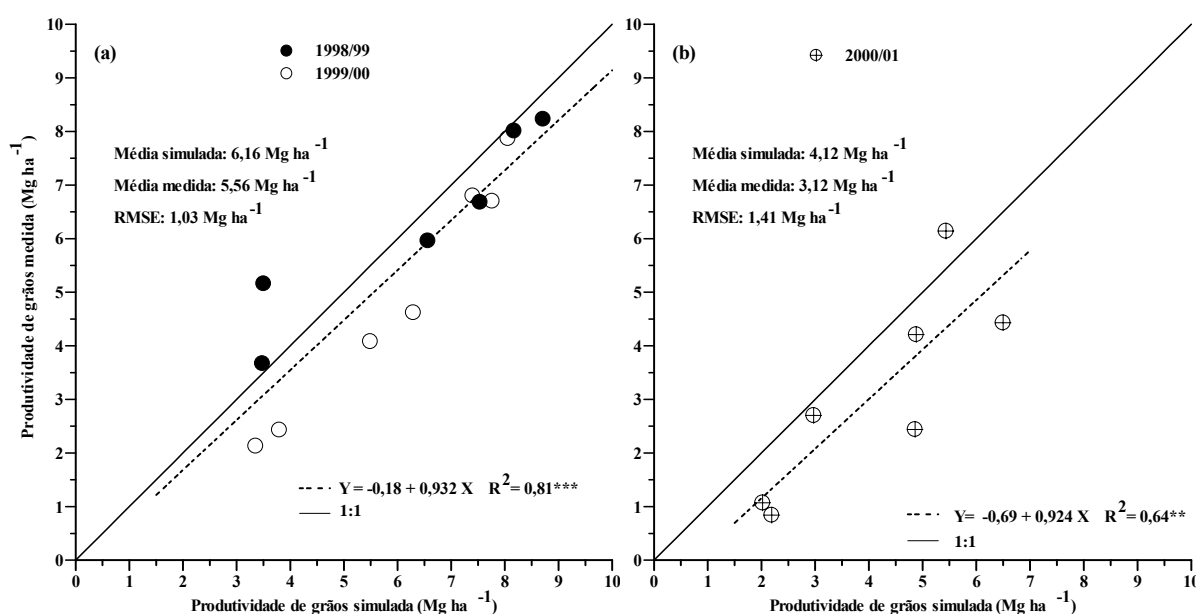


Figura 4.31 – Relação entre valores medidos e simulados por STICS da produtividade de grãos de milho, em 1998/99 e 1999/00 (a) e 2000/01 (b), nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com a aplicação de N-uréia e dejetos de suínos e sem fertilização nitrogenada. Os símbolos representam os valores medidos.

4.4.2.3 Dinâmica da água no solo

A correta simulação da dinâmica da água no solo por modelos de culturas não é importante apenas para estimar o fornecimento de água às plantas mas também para estimar a mineralização de N já que esta é bastante influenciada pela umidade do solo. Além disso, uma correta simulação do conteúdo de água no solo é essencial para a estimativa da lixiviação de nitrato. Nas figuras 4.32, 4.33 e 4.34 são apresentadas as simulações realizadas por STICS da quantidade de água no solo na camada 0-60 cm nos tratamentos sem a aplicação de dejetos e

com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nos três anos de experimentação nos sistemas pousio/milho e aveia/milho. Os valores dos critérios estatísticos indicaram que o modelo foi capaz de realizar uma correta simulação do estoque de água no solo nos três anos de experimentação durante o desenvolvimento da cultura do milho com valores de RMSE que variaram de 6,5% a 13,5% (APÊNDICE D). Saseendran et al. (2004) ao utilizarem os modelos RZWQM e CERES em um estudo do manejo da adubação nitrogenado na cultura do trigo, verificaram que na média de três anos em diferentes tratamentos o conteúdo de água no solo (0-180 cm) foi estimado por esses modelos com valores de RMSE de 11,8% e 26,0%, respectivamente. Fruk (2002) utilizando STICS em solos do sul da França obteve valores de RMSE de 7,2% para simulações do estoque de água no solo (0 – 120 cm) cultivado com mostarda e de 9,7% cultivado com azevém. Trabalhando em região tropical com um solo argiloso, Sierra et al. (2003) também verificaram que STICS foi hábil em simular a dinâmica da água no solo na camada 0 – 80 cm.

Em função da baixa precipitação pluviométrica ocorrida nos dois primeiros anos, observa-se que a partir dos 50 dias após o início das simulações ocorreu uma redução no estoque de água no solo (Figura 4.32 e 4.33). Embora STICS não tenha simulado quantitativamente tal redução no estoque de água, ele simulou as tendências gerais da evolução da quantidade de água na camada 0-60 cm. Em períodos com baixa precipitação pluviométrica e elevada demanda de água pelas plantas, o modelo apresentou a tendência de subestimar a água no solo. Comportamento semelhante também foi verificado por Scopel et al. (2004) ao empregarem o modelo STICS na simulação da dinâmica da água em solo do cerrado. Essa redução no conteúdo de água no solo dos tratamentos com a aplicação dos dejetos, comparado aos tratamentos sem a aplicação dos mesmos, se deve a maior demanda em água pelas plantas de milho devido o seu melhor desenvolvimento com a aplicação do N através dos dejetos.

No segundo ano e nos tratamentos com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ o estoque simulado de água no solo é subestimado até próximo à maturação fisiológica do milho, comparado aos tratamentos sem dejetos (Figura 4.33). Em 2000/01, em função da maior precipitação pluviométrica e da periodicidade dos eventos pluviométricos, o estoque de água na camada de 0 – 60 cm pouco variou durante o desenvolvimento da cultura do milho (Figura 4.34). Nesse ano agrícola também se observa que o conteúdo de água no solo foi superestimado pelo modelo, principalmente nos primeiros 30 dias após a aplicação dos dejetos, período em que a demanda em água pela cultura do milho ainda é baixa. Uma superestimação ou uma subestimação no estoque de água simulado pelo modelo terá efeitos sobre a quantidade de

água drenada e conseqüentemente sobre a quantidade de nitrato lixiviado. Em estudos futuros envolvendo a utilização de modelos como STICS é interessante uma maior freqüência na determinação dos teores de umidade a fim de melhor avaliar a capacidade do modelo em simular a dinâmica da água no solo.

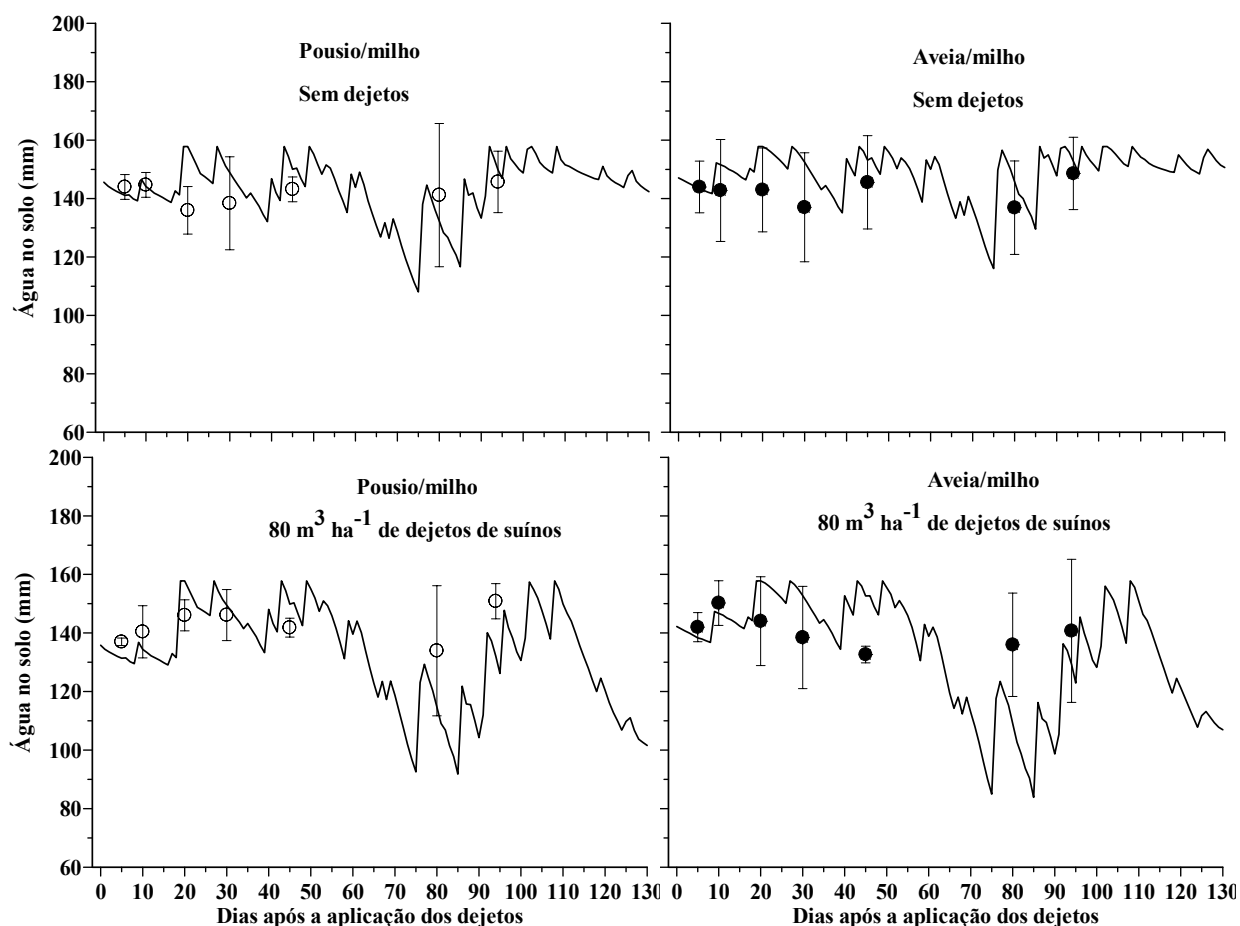


Figura 4.32 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de água no solo na camada de 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi cultivado sem o uso de dejetos e com o uso de 80 m^3 de dejetos ha^{-1} nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

Os valores de desvio padrão das médias medidas são bastante elevados e se devem principalmente à variabilidade dos valores de umidade em profundidade (30 – 60 cm). A presença do horizonte Bt apresentando variação em sua profundidade no perfil do solo da área onde foram realizados os experimentos é a principal causa das variações nos teores de umidade do solo na camada de 0 – 60 cm. Esse gradiente textural também deve afetar os valores da capacidade de campo para cada camada o que pode provocar uma maior diferença

entre valores medidos e observados haja vista que STICS baseia-se na hipótese de que o solo é homogêneo na camada avaliada. O fato do modelo não considerar essa heterogeneidade e também o fluxo capilar ascendente de água no solo deve aumentar o erro sobre a estimativa dos fluxos de saída de água do solo por drenagem ou por evaporação.

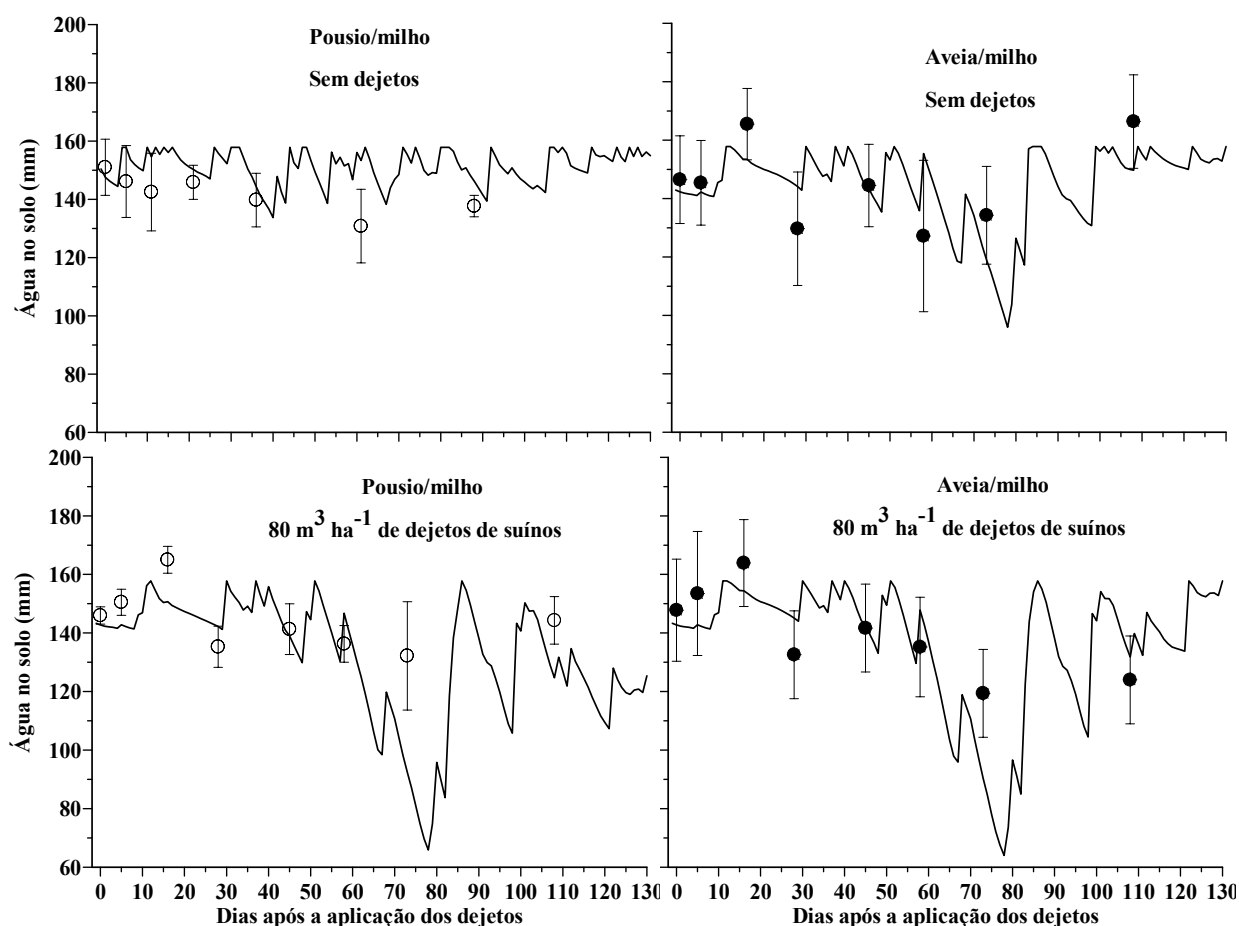


Figura 4.33 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de água no solo na camada de 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi cultivado sem o uso de dejetos e com o uso de 80 m^3 de dejetos ha^{-1} nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 1999/00. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

A palha de aveia teve um efeito maior sobre a umidade do solo na camada superficial, principalmente nos dois primeiros anos onde ocorreu menor precipitação pluviométrica (dados não mostrados). Em função disso, foram apresentados somente os valores de umidade para a camada 0 – 5 cm nos sistemas com aveia e pousio sem a aplicação de dejetos de suínos nos anos agrícolas 1998/99 e 1999/00 (Figura 4.35). Observa-se que as diferenças entre valores medidos e simulados de umidade do solo nos tratamentos com pousio e com aveia são

maiores na fase inicial, onde o mulch de aveia é formado. STICS foi capaz de simular uma maior umidade do solo devido à presença do mulch, porém o modelo não simulou quantitativamente as diferenças entre os tratamentos com e sem palha. Além disso, em períodos de baixa precipitação pluviométrica, na presença do mulch de aveia, o modelo apresentou a tendência de superestimar o teor de água no solo. Esse comportamento também foi observado por Scopel et al. (2004) durante a parametragem do submodelo mulch de STICS. Segundo esses autores essa tendência de superestimar a umidade no solo na presença da palha se deve ao fato do submodelo mulch estar subestimando a energia que ultrapassa o mulch e atinge o solo, reduzindo, conseqüentemente a evaporação e preservando uma maior umidade no solo.

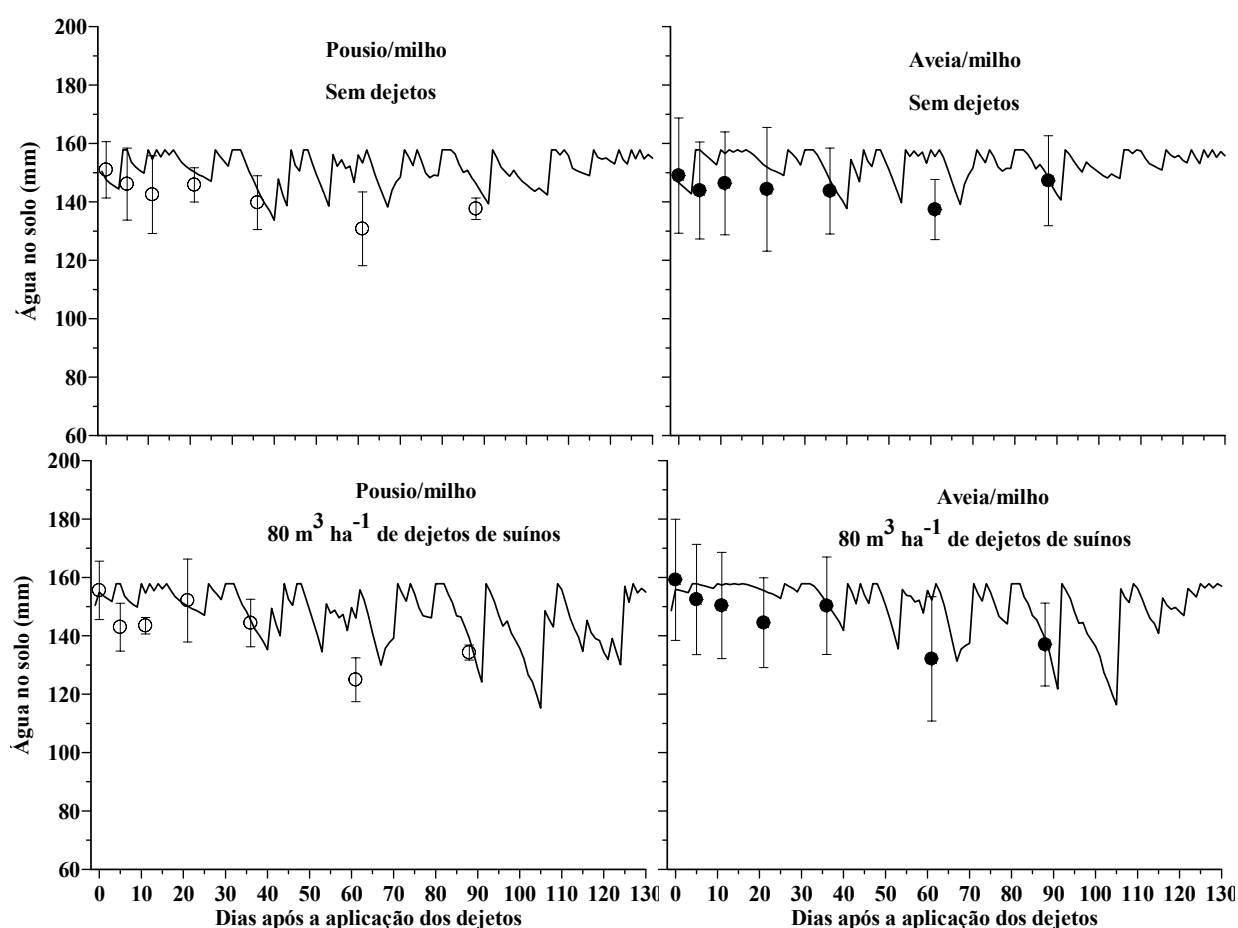


Figura 4.34 – Valores medidos e simulados por STICS da quantidade de água no solo na camada de 0-60 cm dos tratamentos em que o milho foi cultivado sem o uso de dejetos e com o uso de 80 m³ de dejetos ha⁻¹ nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 2000/01. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

As variações observadas nos valores de umidade na superfície do solo, com menores valores no sistema com pousio, explicam a menor quantidade de N mineralizado nesse sistema comparado ao sistema com aveia, onde os valores de umidade em superfície foram menos flutuantes e mais elevados. A presença da palha, além de manter maior umidade no solo, favorece uma maior infiltração de água no solo devido a mesma diminuir o escoamento superficial em relação ao sistema com pousio.

Trabalhando no mesmo tipo de solo em que foi conduzido este estudo, Basso (2003) determinou a quantidade da água das chuvas que foi perdida por escoamento superficial. A partir desses resultados, foi estabelecido que, para precipitações superiores a 10 mm, 35% da água que atingiu a superfície do solo no sistema pousio/milho foi escoado. No sistema aveia/milho a proporção de água que escoou foi estimada em 27%. Utilizando esses valores, STICS simulou uma maior drenagem no sistema com palha de aveia do que no sistema com pousio (Figura 4.36). Na média dos tratamentos em cada sistema, nos três anos agrícolas, a quantidade de água drenada no sistema aveia/milho supera aquela observada no sistema pousio/milho em 57 mm, 70 mm e 130 mm em 1998/99, 1999/00 e 2000/01, respectivamente. Essas diferenças nas quantidades médias drenadas entre os sistemas com pousio e aveia em cada ano se devem às diferenças na quantidade de água que atinge a superfície do solo em cada ano, seja por chuva natural ou irrigação.

Em 1999/00 a quantidade de água adicionada ao sistema foi de 923 mm (729 mm de chuva + 194 mm irrigação) e em 2000/01 de 975 mm (937 mm de chuva + 38 mm irrigação). Embora os valores sejam próximos, verifica-se na figura 3.35a que a quantidade de água drenada no sistema com aveia em 1999/00 foi inferior à quantidade de água drenada em 2000/01 em 61%. A melhor distribuição das chuvas em 2000/01 manteve o solo com maiores valores de umidade comparada ao ano de 1999/00 (Figura 4.34). Esse aspecto, aliado a maneira como o modelo STICS calcula o fluxo de água no solo contribuíram para uma maior drenagem no ano de 2000/01. STICS simula a transferência d'água e nitrato no solo, utilizando uma analogia do tipo reservatório onde a água que penetra no solo preenche as camadas em cascata sendo que o limite superior de cada reservatório elementar (camada) corresponde à capacidade de campo da camada. Desta forma, o solo estando com umidade próxima à capacidade de campo ao receber uma certa quantidade de água vai favorecer um maior fluxo de água entre as camadas adjacentes. Anteriormente, foi observado que o modelo superestimou a quantidade de água na camada de 0-60 cm do solo em 2000/01 (Figura 4.34) indicando que a quantidade de água drenada também pode ter sido superestimada nesse ano agrícola.

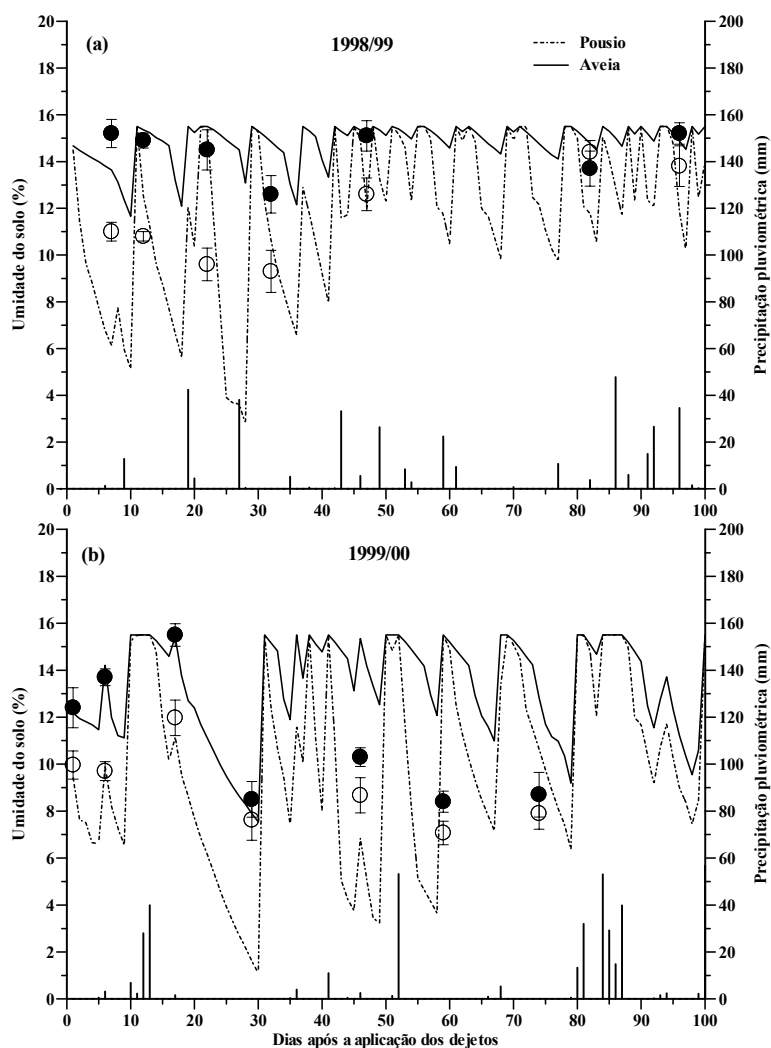


Figura 4.35 – Valores medidos e simulados por STICS da umidade do solo na camada de 0-5 cm dos tratamentos sem o uso de dejetos nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 1998/99 (a) e 1999/00 (b) e precipitação pluviométrica ocorrida em cada ano agrícola. Os símbolos representam os valores medidos e as linhas os valores simulados pelo modelo. As barras verticais representam o desvio padrão da média dos valores medidos.

É interessante destacar que a quantidade de água que drenou para além da camada 0-60 cm apresentada na figuras 4.36 representa valores médios de drenagem obtidos nos diversos tratamentos em cada sistema. Porém, nos tratamentos que receberam a aplicação de nitrogênio (dejetos ou uréia) mesmo com a ocorrência de chuvas em alguns períodos não foi verificada drenagem abaixo da profundidade de 60 cm. No ano de 1998/99, por exemplo, no período de 90 a 102 dias após a aplicação dos dejetos, a precipitação acumulada atingiu 121 mm porém não se verificou drenagem nos tratamentos com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 4.37). Já no tratamento com aveia sem dejetos foram drenados 73 mm de água. Essas diferenças se devem a maior demanda em água pela planta no tratamento com a aplicação dos

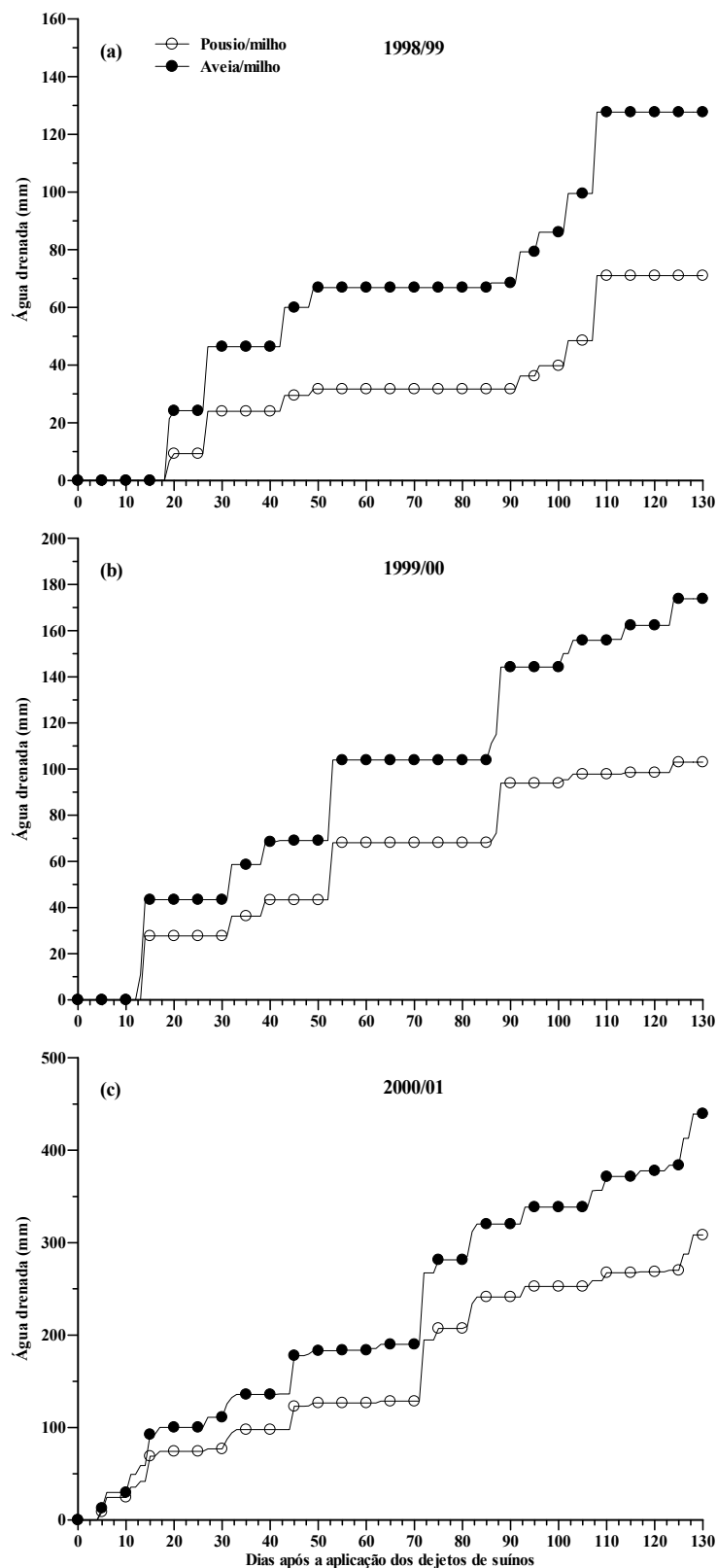


Figura 4.36 – Valores simulados por STICS da quantidade de água drenada abaixo da camada de 0-60 cm na média dos tratamentos nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos anos agrícolas de 1998/99 (a), 1999/00 (b) e 2000/01 (c). Os símbolos apenas identificam os tratamentos.

dejetos devido a maior produção de MS. Esse efeito do melhor desenvolvimento das plantas de milho sobre a dinâmica da água também foi verificado sobre o estoque de água no solo (Figura 3.32), onde observou-se que no período de 90 a 102 dias após a aplicação dos dejetos, mesmo com a ocorrência das precipitações, o conteúdo de água no solo era inferior nos tratamentos com a aplicação dos dejetos do que nos tratamentos sem dejetos. Isso evidencia que a fertilização nitrogenada melhora o desenvolvimento da planta aumentando a demanda em água e nutrientes, o que pode ter reflexos sobre a quantidade de água e de N perdido do sistema.

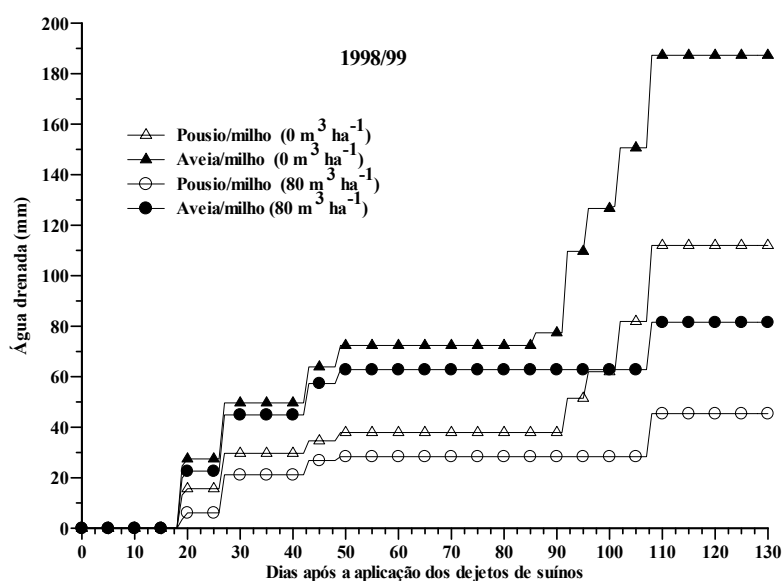


Figura 4.37 – Valores simulados por STICS da quantidade de água drenada abaixo da camada de 0-60 cm nos tratamentos com e sem a aplicação de dejetos de suínos ($80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho no ano agrícola de 1998/99. Os símbolos apenas identificam os tratamentos.

4.4.2.4 Quantidade de N-NO_3^- lixiviada

Através da utilização de modelos de culturas agro-ambientais, como STICS, é possível obter informações tanto sobre o impacto das práticas agrícolas sobre a produtividade das plantas cultivadas, como sobre o ambiente. Um dos objetivos do presente trabalho foi o de utilizar a modelização para quantificar a lixiviação de nitrato com o uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto.

As simulações da dinâmica da lixiviação de nitrato para além da camada de 0-60 cm, durante o ciclo da cultura do milho para os tratamentos com aplicação de N (80 m^3 de dejetos ha^{-1} e 160 kg de N-uréia ha^{-1}) e sem fertilização nitrogenada nos sistemas com pousio e aveia

nos três anos agrícolas, mostram que, já aos 10 dias após a aplicação dos dejetos, o modelo simulou uma maior quantidade de N lixiviada no tratamento com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ no tratamento aveia/milho (Figura 4.38). Esse resultado indica que o nitrato formado a partir da nitrificação do N amoniacal aplicado com os dejetos desceu rapidamente no perfil do solo. Após esse período, as maiores quantidades de N perdido por lixiviação de NO_3^- , conforme simulado pelo modelo, estiveram relacionadas com os eventos pluviométricos mais intensos que ocorreram aos 27 e 108 dias (37 e 55 mm) em 1998/99; aos 52 e 84 dias (53 e 53 mm) em 1999/00; e aos 44 e 77 dias (66 e 117 mm) em 2000/01. No entanto, essa relação entre precipitação pluviométrica elevada e lixiviação de nitrato nem sempre é positiva. Conforme observado em 1998/99, no tratamento com $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ no sistema com aveia, a ocorrência de uma chuva de 48 mm em um período em que o estoque de água no solo apresentava-se baixo não provocou drenagem e conseqüentemente não promoveu a perda de N por lixiviação de NO_3^- .

Nos primeiros 100 dias após o início das simulações em 1998/99 (Figura 4.38a) a quantidade de N lixiviada no tratamento com aveia sem a aplicação de dejetos superou o tratamento pousio com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos. Já em 1999/00, esse mesmo tratamento apresentou quantidades de N lixiviado semelhantes aos tratamentos com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e com N-uréia no sistema com pousio (Figura 4.38b). Esse resultado se deve a menor drenagem de água nos sistemas fertilizados, conforme comentado anteriormente, e também ao fato de que no sistema em pousio ocorre uma maior perda de água por escoamento superficial, diminuindo a infiltração de água no solo. A menor perda de água por escoamento e também a menor taxa de evaporação devido a presença da palha contribui para que o solo mantenha-se com o estoque de água próximo a sua capacidade limite (limitado pela capacidade de campo). Assim, o modelo considera que uma menor quantidade de água será necessária para provocar drenagem comparada ao mesmo solo apresentando estoque de água inferior.

A maior parte do N lixiviado no período de 130 dias nos tratamentos com a aplicação dos dejetos ocorreu durante os primeiros 52 dias após a aplicação dos mesmos ao solo (Figura 4.38). Basso (2003) trabalhando em área próxima àquela dos experimentos utilizados no presente estudo verificou que a concentração de nitrato na água drenada abaixo da profundidade de 60 cm diminuiu significativamente após os dois primeiros meses da aplicação dos dejetos ao solo. Isso se deve ao fato de que os dejetos de suínos são aplicados antecedendo a semeadura das culturas o que provoca um aumento da disponibilidade de N no solo em uma fase em que a demanda em N pelas mesmas é baixa. Com o aumento da

demanda em N pela cultura diminui as quantidades de nitrato no solo e conseqüentemente é reduzida a concentração de N-NO_3^- na água drenada.

As quantidades totais de N-NO_3^- lixiviado desde a aplicação dos dejetos de suínos até a maturação fisiológica do milho e a contribuição dos dejetos e do N uréia para a quantidade de N lixiviado são mostrados na tabela 4.14. O N-NO_3^- lixiviado proveniente dos dejetos e do N uréia ($\Delta \text{N-NO}_3^-$) foi obtido subtraindo-se as quantidades de N-NO_3^- lixiviado nos sistemas com pousio e com aveia sem dejetos, das quantidades de N-NO_3^- destes mesmos sistemas com a aplicação de dejetos de suínos e N uréia. Foi determinado também o valor de $\Delta \text{N-NO}_3^-$ para o tratamento com a palha de aveia na superfície do solo, subtraindo a quantidade de nitrato lixiviada no sistema com pousio daquela observada no sistema com aveia, ambos sem a aplicação de dejetos. Nos três anos, as maiores quantidades de N-NO_3^- perdidas por lixiviação ocorreram nos tratamentos com a aplicação de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ no sistema aveia/milho. Nos dois primeiros anos o valor de $\Delta \text{N-NO}_3^-$ variou de $-3,4$ a $5,1 \text{ kg ha}^{-1}$ no sistema pousio/milho e de $0,26$ a $11,4 \text{ kg ha}^{-1}$ no sistema aveia/milho. Em função da maior precipitação pluviométrica e da freqüência dos eventos pluviométricos ocorridos em 2000/01, nesse ano agrícola o modelo simulou as maiores perdas de N por lixiviação de nitrato. Os valores de $\Delta \text{N-NO}_3^-$ no sistema com pousio foram de $20,6$ e $44,5 \text{ kg ha}^{-1}$ nas doses de 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente. Nestas mesmas doses, porém no sistema com aveia, os valores de $\Delta \text{N-NO}_3^-$ foram de $24,4$ e $59,9 \text{ kg ha}^{-1}$. Esses valores estimados de lixiviação de N-NO_3^- obtidos em 2000/01 representam, na média dos tratamentos, uma perda de 20% do N total aplicado com os dejetos.

Marchetti et al. (2004) aplicaram o equivalente a $600 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na forma de uréia e dejetos no milho em 4 experimentos localizados no norte da Itália e estimaram através dos modelos MACRO e SOILN perdas de N por lixiviação de N-NO_3^- que variaram de 1 a 22 kg ha^{-1} com o uso de dejetos líquidos e de 5 a 20 kg ha^{-1} com o uso de uréia. Weslien et al. (1998) ao medirem a água drenada além da profundidade de 90 cm estimaram perdas de N-NO_3^- por lixiviação de nitrato devido à aplicação de dejetos de suínos da ordem de $3,8 \text{ kg ha}^{-1}$ na primavera na cultura da cevada e de $7,8 \text{ kg ha}^{-1}$ no outono na cultura do triticale. Gupta et al (2004) comparando o efeito da aplicação de dejetos de bovinos ($412 \text{ kg de N total ha}^{-1}$ e $130 \text{ kg de N amoniacal ha}^{-1}$) no outono e no inverno sobre a lixiviação de nitrato verificaram que $23,2 \text{ kg ha}^{-1}$ de N-NO_3^- foram perdidos com a aplicação no outono e $9,4 \text{ kg ha}^{-1}$ com a aplicação na primavera.

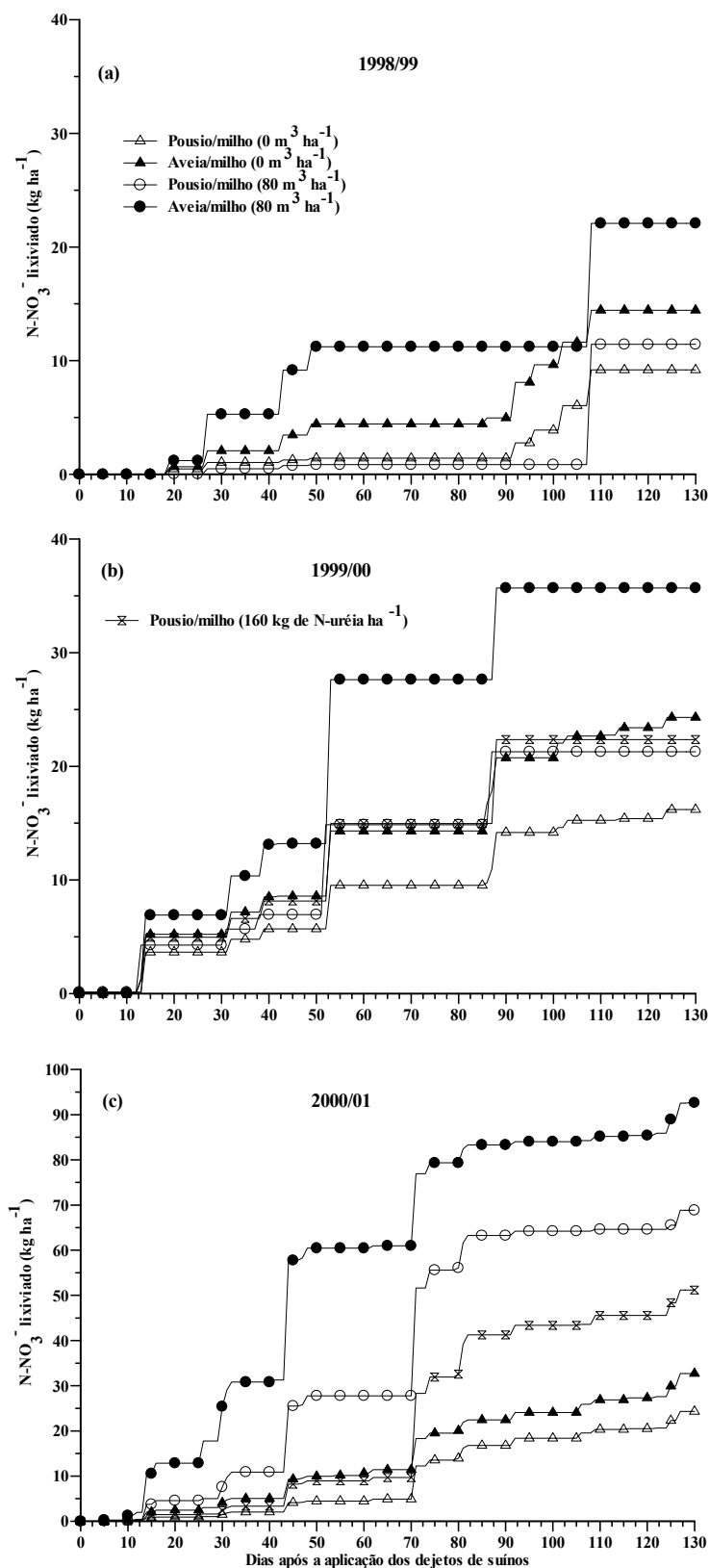


Figura 4.38 – Valores simulados por STICS da quantidade de N-NO_3^- lixiviada abaixo da camada de 0-60 cm nos tratamentos com e sem a aplicação de dejetos ($80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e com N uréia nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos anos agrícolas de 1998/99 (a), 1999/00 (b) e 2000/01 (c). Os símbolos apenas identificam os tratamentos.

Em 1998/99, onde ocorreu baixa precipitação pluviométrica, as quantidades de N-NO_3^- lixiviadas com o uso de dejetos até a dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (80 kg ha^{-1} de N amoniacal) foram inferiores aquelas simuladas para o tratamento sem dejetos (Tabela 4.14). Esse resultado indica que a maior demanda em água pela planta devido ao melhor desenvolvimento vegetativo da mesma, provocado pela adubação nitrogenada, pode reduzir as perdas de N por lixiviação. A partir desse resultado se poderia imaginar o estabelecimento de uma dose ótima de N a aplicar no milho onde há um aumento na produção de fitomassa e na produtividade de grãos sem provocar a poluição das águas subsuperficiais pela lixiviação de nitrato. Todavia, é difícil de alcançar essa otimização entre fornecimento de N pelos dejetos de suínos e a demanda em N pelo milho, especialmente em anos com precipitação pluviométrica elevada em que doses relativamente baixas de N aplicado podem resultar em perdas importantes de N por lixiviação. No ano de 2000/01, cuja a precipitação durante o desenvolvimento do milho foi elevada (975 mm), a aplicação de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (69 kg ha^{-1} de N amoniacal) resultou numa perda estimada de N via lixiviação de N-NO_3^- de $22,5 \text{ kg de N ha}^{-1}$. O uso parcelado dos dejetos pode ser uma estratégia para reduzir as perdas de N por lixiviação em anos chuvosos.

Tabela 4.14 – Valores simulados por STICS da quantidade de N-NO_3^- lixiviada abaixo da camada de 0-60 cm nos tratamentos com e sem a aplicação de dejetos (40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e com N uréia nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos anos agrícolas de 1998/99, 1999/00 e 2000/01.

Ano	Pousio/milho				Aveia/milho		
	$0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	N-uréia	$0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$	$80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$
	kg de $\text{N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$						
1998/99	9,2	5,9	11,4	—	14,5	14,7	22,1
1999/00	16,2	17,5	21,3	22,4	24,3	30,0	35,7
2000/01	24,3	44,9	68,8	51,2	32,7	57,0	92,6
	Delta $\text{N-NO}_3^- \text{ (kg ha}^{-1})^1$						
1998/99	—	-3,4	2,2		5,3	0,26	7,6
1999/00	—	1,3	5,1	6,2	8,1	5,1	11,4
2000/01	—	20,6	44,5	26,9	8,4	24,4	59,9

¹ Diferença entre a quantidade de N-NO_3^- lixiviado nos sistemas pousio/milho e aveia/milho com e sem o uso de fertilizantes. O delta N-NO_3^- para o sistema aveia/milho representa a diferença entre a quantidade de nitrato lixiviado nesse sistema e aquela verificada no sistema pousio/milho sem fertilização.

Nos dois primeiros anos, a maior parte do N lixiviado teve origem da mineralização da matéria orgânica do solo. Em 2000/01 a quantidade simulada de N lixiviado no tratamento com aveia sem o uso de fertilizante atingiu $32,7 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$. Basso (2003) utilizando lisímetros de tensão zero, instalados a uma profundidade de 60 cm, encontrou uma perda de N por lixiviação de N-NO_3^- de $2,5 \text{ kg ha}^{-1}$ durante o cultivo do milho após a aveia em 2000/01 sem o uso de dejetos. Essa diferença entre a quantidade de N-NO_3^- lixiviada medida por Basso (2003) e aquela simulada pelo modelo no presente estudo indica que o modelo pode estar superestimando a quantidade lixiviação. Isso é reforçado pelo fato do modelo ter superestimado a quantidade de água no solo e subestimado a quantidade de N acumulada pelo milho em 2000/01.

A contribuição significativa do N proveniente da mineralização da matéria orgânica do solo para a lixiviação de nitrato também foi constatada por Weslien et al. (1998) e Gupta et al. (2004). Weslien et al. (1998) trabalhando em solo com 5% de MO estimaram perdas de N por lixiviação abaixo da camada 90 cm de $8,3 \text{ kg ha}^{-1}$ na primavera na cultura da cevada e de $11,3 \text{ kg ha}^{-1}$ no outono na cultura do triticale. Gupta et al. (2004) trabalhando em solo com 2,5% de matéria orgânica utilizaram lisímetros de tensão zero instalados a uma profundidade de 60 cm, e encontraram, na média de dois anos valores de N lixiviado de 28 kg ha^{-1} no solo sem o aporte de N. No presente estudo as perdas de N-NO_3^- por lixiviação nos sistemas sem a aplicação de fertilizantes e na média dos três anos agrícolas corresponderam a cerca de 15 a 38% do N mineralizado da MOS no pousio e de 22 a 47% do na aveia.

A lixiviação do N aplicado com a uréia superou aquela observada para os dejetos no ano de 1999/00, em função da menor quantidade de N mineral aplicada com os dejetos. Em 2000/01 foram aplicados no sistema pousio/milho e com as doses de 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente, 124 e $248 \text{ kg de N total ha}^{-1}$ (69 e $138 \text{ kg de N amoniacal ha}^{-1}$), enquanto no tratamento com N uréia foram aplicados $160 \text{ kg de N ha}^{-1}$. Observa-se que as quantidades de N lixiviadas foram semelhantes entre os tratamentos com N uréia e com a dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos. A partir desse resultado, pode-se inferir que os dejetos de suínos apresentam um potencial maior de perdas de N por lixiviação do que a adubação com uréia. Isso se deve ao fato de que a aplicação do N via dejetos de suínos foi realizada em uma única vez, antecedendo a sementeira do milho, enquanto o N aplicado via uréia foi parcelado em três vezes (semeadura e duas aplicações em cobertura). Os resultados relativos à lixiviação de N com a aplicação de dejetos e uréia no milho obtido com STICS discorda daqueles obtidos por Díez et al (2001) na região do mediterrâneo, os quais encontraram $26,6 \text{ kg ha}^{-1}$ de N lixiviado

com o uso de 170 kg de N-uréia e 25,5 kg ha⁻¹ na dose de 163 kg de N total com dejetos de suínos na cultura de milho irrigada.

A elevada lixiviação de nitrato estimada com a aplicação dos dejetos de suínos em 2000/01 se deve à combinação de dois aspectos principais: a ocorrência de elevada precipitação pluviométrica e a presença de nitrato no solo em uma fase de baixa demanda em N pela cultura do milho, já que a aplicação do N com os dejetos é feita em dose única, antecedendo a semeadura do milho. É provável que a aplicação do N parcelada dos dejetos possa reduzir as perdas de N por lixiviação em anos com elevada precipitação pluviométrica. Para testar essa hipótese, utilizou-se o modelo STICS para simular o efeito da aplicação dos dejetos em dose parcelada (50% na semeadura e 50% em cobertura) sobre a quantidade de N lixiviado e a produtividade das culturas nos anos agrícolas 1998/99 e 2000/01. Esses dois anos foram escolhidos por diferirem quanto a precipitação pluviométrica.

As simulações realizadas por STICS indicaram que em 1998/99, onde a precipitação pluviométrica foi baixa, o parcelamento da dose de 80 m³ ha⁻¹ de dejetos reduziu a quantidade de N lixiviada apenas no sistema aveia/milho, comparado à aplicação em dose única, porém essa redução foi de somente 3,7 kg ha⁻¹. Com o parcelamento da dose de 80 m³ ha⁻¹ a produtividade de grãos de milho no sistema aveia/milho aumentou em 4% em relação à aplicação em dose única. Em 2000/01, onde a precipitação pluviométrica foi mais elevada, a aplicação parcelada reduziu a quantidade N lixiviado em relação a dose única em 36 kg ha⁻¹ no pousio/milho e 38 kg ha⁻¹ na aveia/milho. Tais reduções na lixiviação de N-NO₃⁻ se refletiram em aumentos na produtividade de grãos de milho em 3% e 29%, respectivamente. Após três anos de estudos no norte da Europa com o uso de dejetos de bovinos aplicados em dose única, e parcelada Schroder et al. (1999) concluíram que houve efeito positivo da aplicação parcelada sobre a produtividade de milho somente em anos chuvosos. Essa é a mesma tendência observada por Basso & Ceretta (2000) utilizando o N uréia no milho.

Esse exemplo da simulação com STICS dos efeitos da aplicação dos dejetos em dose única e parcelada sobre a produtividade do milho e a quantidade de N lixiviado ilustra como o uso da modelização pode fornecer uma resposta rápida sobre um determinado problema e auxiliar na tomada de decisão.

4.5 Conclusões

- 1) A dinâmica do N na camada de 0 – 60 cm do solo foi satisfatoriamente simulada utilizando o modelo STICS, quando inserido nesse modelo um fator para expressar as

perdas de N por volatilização de amônia, após a aplicação dos dejetos de suínos, as quais foram subestimadas por STICS.

- 2) É possível de estimar de forma adequada as quantidades de nitrato no perfil do solo utilizando o modelo STICS, embora a quantidade de nitrato na camada de 0 – 60 cm, após a aplicação dos dejetos ao solo, foi superestimada pelo modelo em função da diferença entre a taxa de nitrificação utilizada por STICS e aquela observada em condição de campo.
- 3) A dinâmica da água na camada de 0 – 60 cm do solo foi bem simulada por STICS, com um erro inferior a 13,5%.
- 4) O modelo STICS evidencia que a palha da aveia na superfície do solo, no sistema aveia/milho, favorece a drenagem d'água e a lixiviação de nitrato, em relação ao solo com os resíduos das plantas invasoras no sistema pousio/milho.
- 5) O modelo STICS simulou que em anos com elevada precipitação pluviométrica a perda de N por lixiviação pode atingir até 20% do N aplicado com os dejetos e indicou que estas perdas podem ser reduzidas com a aplicação parcelada desse material orgânico ao solo em sistema plantio direto.
- 6) O modelo STICS simulou que o N proveniente da mineralização da MOS contribui significativamente para as quantidades de nitrato lixiviado no solo durante o cultivo do milho e que a adubação nitrogenada, por promover um melhor desenvolvimento da planta, pode reduzir essas perdas.
- 7) Os resultados desse estudo evidenciaram que o modelo STICS reparametrado apresenta potencial para ser utilizado em condições de clima subtropical na simulação da dinâmica do N e da água em sistema plantio direto.

CONCLUSÕES GERAIS

- 1) Os dejetos sólidos de suínos gerados durante a criação dos animais no sistema de cama sobreposta, apresentam menor potencial fertilizante do que os dejetos manejados na forma líquida, em função da baixa taxa de mineralização do N presente nesse material orgânico. Isso indica que a adição continuada de cama sobreposta deverá contribuir para aumentar o estoque de N orgânico no solo, aumentando o efeito residual da mesma.
- 2) A incorporação dos dejetos de suínos não é recomendada por que ela não melhora a eficiência dos mesmos como fertilizante nitrogenado ao milho, além de promover uma maior emissão de C-CO₂ para a atmosfera comparada ao sistema sem incorporação.
- 3) A aplicação dos dejetos de suínos ao solo, juntamente com a palha de aveia, não aumenta a decomposição da palha, tanto em sistema plantio direto como no sistema de preparo reduzido.
- 4) A recuperação pelo milho do N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos de suínos é baixa, sendo que apenas 14,9% dessa fração de N foram encontrados na parte aérea e nas raízes até a maturação fisiológica da cultura.
- 5) A emissão de N-N₂O aumenta com a aplicação dos dejetos líquidos em relação aos sistemas sem dejetos.
- 6) O modelo STICS subestima as perdas de N por volatilização de amônia, após a aplicação dos dejetos de suínos em plantio direto, sendo que a fixação das perdas do N amoniacal aplicado com os dejetos em 38% resultou numa simulação adequada pelo modelo da quantidade de N mineral no solo. O modelo simulou satisfatoriamente a quantidade acumulada de MS e de N pela parte aérea do milho, a produtividade de grãos de milho e a dinâmica da água no solo em sistema plantio direto. De maneira geral, os resultados obtidos com STICS evidenciam que este modelo pode ser utilizado para simular a dinâmica do N e da água no sistema solo-planta com o uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto.

PERSPECTIVAS FUTURAS

Durante a realização deste trabalho, e após a análise dos resultados obtidos, foi possível identificar alguns aspectos que merecem ser priorizados em estudos futuros envolvendo o uso de dejetos de animais. Entre esses pode-se destacar os seguintes:

- 1) Avaliar, em condições de campo e de laboratório, a mineralização do N de diferentes tipos de cama sobreposta (maravalha, casca de arroz, palha de trigo) e com diferentes tempos de permanência no sistema criatório;
- 2) Em função da baixa taxa de mineralização do N orgânico da cama sobreposta parece interessante avaliar o efeito fertilizante desse material em estudos de longo prazo (efeito residual) e também em culturas menos exigentes em N do que o milho, como, p. ex. o feijão;
- 3) Avaliar o efeito da temperatura e da umidade sobre a mineralização do N presente em solos de clima subtropical e tropical, já que as funções relativas a esses dois fatores abióticos, presentes na versão atual de STICS, foram estabelecidos em condições de clima temperado;
- 4) Determinar a camada de solo que contribui efetivamente para a mineralização do N orgânico, incubando amostras de diferentes camadas de solos representativos da região Sul do Brasil a valores constantes de temperatura e umidade;
- 5) Coletar amostras de dejetos em diversas propriedades rurais para caracterização e posterior incubação em condições controladas visando avaliar a dinâmica de decomposição dos dejetos. Essas informações serviriam à parametrização do submodelo decomposição de STICS para simular a decomposição dos dejetos após a sua aplicação no solo;
- 6) Avaliar as alterações do pH do solo provocadas pela aplicação dos dejetos e relacioná-las com as perdas de N por volatilização de amônia a fim de possibilitar a calibração do submodelo volatilização de amônia de STICS.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS - ABCS – Disponível em: www.abcs.com.br. Acesso em jun. 2003.
- ABIVEN, S. et al. Impact of residue quality and location in soil on the C and N mineralization of residues from cropping systems from Cerrados, Brazil. In: WORLD CONGRESS SOIL SCIENCE, 17., 2002, Bangkok. **Anais...** Bangkok, International Union of Soil Sciences, 2002. 1 CD ROOM.
- ADDISCOTT, T.M. Modelling the fate of crop nutrients in the environment: problems of scale and complexity. **European Journal of Agronomy**, n. 4, p. 413-417, 1995.
- AITA, C. **Couplage des cycles du carbone et de l'azote dans les sols cultivés** : étude, au champ, des processus de decomposition après apport de matière organique fraîche. 1996. 196f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Université Paris VI, Paris, 1996.
- AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura d solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 27, p. 601-612, 2003.
- AITA, C. et al. Consorciação de plantas de cobertura antecedendo o milho em plantio direto: I - Dinâmica do nitrogênio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 28, p. :739-749, 2004.
- AJWA, H.A.; TABATABAI, M.A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology and Fertility of Soils**, n. 18, p. 175-182, 1994.
- ALMEIDA, A. C. R. **Uso associado de esterco liquido 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.
- AMBUS, P.; JENSEN, E.S. Nitrogen mineralization and denitrification as influenced by crop residue particle size. **Plant and Soil**, n. 197, p. 261-270, 1997.
- ANDRÉN, O.; PAUSTIAN, K. Barley straw decomposition on the field:a comparison of models. **Ecology**, v. 68, p. 1190-1200, 1987.
- ANGERS, D.A.; RECOUS, S. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. **Plant and Soil**, v. 189, p. 197-203, 1997.
- 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.

- BALESDENT, J.; CHENU, C.; BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. **Soil and Tillage Research**, n. 53, p. 215-230, 2000.
- BALL, B.C.; SCOTT, A.S.; PARKER, J.P. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil and Tillage Research**, v. 53, p. 20-39, 1999.
- BARCELLOS, L. A. R. **Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos**. 1991. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.
- BARTON, L. et al. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: a review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 37, p. 1073-1093, 1999.
- BASSO, C.J.; CERETTA, C.A. Manejo do nitrogênio no milho em sucessão a plantas de cobertura de solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 905-915, 2000.
- BASSO, C.J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125f. Tese (Doutor em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.
- BEAOJOUAN, V.; DURAND, P.; RUIZ, L. Modelling the effect of the spatial agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. **Ecollogical Modelling**, v. 137, p. 93-105, 2001.
- BEAUCHAMP, E.G. Nitrous oxide emission from agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 77, p. 113-123, 1997.
- BENDING, D.D.; TURNER, M.K. Interaction of biochemical quality and particle size of crop residues and its effect on the microbial biomass and nitrogen dynamics following incorporation and into soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 29, p. 319-327, 1999.
- 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.
- BLESS, H.G.; BEINHAUER, R.; SATTELMACHER, B. Ammonia emission from slurry applied to wheat stubble and rape in North Germany. **Journal of Agricultural Science**, v. 117, p. 225-231, 1991.
- BRISSON, N.; PERRIER, A. A semi-empirical model of bare soil evaporation for crop simulation models. **Water Resource and Research**, v. 27, p. 719-727, 1991.

- BRISSEON, N.; SEGUIN, B.; BERTUZZI, P. Agrometeorological soil water balance for crop simulation models. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 59, p. 267-287, 1992.
- BRISSEON N. et al. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I- Theory and parametrization applied to wheat and corn. **Agronomie**, v. 18, p. 311-346, 1998.
- BRISSEON, N.; MARY, B. **Notice concept et formalismes de la version 5.0 du modèle STICS**. Institut National de la Recherche Agronomique – INRA, 2002. 85p.
- BRISSEON, N. et al. An overview of the crop model STICS. **European Journal of Agronomy**, v. 18, p. 309-332, 2003.
- CAMPOS, B. C. TORNUIST, C.; MIELNICZUK, J. Decomposição de resíduos culturais e evolução de CO₂ em sistemas de manejo do solo e culturas. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3., Santa Maria. Anais... Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 1999. p. 184-186.
- CHADWICK, D. R. et al. Nitrogen Transformations and Losses following Pig Slurry Applications to a Natural Soil Filter System (Solepur Process) in Brittany, France. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 69, p. 85-93. 1998.
- CHADWICK, D.R.; PAIN, B.F.; BROOKMAN, S.K.E. Nitrous oxide methane emissions following application of animal manures to grassland. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, p. 277-287, 2000.
- CHADWICK, D.R. et al. Nitrogen transformations and ammonia loss following injection and surface application of pig slurry: a laboratory experiment using slurry labeled with ¹⁵N-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. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 306-312, 2004a
- CHANTIGNY, M. H.; et al. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with ¹⁵N. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 637–643, 2004b.
- 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.

- CLOUGH, T.J. et al. Fate of ^{15}N labeled urine on four soil types. **Plant and Soil**, v. 1999, p. 195-203, 1998.
- COCHRAN, V.L.; HORTON, K.A.; COLE, C.V. An estimation of microbial death rate and limitations of N or C during wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, p. 293-298, 1988.
- 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.
- CORBEELS, M.; HOFMAN, G.; CLEEMPUT, O.V. Nitrogen cycling associated with the decomposition of sunflower stalks and wheat straw in a Vertisol. **Plant and Soil**, v. 218, p. 71-82, 2000.
- 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.
- DELPHIN, J.E. Estimation of nitrogen mineralization in the field from incubation test from soil analysis. **Agronomie**, v. 20, p. 349-362, 2000.
- 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.
- DENDOOVEN, L.; et al. N dynamics and sources of N_2O production following pig slurry application to a loamy soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 26, p. 224-228, 1998.
- DÍEZ, J.A. et al. Evaluation of the application of pig slurry to an experimental crop using agronomic and ecotoxicological approaches. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 2165–2172, 2001.
- DORAN, J.W.; LINN, D.M. Microbial ecology of conservation management systems. In: Hatfield, J.L; Stewart, B.A. **Soil biology: effects on soil quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 1-27.
- ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Comparison of kinetic models for describing net sulfur and nitrogen mineralization. **Soil Science Society of America Journal**, v. 52, p. 1692-1702, 1988.
- ELLIOTT, E.T. et al. Short-term bacterial growth, nutrient uptake, and ATP turnover in sterilized, incubated and C-amended soil : the influence of N availability. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 15, p. 85-91, 1983.

- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa Produção de informação , 1997. 212p. (Documentos, 1).
- 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.
- FLESSA, H.; BEESE, F. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, p. 262-268, 2000.
- FLOWERS, T.H.; ARNOLD, P.W. Immobilization and mineralization of nitrogen in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. **Journal of Environmental Quality**, v. 15, p. 329-335, 1983.
- FLOWERS, T.H.; OCALLAGHAN, J.R. Nitrification in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. **Journal Environmental Quality**, v. 15, p. 337-342, 1983.
- FRANCHI, E. A. G. **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.
- FREY, S.D. et al. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 689-698, 2000.
- FRUCK, D. **Evaluation, par modélisation, de l'impact environnemental des modes de conduite des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et l'azote dans les systèmes de culture**. 2002. 124f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Institut National Agronomique Paris-Grignon, Toulouse, 2002.
- GANGBAZO, G. et al. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p. 420-425, 1995.
- GARNIER P. et al. Modelling of carbon and nitrogen dynamics with and without straw incorporation. **European Journal of Soil Science**, v. 52, p. 253-268, 2003.
- GÈNERMONT, S. **Modélisation de la volatilization d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole**. 1996. 257f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Université Paul Sabatier, Toulouse, 1996.

- GIACOMINI, S.J. et al. Potencial de mineralização do carbono e do nitrogênio no solo após três anos de uso de dejetos de suínos em sistema plantio direto. 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, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2000. 1 CD-ROM.
- GIACOMINI, S. J. **Consortiação de plantas de cobertura no outono/inverno e fornecimento de nitrogênio ao milho em sistema plantio direto.** 2001. 124f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.
- GIACOMINI, S. J. et al. Consortiação de plantas de cobertura antecedendo o milho em plantio direto: II - Nitrogênio acumulado pelo milho e produtividade de grãos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 751-762, 2004.
- GIJSMAN, A.J. et al. Modifying DSSAT crop models for low-input agricultural systems using a soil organic matter-residue module from CENTURY. **Agronomy Journal**, v. 94, p. 462-474, 2002
- GRABIELLE, B. et al. Simulation of carbon and nitrogen dynamics in arable soils: a comparison of approaches. **European Journal Agronomy**, v. 18, p. 107-120, 2002.
- GUPTA, S. et al. Tillage and manure application effects on mineral nitrogen leaching from seasonally frozen soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, p. 1238–1246, 2004.
- 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.
- HASEGAWA, H.; BRYANT, D.C.; DENISON, R.F. Testing CERES model predictions of crop growth and N dynamics, in cropping systems with leguminous green manures in a Mediterranean climate. **Field Crops Research**, v. 67, p. 239-255, 2000.
- HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M.; SWIFT, M.J. Plant litter quality and decomposition: An historical overview. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E. (org.) **Driven by nature: plant litter quality and decomposition.** London: CAB INTERNATIONAL, 1997. p. 3-30.
- HENAULT, C.; GERMON, J.C. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. **European Journal of Soil Science**, v. 51, p. 257-270. 2000.
- HENRIKSEN, T.M.; BRELAND, T.A. Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 1121-1134, 1999.

- HOLLAND, E.A.; COLEMAN, D.C. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. **Ecology**, v. 69, p. 425-433, 1987.
- HOUNTIN, J.A.; COUILLARD, D.; KARAM, A. Soil carbon, nitrogen and phosphorus contents in maize plots after 14 years of pig slurry applications. **Journal of Agricultural Science**, v. 129, p. 187-191, 1997.
- JENSEN, E.S. Nitrogen immobilization and mineralization during initial decomposition of ¹⁵N-labelled pea and barley residues. **Biology and Fertility of Soils**, v. 23, p. 26-32, 1997.
- 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.
- KERMARREC, C. **Bilan et transformations de l'azote en élevage intensif de porcs sur litière**. Rennes, 1999. 186 p. (Thèse de Docteur). Université de Rennes 1, Rennes, 1999.
- KIEHL, J. **Manual de edafologia**: relações solo-planta. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 262p.
- 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.
- KNAPP, E.B.; ELIOTT, L.F.; CAMPBELL, G.S. Microbial respiration and growth the decomposition of wheat straw. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 15, p. 319-323, 1983.
- LE PHAM, M.; LAMBERT, R.; LAUDELOUT, H. Estimation de la valeur fertilisante azotée du lisier par simulation numérique. **Agronomie**, v 4, p. 63-74, 1984.
- LOECKE, T.D. et al. Corn response to composting and time of application of solid swine manure. **Agronomy Journal**, v. 96, p. 214-223, 2004.
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. **Brock Biology of Microorganisms**, 8. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1997. 986p.
- MARCHETTI, R.M.; PONZONI, G.; SPALLACCI, P. Simulating nitrogen dynamics in agricultural soils fertilized with pig slurry and urea. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, p. 1217-1229, 2004.
- MARSHALL, R.B.; WHITEWAY, J.N. Automation of interface between a nitrogen analyser and an isotope ratio mass spectrometer. **Analyst**, v. 110, p. 867-871, 1985.
- MARY, B. et al. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, v. 181, p. 71-82, 1996.
- MARY, B. et al. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. **European Journal of Soil Science**, v. 50, p. 549-566, 1999.

- 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.
- 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 ^{15}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 ^{15}N -labelled ammonium. **European Journal of Agronomy**, v. 7, p. 181-188, 1997.
- MORVAN, T.; LETERME, P. Short term carbon and nitrogen transformations following pig and cattle slurry incorporation in soils. In: CONTRIBUTION AU COLLOQUE RAMIRAN, 1998, Rennes. **Anais...** Rennes: [s.n.], 1998. p. 26-28.
- MORVAN, T. **Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier**. 1999. 157f. Tese (Thèse de Docteur). Université Paris 6, Paris, 1999.
- NICKS, B. et al. Emissions d'ammoniac, de protoxyde d'azote, de méthane, de gaz carbonique et de vapeur d'eau lors d'élevage de porcelets sevrés sur litière accumulée de paille et de sciure. **Journées de la Recherche Porcine**, v. 34, p. 149-154, 2002.
- NICOLARDOT, B.; RECOUS, S.; MARY, B. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C/N ratio of the residues. **Plant and Soil**, v. 228, p. 83-103, 2001.
- 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.
- O'SHEA, J. **Agronomic value for broad acre crops of deep litter from pig sheds**. Austrália, mar. 2002. Disponível em: www.apl.au.com. Final Report project number BMI 13/1228. Acesso em mar. 2002.
- OLIVEIRA, P. A.V. **Comparaison des systèmes d'élevage des porcs sur litière de sciure ou caillebotis intégral**. 1999. 272 p. (Thèse de Docteur). 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.

- PARSONS, R.L.; PEASE, J.W.; BOSCH, D.J. Simulating nitrogen losses from agricultural land: implications for water quality and protection policy. **Water Resources Bulletin**, v. 31, p. 1079-1086, 1995.
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2. ed. Califórnia: Academic Press, 1996. 340p.
- PAUL, J.W.; BEUCHAMP, E.G. Availability of manure slurry ammonium for corn using ¹⁵N-labelled (N-NH₄)₂SO₄. **Canadian of Journal Soil Science**, v. 75, p. 35-42, 1995.
- PERDOMO, C.C. et al. Efeito do tipo de cama sobre o desempenho de suínos em crescimento e terminação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIA ESPECIALISTA EM SUÍNOS, 7., 1997. p. 421-422.
- PETERSEN, S.O. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, p. 1610-1618, 1999.
- 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
- RECOUS, S.; FRESNEAU, C.; MARY, B. The fate of labeled ¹⁵N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. **Plant and Soil**, v. 112, p. 205-214, 1988.
- RECOUS, S.; et al. Soil inorganic N Availability: effect on maize residue decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, p. 1529-1538, 1995.
- REICOSKY, D.C. Soil management and CO₂ sequestration. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3., Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 1999. p. 135-144.
- REINERTSEN, S.A. et al. Role of available carbon and nitrogen in determining the rate of wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 16, p. 459-464, 1984.
- ROBIN, D. **Effet de la disponibilité de l'azote sur les flux bruts de carbone et d'azote au cours de la décomposition des résidus végétaux dans le sol**. 1994. 201f (Tese de Doutorado) Institut National Agronomique Paris-Grignon, Paris, 1994.

- ROCHETTE, P. et al. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 1396-1403, 2000.
- ROCHETTE, P. et al. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 82, p. 515-523, 2002.
- 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
- RODRIGO, A. et al. Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. **Ecological Modelling**, v. 102, p. 325-339, 1997.
- 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, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2000. 1 CD-ROM.
- SASEENDRAN, S.A. Modelling nitrogen management effects on winter wheat production using RZWQM and CERES-wheat. **Agronomy Journal**, v. 96, p. 615-630, 2004.
- 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 e feijão/milho, em cultivos de sucessão.** Florianópolis: EPAGRI, 1998. 46 p. (Boletim Técnico, 99).
- SCHNEBELEN, N. The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. **Agronomie**, v. 24, p. 423-435, 2004.
- SCHRODER, J.J. Effect of split applications of cattle slurry and mineral fertilizer-N on the yield of silage maize in a slurry-based cropping system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 53, p. 209-218, 1999.
- SCOPEL, E. et al. Modelling crop residue mulching effects on water use and production of maize under semi-arid and humid tropical conditions. **Agronomie**, v. 24, p. 383-395,

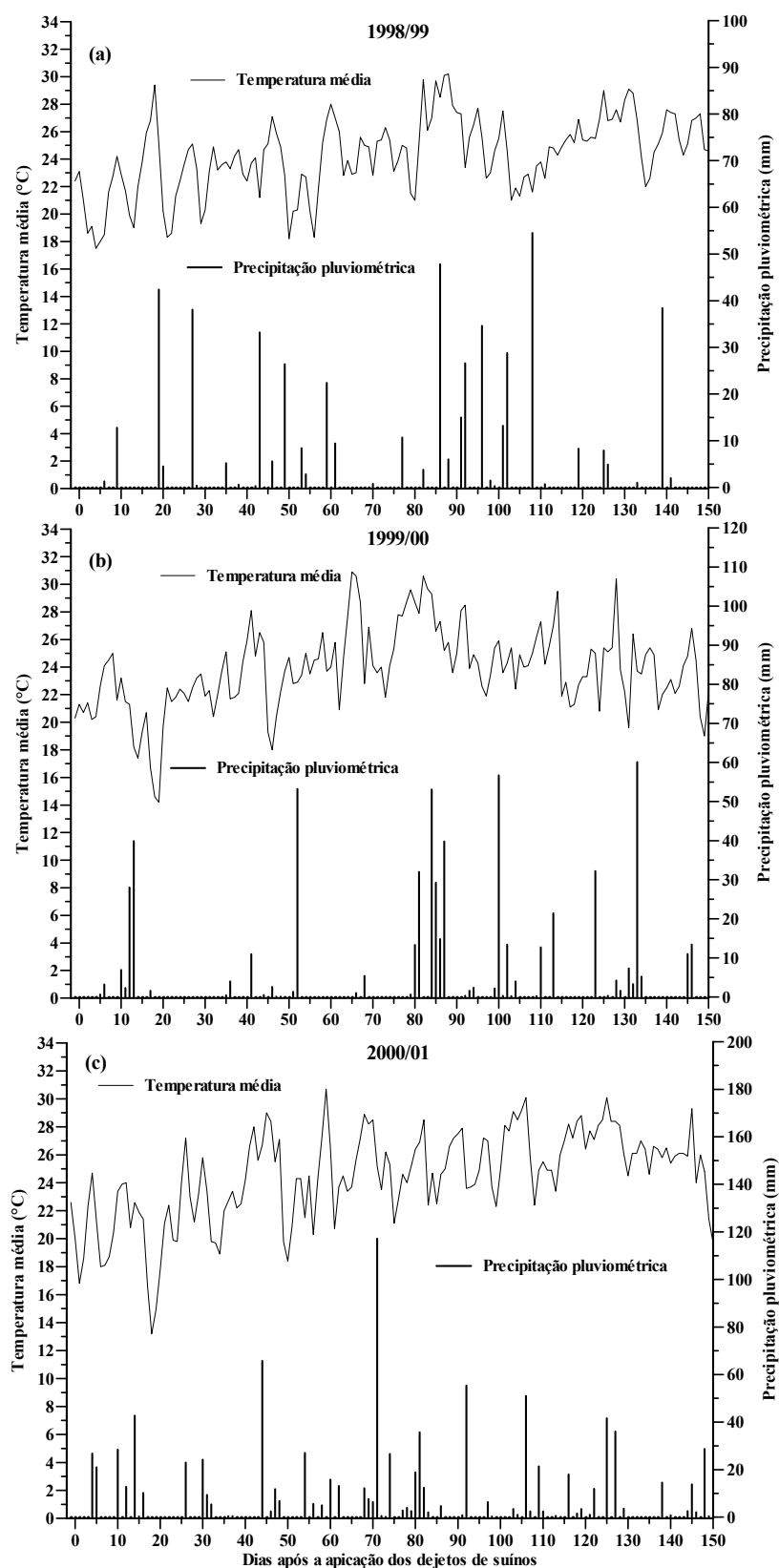
- 2004.
- SHARRATT BS, C.; AMPBELL, G.S. Radiation balance of a soil-straw surface-modified by straw color. **Agronomy Journal**, v. 86, p. 200-203, 1994.
- SHERLOCK, R.R.; SOMMER, S.G.; KHAN, R.Z.; et al. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1494-1501, 2002.
- SIELING, K.; GÜNTHER-BORSTEL, O.; HANUS, H. Effect of slurry application and mineral nitrogen fertilization on leaching in different crop combinations. **Journal of Agricultural Science**, v. 128, p. 79-89. 1997.
- SIERRA, J. et al. Application of the STICS crop model to predict nitrogen availability and nitrate transport in a tropical acid soil cropped with maize. **Plant and Soil**, v. 256, p. 333-345, 2003.
- SIMS, J.L.; FREDERICK, L.R. Nitrogen immobilization and decomposition of corn residue in soil and sand as affected by residue particle size. **Soil Science**, v. 109, p. 355-351, 1970.
- SMITH, K.A.; MCTAGGART, I.P.; TSURUTA, H. Emissions of N₂O and NO associated with nitrogen fertilization in intensive agriculture, and the potential mitigation. **Soil Use and Management**, v. 13, p. 296-304, 1997.
- SMITH, K.A. et al. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilization on emissions of nitrous oxide by soils. **Atmospheric Environmental**, v. 19, p. 3301-3309, 1998.
- SMITH, K.A. et al. Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 77, p. 277-287, 2000.
- SMITH, K.A.; JACKSON, D.R.; PEPPER, T.J. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 1. Nitrogen. **Environmental Pollution**, v. 112, p. 41-51, 2001.
- SOMMER, S.G.; OLESEN, J.E.; CHRISTENSEN, B.T. Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. **Journal of Agricultural Science**, v. 117, p. 91-100. 1991.
- 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.; HUSTED, S. The chemical buffer system in raw and digested animal slurry. **Journal of Agricultural Science**, v. 124, p. 45-53, 1995.

- 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 emission from field applied manure and its reduction – invited paper. **European Journal of Agronomy**, v. 15, 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.
- STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A. (Org.) **Agronomy 9**, Part 2., Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 1550-1572.
- SUTTON, A.L.; et al. Effects of liquid swine waste applications on corn yield and soil chemical composition. **Journal of Environmental Quality**, v. 7, p. 325-333, 1978.
- SWIFT, M.J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystem**. Oxford: Blackwell Scientific, 1979. 372p.
- 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)
- THOMSEN, I.K.; OLESEN, J.E. C e N mineralization of composted and anaerobically stored ruminant manure in differently textured soils. **Journal of Agricultural Science**, v. 135, p. 151-159, 2000.
- WESLIEN, P.; et al. Nitrogen losses following application of pig slurry to arable land. **Soil Use and Management**, v. 14, p. 200-208, 1998.
- WHITEHEAD, D.C. Grassland Nitrogen. Ed. Cab Internacional. Wallingford, 1995. 397p.
- XIE, Y. et al. Maize and soghum simulations with CERES-maize, SORKAM, and ALMANAC under water limiting conditions. **Agronomy Journal**, v. 93, p. 1148-1155, 2000.
- YANG, X.M. et al. Influence of composts and liquid pig manure on CO₂ and N₂O emissions from a clay loam soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 72, n. 395-401, 2002.
- ZEBARTH, B.J. et al. Influence of the time and rate of liquid-manure application on yield and nitrogen utilization of silage corn in south coastal British Columbia. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 528, p. 153-164, 1996.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Quantidade de N imobilizado na fração orgânica do solo derivado do N amoniacal dos dejetos enriquecido com ^{15}N aplicado no solo nos sistemas pousio/milho e aveia/milho, com e sem incorporação

Sistema	Incorporado		Superfície		
	0 – 5	5 – 10	0 – 2,5	2,5 – 5	5 – 10
3 dias					
Aveia	11,3	1,7	8,9	1,5	1,5
Pousio	5,9	0,9	5,3	0,8	1,1
9 dias					
Aveia	8,8	1,7	8,4	1,5	1,5
Pousio	5,6	0,9	6,3	0,8	0,9
21 dias					
Aveia	8,5	1,8	10,2	2,2	0,8
Pousio	6,7	2,0	6,1	1,6	1,0
37 dias					
Aveia	6,4	2,7	5,9	1,3	1,1
Pousio	5,8	1,6	4,9	1,5	1,0
54 dias					
Aveia	8,8	1,8	6,6	1,9	1,0
Pousio	4,8	1,1	3,5	0,9	1,0
127 dias					
Aveia	7,5	2,2	6,3	1,5	1,4
Pousio	6,0	1,0	5,2	1,5	1,1



APÊNDICE B – Temperaturas médias diárias e precipitação pluviométrica diária ocorrida durante a condução do experimento em 1998/99 (a), 1999/00 (b) e 2000/01 (c). Os dados de precipitação foram obtidos na Estação Meteorológica do Departamento de Fitotecnia da UFSM.

APÊNDICE C – Valores médios medidos e simulados e valores dos critérios estatísticos para a quantidade de $N-NO_3^-$ no solo na camada 0-60 cm nos tratamentos com o uso de dejetos de suínos (40 e 80 $m^3 ha^{-1}$) nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos três anos agrícolas 1998/99, 1999/00 e 2000/01.

Variável	Média medida	Média simulada	MD	RMSE	RMSE	MD	n ¹
	kg ha ⁻¹				%	%	
1998/99							
Pousio/milho 40	38,5	53,5	15,0	18,8	48,8	39,0	5
Aveia/milho 40	40,4	49,2	8,8	11,7	29,0	21,8	5
Pousio/milho 80	52,2	83,9	31,7	33,4	64,0	60,7	5
Aveia/milho 80	62,4	97,8	35,4	37,8	60,6	56,7	5
1999/00							
Pousio/milho 40	27,2	40,0	12,9	15,7	57,7	47,1	8
Aveia/milho 40	25,6	37,5	12,0	14,1	55,1	46,5	8
Pousio/milho 80	48,2	59,7	11,5	20,6	42,7	23,9	8
Aveia/milho 80	43,5	55,6	12,1	17,5	40,2	27,8	8
2000/01							
Pousio/milho 40	35,9	40,1	3,7	12,4	34,5	11,7	8
Aveia/milho 40	28,4	33,0	4,1	9,9	34,9	16,2	8
Pousio/milho 80	59,5	60,5	0,9	20,0	33,6	1,7	8
Aveia/milho 80	48,7	53,3	4,0	12,6	25,9	9,4	8

¹ Número de observações.

APÊNDICE D – Valores médios medidos e simulados e valores dos critérios estatísticos para o estoque d'água no solo na camada 0-60 cm nos tratamentos com (40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos de suínos e N-uréia) e sem o uso de fertilizantes nos sistemas pousio/milho e aveia/milho nos três anos agrícolas 1998/99, 1999/00 e 2000/01.

Variável	Média medida	Média simulada	MD	RMSE	RMSE	MD	n ¹
————— 1998/99 —————							
Pousio/milho	146,3	142,2	4,1	10,4	7,3	2,8	7
Aveia /milho	151,0	143,4	7,5	10,2	7,1	5,0	7
Pousio/milho 40	139,1	142,7	-3,6	14,0	9,8	-2,6	7
Aveia/milho 40	143,0	143,8	-0,8	14,0	9,7	-0,5	7
Pousio/milho 80	138,6	143,0	-4,4	12,3	8,6	-3,2	7
Aveia/milho 80	140,9	141,5	-0,7	16,0	11,3	-0,5	7
————— 1999/00 —————							
Pousio/milho	139,0	144,6	-5,5	12,3	8,5	-4,0	8
Aveia /milho	143,7	143,6	0,1	14,6	10,2	0,1	8
Pousio/milho 40	134,9	138,2	-3,2	14,2	10,3	-2,4	8
Aveia/milho 40	139,6	145,4	-5,8	16,1	11,1	-4,1	8
Pousio/milho 80	133,2	145,3	-12,1	19,6	13,5	-9,1	8
Aveia/milho 80	136,8	139,8	-3,0	13,5	9,6	-2,2	8
N uréia	134,6	137,7	-3,1	13,4	9,7	-2,3	6
————— 2000/01 —————							
Pousio/milho	150,6	143,0	6,7	11,3	7,9	4,4	8
Aveia /milho	152,0	144,6	6,5	9,4	6,5	4,3	8
Pousio/milho 40	149,8	140,3	8,3	12,3	8,8	5,5	8
Aveia/milho 40	153,5	145,1	7,4	10,1	7,0	4,8	8
Pousio/milho 80	150,0	142,5	6,5	10,5	7,3	4,4	8
Aveia/milho 80	153,4	146,6	6,0	9,6	6,6	3,9	8
N uréia	149,8	143,5	5,5	12,0	8,4	3,7	7

¹ Número de observações,