

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS
MESTRADO EM CIÊNCIA DO SOLO

DOUGLAS ANTONIO ROGERI

**SUPRIMENTO E PERDAS DE NITROGÊNIO NO SOLO
DECORRENTES DA ADIÇÃO DE CAMA DE AVES**

Dissertação apresentada ao Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo

Orientador: Ph.D. Paulo Roberto Ernani
Co-orientador: Dr. Paulo Cezar Cassol
Co-orientador: Dr. Luciano Golpo Gatiboni

LAGES-SC

2010

Ficha catalográfica elaborada pela Bibliotecária
Renata Weingärtner Rosa – CRB 228/14ª Região
(Biblioteca Setorial do CAV/UDESC)

Douglas Antonio Rogeri
Suprimento e perdas de nitrogênio no solo decorrentes
da adição de cama de aves. / Douglas Antonio Rogeri –
Lages, 2010.
94 p.

Dissertação (mestrado) – Centro de Ciências
Agroveterinárias / UDESC.

1. Resíduos de animais. 2. Mineralização de nitrogênio.
3. Volatilização de amônia. 4. Nitrificação. I.Título.

CDD – 634.42

DOUGLAS ANTONIO ROGERI

**SUPRIMENTO E PERDAS DE NITROGÊNIO NO SOLO
DECORRENTES DA ADIÇÃO DE CAMA DE AVES**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre no Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.

Aprovado em:

Homologado em:

Banca Examinadora:

Orientador / presidente: Prof. Ph. D. Paulo Roberto Ernani UDESC / CAV – Lages – SC

Prof. Dr. Luciano Colpo Gatiboni – Coordenador Técnico do Curso de Mestrado em Ciência do Solo e Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias – UDESC / CAV – Lages – SC

Membro: Prof. Dr. Luciano Colpo Gatiboni UDESC / CAV – Lages – SC

Dr. Adil Knackfuss Vaz – Diretor Geral do Centro de Ciências Agroveterinárias – UDESC / CAV – Lages – SC

Membro: Prof. Dr. Paulo César Cassol UDESC / CAV – Lages – SC

Membro: Dr. Gilberto Nava
Epagri / São Joaquim, SC

**Lages, Santa Catarina
19 de Fevereiro de 2010**

Aos meus pais Luiz e Marlene, meus irmãos
Cristiane e Jardel, pelo carinho, incentivo e
apoio incondicional. Ofereço e dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida.

Aos meus pais, Luiz e Marlene, verdadeiros exemplos de caráter e humildade. Sou eternamente grato a vocês, não apenas pela educação exemplar concedida, mas também por terem acreditado e meus sonhos e me apoiarem incondicionalmente.

Aos meus irmãos, Cris e Jardel, pelos bons momentos vividos juntos.

Ao meu orientador e amigo Prof. Paulo Roberto Ernani, pela orientação, ensinamentos, pela amizade, pelos momentos de descontração, estímulo e exemplo profissional. Meus sinceros agradecimentos.

Aos meus co-orientadores Prof. Paulo César Cassol e Luciano Golpo Gatiboni, pela amizade e pelos ensinamentos transmitidos.

A todos os professores do Programa de Pós Graduação em Manejo do Solo. Pelos ensinamentos que contribuíram para meu crescimento profissional e pessoal.

A todos meus colegas de pós-graduação, agradeço a amizade e companheirismo.

A meus colegas de república Acácio e Jocimar, ao nosso vizinho Mauro e, o também sempre presente Jovani. Agradeço a sincera amizade e os momentos alegres que passamos juntos.

A UDESC, pelo ensino gratuito e de qualidade, e a FAPESC, pela concessão da bolsa.

Muito obrigado.

O importante da educação não é apenas formar um mercado de trabalho, mas formar uma nação, com gente capaz de pensar.
(José Arthur Giannotti)

RESUMO

O presente estudo objetivou quantificar a magnitude das reações ocorridas com o N decorrente da adição de cama de aves ao solo. Foram conduzidos cinco ensaios, em laboratório: o primeiro teve por finalidade avaliar a composição físico-química entre diferentes amostras de cama de aves; o segundo objetivou estimar perdas de amônia após a aplicação de cama de aves; o terceiro visou estimar as taxas de mineralização e nitrificação do N presente na cama; no quarto e quinto estudos o objetivo foi avaliar a recuperação pelo milho do N, do P e do K aplicados ao solo por meio de cama de aves e de fertilizantes minerais. A variação média existente entre as camas foi obtida pela análise de 150 amostras. As perdas de N-NH₃ foram avaliadas em diferentes níveis de pH do solo. As taxas de mineralização e nitrificação foram avaliadas pela combinação de três doses de cama (4, 8 e 16 t ha⁻¹) e duas formas de aplicação (incorporada e sobre a superfície do solo) comparativamente a uma dose de uréia. Para avaliar a recuperação de N, P e K pelo milho foram realizados dois experimentos em vasos: o primeiro consistiu na combinação de cinco doses de cama, equivalentes a 0, 4, 8, 16 e 32 t ha⁻¹, e uma dose de uréia; o segundo consistiu na incorporação de doses de cama equivalentes a 0, 5, 10 e 15 t ha⁻¹. Paralelamente, foram utilizados tratamentos com fertilizantes minerais contendo N, P e K. Os valores percentuais médios de massa seca, N total, P₂O₅ e K₂O foram respectivamente de 66, 2,0, 3,0 e 2,9. O aumento do pH do solo favoreceu as perdas de amônia, porém elas foram pequenas, atingindo o máximo de 2,5 % do N total aplicado. A incorporação da cama ao solo aumentou a taxa de nitrificação, porém a mineralização líquida do N da cama de aves foi pequena, independentemente da forma de aplicação. No final do período de incubação a recuperação de N diminuiu linearmente com o aumento das doses de cama, tendo passado de 22 para 15,7 % pelo aumento da dose de 4 para 16 t ha⁻¹, diferentemente do N da uréia que foi totalmente recuperado desde as primeiras avaliações. A recuperação aparente de N pelo milho diminuiu quadraticamente com a dose, para as duas formas de aplicação, de 28 para 22 % para a cama incorporada, e de 22 para 15 % para a cama superficial, com o aumento de 4 para 32 t ha⁻¹. Por outro lado, a recuperação aparente de N pela dose de uréia foi de 64,5%. Os fertilizantes minerais e a cama de aves foram igualmente eficientes no fornecimento de P e K para as plantas; quanto ao N, os adubos minerais foram os mais eficientes. A eficiência de absorção de N, em relação ao total aplicado, diminuiu com o aumento das doses: decresceu de 55 para 35 % com os adubos minerais e de 26 para 20 % com a cama de aves, ao passar da menor para a maior dose aplicada.

Palavras – chave: Resíduos animais. Nitrificação. Volatilização de amônia. Mineralização.

ABSTRACT

Five studies were conducted in the laboratory with the specific objectives of: to know the chemical composition and variability among different samples of PHL, the N losses from soils, the rate of mineralization and nitrification of N, and the recovery by maize of N, P and K applied to the soil through PHL or mineral fertilizer. We analyzed 150 samples of PHL. Losses of ammonia were evaluated at different levels of soil pH following surface addition of a PHL. Mineralization and the nitrification rate were assessed through a combination of three rates of PHL (4, 8 and 16 t ha⁻¹) and two application methods (at the soil surface or soil incorporated) which were compared to a single rate of urea. To evaluate the recovery of nutrients by maize, two experiments were carried out in pots: one consisted of addition of five PHL rates (equivalent to 0, 4, 8, 16 and 32 t ha⁻¹) plus a single rate of urea; in the other, we applied organic rates equivalent to 0, 5, 10 and 15 t ha⁻¹ and a single rate of mineral fertilizer (N, P e K). The mean percentage for dry weight, and for total N, P₂O₅ and K₂O were respectively 66, 2.0, 3.0 and 2.9 with respective coefficients of variation of 16, 22, 26 and 33%. The increase in soil pH favored the loss of ammonia, which was small, always below 2.5 % of the total N applied. Incorporating the organic residue into the soil increased nitrification; the net mineralization of N was small, regardless of the application form. At the end of the incubation period, the recovery of N decreased linearly, from 22 to 15.7%, with increases on the organic rate applied from 4 to 16 t ha⁻¹, differently from urea into which N applied was totally recovered. The apparent recovery of N by corn decreased quadratically for both forms of residue application, from 28 to 22% when the residue was soil incorporated, and from 22 to 15% when it was surface applied, as the rate increased from 4 to 32 t ha⁻¹. Moreover, the apparent recovery of N applied from the urea was 64.5%. Mineral fertilizers and poultry house litter were equally effective in supplying P and K to the plants; for N, mineral fertilizer was the most efficient. The efficiency of N uptake relatively to the total applied, decreased with increasing rates: it varied from 55 to 35 % for mineral fertilizer and from 26 to 20% for poultry house litter.

Keywords: Poultry house litter. Nitrification. Ammonia volatilization. Mineralization of N.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição média e variabilidade de atributos químicos e físicos de 150 amostras de cama de aves	25
Tabela 2 - Análise da variação dos efeitos principais e das interações entre os fatores sobre a volatilização de amônia decorrente da aplicação de cama de aves sobre a superfície do solo.....	33
Tabela 3 - Volatilização de amônia (mg / coletor / dia) decorrentes da aplicação de cama de aves sobre a superfície de amostras de solo com diferentes valores de pH, durante os primeiros 25 dias após a adição do resíduo ao solo.....	34
Tabela 4 - Percentagem acumulada do N total volatilizado com o passar do tempo durante os 25 primeiros dias após a aplicação da cama de aves com amostras de solo.	35
Tabela 5 - Quantidades de N aplicadas pelas doses de cama de aves, em potes contendo 143 g de solo (base seca).....	44
Tabela 6 - Análise da variação dos efeitos principais e das interações de doses e formas de aplicação nos teores de nitrato e amônio nas diferentes épocas avaliadas em função da aplicação de doses de cama de aves ao solo.	45
Tabela 7 - Quantidade de nutrientes aplicada ao solo pelas doses de cama de aves em vasos contendo 3 kg de solo, no experimento 2.....	65

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Material para confecção do sistema de captação de NH ₃	32
Figura 2 - Perdas acumuladas de N por volatilização de amônia, decorrente da aplicação superficial de 25,3 t ha ⁻¹ de cama de aves, relativamente ao teor de N solúvel (A) e N total (B) contido na cama de aves, em diferentes valores de pH do solo. Médias de quatro repetições, com valores subtraídos daqueles volatilizados do tratamento que não recebeu resíduo orgânico (testemunha). Letras diferentes representam diferenças estatísticas pelo teste de Tukey (p<0,05) entre os pHs.	36
Figura 3 - Unidades experimentais e disposição dos tratamentos em casa de vegetação.....	44
Figura 4 - Quantidades de amônio (NH ₄ ⁺) no solo, em mg kg ⁻¹ , em função da aplicação ao solo de doses de cama de aves (t ha ⁻¹), na forma incorporada ou sobre a superfície, em casa de vegetação. Média de quatro repetições. Letras diferentes na vertical demonstram que houve diferença entre a dose nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo pelo teste de Tukey (p< 0,05).....	46
Figura 5 - Quantidades de nitrato (NO ₃ ⁻) no solo em mg kg ⁻¹ , em função da aplicação ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha ⁻¹), aplicadas na forma incorporada e superficial em casa de vegetação. Média de quatro repetições. Letras diferentes na vertical demonstram que houve diferença entre a dose nos diferentes métodos de aplicação da cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey (p< 0,05).	48
Figura 6 - N mineral no solo (NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺), em mg kg ⁻¹ , no decorrer do período de incubação em função da aplicação ao solo de cama de aves (8 t ha ⁻¹) e de quantidades equivalentes de N na forma de uréia, além do tratamento testemunha (sem N). Os valores representam a média dos tratamentos incorporados e superficiais devido à inexistência de diferença entre as formas de aplicação ao solo. Média de oito repetições	49

Figura 7 - Percentagem de N recuperado ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), após ser descontando os valores presentes no tratamento testemunha, em relação ao N total solúvel em H_2O aplicado ao solo pela cama de aves (8 t ha^{-1}) e por quantidades equivalentes de N na forma de uréia. Os valores representam a média dos tratamentos incorporados e superficiais devido à inexistência de diferença entre as formas de aplicação ao solo. Média de oito repetições. 51

Figura 8 - Percentagem de N mineral recuperado no solo ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) no final do período de incubação (48º dia), após descontar os valores do tratamento testemunha, em relação ao N total aplicado em função da aplicação de doses de cama de aves. Os valores representam a média dos tratamentos incorporados e superficiais devido à inexistência de diferença entre as formas de aplicação ao solo. Média de oito repetições. 52

Figura 9 - Quantidades de nitrato (NO_3^-) e de amônio (NH_4^+), em mg kg^{-1} , no decorrer do período de incubação em função da adição ao solo de doses de cama de aves (t ha^{-1}), aplicadas na forma incorporada ou sobre a superfície, em casa de vegetação. Média de quatro repetições. A projeção da linha no eixo das abscissas indica o dia em que os teores de nitrato e amônio foram iguais. Inc = incorporado; Sup = superficial. 53

Figura 10 - Quantidades de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), em mg kg^{-1} , no decorrer do período de incubação em função da adição ao solo de cama de aves e de uréia, além de um tratamento testemunha (sem N). Os valores de nitrato e amônio nos tratamentos com cama de aves representam a média de todas as doses, em cada forma de aplicação. Os valores de NO_3^- e NH_4^+ do tratamento com uréia representa a média das formas de aplicação, uma vez que não houve diferença entre as mesmas. A projeção da linha tracejada no eixo das abscissas indica o dia em que os teores de nitrato e amônio foram iguais. 54

Figura 11 - Percentagem de N mineral recuperado no solo ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) no decorrer do período de incubação, após descontar os valores do tratamento testemunha, em relação ao N total aplicado em função da adição ao solo de doses de cama de aves e de uréia (dose de N equivalente à dose de 10 t ha^{-1} de cama) aplicadas na forma incorporada e superficial, em casa de vegetação. Média de quatro repetições. 56

Figura 12 - Percentagem de N mineral recuperado no solo ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) no decorrer do período de incubação, após descontar os valores do tratamento testemunha, em relação ao N total aplicado em função da adição ao solo de doses de cama de aves em casa de vegetação. Os valores representam a média dos tratamentos incorporados e superficiais. Média de oito repetições. 57

Figura 13 - Massa seca de raízes (MSRA) de milho, em (g vaso⁻¹), com 60 dias após a semeadura em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha⁻¹), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP) em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalente à dose de 8 t ha⁻¹ de cama de aves. Letras na vertical comparam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey (p< 0,05)..... 66

Figura 14 - Massa seca de parte aérea (MSPA) de milho, em (g vaso⁻¹), com 60 dias após a semeadura em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha⁻¹), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP) em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalente à dose de 8 t ha⁻¹ de cama de aves. Letras na vertical comparam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey (p< 0,05)..... 67

Figura 15 - Concentração de N (%) nas raízes (A) e na parte aérea (B) de milho com 60 dias após a semeadura em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha⁻¹), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP), em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalente à dose de 8 t ha⁻¹ de cama de aves. Letras na vertical comparam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey (p< 0,05)..... 68

Figura 16 - N acumulado (mg vaso⁻¹) nas raízes (A) e na parte aérea (B) de milho com 60 dias após a semeadura em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha⁻¹), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP), em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalente à dose de 8 t ha⁻¹ de cama de aves. Letras na vertical comparam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey (p< 0,05)..... 70

Figura 17 - N acumulado (mg vaso⁻¹) na planta inteira (A) e no solo (B) após o cultivo de milho por 60 dias em casa de vegetação, em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha⁻¹), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP), em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalente à dose de 8 t ha⁻¹ de cama de aves. Letras na vertical comparam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey (p< 0,05)..... 71

Figura 18: - Eficiência de absorção (%) de N (A) e recuperação aparente do N total aplicado (B) por plantas de milho, após o cultivo por 60 dias em casa de vegetação, em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves ($t\ ha^{-1}$), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP), em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalente à dose de $8\ t\ ha^{-1}$ de cama de aves. Letras na vertical comparam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)..... 74

Figura 19 - Matéria seca de parte aérea (A) e de raízes (B) de milho com 40 dias após a semeadura em função da adição de doses de cama de aves ($t\ ha^{-1}$), em casa de vegetação. *As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125% das quantidades totais fornecidas pela dose de $10\ t\ ha^{-1}$ de cama de aves. Média de 4 repetições. 76

Figura 20 - Concentração (%) de N (A), P (B), e K (C) e quantidade acumulada (mg) de N (D), P (E) e K (F) na parte aérea de milho com 40 dias após a semeadura em função da adição de doses de camas de aves ($t\ ha^{-1}$) em casa de vegetação. *As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125% das quantidades totais fornecidas pela dose de $10\ t\ ha^{-1}$ de camas de aves. Média de 4 repetições..... 77

Figura 21 - Concentração (%) de N (A), P (B), e K (C) e quantidade acumulada (mg) de N (D), P (E) e K (F) nas raízes de milho com 40 dias após a semeadura em função da adição de doses de cama de aves ($t\ ha^{-1}$) em casa de vegetação. *As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125% das quantidades totais fornecidas pela dose de $10\ t\ ha^{-1}$ de cama de aves. Média de 4 repetições..... 78

Figura 22 - Teores de N (A), P (B) e K (C) remanescente no solo ($mg\ vaso^{-1}$), após o cultivo de milho por 40 dias, em função da adição de doses de cama de aves ($t\ ha^{-1}$) em casa de vegetação. *As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125% das quantidades totais fornecidas pela dose de $10\ t\ ha^{-1}$ de cama de aves. Média de 4 repetições. 80

Figura 23 - Eficiência de absorção (%) de nitrogênio (A), fósforo (B) e potássio (C) por plantas de milho com 40 dias após a semeadura, em função da adição de doses de cama de aves ($t\ ha^{-1}$), em casa de vegetação). * As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125 % das quantidades totais fornecidas pela dose de $10\ t\ ha^{-1}$ de cama de aves. Média de 4 repetições..... 81

Figura 24 - Recuperação aparente (remanescente no solo + absorvido pelas plantas) de nitrogênio (A), fósforo (B) e potássio (C), em função da adição de doses de cama de aves no cultivo de milho por 40 dias após a semeadura em casa de vegetação. * As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125% das quantidades totais fornecidas pela dose de 10 t ha⁻¹ de cama de aves. Média de 4 repetições..... 82

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	16
2 CAPÍTULO I - COMPOSIÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE CAMA DE AVES ORIGINADAS NOS ESTADOS DO RIO GRANDE DO SUL E SANTA CATARINA	18
2.1 RESUMO	18
2.2 INTRODUÇÃO	18
2.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
2.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
2.5 CONCLUSÕES	25
3 CAPÍTULO II - INFLUÊNCIA DO pH DO SOLO NA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DECORRENTE DA APLICAÇÃO DE CAMA DE AVES.....	26
3.1 RESUMO	26
3.2 INTRODUÇÃO	27
3.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	31
3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
3.5 CONCLUSÕES	37

4 CAPÍTULO III - MINERALIZAÇÃO E NITRIFICAÇÃO DO N PROVENIENTE DA CAMA DE AVES ADICIONADA NA SUPERFÍCIE OU INCORPORADA AO SOLO	38
4.1 RESUMO	38
4.2 INTRODUÇÃO	39
4.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	42
4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.5 CONCLUSÕES	57
5 CAPÍTULO IV - RECUPERAÇÃO DE NPK PELO MILHO DECORRENTE DA APLICAÇÃO DE CAMA DE AVES E ADUBOS MINERAIS.....	58
5.1 RESUMO	58
5.2 INTRODUÇÃO	59
5.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	62
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
5.3.1 Experimento 1	65
5.3.2 Experimento 2	75
5.4 CONCLUSÕES	83
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	84

1 INTRODUÇÃO GERAL

O nitrogênio é geralmente o nutriente mineral absorvido em maior quantidade pelos vegetais e também aquele que incorre em riscos de poluição ambiental. A disponibilidade do N às plantas é mais complexa de ser avaliada do que a dos demais nutrientes, devido ao grande número de reações que ocorrem com o N e da rapidez destas transformações no solo. Desta forma, este nutriente é o que está mais sujeito a perdas no sistema solo-planta-atmosfera. A baixa eficiência de recuperação do N de fertilizantes nitrogenados aplicados às culturas tem sido atribuída principalmente a perdas por volatilização de NH_3 e lixiviação de NO_3^- , implicando em maiores custo com fertilizantes e mão-de-obra.

O Brasil, atualmente, depende de importações para suprir mais de 60% de sua necessidade de fertilizantes nitrogenados. Com o aumento do consumo interno, cresce a demanda por importações, tornando o suprimento do produto vulnerável aos meios externos e, isso, reforça a necessidade de reciclar fontes orgânicas, e da otimização do uso do N. A cama de aves é o adubo orgânico de origem animal mais utilizado na região sul do Brasil, devido à abundância, preço e facilidade de manipulação. Além disso, esse material orgânico possui vários nutrientes disponíveis a curto ou médio prazo. Entretanto, as quantidades de N disponibilizadas às plantas em curto prazo são variáveis, uma vez que tanto a mineralização quanto as reações que levam à perda do N aplicado ocorrem simultaneamente.

A criação de aves na região sul do Brasil é caracterizada pela produção em pequenas propriedades, onde não raramente os estercos são adicionados ao solo em doses superiores à capacidade de suporte do mesmo. Nessas condições, passam de fertilizantes a poluentes ambientais. Na determinação da dose adequada de cama de aves a ser utilizada para ação fertilizante, é indispensável o conhecimento do teor e da eficiência de utilização dos nutrientes presentes no resíduo. Em relação ao N, a eficiência é dependente do balanço entre as reações que disponibilizam N (mineralização) e, das reações que levam a perda de N do sistema (volatilização, lixiviação e desnitrificação).

Existem poucas pesquisas no Brasil com o propósito de estudar a composição e a magnitude das reações ocorridas com o N proveniente da adição de cama de aves ao solo.

Sendo assim, é necessário empenho para intensificar trabalhos nesta área, visando potencializar o efeito fertilizante e diminuir possíveis impactos ambientais negativos.

Esse trabalho foi realizado objetivando avaliar as concentrações médias de alguns macronutrientes presentes na cama de aves, bem como a dinâmica do nitrogênio aplicado ao solo, no tocante à capacidade de mineralização, velocidade de nitrificação e às perdas por volatilização de amônia. Para isso, foram realizados cinco experimentos, em casa de vegetação, os quais são apresentados nos seguintes capítulos.

Capítulo 1. Composição físico-química de cama de aves originadas nos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.

Capítulo 2. Influência do pH do solo na volatilização de amônia decorrente da aplicação de cama de aves.

Capítulo 3. Mineralização e nitrificação do N proveniente da cama de aves adicionada na superfície ou incorporada ao solo.

Capítulo 4. Recuperação de NPK pelo milho decorrente da aplicação de cama de aves e adubos minerais.

2 CAPÍTULO I - COMPOSIÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE CAMA DE AVES ORIGINADAS NOS ESTADOS DO RIO GRANDE DO SUL E SANTA CATARINA

2.1 RESUMO

O conhecimento da composição química e física dos resíduos animais é imprescindível para suprir adequadamente os nutrientes requeridos pelas plantas e desta forma potencializar seu efeito fertilizante e diminuir possíveis impactos ambientais negativos. O objetivo deste trabalho foi quantificar a composição química e física e a variabilidade existente entre diferentes amostras de cama de aves. Foram coletadas 150 amostras de cama provenientes de diversas granjas produtoras dos estados do RS e SC. As amostras foram secas em estufa e nelas foi determinada matéria seca, pH, e concentrações de K₂O, P₂O₅, N total, N solúvel em água e N amoniacal (N-NH₄⁺). Os valores percentuais médios para massa seca, N total, P₂O₅ e K₂O foram respectivamente de 66, 2,0, 3,0 e 2,9 cujos respectivos coeficientes de variação foram 16, 22, 26 e 33 %. A maior parte do N da cama (92 %) encontrou-se na forma orgânica. O pH médio foi de 7,8 com coeficiente de variação de 7,4%, demonstrando a característica alcalina do material. A composição físico-química da cama de aves é muito variável, e a concentração de nutrientes na mesma é baixa em relação aos fertilizantes minerais.

Palavras – chave: cama de aves. Poluição ambiental. Nitrogênio orgânico.

2.2 INTRODUÇÃO

A identificação do valor fertilizante dos adubos orgânicos reporta a antiguidade, quando o homem foi se transformando de nômade em sedentário, tendo ocorrido nos primórdios da humanidade. Homero, por volta de 900 a 700 a.C. mencionava a aplicação de esterco em videiras. Teofrasto 300 a.C. recomendava o uso abundante de estercos nos solos rasos, mas sugeria que solos ricos fossem menos adubados. Teofrasto até chegou a classificar alguns estercos pela ordem decrescente de valor: humano, suínos, caprinos, ovelhas, bovinos e eqüinos (LOPES, et al., 2007).

A cama de aves é uma importante fonte de nutrientes para as culturas nas regiões adjacentes aos centros produtores de aves confinadas, podendo substituir uma parcela expressiva dos fertilizantes inorgânicos utilizado na agricultura nestes locais. Segundo estimativas o rebanho brasileiro é composto aproximadamente por 822 milhões de aves (IBGE, 2007), o que resulta em uma produção anual estimada em 3,3 milhões de toneladas de cama. O uso indiscriminado desse material sem embasamento técnico pode ocasionar sérios problemas ambientais, principalmente relacionados aos recursos hídricos. Os estercos eram tidos como fertilizantes dentro da propriedade, mas atualmente estão sendo considerados como dejetos que necessitam ser tratados para que sejam adequadamente dispostos no meio ambiente. Sendo assim, deixam de ser vistos apenas como uma fonte de nutrientes e passam a ser definidos também como um resíduo potencialmente poluidor e que precisa ser utilizado de forma racional.

As rações das aves são concentradas e, em função do baixo índice de aproveitamento dos animais, proporcionam resíduos com alta concentração de elementos (KONZEN et al., 2003). Em virtude da quantidade cada vez maior de resíduos orgânicos, o uso agronômico destes materiais, como fonte de nutriente às plantas e como condicionadores do solo tem se constituído numa alternativa viável em termos de preservação ambiental (MELO e MARQUES, 2000).

A utilização de cama de aves como fertilizante pode modificar as propriedades do solo proporcionando diversos benefícios. Dentre eles, destaca-se a melhoria nas propriedades físicas e químicas do solo que favorecem o desenvolvimento radicular das plantas; o aumento no teor de matéria orgânica e da CTC do solo; a diminuição da atividade do alumínio monomérico; melhorias na infiltração e na retenção de água e um incremento na atividade biológica do solo. Estes efeitos, porém, são dependentes da quantidade orgânica adicionada ao solo.

O valor fertilizante dos adubos orgânicos depende da composição mineral e da forma em que os nutrientes nele se encontram. A fração solúvel em água de cada nutriente é considerada prontamente disponível às plantas, enquanto que a parte que se encontra na forma orgânica necessita ser transformada enzimaticamente por meio do processo de mineralização (TEDESCO et al., 1999). A composição química e física da cama de aves depende de muitos fatores, tais como: categoria das aves, qualidade e altura do material de cobertura do piso dos aviários, número de aves por metro quadrado, número de lotes criados sobre o mesmo material, ventilação dos aviários, manejo, duração e período de permanência sobre o material,

estação do ano e do tempo e forma de estocagem do material desde a saída do aviário até a utilização como fertilizante (ALVES, 1991). A dinâmica do N no solo após a aplicação de resíduos animais tem sido a mais estudada, em função de que este nutriente está presente nesses materiais em grandes quantidades e sua forma mineral é muito móvel no solo, o que lhe conferem alto potencial poluente. As análises de nitrogênio mineral do solo após a aplicação de cama de aves têm sido bem correlacionadas com a quantidade de N-NH₄⁺ e de ácido úrico fornecidos pelo material orgânico (CHAMBERS e SMITH, 1992).

Resíduos orgânicos quando aplicados ao solo, além de aumentar a produtividade das culturas, podem apresentar efeito supressivo sobre patógenos das plantas. Este efeito pode estar relacionado à ação de substâncias tóxicas pré-formadas, ou resultantes do processo de decomposição microbiológica e também pelo desenvolvimento de espécies antagônicas. Em estudo de produção de mudas de tomate em vasos, Asmus et al., (2002) observaram que a aplicação de quantidades igual ou superior a 3 % de cama de aves no substrato reduziu significativamente a reprodução de *Meloidogyne javanica* nas raízes das plantas.

A formulação de rações para aves, durante muitos anos, foi baseada no conceito de proteína bruta resultando em dietas com níveis de aminoácidos acima das exigências dos animais. O excesso de proteína nas rações contribui para o aumento do teor de N na cama, uma vez que do nitrogênio total ingerido pelas aves apenas 45% é retido como proteína animal, sendo o restante excretado pelas fezes (CAUWENBERGHE e BURNHAM, 2001). Por outro lado, as rações para aves são constituídas basicamente de alimentos de origem vegetal, que apresentam a maior parte do fósforo na forma de ácido fítico. Esse fósforo não é aproveitado pelas aves, as quais não sintetizam a enzima fitase em seu aparelho digestório, tornando-se necessária a adição de quantidades elevadas de fonte de fósforo inorgânico para suprir as exigências dos animais, o que aumenta, consequentemente, o teor de fósforo nas excretas das aves (SILVA et al., 2006).

Em muitos países da Europa as áreas são limitadas para aplicação dos estercos e, o uso contínuo por muitos anos vem resultando em problemas ambientais devido ao acúmulo de fósforo no solo, que pode ser transportado para ambientes aquáticos contribuindo para a eutrofização das águas. Visando amenizar este problema tecnologias estão sendo desenvolvidas com o objetivo de remover o excesso de P do resíduo, como a técnica denominada de “quick wash”, que consegue remover de 60 a 80% do P, através da dissolução ácida dos compostos fosfatados com posterior precipitação (SZÖGI et al., 2008).

Para determinação da dose a ser utilizada ao solo para a ação fertilizante é indispensável o conhecimento da taxa de disponibilização dos nutrientes contidos na cama de aves. A quantidade de N e P presente nesses materiais que será disponibilizada e absorvida pelas plantas nem sempre é a total contida no resíduo. O K por não fazer parte da constituição de nenhum componente orgânico estável, se encontra em sua plenitude na forma solúvel, totalmente disponível para as culturas. Em geral, as quantidades disponíveis (QD) de N, P₂O₅ e de K₂O, em kg ha⁻¹, podem ser calculadas pela fórmula: QD = A x (B/100) x (C/100) x D, sendo QD a quantidade disponível de N, de P₂O₅ e de K₂O, em kg ha⁻¹; A é a quantidade do material aplicado, em kg ha⁻¹; B é a percentagem de matéria seca do material; C é a percentagem do nutriente na matéria seca e D é o índice de eficiência de cada nutriente, cujos valores são 0,5, 0,8 e 1 para N, P e K, respectivamente, no primeiro ano; e 0,2 para N e P no segundo ano após a aplicação da cama de aves ao solo (CQFS, 2004).

A dose de cama de aves a ser aplicada ao solo deve ser determinada em função do nutriente que atingir primeiro o nível de suficiência, considerando a exigência das plantas e os teores existentes no solo. Os demais nutrientes devem ser suplementados por meio da adição de fertilizantes minerais (CQFS, 2004). Desta forma, o conhecimento da composição química dos estercos é imprescindível para suprir sem excesso ou carência os nutrientes requeridos pelas plantas, visando potencializar seu efeito fertilizante e diminuir possíveis impactos ambientais negativos. Além disso, o conhecimento da composição química e física dos resíduos é de grande importância do ponto de vista econômico, pois permite efetuar cálculos de viabilidade financeira na substituição dos fertilizantes inorgânicos pela cama de aves. Em muitos casos, a obtenção desse resíduo depende de fornecedores distantes, o que pode aumentar acentuadamente o custo por unidade de nutriente, inviabilizando a aquisição pelos produtores, devido ao custo de frete. O objetivo deste trabalho foi quantificar a composição química e física e a variabilidade existente entre diferentes amostras de cama de aves coletadas em diversas granjas produtoras dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina.

2.3 MATERIAL E MÉTODOS

Para avaliar as características químicas e físicas da cama de aves, foram coletadas 150 amostras provenientes de diversas granjas produtoras dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. As amostras foram secas em estufa a 65° C, sendo posteriormente moídas e

passadas em peneiras com abertura de 0,5 mm. Em cada uma delas foram feitas as seguintes determinações: matéria seca, pH, e concentrações de K, P, N total, N solúvel em H₂O e N-amoniacial.

A concentração de P, de K e de N total foi determinada após as amostras serem submetidas ao processo de digestão com ácido sulfúrico e água oxigenada, segundo metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). O teor de nitrogênio foi determinado por titulação com ácido sulfúrico, após ser destilado por arraste de vapores em aparelho semi-micro Kjeldahl. O K foi determinado por fotometria de emissão, e o P por fotocolorimetria, conforme o método descrito por Murphy e Riley (1962).

O N amoniacial (N-NH₄⁺) e o N total solúvel em H₂O (N-mineral + N-orgânico solúvel em H₂O) foram determinados no extrato resultante da mistura de 10g de cama de aves com 100 mL de água destilada, seguido de agitação por 30 minutos, com posterior repouso de 12 horas. Para a quantificação dos teores de nitrato e amônio foi destilada uma alíquota de 20 mL do sobrenadante na presença de 0,2 g de óxido de magnésio (MgO) para o N-NH₄⁺, com posterior acréscimo de liga de devarda (0,2 g) e realizada uma nova destilação para determinação do N-NO₃⁻. Em seguida as amostras foram tituladas com ácido. Para a quantificação do N solúvel total, uma alíquota com 20 mL do sobrenadante foi digerida com ácido sulfúrico e água oxigenada, a quente (TEDESCO et al., 1995), seguida de destilação na presença de NaOH.

2.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O teor de matéria seca das camas avaliadas apresentou valor médio de 65,5 %, com coeficiente de variação de 15,8 % (Tabela 1). O teor de umidade destes materiais possivelmente está relacionado ao manejo adotado dentro dos aviários, principalmente no tocante aos bebedouros, e em menor escala com a higroscopidade dos materiais utilizados como cama para as aves. Entretanto, a presença de uma grande quantidade de água nos mesmos significa que os mesmos permaneceram expostos em locais sem cobertura após a retirada dos aviários, tendo recebido água da chuva. Como esses materiais são vendidos por volume e não por massa, e pouco provável que tenha havido qualquer intenção de adição voluntária de água nos mesmos, pois isso iria diminuir o volume dos mesmos durante o transporte. O teor de água presente nas camas de aviário deve ser levado em consideração por ocasião do equacionamento das doses dos mesmos a ser aplicada ao solo, pois materiais com

elevado teor de umidade apresentam maior dificuldade na distribuição ao solo e diluição dos nutrientes no resíduo uma vez que os laudos analíticos são emitidos com base no material seco.

As amostras de cama apresentaram grande variação na composição química (Tabela 1). Os valores percentuais médios para N total, P₂O₅ e K₂O foram respectivamente de 2,0, 3,0 e 2,9 cujos respectivos coeficientes de variação foram 22, 26 e 33 %. Os teores de P₂O₅ e K₂O foram aproximadamente 50 % maiores do que os de N. Os valores de P e de K são semelhantes aos obtidos por Ernani (1981), em camas de aves coletadas na região da serra Gaúcha na década de oitenta, porém os de N são 50 % inferiores. Como o material foi secado em estufa antes do processo analítico, parte do N pode ter sido volatilizada e, caso isso tenha acontecido, os valores determinados estão subestimando a verdadeira composição do material.

Verifica-se que as quantidades desses três macronutrientes nas camas de aves são baixas, necessitando, portanto, de grandes quantidades de resíduo para atingir o nível de suficiência dos nutrientes requerido pela maioria das culturas comerciais. Uma fórmula comercial de fertilizante mineral que contenha 5, 20 e 20 % respectivamente de N, P₂O₅ e K₂O (5-20-20), possui respectivamente 2,5, 6,9 e 6,6 vezes mais cada um dos nutrientes do que a cama de aves seca. Se for considerada a cama em seu estado natural, com 65% de matéria seca, a proporção seria ainda maior, ou seja, 3,8, 10,6 e 10,2 vezes.

A CQFS (2004) leva em consideração o numero de lotes de animais criados sobre a mesma cama na determinação da composição química do resíduo. Segundo a mesma, os teores de N, P₂O₅ e K₂O aumentam respectivamente de 3,2, 3,5 e 2,5 % para 3,8, 4 e 3,5 %, quando o numero de lotes aumentam de 4 para 8. Os valores de P e K encontrados em nosso estudo são semelhantes aos relatados pela CQFS, quando levado em considerado o desvio padrão em torno da média, cuja variação foi de 2,0 a 3,8 % para K₂O, e de 2,5 a 3,75 % para P₂O₅. Por outro lado, os teores de N são inferiores, sendo que apenas os valores máximos encontrados se assemelham à média relatada pela CQFS, indicando uma possível superstimação pelo manual de adubação dos teores deste elemento no resíduo.

O nitrogênio contido na cama de aves está predominantemente na fração orgânica (Tabela 1). Em média, 92 % do N esta fazendo parte da estrutura orgânica dos materiais, necessitando passar pelo processo de mineralização no solo para se tornar disponível às plantas. A fração de N solúvel em água, que corresponde ao somatório do N mineral (NH_4^+ + NO_3^-) e do N orgânico solúvel em água correspondeu, em média, a 20 % do N total. A fração do N orgânico solúvel em água foi em média de 12 % do N total, valor este inferior aos 35 %

encontrados por Qafoku et al. (2005), com valores variando de 17 a 51 %, na média de 60 amostras de cama de aves. Os teores de N na cama de aves, bem como suas frações, são geralmente reflexos das características da alimentação, principalmente do teor de proteína e do manejo adotado nos aviários (WOOD e HALL, 1991). A fração amoniacal (N-NH_4^+) representou, em média, 40 % da fração solúvel em H_2O e apenas 8 % do N total. Esta forma pode facilmente ser volatilizada caso o pH seja maior do que 7,0, o que comumente ocorre nesse tipo de resíduo orgânico. A fração restante do N solúvel em água provavelmente está em quantidades expressivas na forma de acido úrico, a qual não foi quantificada no presente trabalho. Muitos estudos, entretanto, demonstram que as concentrações de acido úrico nas camas de aves são semelhantes aos teores de N-NH_4^+ . Os teores de nitrato não foram determinados em todas as amostras de cama, pois, seus valores foram muito próximos a zero e, relativamente às outras frações de N suas quantidades foram irrigórias. Mosquera et al. (2008) realizaram um levantamento da variação dos teores de nitrato relatados na literatura e encontraram valores que variaram de 0,05 a 0,1 % da massa seca do resíduo animal. Os baixos valores de N-NO_3^- se devem provavelmente ao ambiente anóxico formado pelo intenso desenvolvimento microbiológico no resíduo, que dificulta a passagem do NH_4^+ para NO_3^- e, as frações que eventualmente transformam-se em nitrato encontram um ambiente propício às perdas por desnitrificação. Sims (1987) encontrou uma percentagem de NO_3^- que variou de 2 a 17% do nitrogênio inorgânico (0,5 a 6% do N total) em camas que foram armazenadas por até 90 dias.

O pH foi o atributo que apresentou o menor coeficiente de variação dentre todas as propriedades avaliadas (Tabela 1). As amostras apresentaram pH médio de 7,8, com coeficiente de variação de 7,4 %. Isto demonstra a característica alcalina da cama de aves, onde a grande maioria dos valores encontra-se acima de 7,0. O pH elevado desse resíduo se deve a vários fatores, dentre eles a adsorção de íons H^+ por compostos orgânicos integrantes da cama, a dissociação de compostos alcalinos integrantes da ração dos animais que é desperdiçada durante a alimentação das aves, e a transformação do acido úrico em uréia, cuja dissociação eleva o pH do meio. O acido úrico representa aproximadamente 60 a 70 % do N excretado pelas aves (NAHM, 2003).

Tabela 1 - Composição e variabilidade média de atributos químicos e físicos de 150 amostras de cama de aves.

	Matéria seca	pH	K ₂ O	P ₂ O ₅	N total	N solúvel	NH ₄ ⁺
.....(%).....							
Média	65,5	7,8	2,9	3,0	2,0	0,4	0,16
Máximo	84,2	8,9	4,6	4,9	3,3	0,7	0,32
Mínimo	33,7	6,0	0,7	1,0	1,0	0,2	0,03
C. V ¹ .	15,8	7,4	32,7	25,7	22,5	45	70

¹C. V. = coeficiente de variação.

2.5 CONCLUSÕES

As amostras de cama de aves oriundas de diversas propriedades dos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina apresentam alta variabilidade físico-química. A concentração dos macronutrientes é baixa relativamente aos fertilizantes minerais. Os teores de P e K estão de acordo aos relatados pela CQFS (2004), entretanto, os de N foram inferiores. O N presente na cama de aves está predominantemente na fração orgânica, devendo passar pelo processo de mineralização para tornar-se disponível às plantas.

3 CAPÍTULO II - INFLUÊNCIA DO pH DO SOLO NA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DECORRENTE DA APLICAÇÃO DE CAMA DE AVES

3.1 RESUMO

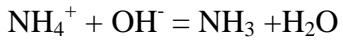
A volatilização de amônia é normalmente uma das principais reações do N no solo responsável pela baixa eficiência de utilização dos fertilizantes nitrogenados. Existem poucas pesquisas no Brasil relacionadas à quantificação das perdas de N por este processo quando são aplicados resíduos animais ao solo. Este trabalho teve por objetivo quantificar as perdas de N por volatilização de amônia, decorrente da aplicação de cama aves sobre a superfície do solo com diferentes valores de pH. O experimento foi conduzido no laboratório, em temperatura ambiente, com amostras de um Cambissolo Húmico álico que possuía 55 g kg^{-1} de matéria orgânica e 400 g kg^{-1} de argila. Os tratamentos consistiram da presença ou ausência de cama de aves em amostras de solo com quatro valores de pH (4,3; 5,5; 6,0 e 6,5). A cama foi aplicada sobre a superfície das amostras de solo, sem incorporação, na dose equivalente a $25,3 \text{ t ha}^{-1}$, que adicionou ao solo respectivamente $470 \text{ e } 80 \text{ kg ha}^{-1}$ de N total e de N solúvel em H_2O . As unidades experimentais foram constituídas por bandejas plásticas contendo 9,8 kg de solo, sobre as quais foram instaladas as câmaras coletores de amônia. Determinaram-se as quantidades de N-NH_3 volatilizada aos 2, 4, 6, 9, 14, 18 e 25 dias após a aplicação dos tratamentos. O aumento do pH do solo até 6,0 elevou as perdas acumuladas e as taxas diárias de volatilização de N-NH_3 . As quantidades acumuladas de amônia volatilizada foram pequenas, pois variaram de 1,3 a 2,5 % do N total aplicado e de 7,6 a 14,7% do N solúvel em H_2O aplicado, para os tratamentos com pH 4,3 e 6,0, respectivamente. Estes valores correspondem a uma de perda total de 6,1 e $11,7 \text{ kg ha}^{-1}$ de N para os mesmos valores de pH (4,3 e 6,0). O aumento do pH do solo favorece as perdas de amônia, entretanto, com magnitudes pequenas.

Palavras – chave: Volatilização de amônia. pH do solo. Adubação superficial.

3.2 INTRODUÇÃO

O nitrogênio é um dos mais dinâmicos nutrientes essenciais às plantas, pois está sujeito a diversas reações no sistema que envolve o solo, a planta e a atmosfera, sendo muitas delas relacionadas com perdas a partir do solo. Dentre estas reações de perdas, destacam-se a lixiviação de nitrato e a volatilização de amônia, as quais normalmente são as maiores responsáveis pela baixa eficiência de utilização de fertilizantes nitrogenados aplicados ao solo.

Por ocasião da volatilização de amônia (NH_3), parte do N amoniacal aplicado ao solo por alguns fertilizantes nitrogenados ou orgânicos migra para a atmosfera na forma gasosa, conforme a seguinte reação.



Essa reação pode assumir grande importância, agronômica e econômica, quando se aplicam alguns fertilizantes nitrogenados sobre a superfície do solo, sem incorporação, a exemplo da uréia e dos resíduos de origem animal, ou quando se adicionam fertilizantes amoniacais em solos com pH alcalino, independente da forma de aplicação (ERNANI, 2002). Para que haja volatilização de amônia, é necessário que existam no solo simultaneamente íons amônio e pH elevado, e isso normalmente acontece ao redor dos grânulos de uréia, após a hidrólise da mesma (SANGOI et al., 2003). As perdas de amônia a partir do solo dependem de algumas características intrínsecas dos solos, como capacidade de troca catiônica, pH, teor de matéria orgânica e textura (COSTA et al., 2004), e de algumas condições climáticas, como velocidade dos ventos, temperatura, umidade relativa do ar e precipitação (SOMMER e HUTCHINGS, 2001). A amônia liberada do solo pode, entretanto, reagir com prótons ou com compostos ácidos com vários graus de estabilidade.

A avicultura brasileira de frangos destinados à produção de carne consiste basicamente na produção confinada de aves em galpões. Nesse sistema produtivo, utiliza-se uma camada de materiais orgânicos sobre o piso dos galpões com o objetivo de absorver os dejetos animais, os restos de ração e de água desperdiçados durante a alimentação das aves. Na região sul do Brasil utiliza-se principalmente a casca de arroz e a serragem madeireira, e esse material é denominado de cama. Após a produção de alguns lotes de aves, esse material precisa ser descartado. Como ele possui vários nutrientes, tem sido amplamente utilizado no solo como fertilizante. Entretanto, em regiões de grande concentração de produtores,

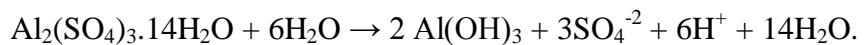
normalmente há excesso desse resíduo e parte dele passa a ser descartada inadequadamente no meio ambiente (ÁVILA et al., 2007).

Nesse resíduo orgânico animal, parte do N se encontra na forma solúvel, principalmente como N-NH₄⁺ e ácido úrico. Nestas formas, o N está susceptível a volatilizar-se na forma de amônia, tanto nos locais de armazenamento dos dejetos como após a aplicação dos mesmos ao solo (SCHERER et al., 1996), caso não sejam incorporados ao mesmo. A uréia, por estar presente em quantidades expressivas nesses materiais, tem capacidade de elevar o pH nas imediações da região fertilizada, após ser hidrolisada (ERNANI et al., 2002), favorecendo a formação de NH₃. A incorporação da uréia ao solo evita a volatilização de amônia (LARA CABEZAS et al., 2000; SANGOI et al., 2003; SILVA et al., 1995), independente de sua origem, pois ao difundir para regiões com pH acido se transforma em NH₄⁺. Este, por sua vez, pode adsorver-se às cargas negativas do solo, ser nitrificado, ou absorvido pelas plantas.

A liberação de amônia a partir da cama de aves não é apenas indesejável após sua aplicação ao solo, pela diminuição do seu potencial fertilizante, mas também é um problema para o desenvolvimento das aves ainda nos galpões. A amônia (NH₃) presente nos galpões irrita os animais, podendo causar estresse, perda de peso, aumento da conversão alimentar e problemas patológicos aos animais (ANDERSON, 1965). A liberação de amônia é pequena quando o pH da cama é acido, mas é alta quando o pH está acima de 8,0, pois a decomposição do ácido úrico (C₅H₄N₄O₃) é favorecida em condições de pH alcalino (TERZICH, 1997).

A adição de alguns produtos químicos à cama de aves pode diminuir a volatilização de amônia a partir desse resíduo orgânico. Dentre eles, destacam-se o gesso agrícola (CaSO₄), o superfosfato simples (Ca(H₂PO₄)₂. H₂O + CaSO₄.H₂O) e o sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃). O uso de superfosfato simples é uma das recomendações mais antigas para inibir as perdas de amônia que ocorrem a partir de resíduos orgânicos de origem animal. O sulfato e o fosfato presentes nesse fertilizante reagem com a amônia e formam fosfatos e sulfatos de amônio, respectivamente. Glória et al. (1991), ao utilizarem o superfosfato simples na quantidade de 62,5 a 175 kg t⁻¹ de cama de frango, verificaram que o fosfato foi eficiente na diminuição da volatilização da amônia em até 93%, por um período de 30 dias. Por outro lado, a mistura de gesso com a cama de aves diminui a volatilização da amônia devido à formação de sulfato de amônio (NH₄)₂SO₄, que é um produto estável em condições ambientais (OLIVEIRA et al., 2003).

Oliveira et al. (2004) avaliaram o efeito da adição de compostos químicos à cama de aves e verificaram que o sulfato de alumínio foi mais eficiente do que o superfosfato simples e do que o gesso agrícola na diminuição da volatilização de amônia. A adição de alúmem ($\text{Al}_2\text{SO}_4\text{)}_3\cdot 14\text{H}_2\text{O}$ à cama de aves diminuiu a volatilização de amônia em até 90% (MOORE et al., 1995; CHO e MOORE, 2008) e isso ocorre pela formação de sulfato de amônio e pela diminuição do pH do material. A adição sulfato de alumínio à cama de frango composta por palha de arroz diminuiu o pH de 7,5 para 4,4 (BURGESS et al., 1998). A redução do pH ocorre porque o sulfato de alumínio é um ácido que libera seis moles de prótons para cada mol de sulfato de alumínio dissociado, como pode ser visto na seguinte reação:



A aplicação de cama de aves na superfície do solo, sem incorporação, pode ocasionar perdas significativas de N por volatilização de NH_3 devido ao aumento do pH e da concentração de NH_4^+ causadas por uma elevada taxa de mineralização do N adicionado (CABRERA et al., 1993). O efeito alcalinizante oriundo da aplicação de dejetos animais ao solo é atribuído à capacidade tamponante dos compostos orgânicos neles presentes, que geralmente apresentam pH entre 7 e 8, à liberação de amônia por ocasião da decomposição de proteínas, e ao efeito alcalino resultante da reação dos carbonatos contidos nesses materiais. (ERNANI e GIANELLO, 1983; CASSOL et al., 2005).

A magnitude das perdas de nitrogênio por volatilização de amônia após aplicação de dejetos animais ao solo é um processo complexo que depende de vários fatores relacionados com o clima, com as condições edáficas e com as características intrínsecas do próprio resíduo orgânico. Sharpe et al. (2004) avaliaram a volatilização de amônia decorrente da adição de cama de aves a sistemas de preparo do solo e encontraram perdas de N equivalente a 3,3 e 24 % do N total aplicado durante o inverno e o verão, respectivamente. Também verificaram que as perdas se concentraram na primeira semana após a aplicação do resíduo orgânico ao solo, e que uma precipitação pluviométrica de 17 mm diminuiu significativamente a volatilização. Tewolde et al. (2009) aplicaram 6,4 t ha^{-1} cama de aves, incorporada ao solo e sobre a superfície do mesmo, e obtiveram aumento de 7 % no rendimento de fibras de algodão quando a cama foi incorporada próxima à linha de semeadura. Este acréscimo foi creditado a possíveis reduções nas perdas de N por volatilização de amônia.

Brinson et al. (1994) compararam a volatilização de NH_3 entre cama *in natura* e cama que passou pelo processo de compostagem, em estudos de incubação durante 21 dias, e

verificaram que as perdas da cama fresca variaram de 17 a 31 % do N total aplicado, enquanto que para a cama que passou pela compostagem as perdas foram de apenas 0,3 %. As menores perdas de N pela cama compostada podem ter ocorrido devido à estabilização dos compostos nitrogenados em formas recalcitrantes de degradação lenta. Neste composto a disponibilidade de N mineral e a atividade biológica quando aplicado ao solo é menor em relação à cama *in natura*, o que pode ter favorecido as menores perdas de NH₃.

Cabrera et al. (1994) avaliaram o efeito de diferentes teores de umidade, desde 8 a 79 %, sobre as perdas de N por volatilização e desnitrificação durante o armazenamento da cama. Eles constataram que elevação do teor de umidade aumentou as perdas de N, que variaram de 41 a 79 % do teor inicial de nitrato, perdidos por desnitrificação, e de 32 a 139% do teor inicial de NH₄⁺, perdido por volatilização.

Hernandes (2001) testaram diferentes valores de umidade e de temperatura sobre a volatilização de NH₃ e verificaram que a elevação da temperatura, de 15 para 30°C, aumentou a quantidade de amônia liberada pela cama. Em relação à umidade, verificaram que a maior liberação de amônia aconteceu na umidade natural da cama (17,1 %), sendo que tanto a secagem ou a adição de água na mesma diminuiu a liberação de amônia, indicando possível inativação dos microorganismos produtores de amônia pela secagem na estufa.

As maiores emissões de amônia geralmente ocorrem nas primeiras horas após a aplicação de dejetos suíños ao solo (SOMMER et al., 1997; BASSO, 2003). PORT (2003) aplicou dejetos suíños ao solo no sistema plantio direto e verificou que a maior volatilização de amônia ocorreu nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos, tendo sido perdido aproximadamente 50 % do N aplicado nas 20 primeiras horas.

A escassez de estudos no Brasil relacionados à quantificação da magnitude das reações ocorridas com o N proveniente da adição de cama de aves ao solo, bem como o potencial impacto poluidor, indicam a necessidade de quantificar as perdas de N no sistema. Sendo assim, é necessário empenho para intensificar trabalhos nesta área, visando práticas que potencializam o efeito fertilizante e amenizem possíveis impactos negativos sobre o ambiente. Este trabalho teve por objetivo quantificar as perdas de N por volatilização de amônia, decorrente da aplicação superficial de cama aves em solos com diferentes valores de pH.

3.3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no laboratório de Química e Fertilidade do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), em Lages, SC, em 2008. Foi utilizado um Cambissolo Húmico álico (EMBRAPA, 1999), coletado na camada superficial de 0 a 30 cm, em uma área com vegetação nativa. O solo possuía 55 g kg^{-1} de matéria orgânica, 400 g kg^{-1} de argila e pH 4,3.

Os tratamentos consistiram da presença ou ausência de cama de aves a amostras com quatro valores de pH (4,3; 5,5; 6,0 e 6,5). A cama foi aplicada sobre a superfície das amostras de solo, sem incorporação, na dose equivalente a $25,3 \text{ t ha}^{-1}$, o que corresponde a uma quantidade de 21,1 g de cama (base seca) por unidade experimental. Esta dose adicionou ao solo respectivamente 470 e 80 kg ha^{-1} de N total e de N total solúvel em H_2O . A de cama de aves utilizada foi obtida por meio da mistura de dezenas de sub-amostras oriundas de várias propriedades, com o objetivo de obter uma amostra representativa desse material. A amostra composta apresentou, na fração seca, N total = 1,85 %, N solúvel total = 0,33 %, N amoniacal (N-NH_4^+) = 0,13 %, N nítrico (N-NO_3^-) = 0,01 % e pH 8,3. Utilizou-se o delineamento experimental inteiramente casualizado com quatro repetições.

As unidades experimentais foram constituídas por bandejas de plástico com dimensões de 23 x 51 x 17 cm de largura, comprimento e altura, respectivamente. Cada bandeja continha 12 kg de solo com umidade de 18 % (9,8 kg de solo seco).

A metodologia de captação de amônia (NH_3) baseou-se na retenção do gás em ácido sulfúrico (H_2SO_4), onde a amônia reage com o H^+ e forma amônio ($\text{NH}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_4^+$) num sistema estático de captação, descrito por Miyazawa (2007). A coleta da amônia foi realizada através de câmaras coletoras, construídas a partir de garrafas plásticas “pet” de 2 L, cortadas na base onde o diâmetro era de 10 cm (Figura 1). A base dessa câmara foi inserida no solo ate uma profundidade de 5 cm. Dentro dela, foi suspenso um cilindro plástico de 50 mL, por meio de um suporte de arame, ao qual foi adicionado 20 mL de H_2SO_4 ($0,2 \text{ M}$) mais glicerina (2 % v/v) e duas fitas de papel filtro (2 x 20 cm), estas com o objetivo de aumentar a superfície de contato da NH_3 com o H_2SO_4 . A cama foi incorporada à camada de 1 cm superficial do solo contido na base da câmara coletora, com seu teor de umidade corrigido para valores médios encontrados no produto in natura (35 %).

A N-NH₃ volatilizada foi determinada por arraste de vapores, em aparelho semi-micro-Kjeldahl, de acordo com Tedesco et al. (1995). Determinaram-se as quantidades de NH₃ volatilizada aos 2, 4, 6, 9, 14, 18 e 25 dias após a aplicação do resíduo orgânico ao solo.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, com significância de 5%. Em caso de interação entre pHs e época de avaliação, foi utilizado teste de Tukey ($p < 0,05$) para comparar um fator dentro do outro.



Figura 1 - Material para confecção do sistema de captação de NH₃. 1. Fita de papel filtro, 2,0 x 18 cm; 2. Tubo plástico de centrífuga de 50 mL, graduado; 3. Tampa da garrafa pet; 4. Suporte de arame; 5. Garrafa pet de 2 L cortada na base; 6. Sistema de captação de amônia montado. A extremidade inferior do papel filtro é mergulhada na solução contida no tubo 2.

3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Houve interação entre os fatores avaliados (época de volatilização e valores de pH do solo) na volatilização de amônia, indicando que o processo depende dos níveis dos fatores testados, e as inferências sobre um dos fatores dependem dos níveis do outro fator (Tabela 2).

O aumento do pH do solo incrementou a taxa diária de volatilização de NH₃ e os picos das perdas oscilaram durante o período avaliado (Tabela 3). Para solo com valores de pH 5,5, 6,0 e 6,5, as maiores taxas de perdas ocorreram nas coletas realizadas aos 4 e aos 18 dias após a aplicação da cama de aves ao solo, diferentemente do solo com acidez natural (pH 4,3), onde os maiores taxas de perdas aconteceram apenas a partir do 14º dia (Tabela 3). Os solos com pH 6,0 e 6,5 apresentaram as maiores perdas diárias de amônia, não tendo havido diferenças entre ambos até o 9º dia; a partir desta data, as perdas também foram semelhantes ao pH 5,5 até o final do período avaliado. O solo com pH 4,3 apresentou as menores perdas diárias até o 9º dia, atingindo perdas semelhantes ao tratamento com pH 5,5 a partir do 14º dia. No ultimo dia avaliado as perdas foram semelhantes entre todos os pHs testados,

demonstrando a estabilização do processo de volatilização (Tabela 3). Na média dos pHs que apresentaram maiores perdas (6,0 e 6,5), os maiores valores diários de amônia volatilizada encontrados ficaram em torno de $0,53 \text{ mg dia}^{-1}$, o que equivale a uma perda diária de $0,64 \text{ kg ha}^{-1}$ de N.

A alternância de picos das perdas diárias de NH_3 observada no experimento difere da maioria dos estudos com volatilização de amônia descritos na literatura, onde as perdas se concentram nos primeiros dias após aplicação ao solo, com posterior diminuição e estabilização. Este fenômeno ocorre independentemente da fonte fertilizante utilizada, seja com dejetos suíno (SOMMER et al., 1997; BASSO, 2003), uréia (SANGOI et al., 2003), esterco bovino (STEVENS et al., 1997) e cama de aves (SHARPE et al., 2004). Em estudo semelhante a esse, Tasca (2009) avaliou o efeito da variação do pH do solo sobre a volatilização de NH_3 após a aplicação ao solo de uréia e de uréia com inibidor da uréase. O autor verificou que as maiores perdas diárias de amônia ocorreram entre o quarto e o oitavo dia após a aplicação dos dois fertilizantes ao solo, em todos os níveis de acidez testados.

Tabela 2 - Análise da variação dos efeitos principais e das interações entre os fatores sobre a volatilização de amônia decorrente da aplicação de cama de aves sobre a superfície do solo.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	P > F
pH do solo	3	0,49	0,16637	70,226	< 0,001
Época (dias)	6	1,53	0,25503	107,65	< 0,001
pH x Época	18	0,30	0,01703	7,1894	< 0,001
Resíduo	53	0,13	0,00236		
Total	83	2,46			

Média geral: 0,25 mg/dia . CV: 18,7 %.

O comportamento diferenciado quanto ao período de pico da volatilização de NH_3 decorrente da aplicação de cama de aves em relação às outras fontes nitrogenadas, e também a outros experimentos utilizando o mesmo resíduo, podem estar relacionadas a características ambientais ou metodológicas inerentes a cada experimento ou mesmo intrínsecas ao resíduo orgânico. A cama de aves, por possuir um menor conteúdo de umidade, tem uma taxa mais lenta de liberação de amônia do que os dejetos animais líquidos e os fertilizantes nitrogenados

amídicos. No entanto, essas perdas podem se estender por vários dias ou semanas (MEISINGER, et al., 2000). Esta hipótese é corroborada pelos dados obtidos por Chambers et al. (1997), que encontraram taxas lineares de perdas de amônia durante as primeiras três semanas após a aplicação de cama de aves ao solo. O tempo necessário para atingir o pico nas taxas de perdas de N-NH₃ também pode estar associado ao período de adaptação dos microrganismos. Sørensen (1998) observou uma mineralização lenta dos ácidos graxos do dejeto suíno durante os primeiros dias, o que caracterizaria o período de adaptação ao novo ambiente. Na sequência, haveria um incremento no pH do solo, resultante da oxidação dos ácidos graxos voláteis, que influencia o equilíbrio entre NH₄⁺ e NH₃ em favor da NH₃, podendo incrementar a volatilização.

Tabela 3 - Volatilização de amônia (mg / coletor / dia) decorrentes da aplicação de cama de aves sobre a superfície de amostras de solo com diferentes valores de pH, durante os primeiros 25 dias após a adição do resíduo ao solo.

pH	Dias após a aplicação						
	0 a 2	2 a 4	4 a 6	6 a 9	9 a 14	14 a 18	18 a 25
.....NH ₃ (mg / coletor / dia).....							
4,3	0,02 cB	0,08 cB	0,14 cB	0,05 cB	0,27 bA	0,37 bA	0,11 aA
5,5	0,07 bcD	0,30 bA	0,21 bBC	0,12 bC	0,39 aA	0,46 abA	0,09 aD
6,0	0,21 aC	0,56 aA	0,44 aB	0,19 aC	0,44 aB	0,48 aAB	0,11 aC
6,5	0,16 abC	0,51 aA	0,39 aAB	0,10 aC	0,38 aB	0,51 aA	0,12 aC

Letras minúsculas nas colunas comparam as perdas de amônia entre os pHs em cada dia avaliado; letras maiúsculas nas linhas comparam os efeito da época (dias) em cada valor de pH. Medias sucedida pela mesma letra na linha ou na coluna não diferem pelo teste de Tukey, com 5% de significância.

A percentagem de acúmulo de NH₃ relativamente à quantidade total volatilizada foi caracterizada por pequenos acréscimos, porém contínuos no decorrer do período avaliado (Tabela 4). Na média de todos os valores de pH testados, as perdas acumuladas atingiram 3,3, 14 e 23% do N aplicado respectivamente aos 2, 4 e 6 dias após a aplicação da cama de aves ao solo. Aproximadamente metade (50 %) da amônia volatilizada ocorreu entre o 9º e o 14º dia após a aplicação ao solo. Marshall et al. (1998) encontraram, na media de seis estudos de volatilização de amônia, que as perdas acumuladas de N foram de 25, 42, 57 e 79 % nos dias 1, 2, 3, 7 respectivamente após a aplicação da cama de aves ao solo. Portanto, um fenômeno

peculiar aos experimentos com volatilização de amônia, que se caracterizam por apresentarem as maiores perdas na primeira semana, não foi verificado em nosso estudo.

As quantidades acumuladas de amônia volatilizada aumentaram com a elevação do pH do solo (Figura 2). Os maiores valores de pH (6,0 e 6,5) apresentaram as maiores perdas acumuladas de N, sendo maiores do que as ocorridas no tratamento com pH 5,5 e estas, por sua vez, maiores do que as ocorridas no pH 4,3. A diminuição do potencial de perdas de amônia ocorre quando o gás NH_3 passa para amônio, que é uma forma não volátil. Esta reação é favorecida pela redução do pH nas imediações do fertilizante (SANGOI et al., 2003). Desta forma, quanto maior o valor de pH alcançado na zona de aplicação, uma vez que a cama de aves tem poder alcalinizante (CASSOL et al., 2005) menor será a proporção de N-NH_4^+ e maior o potencial de volatilização.

Tabela 4 - Percentagem acumulada do N total volatilizado no período até os 25 dias após a aplicação da cama de aves em amostras de solo em amostras de solo com quatro valores de pH.

pH	Dias						
	2	4	6	9	14	18	25
.....%.....							
6,5	4,4	18,4	29,3	33,5	60,1	88,6	100
6,0	5,4	19,8	30,9	38,4	66,3	90,6	100
5,5	2,5	12,8	19,9	25,8	58,4	89,4	100
4,3	1,0	4,7	11,2	14,6	51,1	82,3	100
Média	3,3	13,9	22,8	28,1	57,9	87,7	100

As perdas absolutas de N, mesmo nos maiores valores de pH, foram muito pequenas relativamente às quantidades de N adicionadas (Figura 2). As perdas totais acumuladas variaram de 1,3 a 2,5 % do N total aplicado, nos tratamentos com pH 4,3 e 6,0, respectivamente. Em relação à proporção de N solúvel (17%) presente na cama, que representa a fração prontamente disponível às plantas, as perdas foram respectivamente de 7,6 e de 14,7% para os mesmos dois valores de pH (4,3 e 6,0). Estes valores correspondeu a uma de perda total de 6,11 e 11,75 kg ha^{-1} de N para o pH 4,3 e 6,0, respectivamente. Essas perdas são menores do que as encontradas em outros estudos. As perdas de N dependem de muitas características ambientais e de manejo do solo e dos fertilizantes, mas geralmente as médias

variam de 20 a 45 % do N solúvel aplicado (CHAMBERS, et al. 1997; MARSHALL et.al., 1998).

As pequenas quantidades de N volatilizadas neste estudo podem estar relacionadas com características inerentes ao manejo prévio da cama de aves. A amostra de cama utilizada no experimento foi proveniente de uma mistura de dezenas de sub-amostras, oriundas de diversas granjas produtoras, sob diferentes sistemas de produção. Estas sub-amostras foram previamente secas em estufa, a 65°C, e armazenadas em potes por um longo período, com atividade microbiológica, reduzida a níveis baixos. O reumidecimento das mesmas ocorreu apenas no momento da aplicação ao solo. Durante o processo de secagem, pode ter havido volatilização das frações nitrogenadas mais propensas a isso, reduzindo a perda posterior, pois a volatilização de amônia aumenta exponencialmente com a temperatura (WOOD et al. 1991). Mosquera et al. (2008) encontrou perdas por volatilização superiores a 20 % do N total presente na cama de aves durante a secagem do resíduo animal. Sendo assim, quantidades significativas de N poderiam ter sido contabilizadas, caso fosse aplicada cama sem secagem prévia. Desta forma, a secagem e a paralisação da atividade biológica antes da aplicação ao solo, possivelmente podem ter contribuído para subestimação do potencial de perda de N por volatilização de amônia.

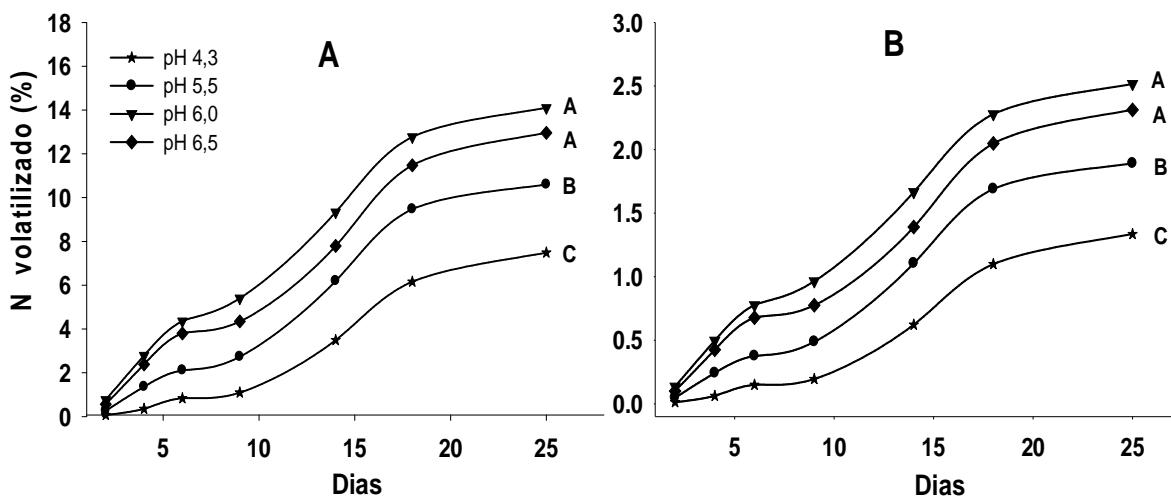


Figura 2 - Perdas acumuladas de N por volatilização de amônia, decorrente da aplicação superficial de 25,3 t ha⁻¹ de cama de aves, relativamente ao teor de N solúvel (A) e N total (B) contido na cama de aves, em diferentes valores de pH do solo. Médias de quatro repetições, com valores subtraídos daqueles volatilizados do tratamento que não recebeu resíduo orgânico (testemunha). Letras diferentes representam diferenças estatísticas pelo teste de Tukey ($p<0,05$) entre os pHs.

A metodologia de captação de amônia, baseado em um sistema fechado e estático também pode ter contribuído para subestimação das perdas de N-NH₃. Lara Cabezas e Trivelin (1990) aplicaram uréia marcada com ¹⁵N no solo e mediram a volatilização de amônia utilizando um sistema coletor semi-aberto estático ao final de 37 dias. Os autores verificaram que, na presença da câmara coletora, houve redução na volatilização de amônia proveniente da uréia em 29 % em relação ao tratamento sem câmara. Além disso, a ausência de circulação de ar pode provocar considerável diminuição da evaporação de água da superfície do solo que, juntamente a um ambiente com elevada umidade relativa do ar, favorece o desenvolvimento de fungos na superfície de solos tratados com dejetos animais, que dificultam a difusão do gás para a atmosfera. Em trabalho de calibração, utilizando a técnica do balanço do isótopo ¹⁵N, em condições semelhantes à de campo, Araújo et al. (2009) determinaram a eficiência de recuperação da amônia volatilizada do solo, através do uso de uma câmara elaborada a partir de garrafas de politereftalato de etileno (PET), semelhante à utilizada em nosso estudo. Os autores verificaram que o uso câmara subestima a quantidade de NH₃ volatilizada, sendo encontrado uma eficiência de 57 %. Para estudos de campo, com uso do método proposto, os mesmos indicam o uso de um fator de correção de 1,74, para estimar a real taxa de volatilização de amônia do solo.

Os coletores com circulação de ar são mais eficientes em captar a amônia volatilizada do que o dispositivo semi-aberto estático, o qual permanece isolado da ação do vento durante o período de avaliação e, por isso, pode subestimar a perda real de N por volatilização de amônia. Sommer e Hutchings (2001) verificaram que há uma relação direta entre taxas de perdas de amônia e velocidade do vento, a qual afeta a atmosfera imediatamente acima da região onde foi aplicado o fertilizante, aumentando a taxa de difusão de amônia para a atmosfera.

3.5 CONCLUSÕES

A volatilização da amônia proveniente de cama de aves aplicados na superfície do solo aumenta com a elevação do pH, porém os valores absolutos perdidos são baixos. As perdas totais máximas foram inferiores a 3 % do N aplicado, totalizando menos do que o equivalente a 12 kg ha⁻¹ de N.

4 CAPÍTULO III - MINERALIZAÇÃO E NITRIFICAÇÃO DO N PROVENIENTE DA CAMA DE AVES ADICIONADA NA SUPERFÍCIE OU INCORPORADA AO SOLO

4.1 RESUMO

A eficiência dos resíduos animais como fertilizante nitrogenado é dependente da capacidade de mineralização de seus compostos orgânicos. A velocidade com que o N dos estercos é oxidado a nitrato (NO_3^-) depois de aplicado ao solo, é um fator determinante do seu potencial poluente. O presente estudo objetivou quantificar a mineralização e a velocidade de nitrificação do N presente na cama de aves depois de aplicado ao solo. O experimento foi conduzido em casa de vegetação utilizando um Cambissolo Húmico álico que possuía 55 g kg^{-1} de matéria orgânica, 400 g kg^{-1} de argila e pH 6,5. Os tratamentos consistiram na combinação de três doses de cama de aves (4, 8 e 16 t ha^{-1}) e duas formas de aplicação (incorporada e sobre a superfície do solo). Paralelamente, também foi utilizado um tratamento sem adubação e uma dose de uréia que adicionou quantidade de N equivalente ao fornecido pela dose de 8 t ha^{-1} de cama. As unidades experimentais foram constituídas por potes plásticos, onde foi adicionado 180 g de solo, com 20,5 % de umidade gravimétrica. Foram determinados os teores de N mineral do solo (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) aos 2, 6, 12, 19, 26, 32, 48 e 60 dias após o início da incubação. O N total mineral no solo ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) aumentou linearmente no decorrer do período de incubação para todos os tratamentos testados. Os teores de N-NH_4^+ diminuíram e os de N-NO_3^- aumentaram no decorrer do tempo, em função do processo de oxidação do N amoniacal pelas bactérias nitrificadoras. A igualdade dos valores de amônio e nitrato se deu em média cinco dias antes nos tratamentos com a cama de aves incorporada ao solo em relação à aplicação superficial. A recuperação de N mineral foi pequena, independentemente da dose utilizada e da forma de aplicação. No final do período de incubação a recuperação de N diminuiu linearmente, tendo passado de 22 para 15,7 % pelo aumento da dose de 4 para 16 t ha^{-1} , respectivamente. O N da uréia foi totalmente recuperado desde as primeiras avaliações, não havendo diferença entre as formas de aplicação. A

incorporação da cama de aves ao solo aumenta a velocidade de nitrificação, entretanto, à quantidade mineralizada em curto prazo é pequena e independe da forma de aplicação ao solo.

Palavras – chave: Resíduos animais. Nitrificação. Mineralização.

4.2 INTRODUÇÃO

A criação de aves na região sul do Brasil caracteriza-se predominantemente pela produção em pequenas propriedades com mão de obra familiar. A utilização dos resíduos orgânicos produzidos por esta atividade na adubação do solo é uma forma de reduzir os custos de produção, maximizar o lucro do produtor e tornar a atividade viável economicamente. A eficiência econômica e agronômica dos dejetos animais é dependente da sua composição, das doses a serem aplicadas, do sistema de preparo do solo, do tipo de solo, da espécie vegetal e do custo de transporte até a lavoura, entre outros aspectos (SCHERER, 2005). Ao contrário dos fertilizantes minerais que possuem uma composição mínima definida para cada condição de cultura e solo, a composição da cama de aves é desbalanceada em relação aos fertilizantes minerais, pois a mesma é dependente de uma série de fatores inerentes ao sistema em que os animais foram criados. Desta forma, o uso associado de fontes orgânicas e minerais pode ser vantajoso economicamente, vindo a complementar os nutrientes do resíduo, para suprir sem excesso ou falta os nutrientes requeridos pelas culturas. Entretanto, para estimar a dose adequada a ser utilizada para suprir as quantidades necessárias dos nutrientes é necessário conhecer as necessidades das culturas, a concentração dos nutrientes disponíveis no solo, e os fatores que afetam a mineralização do N presente na cama de aves (KONZEN e ALVARENGA, 2005).

O uso eficiente dos dejetos animais como fertilizante nitrogenado é influenciado pela capacidade de mineralização de seus compostos orgânicos. Este processo é dependente da atuação dos microrganismos heterotróficos, pois os mesmos utilizam o carbono como fonte de energia e disponibilizam nitrogênio na solução do solo na forma inorgânica (KIEHL, 1985). A fonte de energia para os microorganismos está contida numa ampla variedade de compostos orgânicos, tais como carboidratos (polissacarídeos, oligossacarídeos e monossacarídeos), celulose, lignina, proteínas, lipídeos e pigmentos, entre outros. Desta forma, a velocidade de decomposição é dependente da maior ou menor concentração destes compostos, que possuem diferentes capacidades de resistir à degradação (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). No solo, o

processo de decomposição de materiais orgânico é regulado principalmente pelas características do material orgânico que determinam sua degradabilidade, pelas condições físico-químicas do ambiente, as quais são controladas pelo clima e pelas características edáficas do local (SWIFT et al., 1979) e pelas características de biomassa microbiana. Quanto aos fatores inerentes ao resíduo orgânico, destacam-se: composição química, relação carbono/nitrogênio (C/N), conteúdo de lignina, idade do material e tamanho das partículas (PARR e PAPENDICK, 1978).

Uma vez mineralizado, o nitrogênio inorgânico passa a estar sujeito a um grande número de transformações no solo. Dentre elas destaca-se a de nitrificação, que consiste na passagem do N amoniacal (N-NH_4^+) para a forma nítrica (N-NO_3^-). Esta reação ocorre em solos com disponibilidade de oxigênio (O_2), sendo indesejável sob o ponto de vista ambiental, pois a maioria dos solos brasileiros tem carga elétrica líquida predominantemente negativa, o que impede a adsorção do ânion nitrato a elas. Uma vez estando na solução do solo, o nitrato pode ser lixiviado pela água das chuvas para camadas além das profundidades exploradas pelas raízes das plantas, ou ser desnitrificado, se submetido à anaerobiose.

A taxa com que o N amoniacal dos estercos é oxidado a nitrato (NO_3^-) pelas bactérias nitrificadoras, após a aplicação ao solo, é um fator determinante do seu potencial poluidor. Isto porque o aparecimento precoce de NO_3^- no solo, antes dos períodos de alta demanda em N pelas culturas, poderá resultar em perdas significativas desta forma de N por lixiviação, podendo contaminar as águas de superfície e também o lençol freático (CARGNIN, 2007), uma vez que a aplicação de cama de aves geralmente antecede a semeadura das culturas. Do ponto de vista agronômico e ambiental é interessante a permanência do N como amônio (NH_4^+), pois nesta forma ele está menos sujeito às perdas do sistema, implicando em reduções do potencial poluidor, além de diminuir os prejuízos econômicos. Desta forma, é de grande importância o conhecimento das transformações microbianas da forma amoniacal (N-NH_4^+) no solo, especialmente a velocidade de oxidação até nitrato (N-NO_3^-). A magnitude da taxa de nitrificação irá condicionar a quantidade de nitrato no solo, o qual poderá ser lixiviado no perfil e / ou ser utilizado como receptor final de elétrons por bactérias desnitrificadoras e transformar-se em N_2O e N_2 (FRANCHI, 2001).

Além da mineralização e da nitrificação existem outras reações que ocorrem simultaneamente e atuam condicionando a disponibilidade de N no sistema após a aplicação ao solo de materiais orgânicos. Uma delas é a imobilização de N, que consiste na assimilação do N mineral do solo pela população microbiana. Nesta reação, o N passa de uma forma

prontamente assimilável pelas plantas para formas orgânicas, temporariamente indisponíveis para as plantas. Essa reação ganha importância quando são adicionados ao solo compostos orgânicos com relação C / N (carbono / nitrogênio) maior que 30:1.

Os processos de mineralização e de imobilização podem ocorrer simultaneamente no solo. Se o resíduo adicionado ao solo possuir relação C / N maior do que 30:1 pode ocorrer imobilização de parte do N mineral do solo em função da grande demanda de N pela microbiota. Entretanto, em materiais com relação menor que 20:1 pode ocorrer o predomínio do processo de mineralização. Para resíduos orgânicos com relação C / N entre 20 e 30, normalmente têm-se uma equivalência entre imobilização e mineralização (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Hesse (1992) recomenda valores em torno de 10 e 15:1 como indicadores para que a cama possa ser utilizada como fertilizante orgânico. Além da relação C/N, a localização dos resíduos orgânicos no solo também condiciona a intensidade das biotransformações do N. Desta forma, é importante comparar diferentes situações em que os resíduos são adicionados ao solo, sejam eles aplicados na superfície, como acontece no sistema plantio direto, ou uniformemente incorporados ao mesmo, como no preparo convencional do solo.

Os principais processos que afetam a mineralização do N orgânico adicionado ao solo na forma de cama de aves dependem, em grande parte, da composição da cama, do tipo de solo, e de sua umidade e temperatura (GRIFFIN et al., 2002). Agehara et al. (2005) encontrou maiores taxas de mineralização em solos com umidade de 70% do que com 50% da capacidade de campo e atribuem esta superioridade às maiores taxas de difusão dos substratos necessários para o metabolismo dos microorganismos no maior nível de umidade. Vários estudos mostram maior mineralização em solos arenosos em comparação aos argilosos. Gordillo e Cabrera (1997) aplicaram cama de aves a nove solos e quantificaram a mineralização líquido de N por 146 dias, e encontraram correlação positiva com teor de areia. Da mesma forma, Sistani et al. (2008) incubaram cama de aves por 90 dias, em laboratório, e verificaram que de 62 e 80 % do N orgânico total foram mineralizados, respectivamente nos solos com 38 e 7% de argila. Segundo Thomsen et al. (2001), altos teores de argila podem limitar temporariamente a atividade microbiana devido à adsorção dos produtos oriundos da decomposição pelos colóides do solo, além de diminuírem a superfície de contato dos resíduos pelo recobrimento com argila.

A mineralização líquida do N presente na cama de aves pode ser determinada através da quantificação do N inorgânico no solo, comparando solos com e sem o fertilizante, pelo

método da diferença. No entanto, esta metodologia não dá nenhuma informação sobre todos processos de mineralização e imobilização de N (SØRENSEN, 2001). As taxas dos processos específicos podem ser estimadas somente pelo uso de técnicas isotópicas de N.

A determinação adequada das doses de cama de aves a serem aplicadas ao solo para suprir a demanda de N das plantas passa impreterivelmente pelo conhecimento da capacidade de mineralização de seus compostos orgânicos. Pesquisas voltadas a esse fim são pouco freqüentes nas condições de solo e clima do Brasil. O objetivo do presente estudo foi quantificar a mineralização e a nitrificação do N, em função de doses crescentes de cama de aves, aplicadas superficialmente ou incorporadas ao solo.

4.3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em Lages, SC, no ano de 2008. Foi utilizado um Cambissolo Húmico álico (EMBRAPA, 1999), coletado na camada superficial de 0 a 30 cm, em uma área com vegetação nativa que nunca havia recebido fertilizantes ou corretivos da acidez. O solo possuía 55 g kg^{-1} de matéria orgânica, 400 g kg^{-1} de argila e pH natural 4,3. O solo recebeu calcário dolomítico para elevar o pH para 6,0, tendo permanecido incubado por 60 dias, dentro de sacos plásticos. O solo não foi submetido à secagem, nem mesmo ao ar livre, para minimizar qualquer redução de sua população microbiana, especialmente os microrganismos mais sensíveis a valores baixos de umidade, como as bactérias nitrificadoras. Posteriormente, ele foi tamisado em peneiras de 2 mm de espaçamento entre as malhas e acondicionado em sacos de polietileno até sua utilização.

Os tratamentos consistiram na combinação de três doses de cama de aves (4, 8 e 16 t ha^{-1}) e duas formas de aplicação (incorporada e sobre a superfície do solo). Paralelamente, também foi utilizado um tratamento sem adubação (testemunha) e uma dose de uréia que adicionou quantidade de N equivalente ao fornecido pela dose de 8 t ha^{-1} de cama. As quantidades de N aplicadas ao solo pelas doses de cama, com base no N total e N solúvel contido no resíduo se encontram na Tabela 5. As doses foram equacionadas considerando a existência de dois milhões kg ha^{-1} de solo, em base seca. As quatro repetições de cada tratamento foram arranjadas no delineamento experimental inteiramente casualizado.

A cama utilizada foi proveniente de uma granja produtora de frangos de corte que utilizava maravalha para acomodar os animais. Após ser removida do aviário, a cama ficou armazenada por um período de 4 meses em sacos de rafia, amontoados e cobertos com lona. A amostra recolhida para uso no experimento sofreu uma secagem em estufa a 65° C , sendo

posteriormente moída em peneiras com abertura de 0,5 mm. A amostra de cama apresentou, com base na massa seca, N total = 2,55 %, N total solúvel em H₂O = 0,87 %, N amoniacial (N-NH₄⁺) = 0,24 %, N nítrico (N-NO₃⁻) = 0,001 %, P = 1,7 %, K = 2,8 % e pH 8,3.

As unidades experimentais foram constituídas por potes plásticos transparentes de 13,4 cm de diâmetro, com capacidade de 250 cm³ (Figura 3). Em cada pote foram adicionadas 180 g de solo úmido, com 20,5 % de umidade gravimétrica. Nas unidades onde os tratamentos foram incorporados, o solo foi pesado e transferido para uma bandeja, onde se incorporou a cama manualmente. Nos tratamentos com uréia, em virtude da pequena quantidade do fertilizante a ser aplicado, o fertilizante foi adicionado ao solo por meio de uma solução, sendo que esta foi calculada de forma que 5 mL suprissem a quantidade de N requerida. Para os tratamentos que não receberam uréia, foram adicionados 5 mL de água destilada com objetivo de padronizar a umidade entre todos os tratamentos. Posteriormente, os potes foram tampados para evitar a perda de água e transferidos para a casa de vegetação, sem controle de temperatura e umidade. Para minimizar a ocorrência de anaerobiose, foram feitos orifícios nas tampas dos potes, possibilitando desta forma trocas gasosas com o ambiente externo, visando evitar a deficiência de O₂, o que limita a decomposição dos materiais orgânicos e tem grande influência sobre as reações do N no solo. O teor de umidade foi controlado através da pesagem semanal das amostras e, quando necessário, foi borrifada água destilada nos frascos com o auxílio de um aspersor, de modo a manter a umidade inicial.

O experimento foi planejado para serem realizadas oito coletas objetivando avaliar o N-mineral do solo. Desta forma, o experimento continha 288 frascos (9 tratamentos x oito avaliações x quatro repetições). Por ocasião das amostragens, os potes foram pesados para determinação da umidade e posteriormente todo o solo presente no mesmo foi transferido para uma bandeja e homogeneizado minuciosamente.

Para determinação do N mineral, foram pesadas 10 g de solo úmido em frasco do tipo snap cap e adicionados 50 mL de KCl 1 mol L⁻¹, sendo a seguir agitados durante 40 minutos, em equipamento mecânico horizontal. Em seguida, a solução ficou em repouso por uma noite, sendo então retirada uma alíquota de 20 mL do sobrenadante, na qual acrescentou-se 0,2 g de MgO para determinação do N amoniacial (N-NH₄⁺) em destilador de arraste de vapores do tipo semi-micro Kjeldhal. Após o resfriamento da amostra, adicionou-se 0,2 g de Liga de Devarda, e nova destilação foi efetuada para determinação do N nítrico (N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻). Na seqüência, as amostras foram tituladas com ácido. Para identificar o ponto de viragem, utilizou-se indicador de ácido bórico (TEDESCO et al., 1995). Considerando que os

teores de nitrito (N-NO_2^-) do solo são normalmente muito baixos, neste trabalho os teores de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ serão referenciados apenas como nitrato. Os teores de N mineral do solo foram determinados aos 2, 6, 12, 19, 26, 32, 48 e 60 dias após o início da incubação.

A mineralização líquida e nitrificação foi avaliada a partir da variação nas quantidades de N-NO_3^- e de N-NH_4^+ no solo. Para isto, em cada determinação, as quantidades de N-NO_3^- e de N-NH_4^+ do tratamento testemunha (sem adição de N) foram descontadas dos valores encontrados nos tratamentos com adubação.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, com significância de 5 %. A partir destes resultados, fez-se análise de regressão para as variáveis quantitativas. Para a escolha das equações, foram testados os modelos pelo teste F, escolhendo-se aquele com significância maior do que 95 % ($\alpha < 0,05$) e, no caso de mais de um ser significativo, optou-se pelo modelo de maior grau. Em caso de interação entre fatores, foi utilizado teste de Tukey ($p < 0,05$) para comparar o mesmo nível de um fator dentro dos demais fatores.

Tabela 5 - Quantidades de N aplicadas pelas doses de cama de aves, em potes contendo 143 g de solo (base seca).

Dose t ha^{-1}	N total (massa seca)		N total (solúvel em H_2O)
		mg kg^{-1}	
0	0	0	0
4	54		18,4
8	108		36,8
16	216		73,6

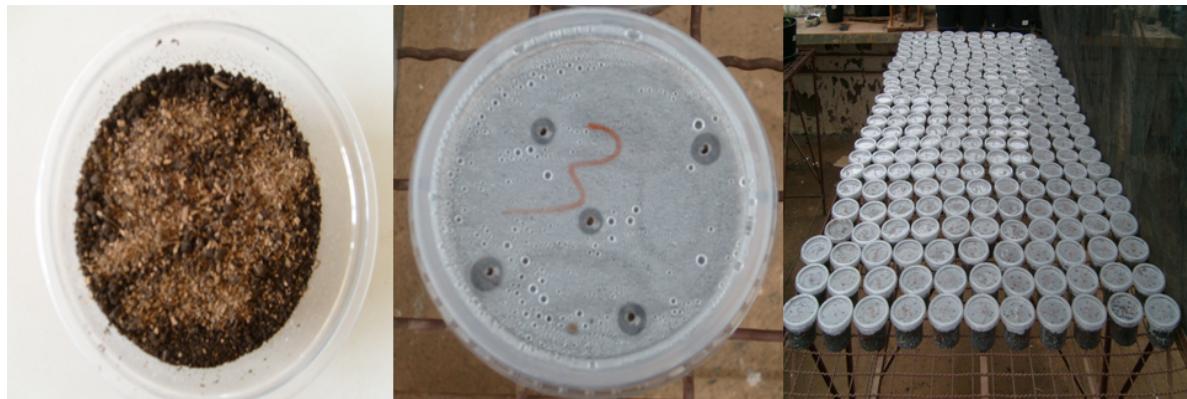


Figura 3 - Unidades experimentais e disposição dos tratamentos em casa de vegetação.

4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A significância dos efeitos principais de doses aplicadas de cama de aves e formas de aplicação ao solo e suas interações nos teores de nitrato e amônio no solo variaram conforme a época avaliada (Tabela 6). Para os teores de amônio no solo, as doses foram significativas em todas as épocas. As formas de aplicação desse resíduo orgânico (incorporado com o solo ou sobre a superfície), por outro lado, foram significativas em três das sete épocas avaliadas, sendo que em duas épocas houve interação entre os fatores. Em relação ao teor de nitrato no solo, houve interação entre formas e doses em todas as épocas, com exceção apenas da última avaliação (48º dia), onde apenas as doses foram significativas.

Tabela 6 - Análise da variação dos efeitos principais e das interações de doses e formas de aplicação nos teores de nitrato e amônio nas diferentes épocas avaliadas em função da aplicação de doses de cama de aves ao solo.

Amônio							
Fonte variação	Dia 2	Dia 6	Dia 12	Dia 19	Dia 26	Dia 32	Dia 48
Dose	*	*	*	*	*	*	*
Forma	ns	ns	ns	*	*	*	ns
Forma x Dose	ns	ns	ns	ns	*	*	ns
Nitrato							
Dose	*	*	*	*	*	*	*
Forma	*	*	*	*	*	*	ns
Forma x Dose	*	*	*	*	*	*	ns

(*) significativo pelo teste de variância ($p < 0,05$); (ns) não significativo.

Não houve diferença entre as formas de aplicação da cama de aves ao solo nos teores de amônio até a terceira coleta (12º dia) e também na última avaliação, realizada 48 dias após do resíduo orgânico ao solo; nas duas amostragens intermediárias (19º e 26º dia), a aplicação superficial da cama proporcionou maiores teores de amônio do que a aplicação incorporada, possivelmente devido a maior conversão para nitrato nos tratamentos incorporados neste período (Figura 4).

Os teores de amônio no solo aumentaram linearmente com o incremento da dose de cama de aves em todas as épocas testadas, independentemente da forma de aplicação ao solo (Figura 4). Os valores aumentaram de 44 para 74,4 mg kg⁻¹ no 2º dia e, de 13,3 para 18,7 mg kg⁻¹ no 48º dia, quando a dose de cama de aves aumentou de 0 para 16 t ha⁻¹, respectivamente. Observa-se que os teores de amônio decresceram com decorrer do período de incubação. Na última avaliação (48º dia), os valores foram muito similares entre as doses, indicando que a quase totalidade do amônio foi convertido em outras formas de N.

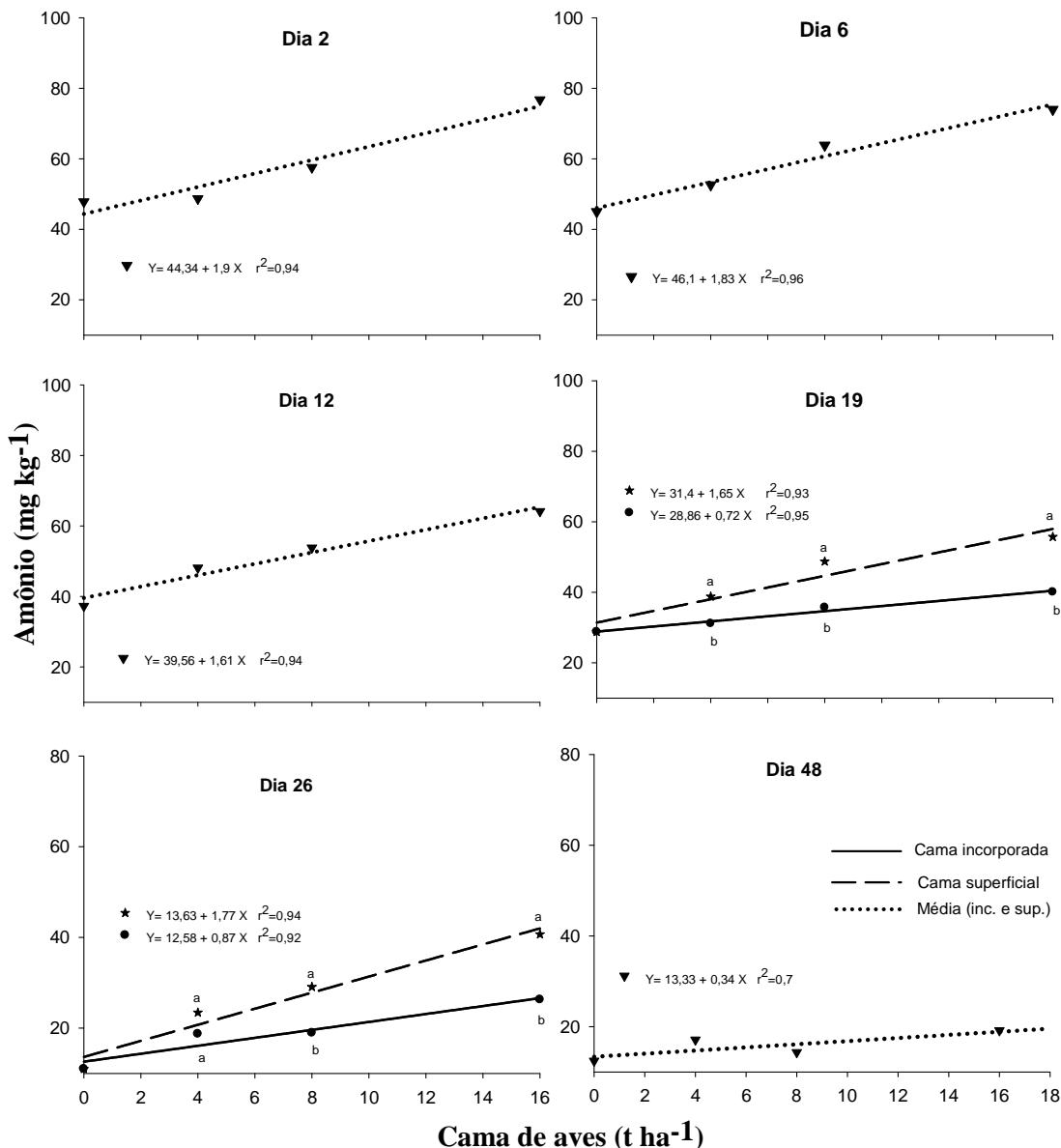


Figura 4 - Quantidades de amônio (NH_4^+) no solo, em mg kg⁻¹, em função da aplicação ao solo de doses de cama de aves (t ha^{-1}), na forma incorporada ou sobre a superfície, em casa de vegetação. Média de quatro repetições. Letras diferentes na vertical demonstram que houve diferença entre a dose nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Na maioria das épocas avaliadas, à exceção da última (48º dia), e principalmente nas maiores doses adicionadas, os teores de nitrato foram maiores nos tratamentos com a incorporação da cama de aves do que naqueles onde ela foi aplicada sobre a superfície do solo (Figura 5). Isso se deve provavelmente ao maior desenvolvimento das bactérias nitrificadoras (*Nitrossomonas* e *Nitrobacter*) que convertem o amônio em nitrito e posteriormente em nitrato. A incorporação do resíduo orgânico ao solo promove maior contato entre as bactérias nitrificadoras e o N-NH_4^+ , em relação à cama aplicada sobre a superfície do solo. Além disso, a incorporação do resíduo pode ter favorecido a mineralização dos compostos orgânicos e disponibilizado maior quantidade de substratos essenciais ao desenvolvimento dos microorganismos. Paralelamente, a incorporação pode facilitar a difusão dos substratos solúveis entre os agregados do solo e assim potencializar o desenvolvimento dos microorganismos nitrificadores (GIACOMINI, 2005).

Os valores de nitrato no solo aumentaram linearmente com o aumento da dose de cama de aves em todas as épocas avaliadas. Eles passaram de 5,7 para 9,5 mg kg^{-1} , no 2º dia após a adição ao solo, e de 85 para 111,5 mg kg^{-1} , no 48º dia, quando a dose de cama foi elevada de 0 para 16 t ha^{-1} , respectivamente.

O N total mineral no solo ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) aumentou linearmente no decorrer do período de incubação para todas as doses de cama de aves, semelhantemente ao ocorrido na dose de 10 t ha^{-1} e a dose equivalente em N aplicada via uréia, indicando que houve mineralização líquida de N (Figura 6). O tratamento testemunha apresentou uma elevada taxa de mineralização, aumentando de 49,9 no 2º dia, para 92,6 no 48º dia, o que correspondeu a uma disponibilização líquida de N no período equivalente a 85 kg ha^{-1} . Esta elevada taxa de mineralização pode ser atribuída às melhorias das condições químicas e físicas do solo que favoreceram atividade microbiana, resultando em maior taxa de decomposição da matéria orgânica do solo. Dentre os principais atributos afetados destacam-se a calagem, realizada com o objetivo de elevar o pH em água para 6,5, a desagregação do solo que favoreceu a oxigenação entre os agregados, o aumento da temperatura que chegou a atingir 43°C, e a manutenção da umidade do solo próxima à capacidade de campo.

O aumento do pH do solo pode favorecer a mineralização devido ao estabelecimento de um ambiente favorável a ação das bactérias (MOREIRA e SIQUIERA, 2006) e pela neutralização de elementos tóxicos (ERNANI, 2008). Segundo Franzluebbers (1999), as maiores taxas de decomposição da matéria orgânica do solo são encontradas com a umidade do solo mantida entre 50 e 70 % do teor retido na capacidade de campo, pois nessa faixa a

necessidade hídrica dos microorganismos é sempre suprida, além de permitir boa difusividade de oxigênio entre os agregados do solo.

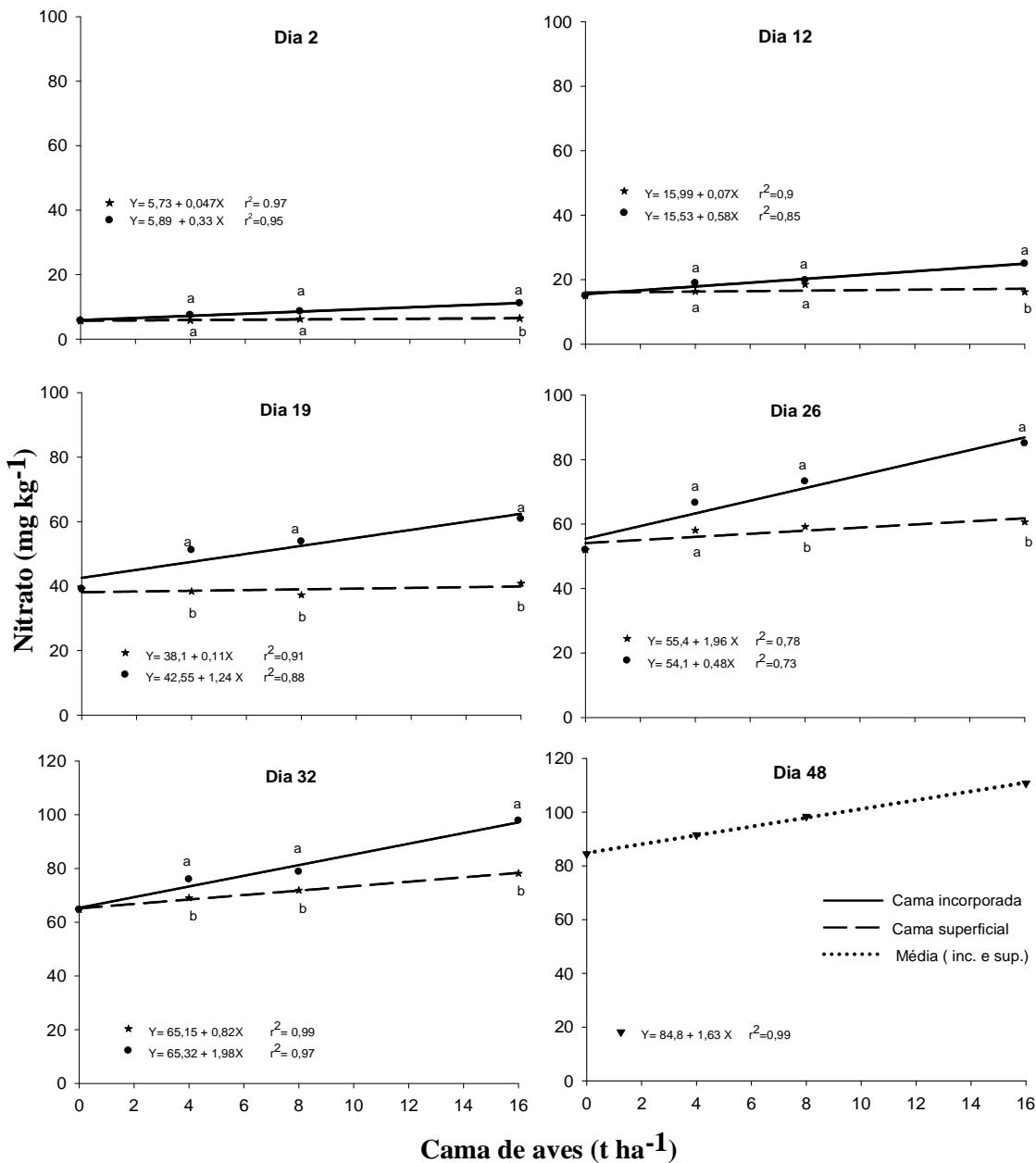


Figura 5 - Quantidades de nitrato (NO_3^-) em mg kg^{-1} , em função de doses crescentes de cama de aves (t ha^{-1}), aplicadas ao solo na forma incorporada e superficial em casa de vegetação. Média de quatro repetições. Letras diferentes na vertical demonstram que houve diferença entre a dose nos diferentes métodos de aplicação da cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Houve um paralelismo entre as retas ajustadas para cama de aves, uréia e testemunha, com coeficientes de acréscimo ($\text{mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de N mineral) semelhante entre os tratamentos (Figura 6). Os coeficientes angulares foram de 0,91, 1,06 e 1,09 para o tratamento testemunha, cama de aves e uréia, respectivamente. A semelhança dos coeficientes entre a

uréia e o tratamento testemunha já eram esperados, uma vez que a totalidade do N da uréia se encontra em formas solúveis, que são rapidamente hidrolisadas e convertidas em amônio e nitrato (AGEHARA et al., 2005), como pode ser visualizado nos altos valores de N mineral no tratamento com uréia desde os primeiros dias avaliados. Por outro lado, a semelhança entre a cama de aves e o tratamento testemunha indica uma baixa taxa de mineralização dos compostos nitrogenados do resíduo orgânico, a não ser que fenômenos que levam as perdas de N na forma gasosa (volatilização e desnitrificação) e a retenção provisória de N pela biomassa microbiana (imobilização de N) tenham sido intensos, correspondendo a valores semelhantes ao N mineralizado. Estas questões somente poderão ser respondidas com a utilização de N marcado, com a qual é possível rastrear a origem e o destino do nutriente.

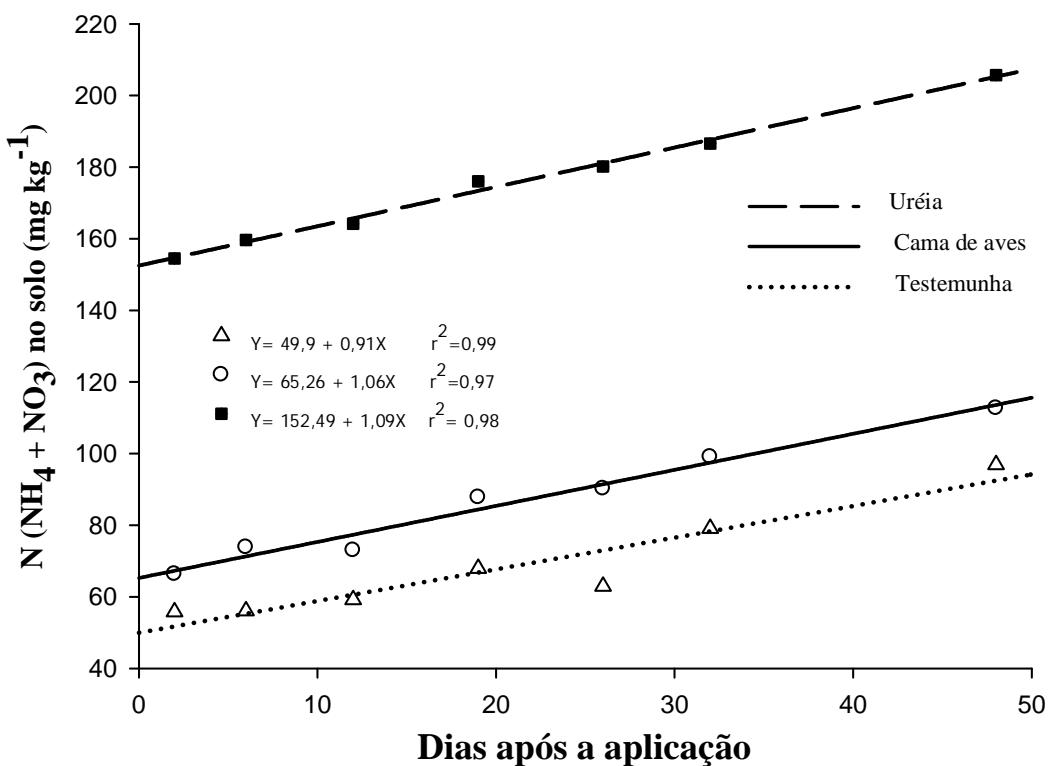


Figura 6 - N mineral no solo ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), em mg kg^{-1} , no decorrer do período de incubação em função da aplicação ao solo de cama de aves (8 t ha^{-1}) e de quantidades equivalentes de N na forma de uréia, além do tratamento testemunha (sem N). Os valores representam a média dos tratamentos incorporados e superficiais devido à inexistência de diferença entre as formas de aplicação ao solo. Média de oito repetições.

A quantidade de N mineral recuperado no solo ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) relativo à fração do N solúvel em água aplicado pelos fertilizantes foi maior no tratamento com uréia do que com

cama de aves (Figura 7). O N solúvel em água presente na cama de aves (N mineral + N orgânico solúvel em H₂O), que correspondia a 34 % do N total aplicado, não foi recuperado em sua plenitude, diferentemente da uréia, onde a recuperação foi total, desde os primeiros dias avaliados. O valor máximo de N recuperado da fração solúvel em H₂O aplicada por meio da cama de aves foi de 64,5 %. Quando os teores de N que já se encontravam na forma mineral na cama de aves (NH₄⁺ + NO₃⁻) antes da aplicação ao solo foram subtraídos dos valores de N recuperado no solo, verifica-se que o valor máximo da fração orgânica solúvel em água recuperada foi de 42,5 %. Estes valores diferem dos obtidos por Qafoku et al. (2001) que realizaram um experimento de incubação com 60 amostras de cama de aves objetivando correlacionar o N orgânico solúvel em água (N total solúvel em água – N mineral solúvel em água) com o N potencialmente mineralizável no solo. Os autores encontraram uma faixa de recuperação do N orgânico total aplicado (N orgânico solúvel em água + N orgânico insolúvel) de 24,5 a 78,6 %, e do N total na matéria seca (N mineral + N orgânico) de 44 a 75 %. Os mesmos também verificaram que o N orgânico mineralizado teve uma boa correlação ($r^2 = 0,87$) com o N orgânico solúvel em água contido no resíduo antes da aplicação ao solo, sendo determinado um coeficiente de correção de 1,3. Desta forma, o N potencialmente mineralizável num curto espaço de tempo corresponde a um acréscimo médio de 30 % dos teores de N orgânico solúvel em água. Por outro lado, verifica-se que em nosso experimento sequer foi recuperado a totalidade do N solúvel em água aplicado, fração esta que possui menor grau de complexidade de suas ligações, sendo mais facilmente mineralizável do que os demais constituintes orgânicos do resíduo.

Não houve diferença entre as formas de aplicação de cama de aves ao solo na percentagem de N mineral recuperado em função do aumento da dose de cama de aves, em todas as épocas avaliadas, semelhantemente ao ocorrido no final do período de incubação (Figura 8). No último dia avaliado, a recuperação de N diminuiu linearmente com o aumento das doses de cama de aves, tendo passado de 22 para 15,7 % pelo aumento da dose de 4 para 16 t ha⁻¹, respectivamente. Esta característica de decréscimos lineares da percentagem de N recuperado com o aumento das doses de cama ocorreu em todas as épocas avaliadas (dados não mostrados). Desta forma, ficou evidenciado que o aumento das doses intensificou os processos que levam a uma diminuição do N mineral no solo, possivelmente devido a perdas por desnitrificação ou por imobilização microbiana, uma vez que não houve perdas por lixiviação.

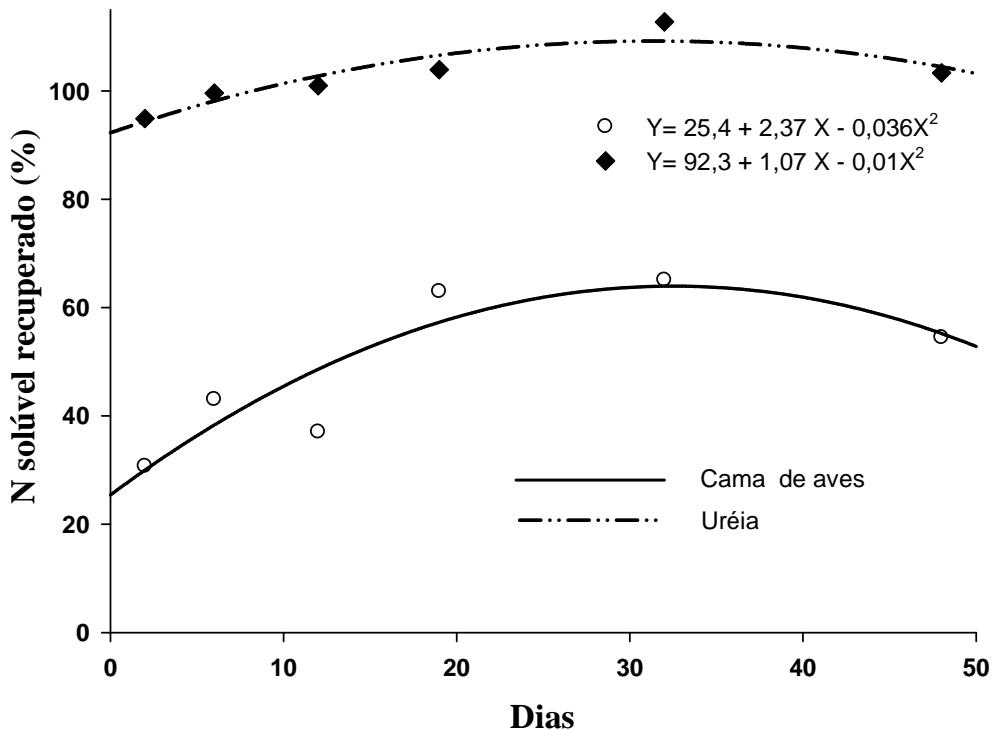


Figura 7 - Percentagem de N recuperado ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), após ser descontando os valores presentes no tratamento testemunha, em relação ao N total solúvel em H_2O aplicado ao solo pela cama de aves (8 t ha^{-1}) e por quantidades equivalentes de N na forma de uréia. Os valores representam a média dos tratamentos incorporados e superficiais devido à inexistência de diferença entre as formas de aplicação ao solo. Média de oito repetições.

As reações de desnitrificação e nitrificação podem ocorrer simultaneamente nos solos agrícolas, haja vista que no interior dos agregados podem desenvolver-se microsítios de anaerobiose e aerobiose (ROCHETTE et al., 2000; GIACOMINI, 2005). As perdas por volatilização de amônia não podem ser negligenciadas. Entretanto, mesmo quando a cama foi incorporada ao solo, onde as perdas por esta forma são mínimas, não ocorreram aumentos significativos na quantidade de N recuperado.

A diminuição das quantidades de N-NH_4^+ do solo foi acompanhada pelo aumento das quantidades de N-NO_3^- , em decorrência do processo de oxidação do N amoniacal pelas bactérias nitrificadoras (Figura 9). A variação dos teores de amônio e de nitrato no solo no decorrer do período de incubação foi caracterizada por uma curva sigmoidal ascendente para nitrato e outra descendente para o amônio. O comportamento sigmoidal foi caracterizado por uma fase inicial de pequena nitrificação. Após este período, os teores de nitrato aumentaram e os de amônio diminuíram exponencialmente até atingir uma fase de desaceleração dos

processos, quando os valores estabilizaram num determinado patamar, que variou com cada tratamento.

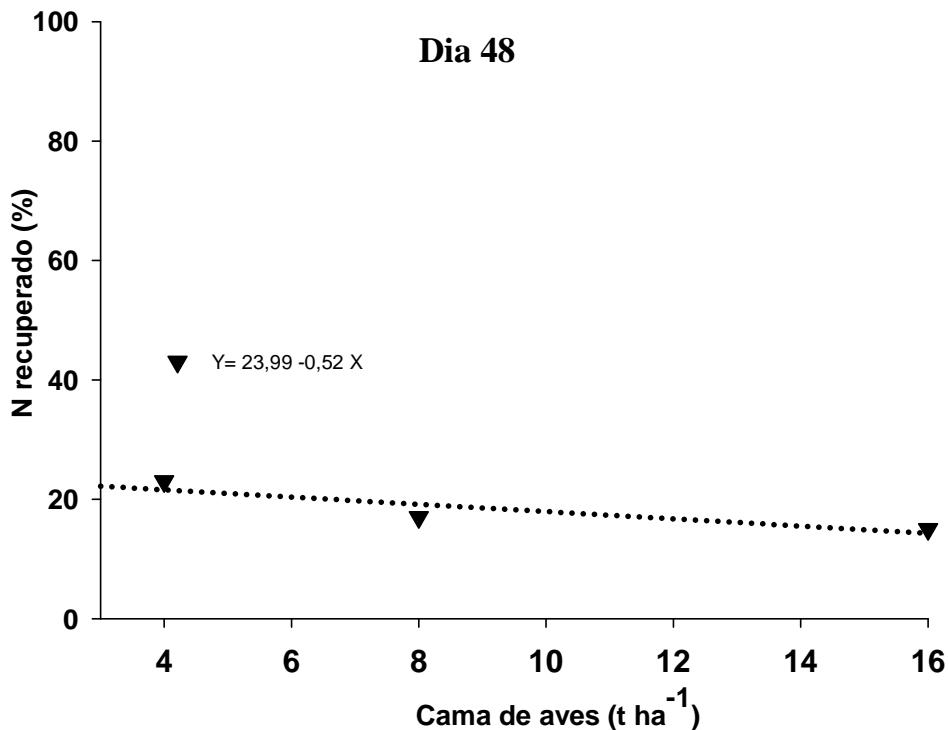


Figura 8 - Percentagem de N mineral recuperado no solo ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) no final do período de incubação (48º dia), após descontar os valores do tratamento testemunha, em relação ao N total aplicado em função da aplicação de doses de cama de aves. Os valores representam a média dos tratamentos incorporados e superficiais devido à inexistência de diferença entre as formas de aplicação ao solo. Média de oito repetições.

A igualdade dos teores de nitrato e de amônio foi dada pela interceptação das curvas ajustadas para nitrato e amônio no gráfico. A igualdade dos valores se deu antes nos tratamentos com a cama de aves incorporada ao solo (Figura 9). Na média das três doses de cama, a igualdade dos teores de nitrato e amônio no solo ocorreu cinco dias antes para os tratamentos incorporados em relação aos aplicados sobre a superfície, mostrando que a incorporação dos resíduos aumentou a velocidade de conversão do N amoniacal para N nítrico. A rápida nitrificação do N amoniacal presente nos dejetos animais após sua adição ao solo pode ter consequências negativas, diminuindo o potencial fertilizante e aumentando o potencial poluente dos resíduos orgânicos. Este fato ganha importância porque na maioria das propriedades que utiliza cama de aves como fontes de nutrientes para as plantas, a aplicação da mesma é realizada antecedendo a semeadura das culturas.

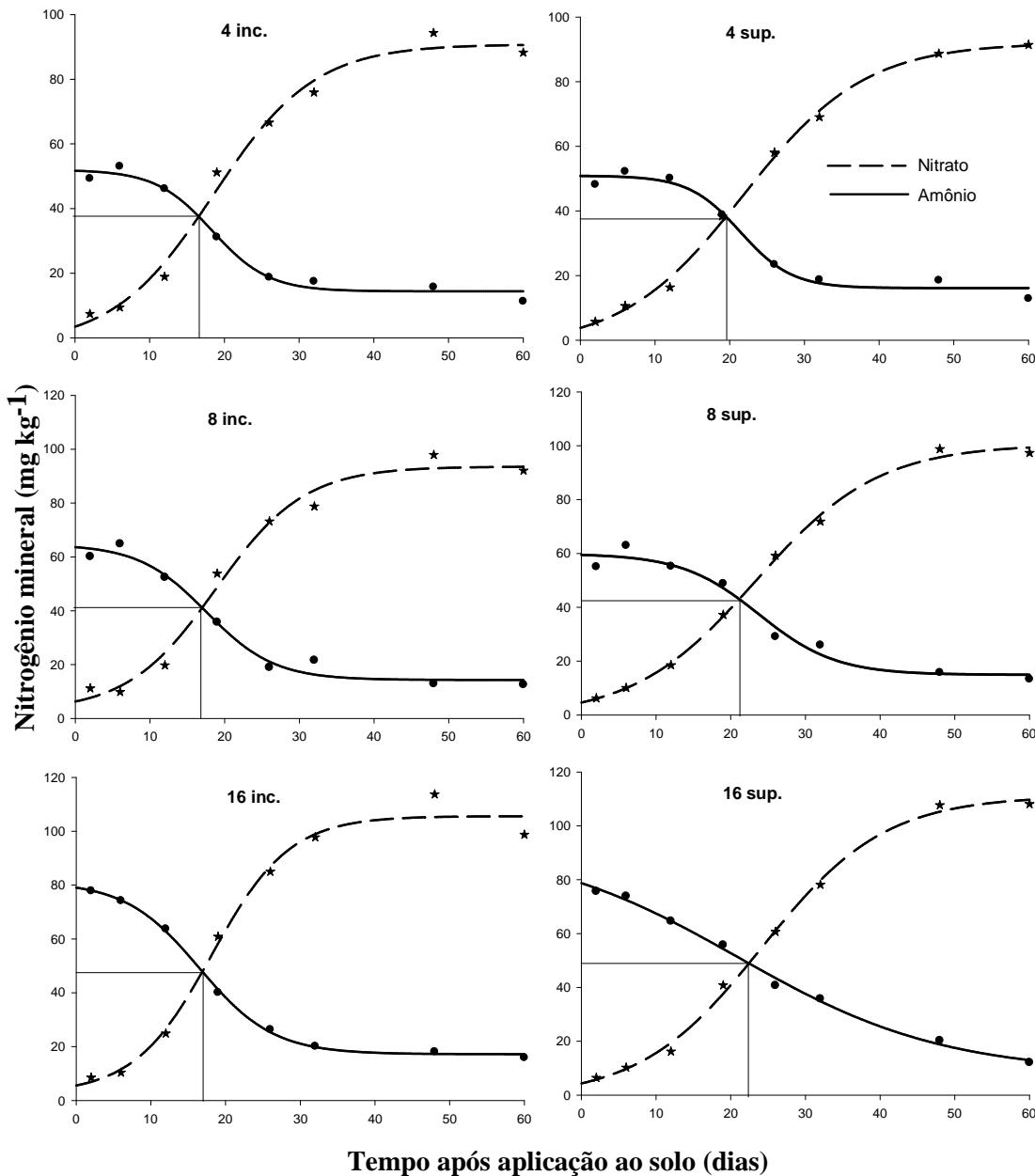


Figura 9 - Quantidades de nitrato (NO_3^-) e de amônio (NH_4^+), em mg kg^{-1} , no decorrer do período de incubação em função da adição ao solo de doses de cama de aves ($t \text{ ha}^{-1}$), aplicadas na forma incorporada ou sobre a superfície, em casa de vegetação. Média de quatro repetições. A projeção da linha no eixo das abscissas indica o dia em que os teores de nitrato e amônio foram iguais. Inc = incorporado; Sup = superficial.

A igualdade dos teores de amônio e nitrato no tratamento testemunha ocorreu no mesmo dia daquele onde a cama de aves foi incorporada ao solo. Para a uréia, a igualdade foi semelhante aos tratamentos com cama aplicada na superfície do solo (Figura 10). Na média dos tratamentos, as curvas de nitrato e amônio se interceptaram no 16º para o tratamento testemunha e para cama de aves superficial, e no 21º e 22º dia para cama incorporada ao solo e uréia, respectivamente. O processo de nitrificação teve intensidade perdurada até a quinta

coleta (32º dia); após este período, tanto os teores de amônio quanto os de nitrato estabilizaram e tiveram pequena variação até o final do período de incubação. O tratamento com uréia apresentou teores elevados de amônio desde a primeira amostragem, realizada aos 2 dias após a aplicação do fertilizante ao solo, indicando rápida hidrólise e consequente liberação de N. Resultados semelhantes foram obtidos por MacLean e McRae (1987), que recuperaram mais de 90 % do N da uréia na forma de amônio no terceiro dia após o inicio da incubação do solo, realizada a 18º C.

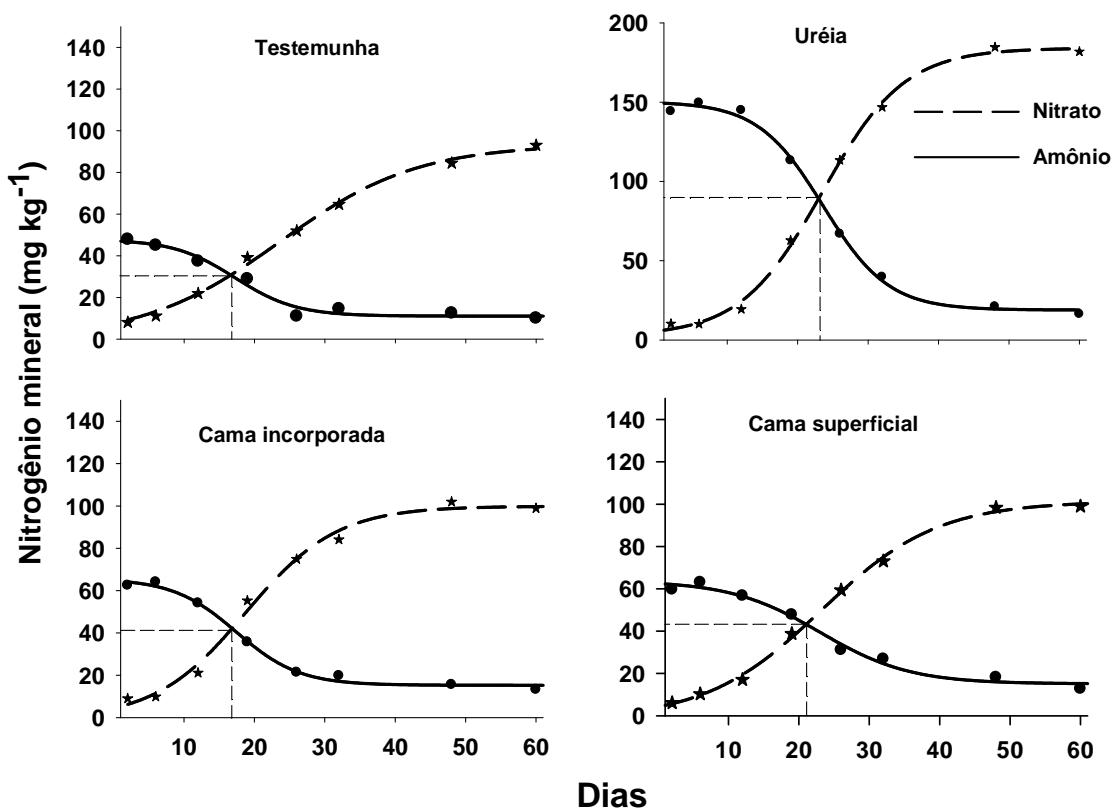


Figura 10 - Quantidades de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), em mg kg^{-1} , no decorrer do período de incubação em função da adição ao solo de cama de aves e de uréia, além de um tratamento testemunha (sem N). Os valores de nitrato e amônio nos tratamentos com cama de aves representam a média de todas as doses, em cada forma de aplicação. Os valores de NO_3^- e NH_4^+ do tratamento com uréia representa a média das formas de aplicação, uma vez que não houve diferença entre as mesmas. A projeção da linha tracejada no eixo das abscissas indica o dia em que os teores de nitrato e amônio foram iguais.

A recuperação de N mineral no solo a partir da aplicação de cama de aves foi pequena, independentemente da dose utilizada e da forma de aplicação (Figura 11). Não houve diferença entre as formas de aplicação da cama de aves e nem tampouco da uréia sobre as quantidades de N recuperadas no decorrer do tempo em todas as doses avaliadas. A percentagem de N recuperado variou pouco com o passar do tempo, principalmente nas doses

de 8 e 16 t ha⁻¹. A menor variação do N recuperado nas maiores doses pode ser explicado pela maior quantidade de N aplicada pelas mesmas, uma vez que quanto maior a quantidade de N adicionada, menor é a contribuição do erro analítico na percentagem recuperada. Não ocorreram aumentos crescentes na percentagem de N recuperado no decorrer da incubação, como era esperado devido ao processo de mineralização, sendo que os valores oscilaram dentro de uma faixa estreita, porém sem um comportamento definido que permitisse ajuste de equações. O valor máximo de N recuperado ocorreu para todas as doses no 26º dia, sendo de 31, 22 e 19 % para as doses de 4, 8 e 16 t ha⁻¹, respectivamente (Figura 12). Nossos resultados foram diferentes dos obtidos por Agehara et al. (2005), que encontraram duas fases distintas durante a incubação: uma fase de rápida mineralização do N orgânico nas duas primeiras semanas, seguido por uma fase lenta com uma pequena taxa de acréscimo. Os autores justificaram esse comportamento pela existência de frações instáveis de N nos compostos nitrogenados do esterco, que são prontamente mineralizáveis, e de formas estáveis que são resistentes à mineralização. Da mesma forma, Gordillo e Cabrera (1997), em estudo de incubação objetivando avaliar a influência de características do solo sobre a mineralização de N, encontraram taxas de mineralização que variaram de 36,4 a 78,4 % do N orgânico total aplicado. Os autores encontraram um rápido aumento de N mineral durante a primeira semana, seguido por um ritmo lento de acumulação. Em média, 33 % do N orgânico foi mineralizado até o final do primeiro dia, atingindo valores de 59 % no final da primeira semana. Segundo Hartz et al. (2000), a diminuição do processo de mineralização de N ao longo do tempo pode estar relacionada à estabilização dos compostos nitrogenados em formas de difícil mineralização pelo processo de compostagem.

É provável que a pequena taxa de mineralização encontrada em nossos estudos esteja relacionada ao manejo atribuído à amostra de cama antes da utilização no experimento, uma vez que a mesma ficou seis meses armazenada em sacos de rafia, além da secagem prévia a 65°C antes da aplicação ao solo. Desta forma, durante a armazenagem, os compostos orgânicos mais facilmente decomponíveis podem ter sido utilizados e modificados pela população microbiana, restando compostos orgânicos com elevado grau de humificação e alto índice de recalcitrância (MARQUES, 2005). Entretanto, em nosso estudo não foi recuperado sequer a fração de N que se encontrava solúvel em água, compostos estes sabidamente de fácil mineralização.

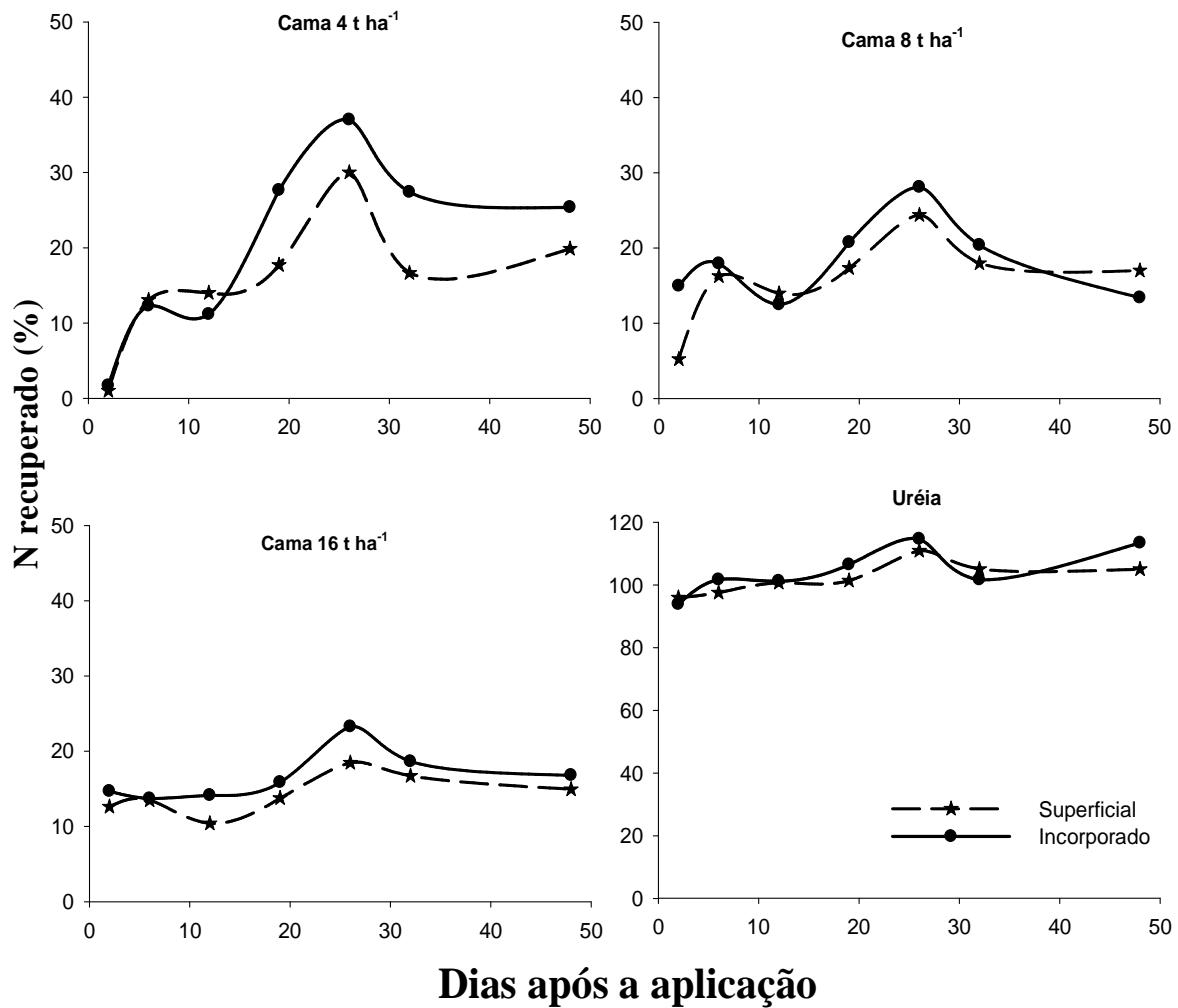


Figura 11 - Percentagem de N mineral recuperado no solo ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) no decorrer do período de incubação, após descontar os valores do tratamento testemunha, em relação ao N total aplicado em função da adição ao solo de doses de cama de aves e de uréia (dose de N equivalente à dose de 10 t ha^{-1} de cama) aplicadas na forma incorporada e superficial, em casa de vegetação. Média de quatro repetições.

Com isso, a hipótese de perdas de N pelo processo de desnitrificação e indisponibilização temporária de N pela imobilização microbiana ganha importância. Desta forma, é interessante a realização de novos experimentos, em diferentes condições de solo e com outros tipos de cama, para verificar se os resultados foram devidos a características peculiares do experimento ou de ocorrência generalizada em nossas condições de clima e solo, uma vez que experimentos deste tipo são praticamente inexistentes nas condições brasileiras.

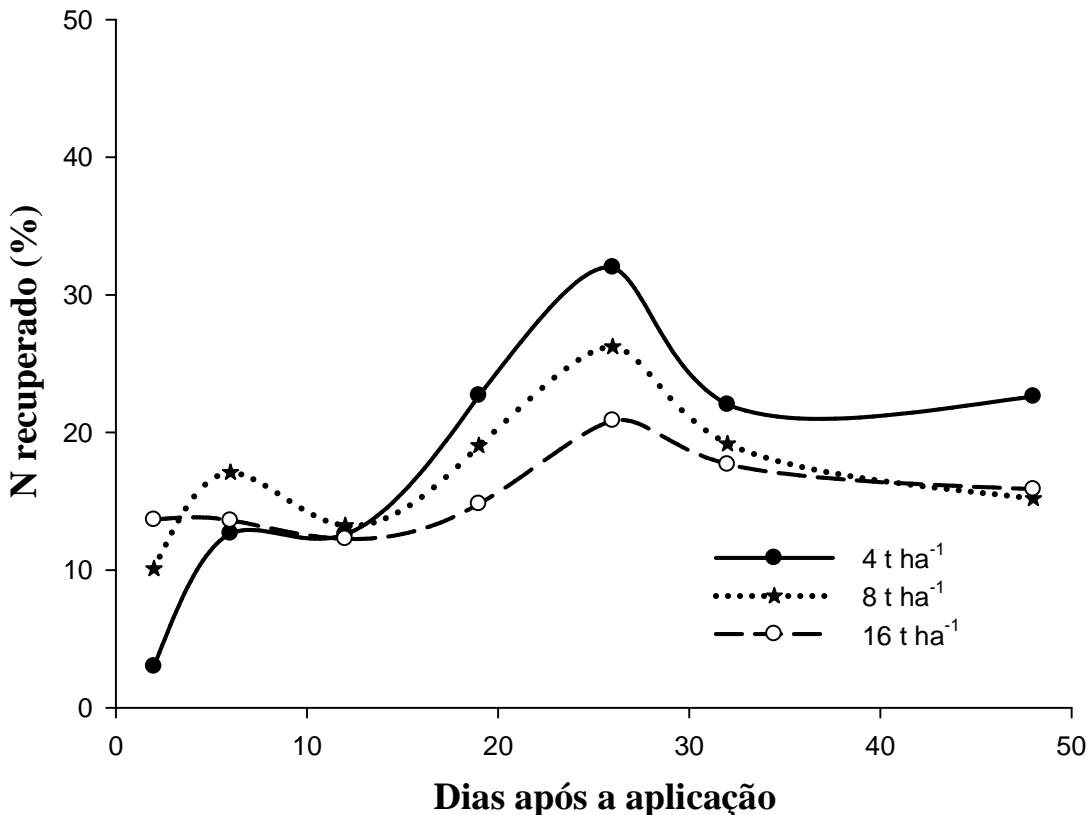


Figura 12 - Percentagem de N mineral recuperado no solo ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) no decorrer do período de incubação, após descontar os valores do tratamento testemunha, em relação ao N total aplicado em função da adição ao solo de doses de cama de aves em casa de vegetação. Os valores representam a média dos tratamentos incorporados e superficiais. Média de oito repetições.

4.5 CONCLUSÕES

A incorporação da cama de aves ao solo aumentou a taxa de nitrificação em relação à aplicação superficial. A mineralização líquida do N orgânico presente no resíduo foi pequena, independentemente da forma de aplicação ao solo. Sendo assim, a cama de aves disponibiliza pequenas quantidades de N para as plantas nos períodos iniciais subseqüentes à adição ao solo.

5 CAPÍTULO IV - RECUPERAÇÃO DE N, P e K PELO MILHO DECORRENTE DA APLICAÇÃO DE CAMA DE AVES E ADUBOS MINERAIS

5.1 RESUMO

A quantificação da magnitude das reações ocorridas com o N no solo é fundamental para o estabelecimento de práticas de manejo que permitam maximizar a eficiência de uso de cama de aves como fonte de nutrientes para as culturas. O objetivo deste trabalho foi quantificar a capacidade de liberação de N pela cama de aves, aplicada ao solo sob diferentes formas, e comparar a eficiência de absorção e a recuperação aparente do N, do P e do K aplicados ao solo por meio de cama de aves e de fertilizantes minerais. O presente estudo foi constituído por dois experimentos, conduzido em vasos, em casa de vegetação. No experimento 1, os tratamentos consistiram na combinação de cinco doses de cama de aves, equivalentes a 0, 4, 8, 16 e 32 t ha⁻¹, e duas formas de aplicação ao solo (incorporada e sobre a superfície). Paralelamente foi utilizado uma dose de uréia que aplicou quantidades equivalentes de N à dose de 8 t ha⁻¹ de cama. No experimento 2, foram utilizados dois grupos de tratamentos: cama de aves e fertilizantes minerais contendo N, P e K. A cama de aves foi incorporada ao solo em doses equivalentes a 0, 5, 10 e 15 t ha⁻¹; as doses dos fertilizantes minerais foram equacionadas de modo a adicionar 75, 100 e 125 % da concentração de N, P e K contidos na dose de 10 t ha⁻¹ do adubo orgânico. A produção de massa seca de raízes (MSRA) e de massa seca da parte aérea (MSPA) foi maior quando a cama de aves foi incorporada em relação à aplicação superficial. A percentagem de N recuperado diminuiu quadraticamente para as duas formas de aplicação do resíduo orgânico ao solo, de 28 para 22 % para a cama incorporada, e de 22 para 15 % para a cama superficial, quando a dose aumentou de 4 para 32 t ha⁻¹. Por outro lado, a recuperação aparente de N pela uréia foi de 64,5%, porém a maior quantidade de N disponível a partir deste fertilizante não se traduziu em aumento na produção de massa seca das plantas. Os fertilizantes minerais e a cama de aves foram igualmente eficientes no fornecimento de P e K para plantas; quanto ao N, os adubos minerais foram os mais eficientes. A eficiência de absorção de N, em relação ao total aplicado, diminuiu com o aumento das doses: decresceu de 55 para 35 % com os adubos

minerais e de 26 para 20 % com a cama de aves. Para P e K não ocorreu diferença entre as doses e nem entre as fontes fertilizantes, e a eficiência de absorção foi próxima a 20 e 80 % respectivamente. A incorporação da cama de aves demonstrou ser mais eficiente que a aplicação sobre a superfície do solo na disponibilização de N para as plantas, porém este resíduo disponibiliza quantidades menores de N do que os fertilizantes minerais.

Palavras – chave: Cama de aves. Mineralização de N. Milho (*Zea mays*).

5.2 INTRODUÇÃO

Com a intensificação da agricultura e os aumentos constantes dos custos de produção, é de extrema importância a racionalização dos recursos naturais, de modo a tornar a atividade agrícola mais rentável e sustentável. O gasto com fertilizantes contribui com parcela significativa dos custos totais de produção, principalmente nas culturas anuais produtoras de grãos. Desta forma, é importante avaliar fontes alternativas de nutrientes. Em algumas regiões produtoras de aves confinadas, a cama desses animais tem sido frequentemente a única fonte de nutrientes às culturas. Como este resíduo contém vários nutrientes, sua utilização pode diminuir os custos de produção e maximizar os lucros da atividade agrícola. Sendo assim, a combinação desses materiais com fertilizantes minerais pode representar uma alternativa econômica e ecológica atraente, principalmente para as pequenas propriedades.

Para determinação da dose a ser utilizada de resíduos animais como fertilizante, é indispensável conhecer a taxa de mineralização de cada nutriente contido nos mesmos. A quantidade de N e de P contida nos dejetos animais que é disponibilizada para ser absorvida pelas plantas nem sempre é o total contido no resíduo (ARNS, 2004). O nitrogênio desses materiais tem sido estudado em várias partes do mundo, pois é o elemento com maior potencial poluente, uma vez que está presente em grande quantidade nos resíduos e é muito móvel no solo.

Nos últimos tempos, tem havido uma expansão do sistema plantio direto. Nesse sistema, os fertilizantes, orgânicos ou minerais, são aplicados sobre a superfície do solo. O pequeno contato com o solo pode dificultar a velocidade de mineralização dos compostos orgânicos, pois as biotransformações do C e do N dependem da atividade dos microrganismos, que é menos intensa na superfície em relação ao interior do solo (MARQUES, 2005). As quantidades de N disponibilizadas às plantas em curto prazo são

variáveis, uma vez que tanto a mineralização quanto as reações que levam a perda do N aplicado ocorrem simultaneamente (SØRENSEN, 2001).

A eficiência de uso do N aplicado por meio de cama de aves é muito variável em função de diversos fatores afetam sua disponibilidade às plantas. Desta forma, a disponibilização dos nutrientes nela contidos pode não estar em sincronismo com a época de maior demanda pelas plantas. Além disso, a decomposição do resíduo fora da estação de crescimento pode ocasionar perdas de N por lixiviação. Neste sentido, torna-se importante conhecer o efeito direto e de longo prazo do N aplicado, para maximizar sua utilização e minimizar a lixiviação de nitrato (BASSO, 2004).

O valor fertilizante ou a eficiência do N contido nos estercos está condicionado às quantidades potenciais deste nutriente que podem ser liberadas para o solo em formas assimiláveis pelas plantas durante o período de cultivo. Para o N da cama de aves, a Comissão de Química e Fertilidade do Solo RS/SC (2004) considera que 50% e 20% do total aplicado se tornem disponíveis no primeiro e no segundo cultivos, respectivamente. Entretanto, esse percentual é variável e carece de mais pesquisas regionais. Esta eficiência deve ser considerada para evitar excesso ou falta do nutriente para as plantas. A eficiência dos dejetos animais como fonte de N pode ser estimada pelo princípio da determinação biológica, através da resposta que provocam em plantas-teste relativamente à fonte padrão (CASSOL, 2005).

A disponibilidade de N em curto prazo pode ser determinada em vasos, embora não seja possível simular situação igual à ocorrida no campo, pois as condições são distintas. Porém, o estudo com plantas em vasos traz vantagens em possibilitar o controle das condições de crescimento, estudar o desenvolvimento do sistema radicular e comparar um número relativamente grande de doses, num pequeno espaço de tempo. Torna-se essencial, entretanto, a obtenção de dados comparativos a campo.

A capacidade de mineralização líquida de N da cama de aves pode ser também determinada de forma indireta, pelo método da diferença. Nesta metodologia, a quantidade de N absorvida pelas plantas é calculada mediante a diferença entre o N total absorvido pelas plantas adubadas com N e o N absorvido numa testemunha, onde não foi aplicado este nutriente. O somatório do N absorvido pelas plantas e o N mineral remanescente no solo fornece uma idéia da taxa líquida do processo de mineralização. Por outro lado, este método não oferece nenhuma informação do processo global das transformações do N no solo, pois não é possível quantificar exatamente as perdas, nem separar nas diversas partes da planta e do solo as frações do N que foi proveniente do fertilizante ou das frações orgânicas nativas do

solo. De acordo com Lara Cabezas et al. (2000), o método por diferença fornece uma medida de impacto da aplicação do fertilizante em relação ao total de N acumulado pela planta e assume que a mineralização, a imobilização e outras transformações do N, bem como o tamanho da parte subterrânea das plantas e o volume de solo explorado são os mesmos, em áreas fertilizadas ou não. Essas pressuposições nem sempre ocorrem e, por isso, a recuperação por este método é denominada como aparente.

Uma desvantagem da metodologia de recuperação por diferença é a superestimação dos valores de N, sendo que recuperações acima de 100% são possíveis de serem encontradas, uma vez que plantas adubadas podem explorar maior volume do solo e, consequentemente, acumular maiores quantidade de nitrogênio (LARA CABEZAS et al., 2000). Este problema pode ser mais intenso quando são aplicadas ao solo quantidades significativas de resíduos orgânicos contendo fonte de energia facilmente assimilável. Estes materiais podem estimular o desenvolvimento de microorganismos que aceleram a mineralização da matéria orgânica do solo e disponibilizam mais N à planta, fenômeno denominado de efeito priming (SCIVITTARO et al., 2000; KUZYAKOV et al., 2000).

A estimativa dos processos brutos de mineralização do N e a eficiência de absorção pelas plantas somente é possível com a utilização do isótopo ^{15}N . Esta técnica consiste em incorporar o isótopo ^{15}N nos fertilizantes, mensurando posteriormente o N radioativo na planta e o remanescente no solo, para estimar quanto do N radioativo adicionado foi absorvido, proporcionalmente ao montante aplicado. Apesar da maior precisão, esta técnica apresenta diversos inconvenientes como os elevados custos analíticos, utilização de equipamentos específicos e a dificuldade de incorporação do N nos diversos compostos nitrogenados dos resíduos orgânicos de origem animal.

Existem poucas pesquisas no Brasil com o propósito de estudar a magnitude das reações ocorridas com o N proveniente da adição de cama de aves ao solo. Sendo assim, é necessário empenho para intensificar trabalhos nesta área. A determinação da dinâmica do N incorporado ao sistema, bem como a capacidade de mineralização dos compostos nitrogenados, é fundamental no estabelecimento de práticas de manejo que permitam maximizar a eficiência de uso de cama de aves como fonte de N para as culturas, visando potencializar o efeito fertilizante e diminuir possíveis impactos ambientais. O objetivo deste trabalho foi quantificar a capacidade de liberação de N pela cama de aves, aplicada ao solo sob diferentes formas e, comparar a eficiência de absorção e a recuperação aparente do N, do P e do K aplicados ao solo por meio de cama de aves e de fertilizantes minerais.

5.3 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi constituído por dois experimentos, conduzidos em vasos, em casa de vegetação, em Lages, SC, nos anos de 2008 e 2009. O experimento 1 objetivou avaliar o efeito da forma de aplicação da cama de aves ao solo (incorporada ou sobre a superfície) na disponibilidade de N para o milho, relativamente a um fertilizante nitrogenado mineral. O experimento 2 foi delineado em função dos resultados obtidos no experimento 1, onde a fonte mineral supriu mais N do que a cama de aves às plantas, porém este maior suprimento não se traduziu em aumento na massa seca. Presume-se, portanto, que as quantidades de P e de K fornecidas pela cama de aves, as quais não foram adicionadas em quantidades proporcionais ao tratamento com N mineral, possam ter potencializado o desenvolvimento das plantas.

No experimento 1 foram utilizadas amostras coletadas do horizonte B de um Nitossolo que possuía $\text{pH-H}_2\text{O} = 4,7$, matéria orgânica = 12 g kg^{-1} e argila = 650 g kg^{-1} respectivamente. Estas amostras receberam calcário dolomítico para elevar o $\text{pH-H}_2\text{O}$ para 6,5, e adubação com 80 mg kg^{-1} de K e 30 mg kg^{-1} de P. Posteriormente, as amostras permaneceram incubadas úmidas por 30 dias, em condições ambientais. Os tratamentos consistiram na combinação de cinco doses de cama de aves equivalentes a 0, 4, 8, 16 e 32 t ha^{-1} , e duas formas de aplicação da mesma ao solo (incorporada e sobre a superfície). Essas doses de cama adicionaram ao solo o equivalente a 0, 104, 208, 416 e 832 kg ha^{-1} de N. Paralelamente, também foi utilizado um tratamento com N mineral (uréia), cuja dose foi equacionada de forma a aplicar a mesma quantidade de N adicionada pela dose de 8 t ha^{-1} de cama de aves. Foram aplicados em vasos contendo 3 kg de solo 0, 5,2, 10,4, 20,8, 41,6 g vaso $^{-1}$, respectivamente para as doses de 0, 4, 8, 16, 32 t ha^{-1} de cama de aves. Os tratamentos foram calculados considerando a existência de 2 milhões de kg solo ha^{-1} .

No experimento 2 foi utilizado um Nitossolo Vermelho (EMBRAPA, 1999), coletado na camada superficial de 0 a 30 cm de uma área com vegetação nativa que nunca havia recebido fertilizantes ou corretivos da acidez. O solo possuía 48 g kg^{-1} de matéria orgânica, 700 g kg^{-1} de argila e $\text{pH-H}_2\text{O} 4,8$. As amostras receberam calcário dolomítico para elevar o pH para 6,0, e permaneceram incubadas por um período de 60 dias em sacos plásticos. Posteriormente, o solo foi passado em peneiras de 1,0 cm.

Foram utilizados dois grupos de tratamentos: cama de aves e fertilizantes minerais contendo N, P e K. A cama de aves foi incorporada ao solo em doses equivalentes a 0, 5, 10 e

15 t ha⁻¹, considerando a existência de 2 milhões de kg de solo por hectare. As quantidades de nutrientes fornecidos por estas doses se encontram na Tabela 7. As três doses do fertilizante mineral foram equacionadas de modo a adicionar 75, 100 e 125 % da concentração de NPK contidos na dose de 10 t ha⁻¹ do adubo orgânico. As doses minerais foram incorporadas ao solo por meio de uma solução contendo KH₂PO₄, KCl e uréia.

Nos dois experimentos, os tratamentos foram arranjados no delineamento inteiramente casualizado com quatro repetições.

A amostra de cama de aves utilizada nos experimentos foi proveniente de uma granja produtora de frangos de corte. Após ser removida do aviário, ela ficou armazenada por quatro meses em sacos de rafia, amontoados e cobertos com lona. A amostra recolhida foi secada em estufa a 65° C, sendo posteriormente moída em peneiras com aberturas de 0,5 mm. Ela apresentou na massa seca: N total= 2,55 %, N solúvel total= 0,87 %, N amoniacial (N-NH₄⁺) = 0,24 %, N nítrico (N-NO₃⁻) = 0,001 %, P = 1,7 %, K=2,8 % e pH 8,3.

As unidades experimentais foram constituídas por vasos preenchidos com 3,0 kg de solo, nos quais foram semeadas 10 plantas de milho da cultivar Pioneer P30F53. Após a germinação, foi efetuado raleio, deixando-se cinco plântulas por vaso. O período de cultivo foi de 55 dias para o experimento 1 e de 40 dias para o experimento 2. A umidade do solo foi controlada por meio de pesagem, a fim de manter o mesmo com umidade próximo a 80% do teor de água retido na capacidade de campo.

A colheita foi realizada quando as plantas apresentaram sintomas visuais de deficiência de N. As plantas foram cortadas ao nível do solo, e as raízes foram separadas do solo por meio de peneiras e lavadas em água corrente. Estes materiais foram colocados em sacos de papel e secados em estufa a 65° C até atingir peso constante. Após a secagem foi determinada a massa seca de parte aérea (MSPA) e de raízes (MSRA), realizando-se na sequência a moagem das amostras para realização do processo de digestão. Após a colheita, amostras de solo também foram recolhidas, secadas em estufa 65° C, para quantificação dos nutrientes pretendidos em cada experimento.

No experimento 1, foi determinado apenas o teor de N no solo e nas plantas; no experimento 2, foram também quantificados os valores de P e de K. A determinação dos teores de N, P e K no tecido vegetal ocorreu após a digestão das amostras na presença de ácido sulfúrico concentrado e água oxigenada, conforme descrito em Tedesco et al. (1995). O nitrogênio foi determinado em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldhal, com adição de hidróxido de sódio (NaOH), sendo o destilado recolhido em indicador de ácido bórico com

posterior titulação com H_2SO_4 . Para as determinações de P e K, usou-se fotocolorimetria e fotômetro de chama, respectivamente. No solo, o N mineral ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) foi determinado em destilador de arraste de vapor semi-micro Kjeldhal mediante a adição 0,2 g de óxido de magnésio e 0,2 g de liga de devarda em um extrato obtido pela diluição de 10 g de solo em 50 mL de KCl 1N, conforme Tedesco et al. (1995). O P e o K foram extraídos do solo por solução ácida diluída (Mehlich-1) e determinados por fotocolorimetria e fotometria de emissão, respectivamente.

O acúmulo de N, P e K na massa seca de parte aérea (MSPA) e massa seca de raízes (MSRA) foi determinado por meio do produto entre a concentração dos mesmos no tecido das plantas e a respectiva produção de fitomassa. Para determinação da eficiência de absorção de N, P e K foi considerada a quantidade acumulada de cada nutriente na MSPA e na MSRA. Por outro lado, na determinação da recuperação aparente (recuperação global), além da quantidade absorvida pelas plantas, também foi considerada a quantidade remanescente no solo. O cálculo da recuperação aparente e da eficiência de absorção foi realizado subtraindo-se das quantidades existentes nos tratamentos que receberam adubação, as quantidades de cada nutriente encontrada no tratamento testemunha (sem adubação), como pode ser visualizada pela seguinte equação:

$$Y = ((QAA - QAT) / QTA) * 100$$

Nela, Y é a recuperação aparente ou a eficiência de absorção, em %; QAA é a quantidade acumulada pelos tratamentos com adubação; QAT é a quantidade acumulada pelo tratamento testemunha; e QTA é a quantidade total aplicada ao solo.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, com significância de 5%. A partir destes resultados, fez-se análise de regressão para as variáveis quantitativas. Para a escolha das equações, foram testados os modelos lineares e quadráticos pelo teste F, escolhendo-se aquele com significância maior que 95% ($p < 0,05$); no caso dos dois serem significativos, optou-se pelo modelo de maior grau.

No experimento 1, quando houve interação entre formas e doses aplicadas, utilizou-se o teste de Tukey ($p < 0,05$) para comparar as formas de aplicação em cada dose testada. As diferentes formas de aplicação da uréia foram comparadas entre si pelo teste de variância, com significância de 5%. A dose de uréia não foi comparada com as doses de cama de aves por meio de testes de médias; apenas foram feitas relações de equivalência projetando-se o valor da variável encontrada dos tratamentos com uréia nas equações ajustadas para os tratamentos com cama de aves.

No experimento 2, foram feitas análises de regressão para as doses. Quando as mesmas foram significativas, utilizou-se o teste “t” ($p < 0,05$) para comparar os coeficientes das equações ajustadas para os fertilizantes orgânicos e minerais.

Tabela 7 - Quantidade de nutrientes aplicada ao solo pelas doses de cama de aves em vasos contendo 3 kg de solo, no experimento 2.

Dose $t ha^{-1}$	N	P	K
mg /vaso.....		
0	0	0	0
5	192	132	210
10	384	264	420
15	576	396	630

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Experimento 1

A produção de massa seca de raízes (MSRA) foi maior quando a cama de aves foi incorporada em relação à aplicação superficial ao solo, em todas as doses testadas (Figura 13). Para as duas formas de aplicação, entretanto, a MSRA aumentou linearmente com o incremento da dose, tendo variado de $3,7 g vaso^{-1}$, no tratamento sem esterco, para $5,6$ e $9,3 g vaso^{-1}$, para a maior dose de cama ($32 t ha^{-1}$) aplicada ao solo sobre a superfície e incorporada, respectivamente.

A produtividade de MSRA proporcionada pela uréia, que adicionou quantidades equivalentes de N ao fornecido pela dose de $8 t ha^{-1}$ de cama de aves, não foi afetada pela forma de aplicação ao solo. A MSRA no tratamento com uréia ($3,3 g vaso^{-1}$) foi inferior a todos os demais tratamentos, inclusive à testemunha onde não foi aplicado N. A maior produção de raízes nos tratamentos com cama de aves pode estar relacionada com a liberação de ácidos húmicos por este fertilizante. Estas substâncias podem apresentar efeitos positivos sobre o metabolismo das plantas e promover maior crescimento do sistema radicular. Samson e Visser (1989) atribuíram o maior desenvolvimento radicular a alterações na permeabilidade da membrana plasmática. Petrovic et al. (1982) identificaram ácidos húmicos que apresentam uma ação sobre as plantas semelhante às auxinas e giberelinas, com estímulo no crescimento

radicular. Silva et al. (1999) observaram aumentos na produção de MSRA de plantas de milho em até 163 % e, de até 196 % na superfície ocupada pelo sistema radicular quando a dose de substâncias húmicas foi elevada de 0 para 30 mg L⁻¹. O maior crescimento de raízes do tratamento testemunha em relação a uréia pode ser devido a distribuição da energia de assimilação dos produtos da fotossíntese, que são direcionados para a formação e desenvolvimento do sistema radicular quando a concentração é baixa, visando aumentar a área de absorção do nutriente. Segundo Clarkson (1985), as raízes tornam-se os drenos preferenciais de fotoassimilados, quando alguns nutrientes encontram se limitando o crescimento das plantas, especialmente P e N.

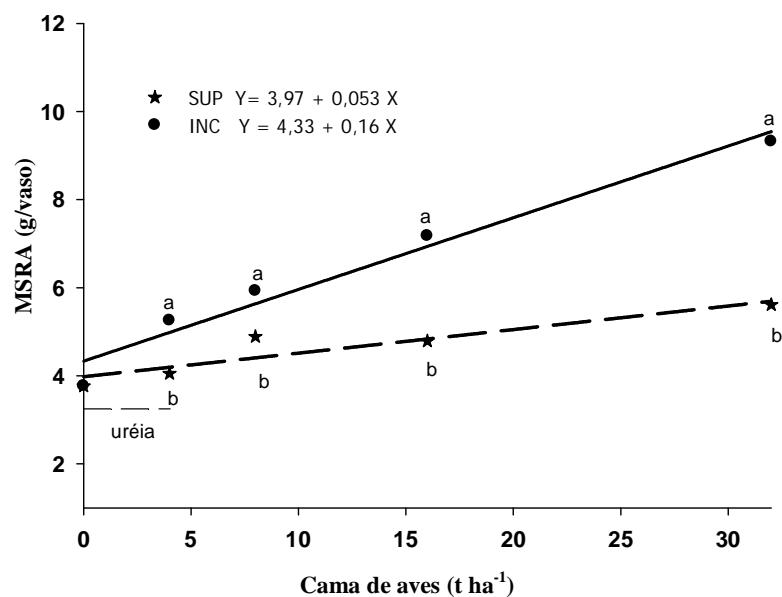


Figura 13 - Massa seca de raízes (MSRA) de milho, em (g vaso⁻¹), com 55 dias após a semeadura em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha⁻¹), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP) em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalente à dose de 8 t ha⁻¹ de cama de aves. Letras na vertical comparam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A produção de massa seca de parte aérea (MSPA) não diferiu entre as formas de aplicação de cama somente na menor dose (4 t ha⁻¹); nas demais doses, a incorporação do resíduo proporcionou maior MSPA do que aplicação sobre a superfície (Figura 14). Para as duas formas de aplicação (incorporado e superficial), o incremento da dose de cama de aves aumentou linearmente a MSPA. Os valores aumentaram de 3,7 g vaso⁻¹, no tratamento

testemunha, para 8,7 e 17,9 g vaso⁻¹, respectivamente para a maior dose na superfície e incorporada. A produção de MSPA no tratamento com uréia não foi afetada pelas formas de aplicação ao solo. Ela foi de 5,9 g/vaso, tendo sido equivalente ao produzido por 6 e 13,7 t ha⁻¹ de cama de aves, incorporada ou aplicada sobre a superfície, respectivamente (Figura 14).

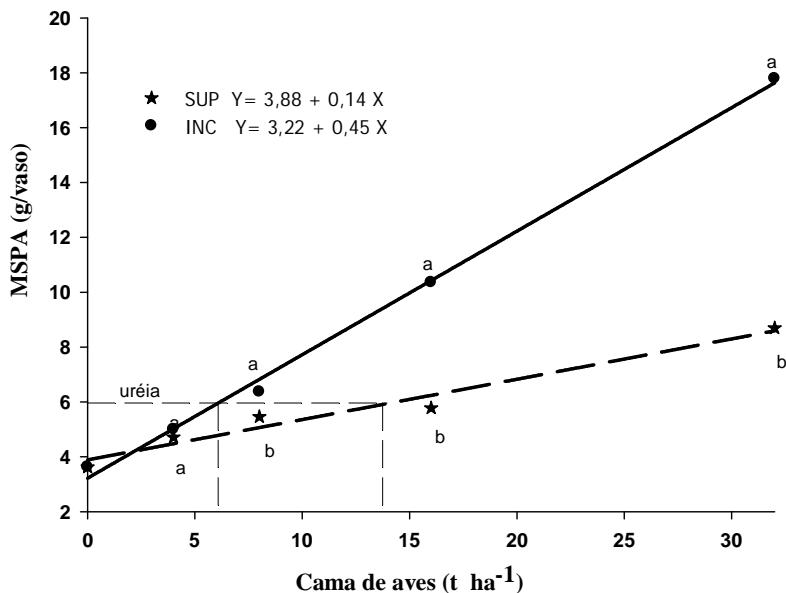


Figura 14 - Massa seca de parte aérea (MSPA) de milho, em (g vaso⁻¹), com 55 dias após a semeadura em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha⁻¹), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP) em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalentes à dose de 8 t ha⁻¹ de cama de aves. Letras na vertical comparam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

O teor de N nas raízes de milho não foi afetado pelas doses ou pelas formas de aplicação da cama de aves, cujo valor médio foi de 0,9 % (Figura 15). Por outro lado, a concentração de N nas raízes das plantas tratadas com uréia foi maior do que naquelas com cama de aves, apresentando média de 1,6 %. A ausência de diferença entre as doses de cama de aves se deve à grande mobilidade do N nos tecidos das plantas, uma vez que o mesmo é translocado preferencialmente para a parte aérea, onde a demanda metabólica por N é muito maior do que nas raízes. Segundo Coelho et al. (1991), o sistema radicular do milho, no final do ciclo da cultura, representou apenas 5 % da MS total da planta e 4 % do N total acumulado.

A concentração de N nas folhas foi maior nos tratamentos onde a cama de aves permaneceu na superfície do solo em relação à aplicação incorporada, à exceção do

tratamento onde foram aplicadas 4 t ha⁻¹, onde não houve diferença entre as formas de aplicação (Figura 15). Essa diferença ocorreu pela diluição do N no tecido das plantas onde a cama foi incorporada ao solo, uma vez que a produção de MSPA e a concentração de N se deram em sentido contrário. Enquanto a produção de MSPA aumentou linearmente para as duas formas de aplicação, a concentração de N diminuiu e aumentou quadraticamente, respectivamente para os tratamentos incorporados e aplicados sobre a superfície. Contudo, a amplitude das diferenças das concentrações de N entre as doses de cama, para a mesma forma de aplicação ao solo, foi pequena, tendo sido de 0,12 e 0,38 % respectivamente para aplicação superficial e incorporada. Por outro lado, não houve diferença no teor de N da parte aérea entre as diferentes formas de aplicação da uréia. A concentração média de N nos tratamentos com uréia foi de 2,6 %, sendo superior a todos os tratamentos que receberam cama de aves, onde a maior e a menor concentração observada foi 1,6 % na dose de 32 t ha⁻¹ superficial e 1,1 % na dose de 16 t ha⁻¹ incorporada, resultando em uma média superior em 62 e 136 %, respectivamente, em favor da uréia.

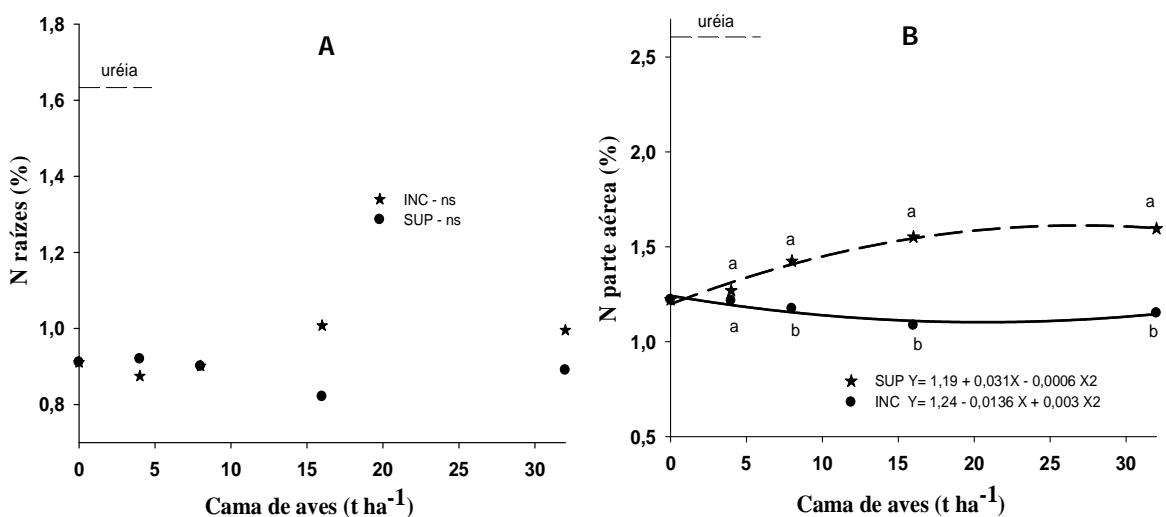


Figura 15 - Concentração de N (%) nas raízes (A) e na parte aérea (B) de milho com 55 dias após a semeadura em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha⁻¹), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP), em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalentes à dose de 8 t ha⁻¹ de cama de aves. Letras na vertical compararam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A maior quantidade de N acumulada nas raízes aconteceu nos tratamentos onde a cama de aves foi incorporada ao solo, em todas as doses (Figura 16). O N acumulado nas

raízes seguiu o mesmo comportamento da produção de MSRA, uma vez que seus valores não foram afetados pelas doses e nem tampouco pelas formas de aplicação. A quantidade acumulada de N aumentou de 35 mg vaso⁻¹, no tratamento testemunha, para 56 e 82 mg vaso⁻¹, para a maior dose de cama aplicada na forma superficial e incorporada, respectivamente. Não houve diferença entre as formas de aplicação de uréia na quantidade de N acumulado nas raízes, porém o montante acumulado foi equivalente a uma aplicação de 10,5 e de 26,2 t ha⁻¹ de cama de aves aplicada na forma superficial e incorporada, respectivamente.

A quantidade de N acumulada na parte aérea das plantas não diferiu entre as formas de aplicação de cama ao solo até a dose de 8 t ha⁻¹; nas doses maiores, as plantas cultivadas com cama de aves incorporada acumularam mais N do que aquelas que receberam cama na superfície do solo (Figura 16). O N acumulado aumentou linearmente para as duas formas de aplicação, aumentando de 45 mg vaso⁻¹, no tratamento testemunha, para 139 e 200 mg vaso⁻¹ na maior dose de cama aplicada na forma superficial e incorporada, respectivamente. Não houve diferença entre as formas de aplicação de uréia ao solo na quantidade de N acumulada na parte área do milho. As plantas adubadas com uréia, numa dose de N equivalente à adicionada por 8 t ha⁻¹ de cama, acumularam mais N na parte aérea do que qualquer das doses de cama aplicadas sobre a superfície do solo. Por outro lado, quando a cama foi incorporada ao solo, a mesma dose de uréia acumulou quantidades equivalentes a uma dose de 23 t ha⁻¹ (Figura 16).

O N acumulado pelas plantas de milho (raízes + parte aérea) comportou-se da mesma forma que o descrito sobre a quantidade de N acumulada na parte aérea das plantas, apenas com modificações dos valores devido ao acréscimo do N proveniente das raízes (Figura 17). Mesmo que as quantidades de N acumuladas nas raízes tenha sido maior nos tratamentos incorporados, em todas as doses testadas, a magnitude das diferenças não foi grande o suficiente para modificar as conclusões estatísticas. Isto também se deve a menor quantidade proporcional de N que fica retida nas raízes em comparação ao acumulado na parte aérea das plantas. Quanto maior foi a dose de cama de aves, menor foi a proporção de N que ficou armazenado nas raízes, independentemente da forma de aplicação. A relação (N-_{raízes} / N-_{total}) foi de 0,40 para o tratamento testemunha e diminuiu para 0,27 no tratamento com 32 t ha⁻¹ de cama de aves.

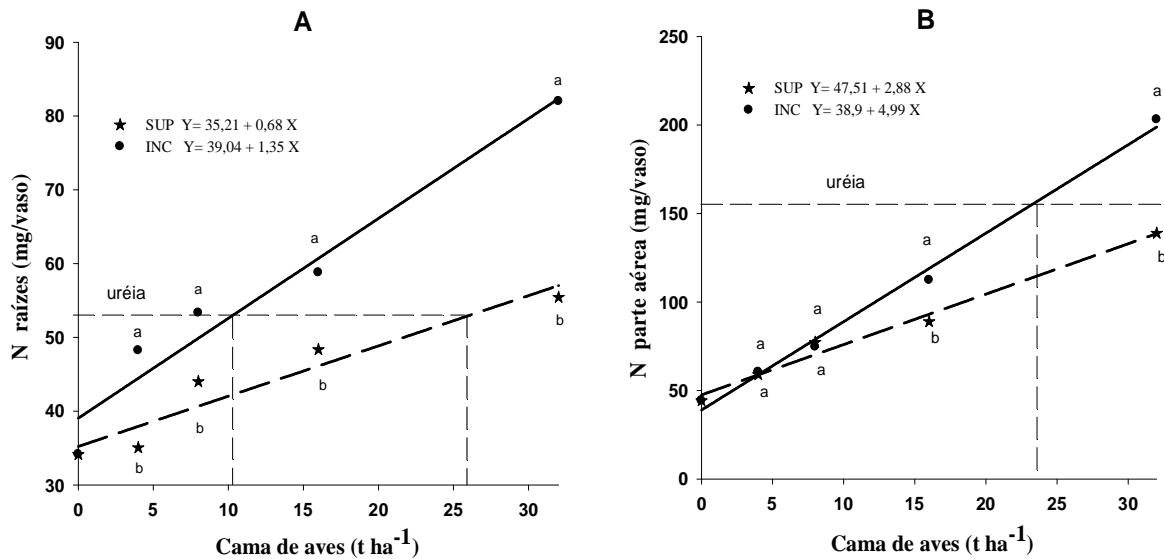


Figura 16 - N acumulado (mg vaso⁻¹) nas raízes (A) e na parte aérea (B) de milho com 55 dias após a semeadura em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha⁻¹), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP), em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalentes à dose de 8 t ha⁻¹ de cama de aves. Letras na vertical compararam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

As plantas que receberam uréia, numa dose de N equivalente à adicionada por 8 t ha⁻¹ de cama de aves, acumularam quantidades equivalentes de N à dose de 20 t ha⁻¹ de cama incorporada ao solo (Figura 17). Por outro lado, a projeção da quantidade de N acumulada pela uréia não interceptou, dentro dos intervalos testados, a reta ajustada para os valores de N acumulados pela aplicação superficial de cama de aves. Desta forma, mesmo quando adiciona-se na superfície do solo uma dose de cama de aves que possuía quatro vezes mais N do que o tratamento com uréia, a mesma não foi suficiente para disponibilizar quantidades equivalentes de N ao fornecido pelo fertilizante mineral.

O N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) remanescente no solo ao término do experimento aumentou linearmente com as doses de cama de aves, havendo diferença entre as formas de aplicação apenas para a dose de 32 t ha⁻¹, onde a distribuição superficial ao solo apresentou maior teor de N (Figura 17). Não houve diferença entre as formas de aplicação da uréia em relação ao N mineral presente do solo. O N residual da uréia no solo foi maior do que qualquer dose de cama incorporada, porém foi equivalente a 30 t ha⁻¹ de cama de aves aplicada sobre a superfície.

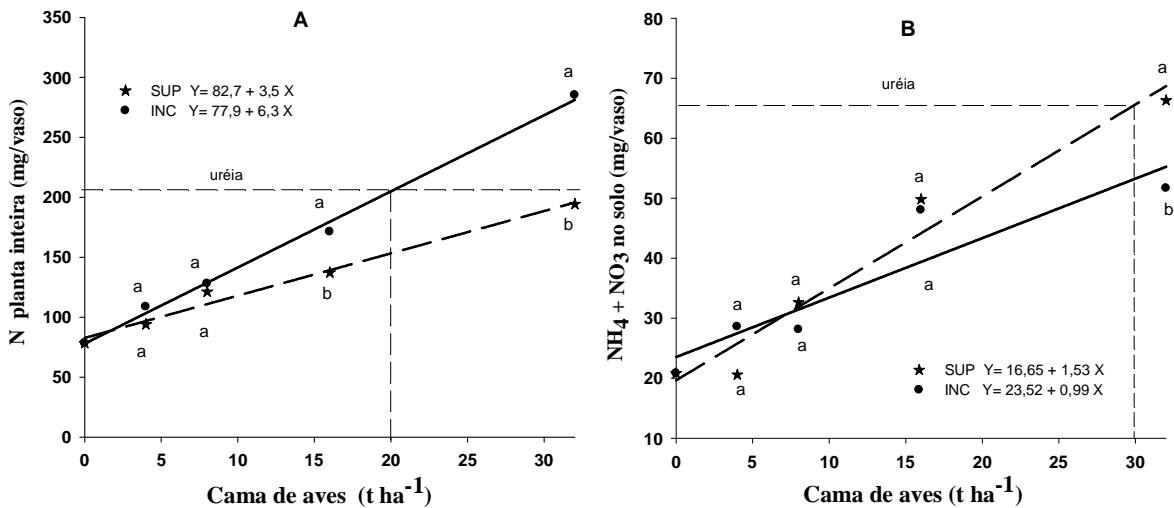


Figura 17 - N acumulado (mg vaso⁻¹) na planta inteira (A) e no solo (B) após o cultivo de milho por 55 dias em casa de vegetação, em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves (t ha⁻¹), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP), em casa de vegetação. *A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalentes à dose de 8 t ha⁻¹ de cama de aves. Letras na vertical compararam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A percentagem de N absorvida pelas plantas, em relação à quantidade total aplicada, não diferiu entre as formas de aplicação de cama até a dose de 8 t ha⁻¹; a partir desta, a incorporação do resíduo aumentou a quantidade de N absorvida (Figura 18). Para as menores doses de cama, a forma de aplicação não afetou a eficiência de absorção; nas doses maiores, no entanto, a incorporação foi mais eficiente do que a aplicação na superfície na disponibilização de N para o milho. Independentemente da forma de aplicação ao solo, o aumento da dose de cama diminuiu quadraticamente a eficiência de absorção de N. Os valores decresceram, da menor para a maior dose, de 22,5 para 19,5% e de 17,0 para 10,1 %, para a forma incorporada e superficial, respectivamente. Pode-se perceber, portanto, que a diminuição na eficiência de absorção de N foi muito mais acentuada nos tratamentos aplicados na superfície do solo.

A maior eficiência de absorção do N pelo milho que recebeu cama incorporada pode estar associada ao maior desenvolvimento do sistema radicular das plantas neste tratamento, pois a absorção de N aumenta linearmente com exploração do solo pelas raízes (BARBER, 1984). Por outro lado, o contato entre os resíduos e o solo é modificado em função da forma de aplicação dos fertilizantes. Adubos orgânicos incorporados são mais facilmente atacados pelos microrganismos, devido a maior área de contato, diferentemente dos aplicados na

superfície, onde o contato é muito restrito. O aumento do contato dos resíduos com o solo facilita o fluxo de nutrientes e de água dos agregados até os sítios de decomposição (ANGERS e RECOUS, 1997), o que pode favorecer a mineralização dos resíduos orgânicos. Além disso, para os resíduos deixados na superfície do solo, a atividade microbiana é afetada pela deficiência de água muito mais rapidamente do que no sistema incorporado. A incorporação dos estercos favorece o desenvolvimento de bactérias em detrimento de fungos (HOLLAND e COLEMAN, 1987), o que é desejável do ponto de vista químico, pois as bactérias são mais eficientes na mineralização do N. Na superfície, a população de fungos se desenvolve mais do que as bactérias devido à capacidade dos mesmos de absorver água e nutrientes do solo através de suas hifas.

A eficiência de absorção do N contido na uréia foi maior do que qualquer tratamento que recebeu cama de aves, não tendo havido influência da forma de aplicação deste fertilizante (Figura 18). Quando fertilizado com uréia, a percentagem média de N absorvido pelo milho foi de 48 %, bem maior do que a eficiência obtida com a cama de aves. A eficiência de absorção do N oriundo da cama de aves decresceu com o aumento das doses, o que condiz com a literatura, pois essa diminuição ocorre independentemente da fonte nitrogenada utilizada (FERNANDES et al., 2005). O aumento da dose de N aplicado normalmente aumenta o rendimento das culturas, porém a eficiência de utilização do nutriente diminui, em virtude do suprimento exceder as necessidades das culturas (HALVORSON et al., 2004). Em condições de campo, Figueroa (2008) encontrou reduções de 80 para 27% no índice de recuperação aparente de N pela parte aérea de trigo quando a dose de N aumentou de 2,8 para 11,2 t ha⁻¹ de esterco de aves poedeiras. Ceretta et al. (2005) verificaram que a parte aérea de plantas de milho recuperaram 28,7% do N total aplicado via dejeto suíno. Verificaram também uma redução na eficiência de absorção do N, no primeiro ano, pois para cada m³ de dejeto aplicado houve uma produção de matéria seca de 403, 352 e 340 kg ha⁻¹ com as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente.

A percentagem de N recuperado diminuiu quadraticamente com o aumento das doses de cama de aves, para as duas formas de aplicação ao solo (Figura 18). Os valores diminuíram de 28 para 22 % para a cama incorporada, e de 22 para 15 % para a cama superficial, quando a dose aumentou de 4 para 32 t ha⁻¹. A recuperação de N não foi influenciada pela forma de aplicação para doses de até 8 t ha⁻¹; nas doses maiores do que esta, a incorporação do esterco resultou em maior recuperação do N aplicado. Para a uréia, a forma de aplicação também não

afetou a recuperação de N, que, na média foi bem maior do que qualquer dose de cama de aves, tendo atingido 65% do aplicado.

Uma fração significativa do N proveniente dos fertilizantes nitrogenados não foi absorvida pelas plantas e nem tampouco permaneceu no solo na forma mineral (NH_4 e NO_3). Em média, para a dose de 8 t ha^{-1} de cama de aves e sua dose equivalente de N mineral aplicado como uréia, 79 % e 35 % do N aplicado não foi recuperado, respectivamente. Para o N adicionado via uréia, esta diferença pode ser atribuída a perdas por volatilização, desnitrificação e imobilização microbiana, uma vez que as perdas por lixiviação não aconteceram. A recuperação média de N pelos cereais fertilizados com adubos minerais, em experimento de campo, com ciclo completo das culturas, fica em torno de 50 % (DUETE et al., 2008; LARA CABEZAS et al., 2004; PORT, 2002). Nossos resultados foram maiores do que isto, provavelmente porque também foi contabilizado o N contido nas raízes, pela inexistência de perdas por lixiviação, e pelo maior contato das raízes com o solo em consequência da pequena quantidade de solo utilizada nos vasos.

Para a cama de aves, os resultados demonstram uma pequena recuperação aparente de N, menor do que a quantidade de N solúvel total (33 %) existente no resíduo antes da aplicação ao solo (Figura 18). A quantidade de N recuperado da fração solúvel diminuiu de 66,2 para 45 %, e de 85 para 66,5 % nas aplicações de cama na forma incorporada e superficial, respectivamente, quando a dose foi elevada de 4 para 32 t ha^{-1} . Com isso, pressupõe-se que a mineralização das demais frações orgânicas do esterco foram pequenas, possivelmente pela existência de formas recalcitrantes de N orgânico, que necessitam de um período mais longo para tornarem-se disponíveis às plantas. A permanência de quantidades significativas de N no solo pode proporcionar efeito residual para os cultivos subsequentes (Nyakatawa et al., 2001) e diminuir o potencial de perdas por lixiviação de NO_3 (REES e CASTLE, 2002). Em experimento a campo, avaliando o efeito residual do N no cultivo de milho para silagem Hirzel et al. (2007) obtiveram recuperação aparente de 12,5 % para cama de aves e de 4,1 % para a uréia, no ano subsequente à aplicação dos fertilizantes.

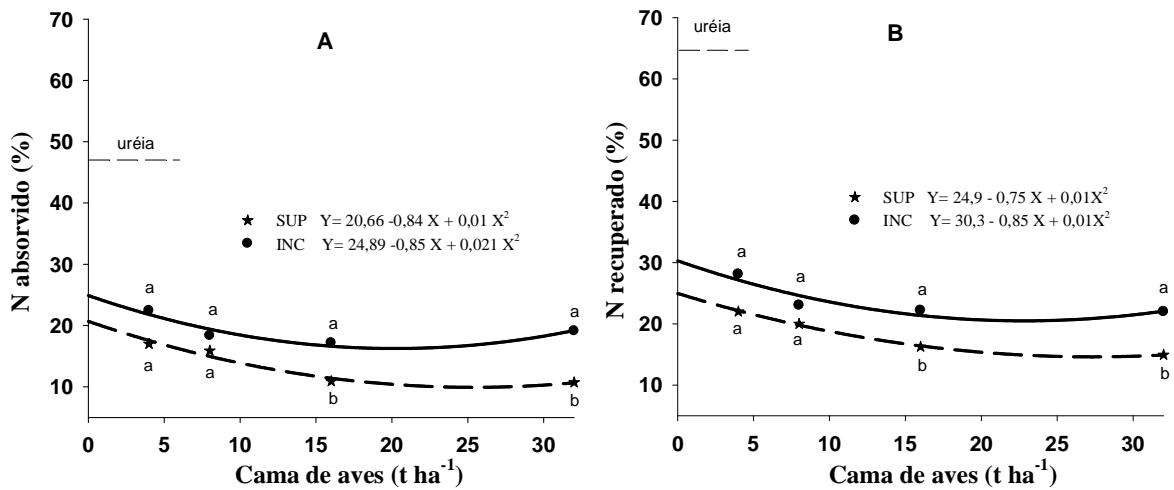


Figura 18 - Eficiência de absorção (%) de N (A) e recuperação aparente do N total aplicado (B) por plantas de milho, após o cultivo por 60 dias em cama de vegetação, em função da adição ao solo de doses crescentes de cama de aves ($t\ ha^{-1}$), aplicadas na forma incorporada (INC) e sobre a superfície (SUP), em cama de vegetação. * A dose de uréia aplicou quantidades de N equivalentes à dose de 8 $t\ ha^{-1}$ de cama de aves. Letras na vertical comparam doses iguais, nos diferentes métodos de aplicação de cama de aves ao solo, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Outra possibilidade para a pequena recuperação aparente de N dos tratamentos com cama de aves são as perdas de N para a atmosfera por volatilização e/ou desnitrificação. Estas perdas podem ter sido intensificadas pelo maior desenvolvimento microbiano ocorrido após a aplicação de fontes de carbono prontamente assimiláveis ao solo. A adição de grandes quantidades de C orgânico de fácil decomposição contribuiu para a diminuição de O₂ durante a decomposição pelos microorganismos, criando microsítios favoráveis às perdas de N na forma gasosa (N₂ e NO₂) (GIACOMINI, 2005). Segundo Chantigny et al. (2004), em solos com aplicação de dejetos de suínos as perdas de N por desnitrificação podem variar de 1 a 30 % do N aplicado, dependendo do teor umidade do solo. A menor recuperação dos tratamentos com cama de aves aplicada na superfície do solo pode estar associada a maiores perdas de por volatilização de amônia (TEWOLDE et al., 2009).

Observa-se que o N não foi o único limitante do crescimento das plantas, pois quando adicionado via uréia não promoveu rendimentos proporcionais de massa seca à sua dose análoga aplicada via cama de aves. Porém, o N da uréia foi absorvido em quantidades superiores a qualquer das doses de cama aplicada superficialmente e equivalente a 20 $t\ ha^{-1}$ de cama incorporada. Entretanto, o N absorvido em demasia pelas plantas adubadas com uréia não se traduziu em produção de massa seca, o que evidencia que outros fatores inerentes à cama de aves podem ter favorecido o crescimento das plantas. Além do aporte de N, a cama

de aves também aplicou outros nutrientes essenciais, que não foram acrescidos ao tratamento com uréia, em quantidades equivalentes. Esta hipótese pode ter maior relevância nas condições caracterizadas pelo cultivo em vasos, com alta densidade populacional de plantas, num pequeno volume de solo explorado, onde a concentração dos nutrientes na solução do solo deve serem altas para suprir a demanda das plantas.

Os benefícios promovidos pela cama de aves na melhoria das propriedades físicas e biológicas do solo também podem ter influenciado o crescimento das plantas. A melhoria dos aspectos físicos como aeração, estruturação do solo, retenção de água (HOFFMANN, 2001) pode ter contribuído, entretanto, com magnitudes bem menores do que os benefícios químicos, pois o tempo de condução do experimento foi curto, o solo não apresentava problemas estruturais e a necessidade hídrica foi suprida sempre que necessária. A adição de materiais orgânicos ao solo pode melhorar as condições biológicas (BULLUCK, 2002). Contudo, deve-se considerar que para as doses utilizadas, estes benefícios são geralmente pequenos e temporários.

5.3.2 Experimento 2

O rendimento de massa seca da parte aérea (MSPA) de milho aumentou linearmente com o incremento da dose de adubos e foi semelhante entre os fertilizantes minerais e a cama de aves (Figura 19). A MSPA aumentou de $2,5 \text{ g vaso}^{-1}$, no tratamento sem fertilizantes, para 10 e 12 g vaso^{-1} , respectivamente na maior dose da adubação mineral e orgânica.

A cama de aves promoveu maior produção de massa seca de raízes (MSRA) do que os adubos minerais (Figura 19). Os dois tipos de fertilizantes aumentaram a MSRA linearmente, no entanto, para cada unidade de fertilizante aplicado, a cama de aves proporcionou rendimento de MSRA 2,7 vezes mais do que os fertilizantes minerais. O rendimento de MSRA aumentou de $2,3 \text{ g vaso}^{-1}$, no tratamento sem fertilizante, para $7,8$ e $4,3 \text{ g vaso}^{-1}$, para a maior dose de cama de aves e adubos minerais, respectivamente. Para cama de aves, a produção de MSRA comportou-se de forma semelhante ao ocorrido no experimento 1.

As maiores concentrações de N e P nas folhas ocorreram nos tratamentos com fertilizantes minerais, porém não houve diferença entre as fontes (orgânica e mineral) para K (Figura 20). A concentração de N nas folhas diminuiu quadraticamente com o aumento da dose de cama de aves, evidenciando efeito de diluição, uma vez que a produção de massa seca e a concentração de N tiveram comportamentos opostos. As concentrações de P e de K

aumentaram quadraticamente com o aumento das doses de cama de aves. Por outro lado, os fertilizantes minerais promoveram aumento quadrático para N e linear para P e K.

A quantidade acumulada de N nas folhas foi maior nos tratamentos com adubações minerais; para P e K, não houve diferença entre as fontes (Figura 20). A quantidade de N acumulada nos tratamentos minerais foi reflexo da maior concentração de N nas folhas das plantas produzidas nesses tratamentos, uma vez que não houve diferença entre os tipos de adubos na produção de massa seca. Mesmo que os valores da concentração de P nas folhas tenham sido superiores para os adubos minerais, a magnitude dos mesmos não foi grande o suficiente para que ocorresse diferença entre os fertilizantes na quantidade acumulada de P.

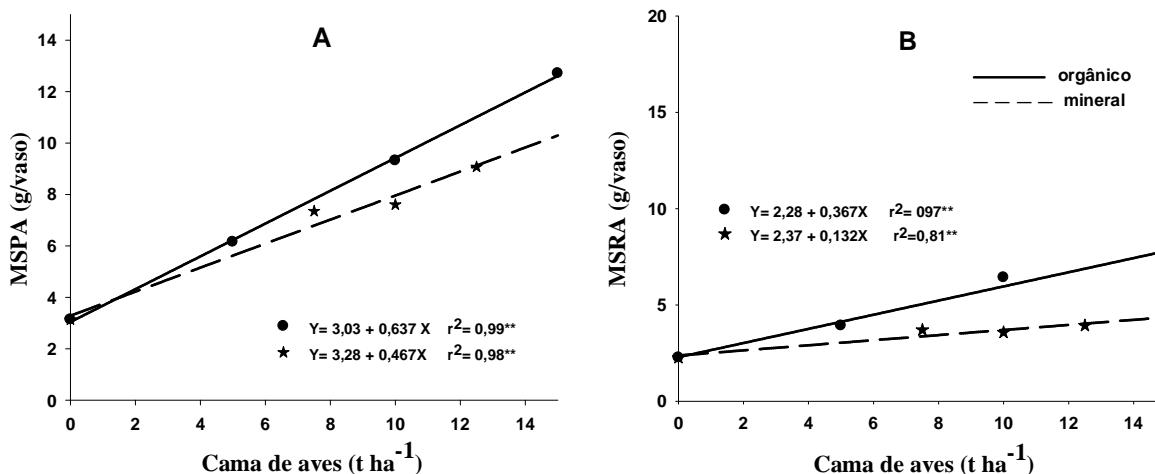


Figura 19 - Matéria seca de parte aérea (A) e de raízes (B) de milho com 40 dias após a semeadura em função da adição de doses de cama de aves ($t\ ha^{-1}$), em casa de vegetação. *As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125% das quantidades totais fornecidas pela dose de $10\ t\ ha^{-1}$ de cama de aves. Média de 4 repetições.

A quantidade acumulada de nutrientes pelo milho obedeceu a seguinte ordem $K > N > P$. A maior absorção de K é devida às grandes quantidades requeridas pelas culturas, podendo igualar-se às necessidades de N, e chegando a ser 3 ou 4 vezes mais nos tecidos do que o P (Brady, 1989). A quantidade absorvida de cada nutriente é dependente da concentração na solução do solo, pois o influxo pelas plantas aumenta com a elevação da concentração até um determinado valor, quando passa a ser constante (ERNANI, 2008). Pode-se verificar que as quantidades aplicadas de todos nutrientes não foram suficientes para provocar a estabilização da quantidade absorvida, uma vez que as respostas foram lineares dentro dos intervalos testados.

Os fertilizantes minerais proporcionaram maiores concentrações de NPK nas raízes do

que a cama de aves (Figura 21). Não houve diferença nas concentrações de P e K com o aumento da dose de cama de aves, diferentemente dos adubos minerais onde esses nutrientes aumentaram linearmente com a dose aplicada. A concentração média de P nas raízes das plantas adubadas com cama de aves foi de 0,3 %, enquanto que naquelas adubadas com os fertilizantes minerais a concentração aumentou de 0,3 para 0,36 %, ao passar da menor para a maior dose aplicada, respectivamente. O efeito de diluição ocorrido com o N nas folhas das plantas adubadas com cama de aves também aconteceu nas raízes, nas quais o teor diminui de 1,2 para 0,75 % ao passar de 0 para 15 t ha⁻¹. Para os adubos minerais, a concentração de N variou quadraticamente com o aumento da dose, tendo aumentado de 1,2 %, na dose 0, até o máximo de 1,5 % quando foi colocada a dose de NPK correspondente ao existente na dose de 8,5 t ha⁻¹ de cama de aves.

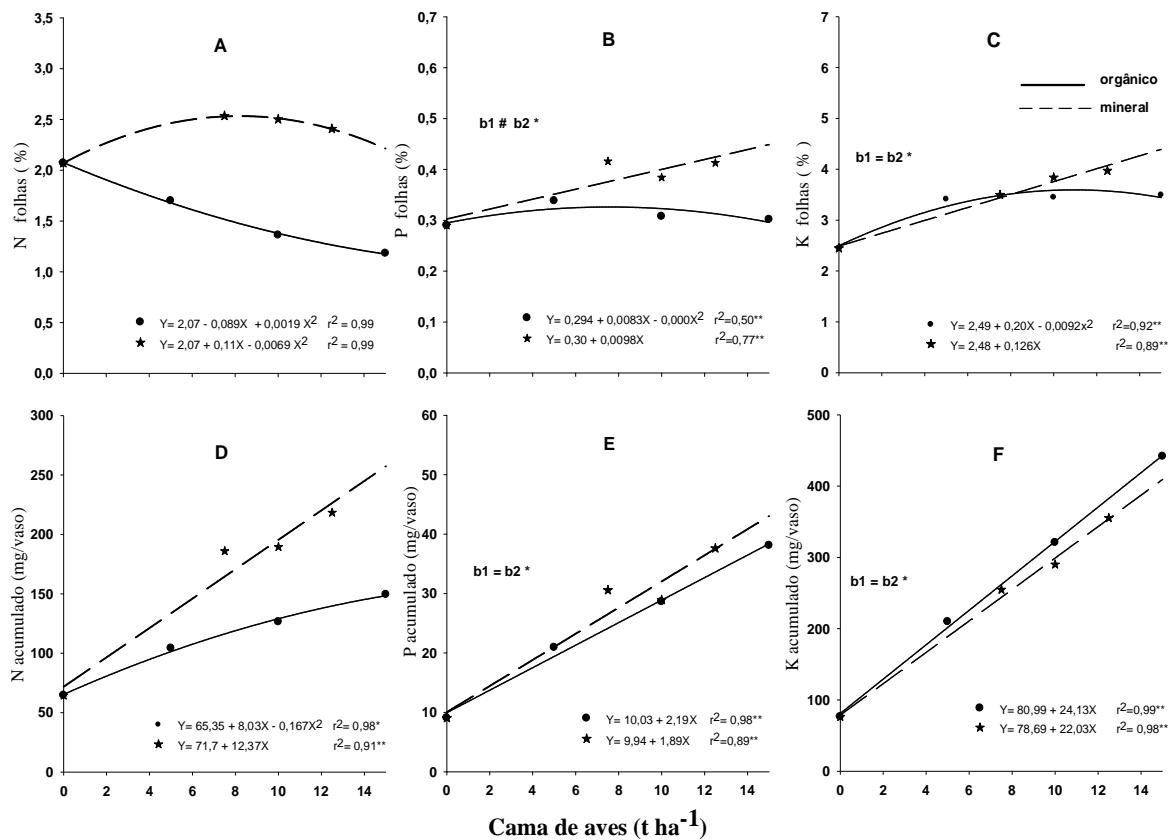


Figura 20 - Concentração (%) de N (A), P (B), e K (C) e quantidade acumulada (mg) de N (D), P (E) e K (F) na parte aérea de milho com 40 dias após a semeadura em função da adição de doses de camas de aves (t ha⁻¹) em casa de vegetação. *As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125% das quantidades totais fornecidas pela dose de 10 t ha⁻¹ de camas de aves. Média de 4 repetições.

A quantidade acumulada de NPK nas raízes foi semelhante entre os fertilizantes orgânicos e minerais (Figura 21). A maior concentração de NPK nas raízes proporcionada

pelos adubos minerais contrabalanceou os valores superiores de massa seca promovido pela cama de aves, resultando na semelhança entre os fertilizantes na quantidade acumulada destes nutrientes nas raízes. Para o N, mesmo que a função tenha sido quadrática para a adubação mineral e linear para a adubação orgânica, a magnitude das diferenças foi pequena, e quando as equações foram comparadas na forma linear, não houve diferença entre elas. Para o N aplicado via cama de aves e para o P e o K em ambas as fontes, a quantidade acumulada nas raízes aumentou linearmente com a dose aplicada, correspondendo ao mesmo comportamento ocorrido com a produção de massa seca.

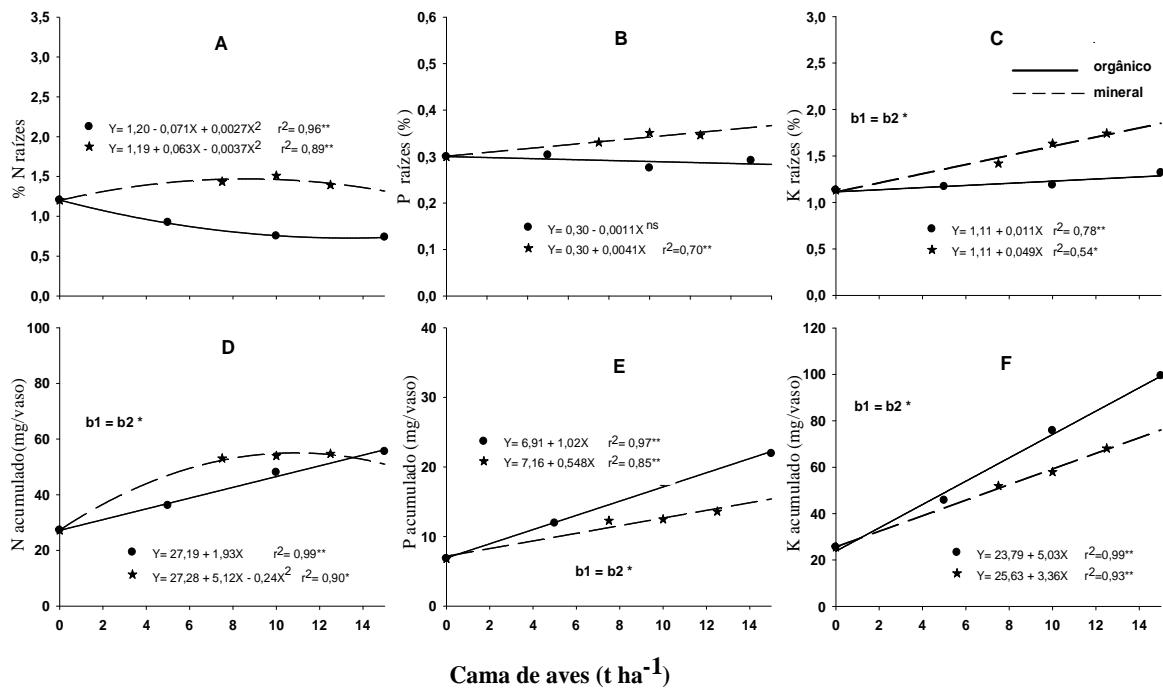


Figura 21 - Concentração (%) de N (A), P (B), e K (C) e quantidade acumulada (mg) de N (D), P (E) e K (F) nas raízes de milho com 40 dias após a semeadura em função da adição de doses de cama de aves ($t\ ha^{-1}$) em casa de vegetação. *As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125% das quantidades totais fornecidas pela dose de $10\ t\ ha^{-1}$ de cama de aves. Média de 4 repetições.

A quantidade N mineral remanescente no solo após a colheita das plantas foi maior para os tratamentos com adubos minerais; para P, os tratamentos com cama de aves foram superiores, e não houve diferença entre as fontes (orgânica e mineral) na quantidade de K (Figura 22). Não houve diferença entre as doses de cama de aves no teor de N mineral remanescente no solo ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) após o cultivo, cujo valor médio foi de $21\ mg\ vaso^{-1}$. Diferentemente da cama de aves, os tratamentos com adubos minerais incrementaram

linearmente a quantidade de N mineral no solo, que aumentou de 21 mg vaso⁻¹, no tratamento testemunha, para 153 mg vaso⁻¹ na dose de fertilizante mineral equivalente a 15 t ha⁻¹ de cama de aves. Desta forma, se considerarmos a unidade de fertilizante aplicado como t ha⁻¹, os adubos minerais apresentaram um efeito residual de N mineral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) no solo superior à cama de aves, numa proporção de 8,8 vezes para cada unidade aplicada. Os teores de P no solo aumentaram linearmente com as doses dos dois tipos de fertilizantes, porém a quantidade remanescente no solo foi superior para a cama de aves. Uma provável hipótese para a maior quantidade de P no solo nos tratamentos com cama de aves pode ser devido à liberação de ânions orgânicos (malatos, citratos, butiratos, acetatos etc.) que podem competir com o fosfato pelos sítios de adsorção, aumentando a quantidade disponível para as plantas (ANDRADE et al., 2003). Outra hipótese é a superestimação dos valores de P no solo pelo extrator Mehlich 1, pela dissolução ácida de compostos pouco solúveis como o fosfato de cálcio. As frações de P na cama de aves podem variar muito entre os resíduos, pois é reflexo da alimentação dos animais e do manejo atribuído à cama. Entretanto, mais de 60 % do P total existente pode estar na forma inorgânica (CASSOL et al., 2001; HOODA et al., 2001), e dentro dessa fração predominam precipitados de fosfatos de cálcio, como fosfato octocálcico e apatita (GERRITSE e ZUGEC, 1977; VAN FAASSEN e VAN DIJK, 1987), e de magnésio, como estruvita (FORDHAM e SCHWERTMANN, 1977).

Da mesma forma que o P, os teores de K também aumentaram linearmente com as doses dos fertilizantes, no entanto, os adubos minerais apresentaram maiores quantidades residuais de K trocável no solo.

Os adubos minerais foram mais eficientes que a cama de aves no suprimento de N para o milho, não ocorrendo diferença entre as fontes para P e K (Figura 23). Para N, ambas as fontes apresentaram decréscimos na eficiência com o aumento das doses, porém eles foram maiores nas adubações minerais, tendo variado de 55 para 35 %, enquanto que na cama diminuiu de 26 para 20 %, ao passar da menor para a maior dose aplicada. Para P e K não ocorreu diferença entre as doses e nem entre as fontes, tendo ocorrido eficiência de absorção próxima a 20 e 80 % respectivamente.

A ausência de diferença entre as fontes orgânica e mineral na eficiência de absorção de K é explicada pelo fato do nutriente não fazer parte de nenhuma estrutura ou molécula orgânica estável das plantas, sendo encontrado como cátion livre ou adsorvido, o que o torna facilmente trocável nas células, tendo alta mobilidade intracelular (TORRES et al., 2008). Após a morte das plantas, a liberação do K ocorre rapidamente, independentemente da espécie

envolvida (TAIZ e ZEIGER, 1991). O potássio existente na cama de aves está totalmente na fração solúvel, pois não há diferença na concentração do nutriente, seja ele determinado em água ou após processo de digestão ácida (dados não mostrados). Por esta natureza do K nos compostos orgânicos, a CQFS RS/SC (2004) considera que 100 % do K existente em resíduos animais se tornam disponíveis já na primeira cultura após a aplicação dos mesmos ao solo.

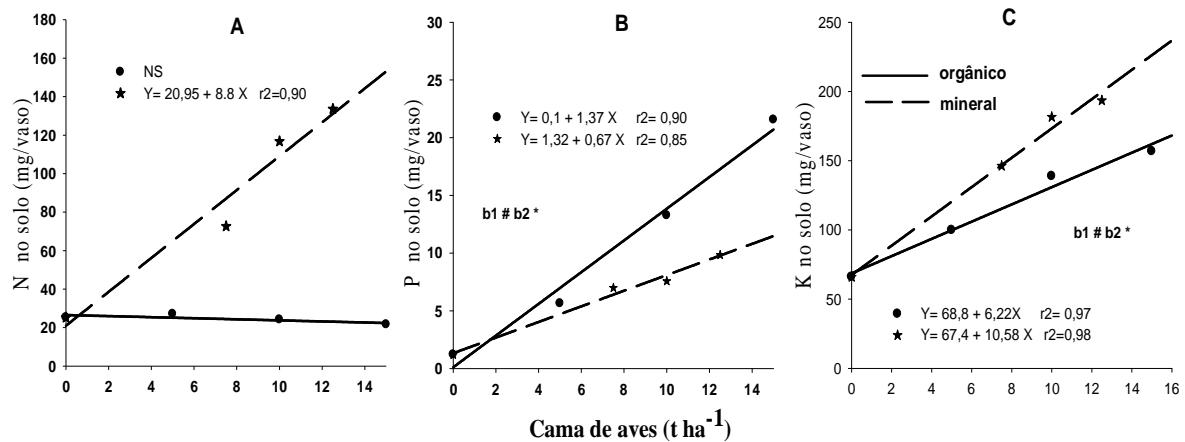


Figura 22 - Teores de N mineral (A), P (B) e K (C) remanescente no solo (mg vaso^{-1}), após o cultivo de milho por 40 dias, em função da adição de doses de cama de aves (t ha^{-1}) em casa de vegetação. *As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125% das quantidades totais fornecidas pela dose de 10 t ha^{-1} de cama de aves. Média de 4 repetições.

A igualdade na eficiência de absorção de P pelas fontes orgânicas e minerais pode estar relacionada com os elevados teores de P inorgânico na cama utilizada, ou com a mineralização gradual de P nos compostos fosfatados orgânicos e com a dissolução lenta de formas precipitadas de P para a solução do solo. Estes fatores, aliados à liberação de ânions orgânicos pela cama, podem ter contribuído para diminuição da adsorção de P no solo, compensando as frações indisponíveis às plantas. Outra característica inerente ao experimento que pode ter influenciado na inexistência de diferença entre as fontes foi pela aplicação do fertilizante mineral por meio de solução, o que pode ter aumentado o contato do P com o solo, favorecendo a adsorção ao mesmo, diminuindo, com isso, a quantidade disponível às plantas. As estimativas da eficiência de estercos como fonte de P relativamente a adubos fosfatados solúveis, têm ampla variação, pois dependem muito das condições de solo e de características intrínsecas da cama. Nos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, o índice de eficiência empregado para corrigir o teor de P total dos resíduos é de 0,6 para o cultivo imediato à aplicação, e de 0,2 para o cultivo subsequente (CQFS-RS / SC, 2004).

Smith e Dijk (1987) relataram a ocorrência de índices médios de eficiência entre 0,8 e 0,9, embora os valores encontrados tenham variado desde 0,10 até 1,10. Nas condições brasileiras, Cassol et al. (2001), utilizando um Argissolo vermelho no cultivo de milheto em casa de vegetação, encontraram índice de eficiência relativo ao superfosfato triplo de 0,84. Por outro lado, Sikora e Enkiri (2005) testaram doses crescentes de P, de 0 a 150 kg ha⁻¹, aplicados via cama de aves e superfosfato triplo, e não encontraram diferenças na quantidade de P absorvida pelas plantas de *Festuca arudinaceae* cultivada em vasos, em câmera de crescimento.

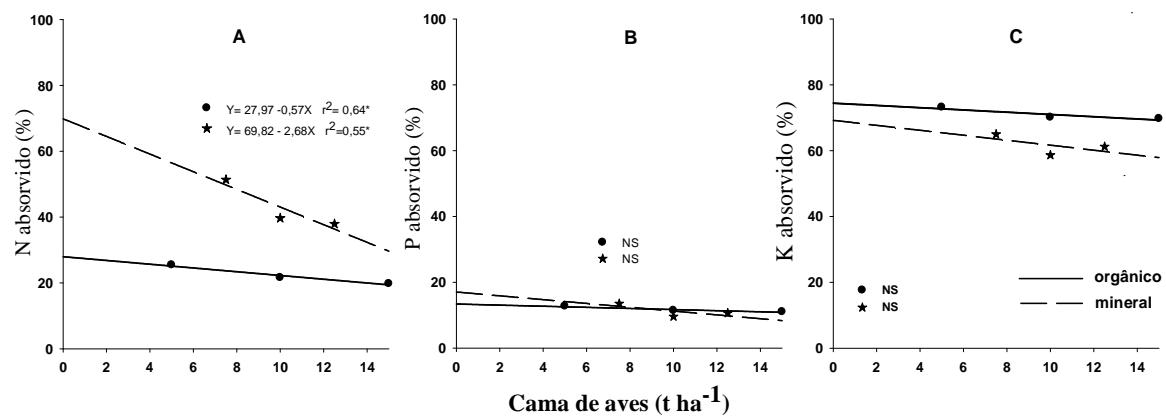


Figura 23 - Eficiência de absorção (%) de nitrogênio (A), fósforo (B) e potássio (C) por plantas de milho com 40 dias após a semeadura, em função da adição de doses de cama de aves (t ha⁻¹), em casa de vegetação). * As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125 % das quantidades totais fornecidas pela dose de 10 t ha⁻¹ de cama de aves. Média de 4 repetições.

A recuperação aparente de N foi maior com os fertilizantes minerais, porém não houve diferença entre as fontes (orgânica e mineral) na recuperação de P e K (Figura 24). Para o N, a percentagem recuperada diminuiu linearmente de 25,9 para 18,7 e de 71,3 para 56,8, respectivamente para a adubação orgânica e mineral, quando a dose aumentou de 5 para 15 t ha⁻¹. Não houve diferença entre as doses e nem entre as fontes na quantidade aparente de P recuperado, resultando em valores próximos a 20 %. Para K, não ocorreu diferença entre as fontes, porém a percentagem recuperada ficou próxima de 90 %.

O somatório do N absorvido pelas plantas com o remanescente na forma mineral no solo fornece uma estimativa da capacidade da mineralização líquida dos compostos nitrogenados presentes na cama, possibilitando a quantificação da capacidade de suprimento de N para as culturas num curto espaço de tempo. Da mesma forma ocorrida no experimento 1, a percentagem recuperada de N diminuiu com a elevação das doses de cama, porém com

valores muito semelhantes. Mesmo que as doses testadas nos dois experimentos não tenham sido iguais, foi possível, através das equações ajustadas, fazer relação entre as percentagens de N recuperado. No experimento 1, com a cama incorporada ao solo, os valores diminuíram de 26,1 para 17,7 %, enquanto que no atual de 25,9 para 18,7 %, quando a dose de cama de aves aumentou de 5 para 15 t ha⁻¹. Para N mineral, não foi possível elaborar curvas de resposta no experimento anterior devido à existência de apenas uma dose. Entretanto, na dose testada (equivalente a 8 t ha⁻¹ de cama), a quantidade recuperada de N foi muito semelhante entre os experimentos, sendo de 64,5 e 67 % para o experimento 1 e o atual, respectivamente.

O índice de equivalência da cama de aves em relação à uréia (N_{rec.} cama de aves / N_{rec.} uréia) ficou próximo a 0,34 na média das doses testadas. Desta forma, a uréia disponibilizou uma quantidade de N aproximadamente três vezes maior do que a fornecida pela cama de aves, demonstrando sua superioridade na disponibilidade de N para o milho nos estádios iniciais de desenvolvimento.

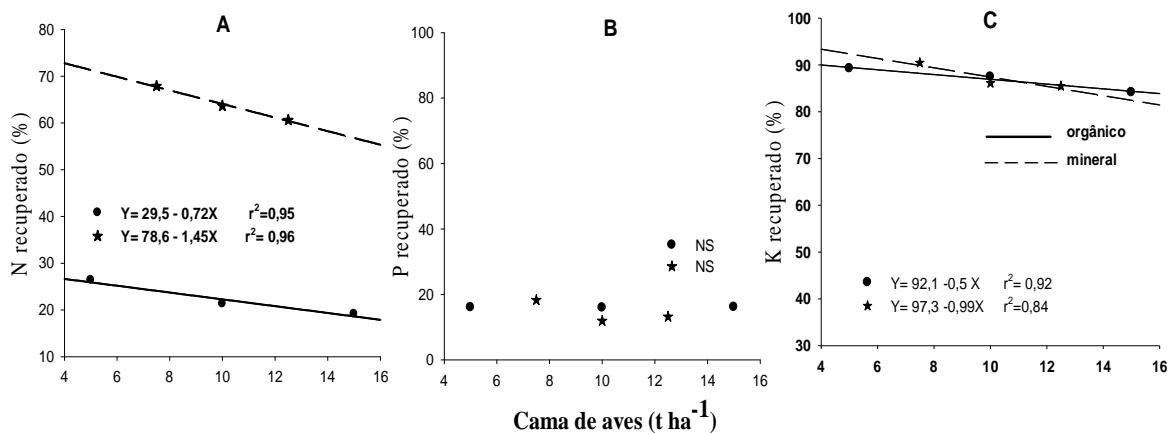


Figura 24 - Recuperação aparente (remanescente no solo + absorvido pelas plantas) de nitrogênio (A), fósforo (B) e potássio (C), em função da adição de doses de cama de aves no cultivo de milho por 40 dias após a semeadura em casa de vegetação. * As quantidades de NPK aplicadas na forma mineral foram equacionadas de forma a aplicar 75, 100 e 125% das quantidades totais fornecidas pela dose de 10 t ha⁻¹ de cama de aves. Média de 4 repetições.

Uma característica interessante a ser ressaltada foi a igualdade entre os fertilizantes orgânicos e minerais na produção de massa seca da parte aérea, mesmo que a quantidade de N absorvida pelas plantas tenha sido praticamente o dobro para os tratamentos com N mineral. Todavia, diferenças na produção de MS possivelmente se dariam caso o cultivo tivesse sido realizado por um maior período de tempo, onde as plantas de milho entrariam numa fase em que taxa de acúmulo de MS e de demanda por N é muito superior. Para o milho, esta fase de

metabolismo acelerado e de grande demanda por nutrientes se dá após a diferenciação do primórdio floral, fenômeno que depende da cultivar utilizada e da temperatura ambiente, mas que para a maioria das cultivares ocorre após 40 dias de emergência. A hipótese proposta, que o acréscimo de P e de K em adição ao N da uréia produziria maior quantidade de massa seca do que a dose equivalente de cama de aves não se confirmou. Para obtenção de respostas conclusivas, seria interessante a realização de experimentos semelhantes no campo, com avaliação do ciclo completo da cultura, inclusive relacionado ao objetivo principal dos cultivos que é o rendimento de grãos.

5.4 CONCLUSÕES

A incorporação da cama de aves aumentou a produção de massa seca da parte aérea (MSPA) e das raízes (MSRA) de milho em relação à aplicação sobre a superfície do solo. A recuperação de N foi indiferente para pequenas doses, porém para doses acima de 8 t ha⁻¹, a incorporação do resíduo foi a forma mais eficiente de suprir N para o milho em estádios iniciais de crescimento. A recuperação do N proveniente da uréia foi semelhante entre ambas as formas de aplicação ao solo, porém a mesma disponibilizou maiores proporções de N do que a cama de aves. A adubação com N P K oriundo de adubos minerais foi mais eficiente do que a cama de aves no suprimento de N para plantas de milho em estádios iniciais de desenvolvimento.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGEHARA, S.; WARCKE, D. D. Soil Moisture and Temperature Effects on Nitrogen Release from Organic Nitrogen Sources. **Soil Science Society of America Journal**, v. 69, p.1844–1855, 2005.

ALVES, A. A. **Fontes alternativas de cama de frangos para alimentação de ruminantes**. 1991. 87 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1991.

ANDERSON, D. P.; BEARD, C. W.; HANSON, R. P. Influence of poultry house dust, ammonia and carbon dioxide on the resistance of chickens to Newcastle diseases virus. **Avian Diseases**, v.10, p.177-188, 1965.

ANDRADE, F. V. et al. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.1003-1011, 2003.

ANGERS , D. A.; RECOUS , S. Deecomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle zise. **Plant and soil**, v. 189, p: 197-203, 1997.

ARAÚJO, E. S. et al. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v.44, n.7, p.769-776, 2009.

ARNS, A. P. **Eficiência fertilizante da cama sobreposta de suíno**. 2004. 99 p. Dissertação (Mestrado em agronomia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2004.

ASMUS, G. L.; INOWE, T. A.; ANDRADE, P. J. M. Efeito da cama de frangos de corte sobre a reprodução de Meloidogyne javanica e o crescimento de plantas de tomateiro. **Nematologia Brasileira**, v. 26, p.21-25, 2002.

ÁVILA, V. S et al. **Boas práticas de produção de frangos de corte**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007. 28p. (Circular Técnica, 51).

BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability**: a mechanistic approach. New York. J. wiley, 1984. 200 p.

BASSO, C. J. **Perdas de Nitrogênio e Fósforo com Aplicação no Solo de Dejetos Líquidos de Suínos**. 2003. 125 p. Tese (Doutorado em Agronomia). Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria Santa, Santa Maria, 2003.

BRADY, N. C. Suprimento e assimilabilidade de fósforo e potássio. In: BRADY, N. C. **Natureza e propriedade dos solos**. 7.ed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos, p.373-413, 1989.

BRINSON JR. S. E.; CABRERA, M. L.; TYSON, S. C. Ammonia volatilization from surface-applied, fresh and composted poultry litter. **Plant and soil**, v. 167, p.213-218, 1994.

BULLUCK, L. R. et al. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.192, p.147-160, 2002.

BURGESS, R. P.; CAREY, J. B.; SHAFFER, D. J. The impact of pH on nitrogen retention in laboratory analysis of broiler litter. **Poultry Science**, v.77, n.12, p.1620-1622, 1998.

CABRERA, M. L. et al. Nitrogen transformations in surface applied poultry litter: effect of litter physical characteristics. **Soil Science Society of America Journal**, v.57, p.1519-1525, 1993.

CABRERA, M. L.; CHIANG, S. C. Water content effect on denitrification and ammonia volatilization in poultry litter. **Soil Science Society of American Journal**, v.58, p.811-816, 1994.

CARGNIN, R. H. O. **Biotransformações do nitrogênio no solo durante a decomposição de palha de trigo e dejetos líquidos de suínos**. 2007. 74 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

CASSOL, P. C. **Eficiência fertilizante de estrume de bovinos de leite e frangos de corte como fonte de fósforo às plantas**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

CASSOL, P. C.; GIANELLO, C.; COSTA, V. E. U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.635-644, 2001.

CASSOL, P. C.; SARTOR, J. E.; SANTOS, A S. dos. Valores de pH e alumínio trocável do solo em função de doses de calcário e de estrumes de bovino, frango e suíno. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. Recife. **Resumos expandidos...** Recife, CD Rom, 2005.

CAUWENBERGHE, S. V.; BURNHAM, D. New developments in amino acid protein nutrition of poultry, as related to optimal performance and reduced nitrogen excretion. In: EUROPEAN SYMPOSIUM OF POULTRY NUTRITION, *Anais...* Blankenberge, 2001.

CERETTA, C. A. et al. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação de aveia preta / milho / nabo forrageiro com aplicação de dejeto líquido de suíno. **Ciência Rural**, v.35, p.1287-1295, 2005.

CHAMBERS, B. J.; SMITH, K. A. Soil mineral nitrogen arising from organic manure applications. **Aspects of Applied Biology**, v.30, p.135-143, 1992.

CHAMBERS, B. J.; SMITH, K. A; van der WEERDEN. Ammonia emissions following the land spreading of solid manures. In: JARVIS, S.C.; PAIN, B.F (ed.) *Gaseous nitrogen emissions from grasslands*. CAB International, Oxford, UK. p. 275–280, 1997.

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

CHOI, I. H.; MOORE, P. A. Effect of various litter amendments on ammonia volatilization and nitrogen content of poultry litter. **Journal of Applied Poultry Research**, v.17, p. 454-462, 2008.

CLARKSON, D. T. Adaptações morfológicas e fisiológicas das plantas a ambientes de baixa fertilidade. In: REUNIÃO DE FERTILIDADE DO SOLO, *Anais...* Ilhéus: P. Cabala Rosand, p. 45-75, 1985.

COELHO, A. M. et al. Balanço de nitrogênio ^{15}N em Latossolo Vermelho-Escuro, sob vegetação de cerrado, cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.95, p.187-193, 1991.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CQFS – RS/SC. **Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre: SBCS - Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004. 394p.

COSTA, A. C. S. et al. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia em três solos argilosos tratados com uréia. **Acta Scientiarum**, Maringá, v.26, n.4, p.467-473, 2004.

DUETE, R. R. C. et al. Manejo da adubação nitrogenada e utilização do nitrogênio (^{15}N) pelo milho em Latossolo Vermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.161-171, 2008.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de classificação de Solos**. Rio de Janeiro, 1999. 412 p.

ERNANI, P. R. **Utilização de materiais orgânicos e adubos minerais na fertilização do solo.** Dissertação de mestrado (Mestrado em Ciência do Solo) UFRGS, 1981. 82p.

ERNANI, P. R. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes.** 2008. 230p.

ERNANI, P. R.; SANGOI, L.; RAMPAZZO, C. Lixiviação e imobilização de nitrogênio num Nitossolo como variáveis da forma de aplicação de uréia e da palha de aveia. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p. 993- 1000, 2002.

ERNANI, P. R.; GIANELLO, C. Diminuição do alumínio trocável do solo pela incorporação de esterco de bovinos e camas de aviário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7 p.161-165, 1983.

FERNANDES, F. C. et al. Doses, eficiência e uso de nitrogênio por seis cultivares de milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Sete Lagoas, v. 4, p.195-204, 2005.

FIGUEROA, E. A. **Efeito imediato e residual de esterco de ave poedeira em culturas de grãos.** 2008. 132 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Passo Fundo, Passo Fundo, 2008.

FORDHAM, A. W. & SCHWERTMANN, U. Composition and reaction of liquid manure (gülle), with particular reference to phosphate - II: Solid phase components. **Journal of Environmental Quality**, v.6, p.136-140, 1977.

FRANCHI, E. A. **Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de milho, aveia e ervilhaca com o uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto.** 2007. 70 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.

FRANZLUEBBERS, A. J. Microbial activity in response to waterfilled pore space of variably eroded southern Piedmont soils. **Applied Soil Ecology**, v.11, p.91–101, 1999.

GERRITSE, R. G.; ZUGEC, I. The phosphorus cycle in pig slurry measured from $^{32}\text{PO}_4$ distribution rates. **Journal of Agricultural Science**, v.88, p.101-109, 1977.

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

GLÓRIA, N. A.; BARRETO, M. C. V.; MORAES, C. J. Avaliação do gesso e de alguns fosfatos como inibidores da volatilização de amônia de estercos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.15, p.297-301, 1991.

GORDILLO, R. M.; CABRERA, M. L. Mineralizable nitrogen in broiler litter: I. Effect of selected soil characteristics. **Journal of Environmental Quality**, v.26, p.1679–1686, 1997.

GRIFFIN, T. S.; HONEYCUTT, C. W.; HE, Z. Effects of temperature, soil water status, and soil type on swine slurry nitrogen transformations. **Biology and Fertility of Soils**, v.36, p.442 - 446, 2002.

HALVORSON, A. D.; NIELSEN, D. C.; REULE, C. A. Nitrogen fertilization and rotation effects on no-till dryland wheat production. **Agronomy Journal**, Madison, v. 96, p. 1196-1201, 2004.

HARTZ, T. K.; MITCHELL, J. P.; GIANNINI, C. Nitrogen and carbon mineralization dynamics of manures and composts. **HortScience**, v. 35, p.209-212, 2000.

HERNANDES, R.; CAZETTA, J. O. Método simples e acessível para determinar amônia liberada pela cama aviária. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.30, n.3, p.824-829, 2001.

HESSE, D. Straw in fattening pig husbandry. In: WORKSHOP DEEP LITTER SYSTEMS FOR PIG FARMING, **Proceedings...** Amsterdam, p.77-92, 1992.

HIRZEL, J. et al. M. Residual effects of poultry litter on silage maize (*Zea mays* L.) growth and soil properties derived from volcanic ash. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.53, n.4, p. 480-488, 2007.

HOFFMANN, I. et al. Farmers management strategies to maintain soil fertility in a remote área in northwest Nigeria. **Ecosys Environmental**, v.86, p.263-275, 2001.

HOLLAND, E. A.; COLEMAN, D. C. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. **Ecology**, Durkham, v. 68, p. 425-433, 1987.

HOODA, P. S. et al. Manuring and fertilization effects on phosphorus accumulation in soils and potential environmental implications. **Advances in Environmental Research**, v.5, p.13-21, 2001.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Agropecuária, pesquisa de pecuária, 2006**. Brasília, 2007.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, São Paulo: Editora Agronômica "Ceres" Ltda, 1985.

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. A. Manejo e Utilização de Dejetos Animais: aspectos agronômicos e ambientais. **Circular Técnica 63**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Sete Lagoas, 2005.

KONZEN, E. **Fertilização de Lavoura e Pastagem com Dejetos de Suínos e Cama de Aves**. Circular Técnica 31. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Sete Lagoas, 2003.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology & Biochemistry**, Berlin, v. 32, p. 1485-1489, 2000.

LARA CABEZAS, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de N-NH₃ volatilizado da uréia aplicada ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.14, p.345-352, 1990.

LARA CABEZAS, W. A. R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA CABALLERO, S. S.; SANTANA, D.G. de. Influência da cultura antecessora e da adubação nitrogenada na produtividade de milho em sistema plantio direto e solo preparado. **Ciência Rural**, v.34, p.1005-1013, 2004.

LARA CABEZAS, W. A. R. et al. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluida de cobertura na cultura do milho em sistema plantio direto no Triângulo Mineiro (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.363-376, 2000.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. Fertilidade do solo e produtividade agrícola. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N.F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R.B. NEVES, J. C. L. (Org.). **Fertilidade do Solo**. 1 ed. Viçosa: SBCS, v. 1, p. 1-64, 2007.

MACLEAN, A. A.; MCRAE, K. B. Rate of hydrolysis and nitrification of urea and implications of its use in potato production. **Canadian Journal of Soil Science**, v.67, p.679–686, 1987.

MARQUES, M. G. **Transformações do carbono e do nitrogênio no solo e produção de aveia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto**. 2005. 83 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

MARSHALL, S. B. et al. Ammonia volatilization from tall fescue pastures fertilized with broiler litter. **Journal of Environmental Quality**, v.27, p.1125-1129, 1998.

MCGINN, S. M.; JANZEN, H. H. Ammonia sources in agriculture and their measurement. **Canadian Journal of Soil Science**, v.78, p.139-148, 1998.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.) Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p.109-142, 2000.

MEISINGER, J. J.; W. E. JOKELA. Ammonia volatilization from dairy and poultry manure. In Proc. Conf. **Managing nutrients and pathogens from animal agriculture**. 2000, Camp Hill, PA. NE Region Agr. Eng. Serv. NRAES-130. Ithaca, NY, p.334-354, 2000.
 MIYAZAWA, M. **Método de captação da amônia volatilizada do solo**. Londrina: IAPAR, Instituto Agronômico do Paraná, 2007. 2p.

MOORE, P. A.; DANIEL, T. C.; EDWARDS, D. R.; MILLER, D. M. Effect of chemical amendments on ammonia volatilization from poultry litter. **Journal of Environmental Quality**, v.24, p.293–300, 1995.

MOSQUERA, M. E. L.; CABALEIRO, F.; SAINZ, M. J.; FABALA, A. L.; CARRAL, E. Fertilizing value of broiler litter: Effects of drying and palletizing. **Bioresource Technology**, v.99, p.5626–5633, 2008.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006, 729p.

MURPHY, J.; J. P. RILEY. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Anal. Chim. Acta**, v.27, p.31–36, 1962.

NAHM, K. H. Evaluation of the nitrogen content in poultry manure. **Poultry Science Journal** v.59, p.77-88, 2003.

NYAKATAWA, E. Z.; REDDY, K. C.; BROWN, G. F. Residual effect of poultry litter applied to cotton in conservation tillage systems on succeeding rye and corn. **Field Crops Research**, v.71, p.159-171, 2001.

OLIVEIRA, M. C. et al. Teor de matéria seca, pH e amônia volatilizada da cama de frango tratada ou não com diferentes aditivos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.32, n.4, 2003.

OLIVEIRA, M. C.; FERREIRA, H. A.; CANCHERINI, L. C. Efeito de condicionadores químicos sobre a qualidade da cama de frango. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.56, n.4, p.536-541, 2004.

PARR, J. F.; PAPENDICK, R. I. Factors affecting the decomposition of crop residues by microorganisms. In: CROP RESIDUE MANAGEMENT SYMPOSIUM: Madison: **Crop Residue Management Systems**, p. 101-129, 1978.

PETROVIC, P.; VITOROVIC, D., JABLANOVIC, M. Investigations of biological effects of humic acids. **Acta Biological Medical Experimental**, v. 7, p. 21-25, 1982.

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. 132p. 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.

QAFOKU, O. S.; CABRERA, M. L.; WINDHAM, W. R.; HILL N. S. Rapid Methods to Determine Potentially Mineralizable Nitrogen in Broiler Litter. Published in **Journal of Environmental Quality**, v.30, p.217–221, 2001.

REES R., CASTLE, K. Nitrogen recovery in soils amended with organic manures combined with inorganic fertilisers. **Agronomie**, v.22, p.739-746, 2002.

ROCHETTE, P. et al. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for 19th consecutive year: nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p.1396-1403, 2000.

SAMSON, G., VISSER, S. A. Surface-active effect of humic acids on potato cell membrane properties. **Soil Biology Biochemistry**, Quebec, v. 21, p. 343-347, 1989.

SANGOI, L. et al. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. **Ciência Rural**, v.33, p.65-70, 2003.

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. **Boletim Técnico**, 79, Florianópolis: Empresa Catarinense de Pesquisa Agropecuária, 1996, 46 p.

SCHERER, E. E. Critérios para transporte e utilização dos dejetos suínos na agricultura. **Agropecuária Catarinense**, v.18, n.1, p.62-67, 2005.

SCHERER, E. E.; NADAL, R.; CASTILHOS, E. G. **Utilização de esterco de aves e adubo fosfatado na cultura do milho.** (Boletim técnico, 35). Florianópolis, Empresa Catarinense de Pesquisa Agropecuária , 1986. 36p.

SCIVITTARO, W. B. et al. Utilização de nitrogênio de adubos verdes e mineral pelo milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.917-926, 2000.

SHARPE, R. R. et al. Ammonia volatilization from surface applied poultry litter under different tillage management practices. **Journal of Environmental Quality**, v.33, n.4, p.1183-1189, 2004.

SILVA, A. J. et al. Perdas de amônia por volatilização proveniente da uréia aplicada a solos dos trópicos úmidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.19, p.141-144, 1995.

SILVA, Y. L. et al. Redução de proteína e fósforo em rações com fitase para frangos de corte no período de 1 a 21 dias de idade. Desempenho e teores de minerais na cama. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.35, p.840-848, 2006.

SILVA, R. M., JABLONSKI, A.; SIEWERDT, L.; SILVEIRA P. J. Crescimento da parte aérea e do sistema radicular do milho cultivado em solução nutritiva adicionada de substâncias húmicas. **Revista Brasileira de Agrociências**, v.5, p. 101-110, 1999.

SIMS, J. T. Agronomic evaluation of poultry manure as a nitrogen source for conventional and no-tillage corn. **Agronomy Journal**, Madison, v. 79, p. 563-570, 1987.

SIKORA, L. J.; ENKIRI, N. K. Comparison of Phosphorus Uptake from Poultry Litter Compost with Triple Superphosphate in Codorus Soil. **Agronomy Journal**, v.97, p. 668-673, 2005.

SISTANI, K. R. A. et al. Laboratory and field evaluation of broiler litter nitrogen mineralization. **Bioresource Technology**, v.99, p.2603-2611, 2008.

SMITH, K. A.; van DIJK, T. A. Utilisation of phosphorus and potassium from animal manures on grassland and forage crops. In: van der MEER, H. G.; UNWIN, R. J.; van DIJK, T. A.; ENNIK, G. C., eds. **Animal manure on grassland and fodder crops**. Dordrecht, Martins Nijhoff, p.87-102, 1987.

SOMMER, S. G.; OLSEN, J. E. Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.20, n.3, p.679-683, 1991.

SOMMER, S. G.; HUTCHINGS, N. J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction: invited paper. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 15, n. 1, p. 1-15, 2001.

SOMMER, S. G.; FRIIS, E.; BACH, A.; SCHJØRRING, J. K. Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat: effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.26, n.4, p.1153-1160, 1997.

SØRENSEN, P. Carbon mineralization, nitrogen immobilization and pH change in soil after adding volatile fatty acids. **European Journal of Soil Science**, Dorchester, v.49, n.2, p.457-462, 1998.

SØRENSEN, P. Short-term nitrogen transformations in soil amended with animal manure. **Soil Biology & Biochemistry**, v.33, p.1211-1216, 2001.

STEVENS, R. J.; R. J. LAUGHLIN. The impact of cattle slurries and their management on ammonia and nitrous oxide emissions from grassland. In: JARVIS, S. C.; PAIN, B. F (ed.) Gaseous nitrogen emissions from grasslands. **CAB International**, Oxford, UK. p. 233-256, 1997.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Berkeley, University of California Press, 1979.

SZÖGI, A. A.; VANOTTI, M. B.; HUNT, P. G. Phosphorous Recovery form Poultry Litter. **Transactions of the ASABE**, v.51, n.5, p.1727-1734, 2008.

TAIZ, L. & ZEIGER, E. **Plant physiology**. Redwood City, Benjamin/Cummings Publishing Company, 1991, 565p.

TASCA, F. A. **Volatilização de amônia a partir da aplicação de duas fontes de nitrogênio, em laboratório**. 2009. 53 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2009.

TEDESCO, M. T. et al. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente, In: SANTOS, G. A. & CAMARGO, F. A. O. Fundamentos da matéria orgânica no solo. **Ecossistemas Tropicais e Subtropicais**. Porto Alegre: Gênesis, p.159-192, 1999.

TEDESCO, M. J. et al. Análises de solos, plantas e outros materiais. (**Boletim Técnico 5**). Porto Alegre: Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia, UFRGS, 1995. 174p.

TERZICH, M. A. Amônia dos galpões avícolas e o pH da cama. In: CONFERÊNCIA AFINCO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA AVÍCOLAS, 1997, São Paulo, SP. **Anais...** São Paulo: Associação Brasileira dos Produtores de pintos de Corte, p.141-146. 1997.

TEWOLDE, H.; ARMSTRONG, S.; WAY, T. R.; ROWE, D. E.; SISTANI, K. R. Cotton Response to Poultry Litter Applied by Subsurface Banding Relative to Surface Broadcasting. **Soil Science Society of America Journal**. 73:384-389, 2009.

THOMSEN, I. K. et al. Net mineralization of soil N and ^{15}N -ryegrass residues in differently textured soils of similar mineralogical composition. **Soil Biology & Biochemistry**, v.33, p.277–285, 2001.

TORRES J. L. R.; PEREIRA, M. G. Dinâmica do potássio nos resíduos vegetais de plantas de cobertura no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.1609-1618, 2008.

Van FAASSEN, H. G. & van DIJK, H. Manure as a source of nitrogen and phosphorus in soils. In: van der MEER, H. G.;UNWIN, R. J.; van DIJK, T. A. & ENNIK, G. C., (eds). **Animal manure on grassland and fodder crops**, Dordrecht, Martins Nijhoff, p.27-45, 1987.

VLEK, P. L. G.; STUMPE, J. W. Ammonia volatilization from flooded soil. **Fertilizer research**, Baltimore, p.227-245, 1981.

WOOD, C. W.; HALL, B. M. Impact of drying method on broiler litter analyses. **Commun. Soil Science and Plant Analysis**, v.22, p.1677–1678, 1991.