

UFRRJ

INSTITUTO DE AGRONOMIA

CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

CIÊNCIA DO SOLO

DISSERTAÇÃO

**Emissões de NH_3 e N_2O de Composto Orgânico e
Outras Fontes de N Aplicadas em Sistema de
Produção de Beterraba e Alface**

Silvio da Silva Santos

2013



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**EMISSÕES DE NH₃ E N₂O DE COMPOSTO ORGÂNICO E OUTRAS
FONTES DE NITROGÊNIO APLICADAS EM SISTEMA DE
PRODUÇÃO DE BETERRABA E ALFACE**

SILVIO DA SILVA SANTOS

Sob a Orientação do Pesquisador
Bruno José Rodrigues Alves

e Co-orientação do Pesquisador
Marco Antônio de Almeida Leal

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo.

Seropédica, RJ
Abril de 2013

631.875

S237e

T

Santos, Silvio da Silva, 1985-

Emissões de NH₃ e N₂O de composto orgânico e outras fontes de nitrogênio aplicadas em sistema de produção de beterraba e alface / Silvio da Silva Santos. – 2013.

xii, 65 f.: il.

Orientador: Bruno José Rodrigues Alves.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, 2013.

Bibliografia: f. 54-65.

1. Adubos compostos – Teses. 2. Fertilizantes orgânicos - Teses. 3. Gases estufa – Teses. 4. Hortaliças - Cultivo – Teses. 5. Beterraba – Cultivo – Teses. I. Alves, Bruno José Rodrigues, 1966- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta dissertação, desde que seja citada a fonte.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO**

SILVIO DA SILVA SANTOS

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 30/04/2013

Marco Antônio de Almeida Leal. Dr. Embrapa Agrobiologia
(Co-orientador)

Claudia Pozzi Jantalia. Dra. Embrapa Agrobiologia

Eduardo Lima. Dr. UFRRJ

DEDICATÓRIA

À minha mãe Clarice Rosalina da Silva Santos, pelo amor, ensinamentos e tudo que sou...
Ao meu pai Joaquim Ferreira dos Santos, pelo apoio incondicional neste e em todos os projetos da minha vida.

Às minhas irmãs Shirlen, Simone, Daiane, Priscila, e ao meu irmão Charlen, pela amizade, incentivo e apoio.

Ao meus filhos Charles Emanuel e Jhonathan Wilhan, pelo amor, carinho e diversão nas horas vagas.

À minha amada Ana Paula da Silva, pelo amor, companhia e carinho.

Ofereço.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me guiar e abençoar com suas graças todos os dias da minha vida.

A CAPES, pelo auxílio financeiro na concessão da bolsa de estudos.

Ao meu orientador, Dr. Bruno José Rodrigues Alves, por tornar possível a realização deste trabalho, pelo apoio e ensinamentos.

Ao meu co-orientador, Dr. Marco Antônio de Almeida Leal, por colaborar para a realização deste trabalho, pela amizade e atenção.

Ao professor Eduardo Lima e a pesquisadora Claudia Pozzi Jantalia por aceitarem participar da banca examinadora e pelo bom convívio ao longo desse período.

A professora Edna Riemke de Souza que assumiu o papel da madrinha que eu sempre quis ter, dando orientação e incentivo para que eu chegasse até aqui.

A Embrapa Agrobiologia, pelo apoio técnico e estrutural.

A todos os professores do Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, por todos os ensinamentos.

A todos os funcionários da Embrapa Agrobiologia, da Fazendinha Agroecológica Km 47 e do Terraço, que contribuíram, direta ou indiretamente, sendo fundamentais para que eu realizasse este trabalho.

Às minhas amigas Eva Adriana, Jaqueline Fernandes e Ana Paula por toda a ajuda, apoio e exemplo de dedicação aos estudos.

Ao colega Fernando Zuchello pelo apoio constante na estatística, nos cálculos dos parâmetros analisados e na montagem dos gráficos e tabelas.

Aos colegas Selenobaldo, Fernando, Rangel e Josimar pela ajuda na condução dos experimentos de campo.

RESUMO GERAL

SANTOS, Silvio da Silva. **Emissões de NH₃ e N₂O de composto orgânico e outras fontes de Nitrogênio aplicadas em sistema de produção de beterraba e alface.** 2013. 65f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

É crescente a demanda por adubos orgânicos no Brasil, principalmente para o cultivo de hortaliças. A compostagem é uma técnica que pode ser utilizada como alternativa para aumentar a disponibilidade e a qualidade dos fertilizantes orgânicos. Durante o processo de compostagem, há emissão de gases, como gás carbônico (CO₂), óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄), que contribuem para o efeito estufa no planeta, além de amônia (NH₃), que reduz a eficiência do processo de compostagem. As emissões de N₂O e NH₃ para atmosfera tem sido atribuídas, em parte, à decomposição da matéria orgânica proveniente dos resíduos vegetais que são empregados nos sistemas de manejo do solo. Dessa maneira, o Capítulo I teve como objetivo caracterizar misturas de capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) com diferentes matérias-primas, visando produzir um adubo orgânico rico em nutrientes e capaz de ser usado no cultivo de hortaliças. Os tratamentos foram os seguintes: (i) capim-elefante + esterco bovino curtido; (ii) capim-elefante + gliricidia (*Gliricidia sepium*); e (iii) capim-elefante + torta de mamona. As avaliações foram realizadas durante 120 dias. Neste estudo, o composto formulado com a mistura de capim-elefante e gliricidia resultou em maior teor de N, o que mostra o elevado potencial do material para ser usado como adubo orgânico em culturas com elevada exigência nutricional. As perdas de N por volatilização de amônia não foram relevantes até 34 dias de compostagem. O Capítulo II teve como objetivo avaliar as emissões de N₂O e NH₃ em composto orgânico e outras fontes de N usadas na produção de hortaliças. Os tratamentos consistiram da aplicação de: (i) composto orgânico, preparado da mistura de capim elefante com gliricidia (*Gliricidia sepium*) + fertilização em cobertura com torta de mamona; (ii) adubação verde com mucuna anã (*Mucuna deeringiana*) + fertilização em cobertura com torta de mamona; (iii) esterco bovino curtido + fertilização em cobertura com esterco de ave curtido; (iv) ureia em plantio e cobertura; e (v) tratamento controle (sem aplicação de N). Considerando os resultados obtidos neste estudo, as emissões de N₂O do solo variaram de 7,37 e 2699,62 µg N-N₂O m²h⁻¹. As perdas por volatilização de amônia variaram de 9,5 e 30% do N aplicado. A aplicação de esterco bovino curtido + esterco de ave curtido mostra ser um manejo ambientalmente mais adequado para o cultivo de hortaliças, por resultar em menores fluxos de óxido nitroso do solo e volatilização de amônia. Por outro lado, a ureia é a fonte de N que provoca as maiores perdas de N por volatilização de amônia com efeito residual nulo para a cultura seguinte, neste caso para produção de alface. As maiores emissões foram observadas após precipitações, independente do tratamento, destacando a necessidade da presença de água no ambiente para que ocorram as emissões de N₂O.

Palavras-chave: Compostagem. Fertilizante orgânico. Óxido nitroso. Hortaliças.

GENERAL ABSTRACT

SANTOS, Silvio da Silva. **Emissions of NH₃ and N₂O from organic compost and other sources of nitrogen applied in production system beet and lettuce**. 2013. 65p. Dissertation (Master Science in Agronomy, Soil Science), Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

There is a growing demand for organic fertilizers in Brazil, mainly for growing vegetables. Composting is a technique that can be used as an alternative to increase the availability and quality of organic fertilizers. During the composting process, there is emission gases such as carbon dioxide (CO₂), nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄), which contribute to the greenhouse effect in the planet, also of ammonia (NH₃), which reduces the efficiency of the composting process. Emissions of N₂O and NH₃ to the atmosphere has been attributed in part to the decomposition of organic matter from crop residues that are used in soil management systems. Thus, Chapter I aimed to characterize mixtures of elephant grass (*Pennisetum purpureum*) with different materials in order to produce an organic fertilizer rich in nutrients and can be used in the cultivation of sugar beets. The treatments were: (i) elephant grass + cattle manure;(ii) elephant grass + gliricidia; and (iii) elephant grass + castor cake. The evaluations were performed for 120 days. In this study, the compound formulated with a mixture of elephant grass and gliricidia resulted in higher concentrations of N, which shows the high potential of the material to be used as organic fertilizer for crops with high nutritional requirements. The N losses by volatilization were not relevant in the composting process. In the Chapter II it was evaluated the emissions of N₂O and NH₃ in the compost and other organic N sources used in the production of beet and lettuce. The treatments consisted of: (i) organic compound, prepared from the mixture of elephant grass with gliricidia (*Gliricidia sepium*) + fertilization coverage with castor bean; (ii) green manure dwarf mucuna (*Mucuna deeringiana*) + fertilization coverage with castor bean; (iii) cattle manure + fertilizer topdressing with chicken manure tanned; (iv) urea in planting and coverage; and (v) the control treatment (without nitrogen). Considering these results, the N₂O emissions from the soil ranged from 7.37 and 2699.62 µg N₂O-N⁻¹. The volatilization losses of ammonia ranged from 9.5 to 30% of the N applied. The application of cattle manure + chicken manure management proved to be environmentally more suitable for growing vegetables, since it resulted in lowest flow of nitrous oxide from the soil and ammonia volatilization. Moreover, urea is the N source that causes most losses by volatilization of ammonia, with zero residual effect for the next crop, in this case for the production of lettuce. The highest emissions were observed after rainfall, regardless of treatment, highlighting the importance of presence of water in the environment for the emissions of N₂O to occur.

Keywords: Composting. Organic fertilizer. Nitrous oxide. Beet. Lettuce.

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Umidade, teores de C e N, relação C:N e densidade seca (DS) das matérias-primas utilizadas.	15
Tabela 2. Valores de área superficial, teor de N inicial, N volatilizado, porcentagem do N total que foi perdido por volatilização e relação C:N final em cada pilha.....	23
Tabela 3. Teor de N (%) e relação C:N das fontes nitrogenadas utilizadas no estudo.	30
Tabela 4. Doses de N aplicadas no plantio e em cobertura das fontes nitrogenadas utilizadas no estudo.	31
Tabela 5. Fatores de emissão para os tratamentos de mucuna, composto, esterco, ureia e controle.	47
Tabela 6. Quantidade de N aplicada em cobertura nos tratamentos, total de N perdido na forma de N-NH ₃	49
Tabela 7. Produtividade total e produtividade obtida em classes de diâmetro horizontal e vertical de raiz de beterraba cultivada com o uso de diferentes fertilizantes.	50
Tabela 8. Produtividade total, volume de plantas e número de folhas de alface cultivada com o uso de diferentes fertilizantes.	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Evolução da temperatura e do pH durante o processo de compostagem (LOPÉZ-REAL, 1995).....	4
Figura 2. Visão geral do experimento de compostagem, após formação das pilhas e instalação das câmaras coletoras de amônia (SALE). (Autor)	16
Figura 3. Temperaturas observadas ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.....	17
Figura 4. Valores de pH observados ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.....	18
Figura 5. Valores de condutividade elétrica (em dS.m^{-1}) observados ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.	19
Figura 6. Valores de densidade (em kg m^{-3} de matéria seca) observados ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.	20
Figura 7. Teores de N total (%) observados ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.....	20
Figura 8. Perda de massa observada ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.....	21
Figura 9. Volatilização de N-NH_3 (mg câmara^{-1}) durante o processo de compostagem.....	22
Figura 10. Quantidade de N perdida, por posição, da pilha de composto via volatilização de amônia durante o processo de compostagem.....	23
Figura 11. Visão geral do experimento de beterraba e das câmaras coletoras de gás, 28 dias após o plantio.....	32
Figura 12. Visão geral do experimento de alface e das câmaras coletoras de gás.	33
Figura 13. À esquerda: unidade experimental mostrando a base da câmara estática. Direita: visão parcial do experimento.	34
Figura 14. À esquerda: Tampa com 10 cm de altura. Direita: Tampa com 40 cm de altura...	34
Figura 15. Esquema detalhado da câmara utilizada para coleta da amônia volatilizada na unidade experimental, segundo método descrito por ARAÚJO et al. (2009).	36
Figura 16. Distribuição diária da precipitação (mm) e temperatura média ($^{\circ}\text{C}$) durante o período do estudo. A linha horizontal mais espessa sobre abscissa corresponde ao período experimental.	39
Figura 17. Fluxos médios diários de N_2O em $\mu\text{g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para os tratamentos com mucuna, composto, ureia, esterco e controle. As setas indicam o plantio da beterraba (02/08/2012), a adubação de cobertura (16/09/2012) e o plantio da alface (10/10/2012).....	41
Figura 18. Distribuição do espaço poroso ocupado saturado por água (EPSA), semanal, em porcentagem.....	43

Figura 19. Distribuição dos teores de NH_4^+ , semanal, para os tratamentos de mucuna, composto, esterco, ureia e controle.....	44
Figura 20. Distribuição dos teores de NO_3^- , semanal, para os tratamentos de mucuna, composto, esterco, ureia e controle.....	45
Figura 21. Distribuição da concentração de carbono solúvel em água, semanal, para os tratamentos de mucuna, composto, esterco, ureia e controle.....	46
Figura 22. Volatilização média de amônia (N-NH_3), em porcentagem, após a adubação de cobertura para os tratamentos de mucuna, composto, esterco, ureia e controle.....	48

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Matéria Orgânica e Compostagem	3
2.2 Fatores que Interferem no Processo de Compostagem	3
2.2.1 Temperatura	3
2.2.2 Umidade	4
2.2.3 pH.....	5
2.2.4 Condutividade elétrica	5
2.2.5 Relação C/N inicial	5
2.2.6 Aeração	5
2.3 Algumas Fontes de Material Orgânico para Compostagem	6
2.4 Perdas de Nitrogênio em Sistemas de Produção.....	7
2.5 Emissões de Gases de Efeito Estufa	8
2.6 Volatilização de Amônia	9
3 CAPÍTULO I - AVALIAÇÃO DA COMPOSTAGEM UTILIZANDO-SE COMPOSIÇÕES DISTINTAS DE MATÉRIAS-PRIMAS COMO FONTES DE NITROGÊNIO	11
3.1 RESUMO.....	12
3.2 ABSTRACT	13
3.3 INTRODUÇÃO.....	14
3.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	15
3.4.1 Avaliação de temperatura, pH, condutividade elétrica, teor de N, densidade e perda de massa das pilhas de compostagem	15
3.4.2 Análise de dados	16
3.4.3 Volatilização de amônia das pilhas de compostagem.....	16
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	17
3.5.1 Avaliação da temperatura, pH, condutividade elétrica, teor de N, densidade e perda de massa das pilhas de compostagem	17
3.5.2 Volatilização de amônia das pilhas de compostagem.....	21
3.6 CONCLUSÕES	24
4 CAPITULO II - AVALIAÇÃO DA EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E AMÔNIA DE DIFERENTES FERTILIZANTES NA PRODUÇÃO DE BETERRABA E ALFACE	25
4.1 RESUMO.....	26
4.2 ABSTRACT	27

4.3 INTRODUÇÃO.....	28
4.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	30
4.4.1 Desenho experimental.....	30
4.4.2 Efeito residual da adubação com diferentes fontes de N	32
4.4.3 Amostragem e análise de gases.....	33
4.4.4 Coleta e quantificação da amônia volatilizada.....	35
4.4.5 Fatores de perdas de N	36
4.4.6 Amostragem e análise de solo.....	36
4.4.7 Análise de dados	38
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
4.5.1 Descrição das condições climáticas	39
4.5.2 Fluxos de N ₂ O	40
4.5.3 Volatilização de amônia.....	47
4.5.4 Produtividade de beterraba e alface	49
4.6 CONCLUSÕES	52
5 CONCLUSÕES GERAIS.....	53
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS	54

1 INTRODUÇÃO GERAL

A produção de hortaliças é uma das atividades associadas à agricultura familiar, sendo realizada em áreas relativamente pequenas, mas que requerem grande aporte de insumos. A fertilização nitrogenada é uma das práticas limitantes para a produção, e é feita com a adição de fontes minerais e orgânicas, esta última geralmente representada pelo uso de esterco.

A ureia tem sido a fonte nitrogenada mais utilizada na agricultura brasileira em razão do seu menor custo em relação aos demais fertilizantes nitrogenados sintéticos, representando aproximadamente 70% dos fertilizantes nitrogenados utilizados no País (ANDA, 2011). Porém, a ureia, quando aplicada em superfície, fica sujeita a perdas por volatilização de amônia, levando a uma redução da sua eficiência agrônômica (TRIVELIN., 2000). Em paralelo, em muitas pequenas propriedades familiares, verifica-se a adoção da adubação orgânica visando à redução do aporte desse fertilizante no cultivo de hortaliças, buscando, contudo, obter produtividades equivalentes. Mais especificamente, os sistemas orgânicos de produção de hortaliças tem a adubação orgânica como fonte de N, o que contribuiria não somente para garantir o suprimento de nutrientes para os vegetais, mas também para melhorar as qualidades físicas, químicas e biológicas do solo (KIEHL, 1985; SILVA et al., 2000).

Dentre as práticas agrícolas tradicionais que visam a adição de matéria orgânica no solo em sistemas de produção de hortaliças, destacam-se o uso de esterco bovino e cama-de-aviário. O uso de plantas da família das leguminosas para adubação verde é outra prática utilizada por alguns produtores. Estas plantas têm sido muito utilizadas na adubação verde pela capacidade de simbiose com bactérias fixadoras do N₂ atmosférico, além da rusticidade, elevada produção de matéria seca, sistema radicular geralmente profundo e ramificado, capaz de extrair nutrientes das camadas mais profundas do solo (SILVA et al., 2007).

O uso de compostos orgânicos configura outra possibilidade promissora para a adubação em hortaliças, especialmente pelo fato de envolver a reciclagem de resíduos da propriedade, ou mesmo pela utilização de materiais aí produzidos. É uma prática que tem grande potencial como fonte de nutrientes e como condicionadora do solo, permitindo ao produtor melhor planejamento do sistema de produção, e também criando a possibilidade de comercialização do excedente produzido. Na compostagem, a fonte de N mais usada é o esterco, porém diversos autores destacam os benefícios da utilização de leguminosas na obtenção de compostos orgânicos de qualidade (GOMES et al., 2008; LEAL et al. 2008; SILVA et al. 2011).

Mesmo sendo prática relativamente conhecida, ainda existe pouca informação sobre as alterações dos materiais durante o processo de compostagem, e mesmo como os diferentes materiais influenciam o processo, especialmente as perdas de N. Assim, o Capítulo I dessa dissertação, avaliação da compostagem utilizando-se composições distintas de matérias-primas como fontes de nitrogênio, teve como objetivo testar diferentes misturas de materiais para avaliar o processo de compostagem, mais especificamente a qualidade do produto final para uso como adubo, e também a susceptibilidade às perdas de N por volatilização de amônia.

Além disso, assim como em todos os sistemas de produção agrícola, no sistema de produção de hortaliças, o uso de fontes de N, seja orgânica ou sintética, pode promover impactos ambientais negativos, como a liberação de gases que contribuem para o aquecimento do planeta, como óxido nitroso (GRONAUER et al., 1996; HELLMANN et al., 1997). Neste

ponto, cabem pesquisas que permitam quantificar essas emissões visando identificar as fontes de nutrientes que tragam melhores resultados de produtividade, e menor quantidade de gás emitida por unidade de produto.

As mudanças climáticas nos últimos anos tem despertado o interesse pela mitigação de gases com potencial de efeito estufa (GEEs), que são gerados em atividades agropecuárias, devendo ser considerados, também, os impactos ambientais em decorrência da mudança do uso do solo e da aplicação de fertilizantes nitrogenados (JANTALIA et al., 2008).

Em razão da aplicação dos fertilizantes nitrogenados ser essencial para atingir níveis elevados de produtividade agrícola e da carência de informações de pesquisa relativas a emissão de GEEs na produção de hortaliças, realizou-se um estudo a cerca da avaliação da emissão de óxido nitroso e amônia de diferentes fertilizantes na produção de beterraba e alface, no Capítulo II do presente estudo. Este último capítulo teve como objetivo avaliar como o uso de diferentes adubos no cultivo de hortaliças pode impactar o meio ambiente por meio das perdas por volatilização de amônia e emissões de N_2O , um potente gás de efeito estufa

Além disso, o estudo teve como base as seguintes hipóteses: a) A compostagem de diferentes resíduos vegetais resulta em compostos orgânicos com conteúdos de N semelhantes; b) Os adubos orgânicos, quando aplicados ao solo, produzem emissões de N_2O e de NH_3 inferiores as observadas após aplicação de ureia; e c) Os adubos orgânicos não proporcionam melhoria no desempenho agrônômico de alface e beterraba em relação ao uso de ureia.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Matéria Orgânica e Compostagem

Adubos orgânicos são tradicionalmente utilizados em diversos sistemas de produção agrícola, visando o condicionamento do solo e o fornecimento de nutrientes, principalmente de nitrogênio (N). A matéria orgânica é o principal fator relacionado com a fertilidade e com a capacidade do solo em manter produções sustentáveis, devido à sua grande influência nas características químicas, físicas e biológicas do solo.

A adição periódica de matéria orgânica, através da utilização de fertilizantes orgânicos ou resíduos orgânicos, é uma prática de fundamental importância para a manutenção da fertilidade dos solos, principalmente em regiões tropicais, onde as taxas de decomposição da matéria orgânica são elevadas (PRIMAVESI, 2006).

Em muitos casos, entretanto, esta adição não ocorre de maneira adequada, devido ao elevado custo ou baixa eficiência dos adubos orgânicos. Esses problemas podem ser amenizados pelo uso de compostagem de resíduos, que permite o aumento da disponibilidade e da qualidade de adubos orgânicos, além de contribuir para a melhoria das características químicas, físicas e biológicas de materiais orgânicos, visando a sua utilização como fertilizantes (KIEHL, 1998).

A compostagem é um processo biológico aeróbico largamente utilizado para a estabilização de materiais de fontes orgânicas, contribuindo para a obtenção de fertilizantes orgânicos ricos em húmus (KIEHL, 2010). Nesse processo, de baixo custo, é comum a mistura de materiais de origem vegetal e animal com diferentes relações C/N para a obtenção de maiores quantidades de adubos orgânicos ricos em nutrientes.

No final do processo de compostagem, o composto possui em sua composição macronutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre, além dos micronutrientes ferro, zinco, cobre, manganês e boro (SILVA, 2000). Com isso, o produto final pode ser obtido a baixo custo e utilizado como condicionador de solo ou fornecedor de nutrientes para as plantas.

2.2 Fatores que Interferem no Processo de Compostagem

Para otimizar o processo de compostagem e obter um produto com características desejáveis para a sua aplicação no solo, recomenda-se monitorar alguns fatores que variam com a decomposição do material orgânico. Segundo Haug (1993) e Kiehl (2002), os principais fatores que interferem na compostagem são os seguintes: temperatura, umidade, pH, relação C/N, aeração e revolvimento.

2.2.1 Temperatura

A variação de temperatura ao longo do processo de compostagem permite avaliar a eficiência e identificar qual tipo de microrganismo que está atuando (Figura 1). Esta variável pode ser mensurada e controlada, além de permitir avaliar a eliminação ou inativação de microrganismos patogênicos (CUNHA QUEDA, 1999). O autor relata que temperaturas superiores a 55 °C, por no mínimo três dias, são suficientes para sanitizar o composto, enquanto que a degradação máxima ocorre entre 45 °C e 55 °C e a máxima diversidade

microbiana entre 35 °C e 40 °C. Para HASSEN (2001), elevadas temperaturas (60-65 °C) são responsáveis pela auto-esterilização do material.

Na Figura 1 são apresentadas as curvas de evolução da temperatura e pH, as diferentes fases correspondentes a variação da temperatura, além dos principais microrganismos que participam em cada uma das fases e as transformações que ocorrem com substratos. As fases ilustradas são caracterizadas pelas diferentes faixas de temperatura em que os microrganismos atuam. A fase mesófila é caracterizada por temperaturas entre 35 e 50 °C, já a fase termófila ocorre em temperaturas acima de 50 °C.

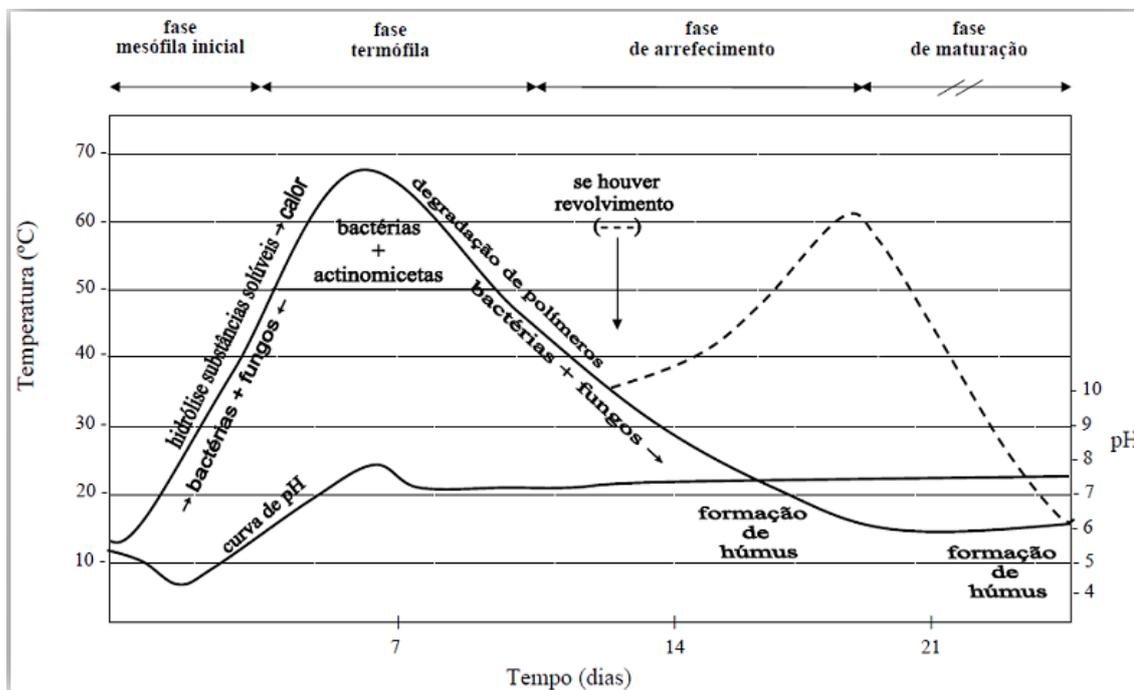


Figura 1. Evolução da temperatura e do pH durante o processo de compostagem (LOPÉZ-REAL, 1995).

2.2.2 Umidade

A manutenção do teor de umidade é imprescindível para a sobrevivência dos microrganismos e decomposição da matéria orgânica. Seu teor varia em função do tipo e composição do material utilizado, devendo ficar na faixa de 45 a 70% (BATISTA E BATISTA, 2007). Segundo KIEHL (2001), o teor de umidade deve se manter entre 40 e 60%.

Teores elevados de umidade, acima de 65%, reduzem a velocidade de decomposição e a disponibilidade de oxigênio, favorecendo condições de anaerobiose, podendo acarretar em produção de maus odores e perda de nutrientes. Para valores menores que 30% de umidade o processo de decomposição dos resíduos pode ser inibido, uma vez que a atividade metabólica dos microrganismos tende a ser reduzida (SILVA et al., 2002; MATOS, 2005).

2.2.3 pH

A variação do pH está diretamente relacionada a degradação do material orgânico e ao estágio de maturação do composto. Segundo VALLINI (1995), a faixa ótima de pH está entre 6,5 e 8. No início da compostagem são esperados valores baixos de pH, próximos de 5, pois é quando fungos e bactérias digerem a matéria orgânica e liberam ácidos, acidificando o meio. No entanto, durante o processo de maturação e estabilização do material o pH tende a se elevar devido a oxidação e decomposição destes ácidos. Porém, valores baixos de pH podem ser observados caso haja condições de anaerobiose, o que pode limitar a atividade microbiana e retardar o processo de compostagem (HAUG, 1993). Esse problema pode ser resolvido com o revolvimento da pilha.

2.2.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) é um parâmetro usado para indicar a concentração de sais ionizáveis presentes em uma solução (WILSON, 1984) além de permitir estimar a salinidade de um substrato. Sabe-se que quanto maior a quantidade de sais na solução maior será a condutividade elétrica. Como o excesso de sais pode prejudicar a germinação ou o desenvolvimento das mudas, recomenda-se que um substrato ou composto ideal para esse fim tenha baixa CE.

De acordo com KIEHL (1998) e CRAUL & SWITZENBAUN (1996) a salinidade de um composto orgânico não deve exceder a 4,0 dS/m. Valores de condutividade elétrica maiores do que estes, para substratos, podem ocasionar excessiva perda de água de sementes ou mudas levando a morte das mesmas.

2.2.5 Relação C/N inicial

A relação C/N inicial ideal para a compostagem deve estar próxima de 30:1, sendo trinta partes de carbono para cada parte de nitrogênio. A disponibilidade de nitrogênio é um fator limitante durante a compostagem uma vez que é necessário para a síntese de proteína e crescimento microbiano, enquanto que o carbono é utilizado para o crescimento celular das bactérias (EPSTEIN, 1997).

De acordo com SCHAUB & LEONARD (1996) e HERBERTS et al., (2005), recomenda-se uma relação C/N inicial que varie de 20:1 a 35:1, para que ocorra a conversão do resíduo orgânico. Misturas que apresentam uma relação C/N muito elevada, maior que 40, pode contribuir na redução da temperatura e no aumento do tempo de compostagem, enquanto que uma relação C/N muito baixa favorece a perda de N via volatilização sob a forma de amônia, além de elevar o pH e temperatura (HERBERTS et al., 2005).

2.2.6 Aeração

A aeração tem como principais funções evitar elevadas temperaturas, fornecer oxigênio para a atividade microbiana, reduzir o excesso de umidade e diminuir a liberação de odores do material em decomposição (KIEHL, 2004). Na compostagem aeróbia o oxigênio é imprescindível para os microrganismos obterem energia resultante da oxidação do carbono orgânico, além de ser essencial para que os mesmos façam a digestão do substrato. Segundo

HERBERTS et al., (2005), como produtos gerados durante a atividade dos microrganismos destacam-se a água, dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e amônia (NH₃).

Um problema que pode ocorrer devido à falta de oxigênio na leira de compostagem é a acidificação do material, o que leva a obtenção de um composto incompletamente oxidado e de baixa qualidade (HERBERTS et al.,2005). Uma prática para evitar que isso ocorra é fazer o revolvimento da leira ou pilha de compostagem. O número de revolvimentos poderá variar de acordo com o tipo de material a ser compostado e com o tempo de obtenção desejado.

Para compostagem de resíduos de granulometria grosseira deve-se revirar a leira ao menos duas vezes no primeiro mês e uma no segundo mês; enquanto que para resíduos de granulometria muito fina o número de revolvimentos deverá ser maior pela existência de menos espaço para circulação do ar dentro da leira, evitando que ocorra excesso de umidade.

2.3 Algumas Fontes de Material Orgânico para Compostagem

Uma prática realizada no processo de compostagem é adicionar esterco a resíduos vegetais, como capim e restos de culturas, para obtenção de compostos ricos em nutrientes e de baixo custo (NUNES, 2009).

Tradicionalmente o esterco bovino é a matéria-prima mais utilizada na produção de húmus por compostagem, em função da disponibilidade na maioria das propriedades rurais, em maiores quantidades, comparado a outras fontes de matéria orgânica (PENTEADO, 2000; MARTINEZ, 1994). Embora isso seja verdade, a criação de animais em número suficiente para a obtenção de esterco capaz de suprir as necessidades em pequenas propriedades familiares, muitas vezes, se torna onerosa devido à concentração de mão-de-obra. Além disso, por vezes, a necessidade de grandes espaços e/ou instalações para a sua criação, o que contribui para tornar a atividade inviável em pequenas propriedades de base familiar. Do mesmo modo, dependendo da oferta, a obtenção de esterco e insumos de fontes externas pode se tornar inviável economicamente, além de se constituir uma prática não-sustentável. Assim, uma das alternativas para reduzir o uso de esterco no processo de compostagem é a utilização de leguminosas como matéria-prima rica em N para compor as pilhas de composto orgânico (LEAL et al., 2008).

Dentre as leguminosas com potencial de uso, destaca-se a glirícidia (*Gliricidia sepium*) que, além de produzir grande quantidade de biomassa, mesmo em condições de baixa disponibilidade hídrica, tem grande capacidade de fixar nitrogênio atmosférico (BARRETO E FERNANDES, 2001). Pode ser submetida à poda a cada seis meses e apresenta rápido crescimento, sendo adotada como adubação verde em alguns sistemas de plantio.

Segundo ALMEIDA (2007) fertilizantes de leguminosas são fontes promissoras de nitrogênio para a produção orgânica de hortaliças e são capazes de substituir a adubação de cobertura com cama-de-aviário, em dosagem equivalente de N total. Os autores relatam que o fertilizante de glirícidia é mais eficiente do que a cama-de-aviário na provisão de nitrogênio.

Além da fonte de N, existe a necessidade de massa vegetal como fonte de matéria orgânica para o composto. Capins e outros restos vegetais de alta relação C/N podem ser usados na compostagem, porém nem sempre estão disponíveis em quantidades suficientes nas propriedades. Nesse sentido, o capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) é uma fonte de matéria-prima renovável, de fácil adaptação às diferentes condições climáticas tropicais (PEREIRA et al., 2000), sendo largamente cultivado no País devido ao seu elevado potencial de produção de matéria seca, sendo utilizado principalmente para a alimentação animal. Também possui características qualitativas favoráveis para a produção de energia renovável

(MORAIS et al., 2008), além de uma elevada relação C/N, próxima de 70, o que lhe confere alto potencial no fornecimento de C para a produção de compostos orgânicos.

LEAL (2006) obteve adubos orgânicos eficientes para a adubação de base de hortaliças através da compostagem de matéria prima exclusivamente vegetal. Um substrato eficiente para a produção de hortaliças é o obtido por compostagem de palhada de capim-elefante e *Crotalaria juncea*, sem introdução de inoculantes ou outros aditivos (LEAL et al., 2007), sendo eficiente na substituição de esterco bovino para adubação de base de beterraba produzida em sistema orgânico (LEAL et al., 2008).

A torta de mamona, subproduto gerado do beneficiamento da mamoneira para obtenção de óleo de mamona, também é uma matéria-prima de fonte renovável com alto potencial de uso na compostagem, por ser de fácil manuseio, transporte e armazenamento. Com a expansão da cultura da mamoneira, nos últimos anos, houve um aumento no volume de resíduos gerados que tem possibilitado um maior acesso a esse produto. Devido a seu alto teor de N, próximo de 5,5%, e outros macronutrientes, a torta de mamona tem sido tradicionalmente utilizada, na Índia, como adubo orgânico. Uma vantagem do uso deste subproduto é que a liberação de seus nutrientes não é tão rápida quanto a de fertilizantes sintéticos, nem tão lenta quanto a do esterco bovino (SEVERINO et al., 2005).

Além de identificar as fontes ideais para produção do composto, é necessário que os componentes estejam em forma balanceada, para evitar perdas de N durante o processo. As transformações que ocorrem na compostagem levam a perdas de N por vários processos, entre eles a volatilização de amônia (NH_3) e a desnitrificação, e por isso especial atenção deve ser dada a materiais ricos em N na compostagem, em função dessas perdas. Por exemplo, durante o processo de compostagem de dejetos de suínos, as perdas de nitrogênio podem chegar a 60% do N total inicial, sendo 10% sob a forma de NH_3 , 6% sob a forma de N_2O e 44% sob a forma de N_2 (PAILLAT et al., 2005). Dessa forma, LAMPKIN (1992) recomenda uma relação C/N inicial de 25 a 35 para minimizar as perdas de N durante a compostagem.

Para compostagem, em escala industrial ou em nível de produtor rural, é necessário dimensionar o processo de produção, o que demanda indicadores de eficiência do processo, como perdas de nutrientes e redução de massa ao longo da compostagem, bem como indicadores da qualidade final do produto, como: pH, relação C:N, condutividade elétrica, densidade e teores de nutrientes.

2.4 Perdas de Nitrogênio em Sistemas de Produção

O nitrogênio é um dos elementos mais aportados em sistemas de produção agrícola, na forma de fertilizantes, devido à sua importância na nutrição de plantas. Na literatura, o N é considerado como elemento limitante ao crescimento de plantas, por ser um elemento essencial para a constituição de proteínas, hormônios e outros constituintes das células dos vegetais (SOUZA E FERNANDES, 2006). O aporte de N em sistemas de produção é uma prática agrícola que tem como finalidade manter ou elevar os níveis desse nutriente no solo, para balancear as perdas e as exportações que ocorrem naturalmente no meio ambiente.

As perdas de N e emissão de óxido nitroso após a aplicação de fontes nitrogenadas no solo podem ocorrer por meio de emissões diretas ou indiretas (IPCC, 1996). As perdas diretas são provenientes de emissões das seguintes fontes: fertilizantes sintéticos e de origem animal, fixação biológica de N_2 , resíduos agrícolas, excretas de animais em pastagem e solos orgânicos; enquanto que as emissões indiretas se originam das perdas de N dessas fontes, seja

por deposição atmosférica de NH_3 e NO_x , seja por lixiviação de N e escoamento superficial (CARVALHO et al., 2008).

As principais vias de transformação do N que contribuem para a emissão de N_2O do solo, um potente gás de efeito estufa, são a nitrificação e a desnitrificação. A nitrificação é um processo favorecido por condições aeróbicas, que são características de solos bem drenados, e por pH acima de 5. Nesse processo, ocorre oxidação de amônia a nitrito e, depois, a nitrato, pela ação de bactérias quimioautotróficas. A oxidação de amônia ao nitrito, geralmente, é feita por bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrospira*, enquanto que a transformação de nitrito a nitrato é realizada, principalmente, por *Nitrobacter* (PAUL e CLARK, 1996).

A desnitrificação é um processo favorecido por condições anaeróbicas que propiciam um ambiente redutor. Bactérias anaeróbicas facultativas reduzem o nitrato ou nitrito e utilizam o oxigênio liberado como receptor de elétrons para oxidação de carbono da matéria orgânica e geração de energia. Durante as reações ocorridas em ambos os processos, há geração de produtos voláteis que são liberados para a atmosfera, como N_2O , por exemplo (LIU et al., 2007).

De acordo com VALLEJO et al. (2005), os dois processos variam com a temperatura, pH, matéria orgânica, presença de NH_4^+ e NO_3^- , porosidade e umidade do solo. No entanto, a temperatura e a umidade do solo estão entre os fatores abióticos mais influenciados pelos sistemas de manejo do solo. A interação entre umidade e aeração do solo, representada pela porcentagem de espaço poroso saturado por água (EPSA), juntamente com a temperatura, potencializam o efeito da aplicação de nitrogênio (DAVIDSON et al., 2000). Em solos aerados que apresentam um EPSA menor do que 60% observa-se a formação de N_2O como um subproduto da nitrificação. Enquanto que para valores de EPSA acima de 70%, ocorrem condições favoráveis à emissão de N_2O por desnitrificação devido a elevados valores de umidade do solo e saturação dos poros (JANTALIA et al., 2006; MKHABELA, 2006; PAUL & CLARK, 1996).

2.5 Emissões de Gases de Efeito Estufa

O efeito estufa é um processo que ocorre naturalmente no planeta e que está associado à retenção de calor na atmosfera, tornando-se imprescindível para a manutenção da vida. A atmosfera é composta de gases como o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nítrico (N_2O). Esses gases contribuem para que a temperatura global do planeta se eleve, uma vez que permitem maior retenção do calor emitido da superfície (IPCC, 2006). O gás CO_2 é o principal responsável pelo aumento do efeito estufa devido a sua abundância no meio ambiente, embora seu potencial de aquecimento global (PAG) seja considerado baixo, equivalente a 1. No entanto, as formas gasosas de N_2O e CH_4 que são menos abundantes apresentam, respectivamente, um potencial de aquecimento 310 e 21 vezes superior à molécula do CO_2 (IPCC, 2006).

Nos últimos anos, o aumento das emissões desses gases tem despertado o interesse do homem, pois as atividades antrópicas, sejam agrícolas ou industriais, têm contribuído de forma direta para o aumento das suas concentrações. Segundo JANTALIA et al., (2006) e ROBERTSON & GRACE (2004), a produção de óxido nítrico (N_2O) merece destaque por se tratar de um gás muito reativo e apresentar alto potencial de aquecimento global.

As emissões de N_2O em atividades agrícolas têm sido atribuídas, principalmente, ao uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos, à decomposição da matéria orgânica proveniente de resíduos vegetais ricos em N, à mineralização do N da matéria orgânica do solo e dos

dejetos de animais e à queima de resíduos agrícolas (LIMA, 2002). Esse gás é um dos produtos das reações que ocorrem durante o processo de mineralização para a obtenção de energia e carbono pelos microrganismos, geralmente em condições anaeróbicas, quando formas oxidadas de várias substâncias servem como aceptores de elétrons na cadeia respiratória; no caso do N, refere-se ao processo de desnitrificação (JANTALIA, 2006). Dessa forma, o uso de fertilizantes de origem mineral e/ou orgânica promove maior disponibilidade de N nas formas de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), acelerando os processos microbiológicos responsáveis pela produção de N_2O , em condições propícias de temperatura e umidade do solo (ZANATTA, 2009). De acordo com BAGGS et al., (2000), as emissões de gases de efeito estufa provenientes de resíduos orgânicos podem variar de acordo com a quantidade, as características químicas e a condição de temperatura e umidade (BAGGS et al., 2000).

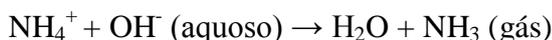
A adição de resíduos vegetais ao solo, pelo sistema de plantio direto, tem sido largamente adotada em sistemas agrícolas de países de clima tropical, tornando-se de grande importância avaliar as emissões de gases nesses sistemas. Alguns estudos demonstraram que as emissões de N_2O podem variar em função da composição das diferentes fontes de resíduos vegetais. Isso pode ser explicado pela taxa de decomposição dos resíduos serem diferentes, embora o manejo do sistema nem sempre a modifique. ELMI et al. (2003) mostraram, em um estudo onde foram comparados três formas de cultivo - convencional, cultivo mínimo e plantio direto, que as emissões foram semelhantes entre os três sistemas. JANTALIA et al (2008) também não detectaram diferenças significativas nas emissões de N_2O em manejo com preparo convencional do solo ou com plantio direto.

A composição dos resíduos vegetais, mais do que a própria relação C/N, influencia as emissões de N_2O . Após a adição de diferentes resíduos ao solo, BAGGS et al. (2001) mostraram, em um experimento em ambiente controlado, que a produção de N_2O foi influenciada pelo conteúdo de polifenol da matéria orgânica e pela sua capacidade de manter a estabilidade das proteínas. Foi observado que, após a incorporação de folhas de *Gliricidia sepium*, as emissões foram significativamente mais altas do que as emissões após a incorporação de folhas de *Calliandra calothyrsus* ou de *Peltophorum dasyrrachis*. Isso ocorreu, provavelmente, devido à liberação rápida de N das folhas de *Gliricidia sepium*, que possui menor teor de polifenóis.

2.6 Volatilização de Amônia

As perdas de nitrogênio via volatilização de amônia têm despertado o interesse da sociedade, nos últimos anos, devido à preocupação com o meio ambiente e à necessidade de maximizar a eficiência de adubação em sistemas agrícolas. Quando nas formas de NH_4^+ e NO_3^- , o nitrogênio pode ser absorvido pelas plantas, mas devido a perdas frequentes por lixiviação e volatilização, essas substâncias são pouco abundantes no meio ambiente, correspondendo a menos de 2% do nitrogênio total do solo (KEMMITT et al., 2005).

O processo de perda de N por volatilização de NH₃ ocorre naturalmente, quando o amônio hidrolisado da matéria orgânica ou de fontes nitrogenadas aplicadas no solo é convertido à amônia, conforme a equação abaixo (DIEST, 1988):



A dinâmica da volatilização de amônia é influenciada por fatores ligados as propriedades químicas e físicas do solo, como pH, teor de umidade e matéria orgânica, temperatura e CTC (HARGROVE, 1988; BYRNES, 2000; COSTA et al., 2004).

A ureia é um fertilizante com elevado teor de N (45%) e, por isso, é amplamente utilizada como fonte de nitrogênio na adubação para produção de alimentos. Esse fertilizante, quando não é incorporado ao solo, apresenta baixa eficiência de uso pelas plantas, devido a perdas por volatilização de amônia (LARA-CABEZAS et al. 1997). As perdas variam de acordo com a atividade da enzima urease, que é comum na natureza, e com as condições de umidade do solo. Segundo DUARTE et al. (2007), os picos de volatilização de amônia da ureia aplicada ao solo variam de acordo com o teor de umidade, porém são mais intensos nos três dias após a aplicação. ALLAIRE e PARENT (2004) relatam que o manejo do fertilizante pode minimizar as perdas provenientes da volatilização de amônia. Para isso, esses autores recomendam algumas práticas, como a incorporação da ureia ao solo, adição de ácidos e sais de K, Ca e Mg ou alteração na granulometria.

Outra prática usualmente adotada, em sistemas de plantio com uso de irrigação ou pastagens, é a utilização de inibidores de urease, que atuam na redução de perdas em fertilizantes com alto potencial de volatilização de amônia, favorecendo a incorporação do fertilizante ao solo sem que ocorram perdas significativas de N (CANTARELLA, 2008). O uso desses inibidores junto a aplicação da ureia pode contribuir para a redução de até 50% do N que seria perdido via volatilização de amônia.

Tendo em vista a importância do N para desenvolvimento das plantas, os substratos ideais para produção de mudas ou para complementar a oferta de N de sistemas hortícolas de produção devem ser favoráveis em termos econômicos, não limitar o crescimento das plantas e, além disso, oferecer o N com máxima eficiência e com mínimo impacto ambiental.

3 CAPÍTULO I

AVALIAÇÃO DA COMPOSTAGEM UTILIZANDO-SE COMPOSIÇÕES DISTINTAS DE MATÉRIAS-PRIMAS COMO FONTES DE NITROGÊNIO

3.1 RESUMO

A prática da compostagem tem aumentado muito nos últimos anos em várias partes do mundo. Em países menos desenvolvidos, serve principalmente para a obtenção de fertilizantes orgânicos, utilizados como condicionadores de solo e como fonte de N e outros nutrientes. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar o comportamento da compostagem de capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) com diferentes matérias-primas como fonte de nitrogênio. Foi instalado em delineamento inteiramente ao acaso, com três tratamentos e três repetições. Os tratamentos foram os seguintes: T1 – capim-elefante + esterco bovino curtido (CE+EB), T2 – capim-elefante + glirícidia (CE+GL) e T3 – capim-elefante + torta de mamona (CE+TM). As avaliações foram realizadas durante 120 dias. Os resultados obtidos indicam ocorrência de comportamentos semelhantes das matérias-primas utilizadas, durante a compostagem, para as variáveis temperatura, pH e perda de massa. O pH dos tratamentos se estabilizou com valor próximo de 6,3. Para a condutividade elétrica, apenas o tratamento T2 apresentou valores estáveis próximos de 0,7 dS m⁻¹ no final da compostagem. As perdas quantificadas por volatilização de amônia não foram significativas, visto que as maiores perdas observadas no tratamento com glirícidia representaram apenas 0,62% do total de N aplicado. Ainda, este tratamento formulado com a mistura de capim-elefante e glirícidia apresentou os maiores teores de N, ao final de 120 dias de incubação, alcançando valor acima de 3,0%, o que demonstra o elevado potencial do material para ser usado como adubo orgânico em culturas com elevada exigência nutricional.

3.2 ABSTRACT

The practice of composting has increased greatly in recent years in various parts of the world. In less developed countries, mainly serves to obtain organic fertilizers, soil conditioners, as used and as a nitrogen source and other nutrients. In this context, this study aimed to evaluate the behavior of composting elephant grass (*Pennisetum purpureum*) with different raw materials as a source of nitrogen. Was installed in a completely randomized design with three treatments and three replications. The treatments were: T1-elephant grass cattle manure + (EC+EB), T2-elephant grass + gliricidia + (EC+GL) and T3-elephant grass + castor bean (EC+TM). The evaluations were performed for 120 days. The results show similar behavior occurring raw materials used for composting, for the variables temperature, pH and weight loss. The pH of the treatments was stabilized with a value close to 6.3. For the electrical conductivity, only the treatment T2 showed stable values close to 0.7 dSm^{-1} at the end of composting. Quantified losses by volatilization were not significant, since the largest losses observed in treatment with gliricidia accounted for only 0.62% of the total N applied. Still, this treatment formulated with a mixture of elephant grass and gliricidia showed the highest levels of N at the end of 120 days of incubation, reaching a value above 3.0%, which demonstrates the high potential of the material to be used as organic fertilizer for crops with high nutritional requirements.

3.3 INTRODUÇÃO

Há relatos de que o uso empírico de resíduos animais e vegetais, como fornecedores de nutrientes ao solo, teve início antes da era cristã. Essa prática já era realizada pelos chineses, gregos, romanos e índios, que devolviam para os solos das propriedades restos de plantas e resíduos vegetais, pois observavam que era bom para a manutenção da produção (MILLAR & TURK, 1951). Já a prática de obtenção de fertilizantes orgânicos por meio da compostagem teve início no século passado, na Índia. Desde então, tem sido empregada em várias partes do mundo.

No cenário atual da produção de alimentos no Brasil, o elevado volume de resíduos sólidos gerado pelo setor agrícola de grandes culturas, como soja, milho, cana-de-açúcar, trigo, café e algodão, tem despertado preocupação quanto à sua gestão e destino final. Isso ocorre devido à necessidade de novas adubações para a manutenção de altas produtividades, contribuindo para que boa parte desses resíduos, que em sua maioria são pobres em nitrogênio, não retorne para o solo. Nesse contexto, uma alternativa prática e eficiente para o reaproveitamento de resíduos agrícolas é a compostagem.

A compostagem é empregada na agricultura para transformar diferentes tipos de resíduos em adubos, pois contribui para a melhoria das características químicas, físicas e biológicas de materiais orgânicos, visando a sua utilização como fertilizantes.

A realização de estudos voltados para a utilização de adubos orgânicos, buscando minimizar o uso de adubos minerais e sintéticos, se faz necessária para o gerenciamento efetivo dos recursos disponíveis nas pequenas propriedades. Dessa forma, torna-se relevante avaliar diferentes fontes de matéria-prima, na compostagem, para a obtenção de adubos capazes de atender às exigências nutricionais das plantas cultivadas. É importante, também, quantificar as emissões de GEEs e de amônia, visando o desenvolvimento de tecnologias ambientalmente aceitáveis.

Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivo, então, estudar o processo de compostagem de misturas à base de resíduos de capim-elefante, esterco bovino, *Gliricidia sepium* e torta de mamona, avaliando a eficiência da compostagem e as perdas de N na forma de amônia.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Avaliação de temperatura, pH, condutividade elétrica, teor de N, densidade e perda de massa das pilhas de compostagem

O experimento foi conduzido no período de dezembro de 2011 a abril de 2012, em uma área do Campo Experimental da Embrapa Agrobiologia, no município de Seropédica, RJ.

Foi instalado em delineamento inteiramente ao acaso, com três tratamentos e três repetições, sendo uma pilha por repetição. Nos dias 06 e 07 de dezembro, foram montadas as pilhas, contendo, cada uma, 150 kg de matéria seca, com dimensões variáveis, devido às diferentes densidades dos materiais. O comprimento das pilhas variou de 2,0 a 2,8 m, a largura de 1,3 a 1,5 m e a altura de 0,7 a 0,9 m, visando facilitar montagem, revolvimento e ventilação. O composto foi montado em local aberto, sobre lona plástica, um sistema de produção adotado por ser mais próximo da realidade dos produtores rurais (Figura 2).

Foram testadas as seguintes matérias-primas: parte aérea de glirícidia (*Gliricidia sepium*), obtida de poda e fragmentada em picadeira; torta de mamona; esterco bovino curtido e capim-elefante (*Pennisetum purpureum*), cortado e fragmentado em picadeira. A proporção de cada matéria-prima foi calculada visando obter relação C:N inicial igual a 35:1, de acordo com a Tabela 1. A proporção de cada matéria-prima foi calculada com base na matéria seca.

O experimento foi instalado com os seguintes tratamentos:

- Tratamento 1: 19% de capim-elefante (CE) +81% de esterco bovino (EC) (28 kg CE + 122 kg EB).
- Tratamento 2: 73% de capim-elefante (CE) +27% de glirícidia (GL) (109 kg CE + 41 kg GL).
- Tratamento 3: 88% de capim-elefante (CE) + 12% de torta de mamona (TM) (132 kg CE + 18 kg TM).

Tabela 1. Umidade, teores de C e N, relação C:N e densidade seca (DS) das matérias-primas utilizadas.

	Umidade	C	N	C:N	DS
	----- % -----				
Capim	72,1	53,17	0,95	55	63
Glirícidia	75,3	51,26	2,96	18	72
Esterco	43,5	37,42	1,64	23	150
Torta	9,1	50,05	5,5	10	577

As amostragens e respectivas determinações foram realizadas nas seguintes épocas:

- Aos 0, 7, 14, 21, 30, 45, 60, 90 e 120 dias: pH, condutividade elétrica (CE).
- Semanalmente: volatilização de amônia até 40 dias após a montagem das pilhas.
- Aos 30, 60, 90 e 120 dias: perda proporcional de massa.

A avaliação de temperatura foi realizada semanalmente, em três repetições por pilha. Foi utilizado um termômetro de haste metálica, inserido na profundidade de 0,2 m pela parte superior de cada pilha.



Figura 2. Visão geral do experimento de compostagem, após formação das pilhas e instalação das câmaras coletoras de amônia (SALE). (Autor)

A densidade foi calculada por amostragem de um volume fixo de composto. Foi usado um recipiente plástico, com volume de 25 litros. Após a coleta da amostra, o material foi pesado, seco em estufa (> 72 h, 65°C) e pesado novamente.

A perda proporcional de massa foi calculada por medição da massa da pilha de composto, após um determinado tempo, comparada com a massa da mesma pilha no início da compostagem, após correção do teor de umidade. A perda proporcional de N foi calculada considerando os valores de massa do composto e o teor do nutriente nas diferentes épocas de amostragens.

3.4.2 Análise de dados

Na avaliação dos dados, optou-se por uma análise descritiva, sem testes de inferência para determinar diferenças significativas, o que é um procedimento usual em experimentos com compostagem. Calculou-se o erro padrão de cada tratamento e em cada época de amostragem.

3.4.3 Volatilização de amônia das pilhas de compostagem

A fim de avaliar e quantificar a emissão de amônia volatilizada, câmaras semi-abertas estáticas (coletor SALE – ARAÚJO et al., 2009) foram instaladas sobre as pilhas, como descrito no experimento 2. As câmaras foram instaladas em contato com a pilha, nas diferentes posições.

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Avaliação da temperatura, pH, condutividade elétrica, teor de N, densidade e perda de massa das pilhas de compostagem

A variação de temperatura ao longo da compostagem, observada na Figura 3, revela intensa atividade biológica em todos os tratamentos, com valores elevados no início do processo e redução progressiva, até se aproximar da temperatura ambiente. Esse comportamento é típico e tem sido relatado por diversos autores (KIEHL, 1985; FERNANDES, 1999; NUNES, 2003). O aquecimento é muito acentuado na fase inicial e a temperatura tende a cair ao longo do processo.

O tratamento com esterco bovino apresentou temperaturas mais baixas que os tratamentos com gliricídia e torta de mamona, o que aparentemente pode estar associado à utilização de esterco bovino curtido, que é um material mais estabilizado. Os tratamentos com gliricídia e torta de mamona, por utilizarem materiais pouco estabilizados, apresentaram, provavelmente, maior atividade microbiana e, conseqüentemente, maior geração e acumulação de calor.

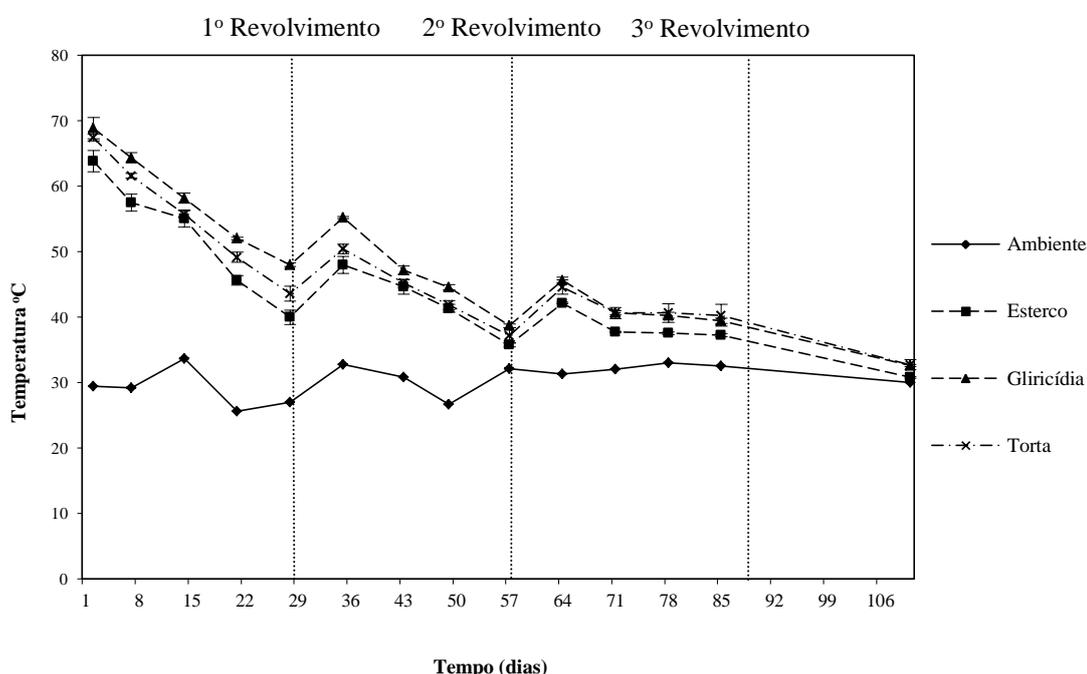


Figura 3. Temperaturas observadas ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.

A variação do pH durante o processo de compostagem é mostrada na Figura 4. Observa-se uma elevação do pH no início do processo, seguida de redução até aos 45 dias de incubação. Isso ocorre devido à decomposição dos compostos nitrogenados, que são de fácil degradação. O N-orgânico é transformado em N-amoniaco, que proporciona a elevação do pH. Em seguida, este N-amoniaco transforma-se em N-nitrato, por meio de reação que reduz

o pH. Após 60 dias de incubação, em todos os tratamentos, o pH se manteve próximo da neutralidade, com valores entre 6,0 e 7,5. Esses valores estão próximos da faixa ideal de pH recomendada para substratos à base de resíduos orgânicos, sendo de 5,2 a 5,5 (KAMPF, 2000). Os resultados estão de acordo com outros descritos por VAN HEERDEN et al. (2002).

Foi observado que os compostos confeccionados com esterco e gliricídia foram os que apresentaram valores mais elevados de pH até os 60 dias. Era esperado que o composto obtido a partir de esterco apresentasse menor elevação do pH, devido ao material já estar curtido e em estágio mais avançado de humificação, embora não tenha ocorrido.

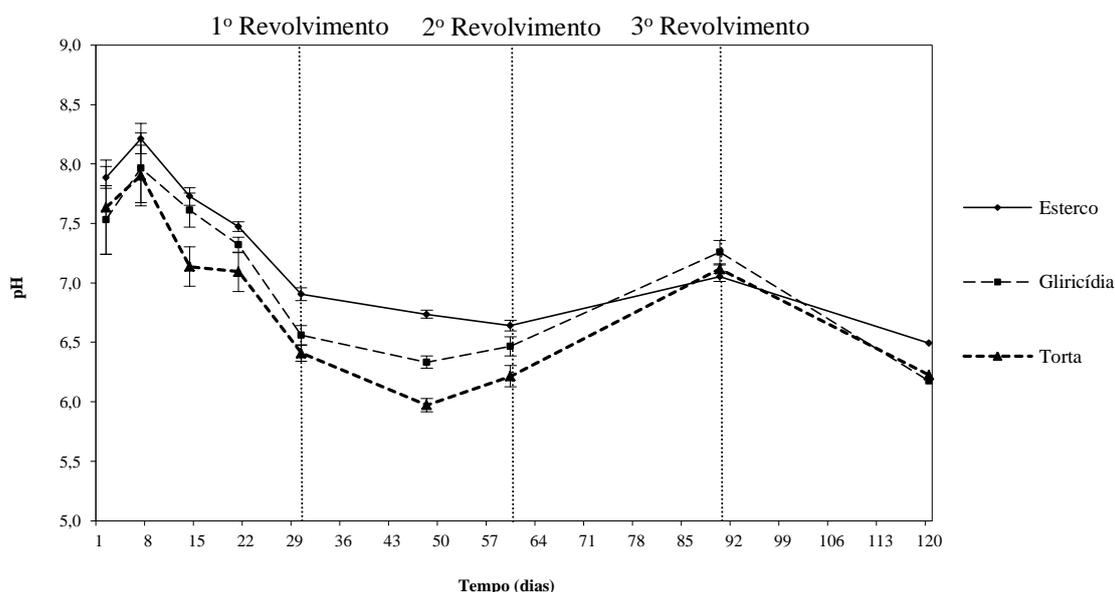


Figura 4. Valores de pH observados ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.

A elevação de pH para o tratamento com gliricídia ocorreu, provavelmente, devido ao alto teor de N da leguminosa. O comportamento observado para esse tratamento corrobora resultados semelhantes descritos por LEAL (2006), que avaliou a compostagem de capim Napier misturado com a leguminosa crotalária juncea.

O grau de salinidade de um resíduo ou fertilizante orgânico pode ser indicado pela condutividade elétrica. Segundo KIEHL (1998), a salinidade de um resíduo ou composto não deve exceder a $4,0 \text{ dS.m}^{-1}$ ou 2560 ppm de sais.

A variação da condutividade elétrica, durante o processo de compostagem, é mostrada na Figura 5. O composto com esterco apresentou valores mais elevados de condutividade elétrica, variando de $0,63$ a $1,25 \text{ dS.m}^{-1}$. Essa resposta está relacionada com a maior densidade do esterco bovino e do composto obtido com essa matéria-prima. Como a condutividade elétrica é calculada com base no volume, materiais mais densos apresentam mais massa que materiais menos densos, o que justifica os elevados valores observados. Além disso, segundo WATSON (2012), o esterco apresenta sais, como os cloretos de sódio e de potássio, em sua

constituição, o que contribui significativamente para a elevação da CE devido ao alto nível de ionização desses sais.

Os tratamentos que receberam gliricídia e torta de mamona apresentaram menor elevação da condutividade elétrica. Os valores de CE variaram entre 0,33 a 0,69 dS.m⁻¹ para o composto com torta de mamona, e entre 0,44 a 0,71 dS.m⁻¹ para o tratamento com gliricídia.

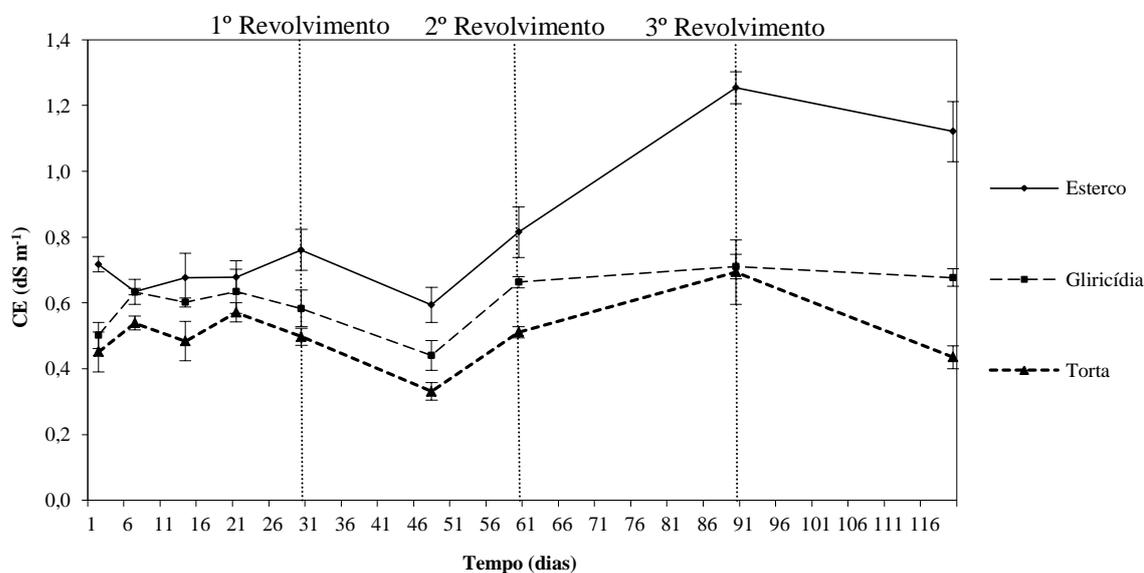


Figura 5. Valores de condutividade elétrica (em dS.m⁻¹) observados ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.

Na literatura, vários trabalhos relatam o aumento da condutividade elétrica, durante o processo de compostagem, em função das diferentes matérias-primas utilizadas (BAETA-HALL et al., 2005; BERNARDI, 2011).

Na Figura 6, observa-se a variação da densidade ao longo do processo de compostagem. O tratamento com esterco apresentou densidade superior aos demais, durante todo o período de incubação. Esse comportamento ocorreu devido à elevada densidade do esterco bovino, muito maior que as densidades das demais matérias-primas avaliadas. O esterco bovino obtido em currais de gado leiteiro, geralmente, apresenta grande proporção de material mineral, pois a terra presa nos pés dos animais se mistura ao esterco, reduzindo o conteúdo de matéria orgânica, e aumenta a densidade do esterco recolhido.

Após 30 dias de compostagem, aproximadamente, observa-se o aumento da densidade em todos os tratamentos. Isso ocorre devido ao processo de humificação da matéria orgânica, que resulta em aumento do peso molecular das substâncias húmicas presentes. TIQUIA et al., (2002), estudando o processo de compostagem, também observaram aumentos na densidade, ao longo do processo, sendo esse efeito mais marcante nos primeiros 130 dias.

Quanto aos teores de N (Figura 7), observou-se aumentos constantes até os 48 dias de compostagem para todos os tratamentos, sendo que os tratamentos que receberam gliricídia e torta de mamona apresentaram maiores teores de N. Os teores de N aumentam ao longo do

processo devido a um “efeito concentrador”, pois a perda de massa por emissão de CO₂, geralmente, é muito maior que a perda de N por volatilização ou lixiviação.

Os teores de N, após 45 dias de incubação, ficaram estabilizados entre 2,3% e 3,0%, que são valores muito elevados, em comparação com os fertilizantes orgânicos tradicionalmente utilizados, como o esterco bovino e a cama de aviário. SÁNCHEZ-MONEDERO et al. (2001) observaram que o aumento nos teores de N foi maior nos compostos que apresentaram maiores taxas de decomposição.

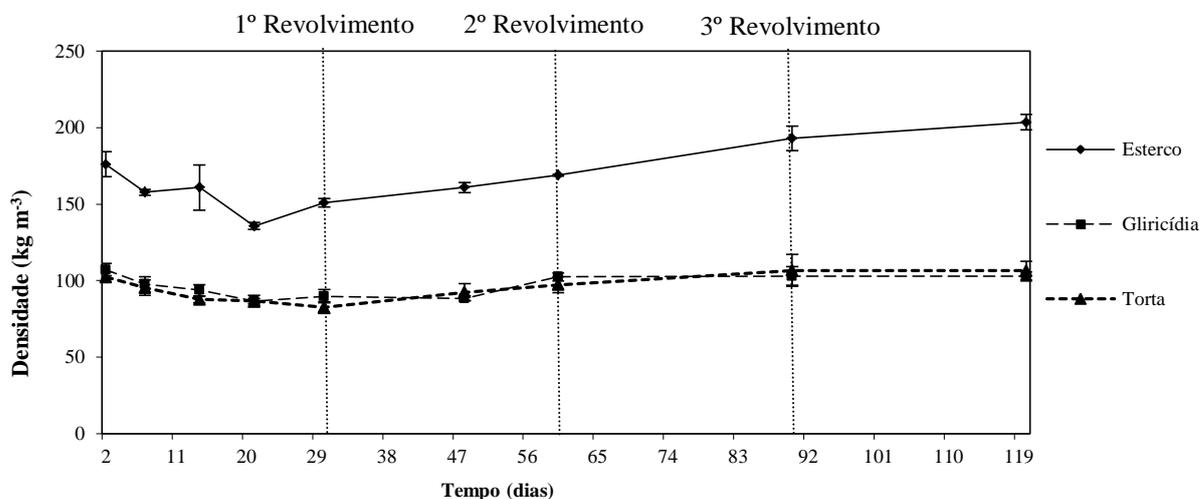


Figura 6. Valores de densidade (em kg m⁻³ de matéria seca) observados ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.

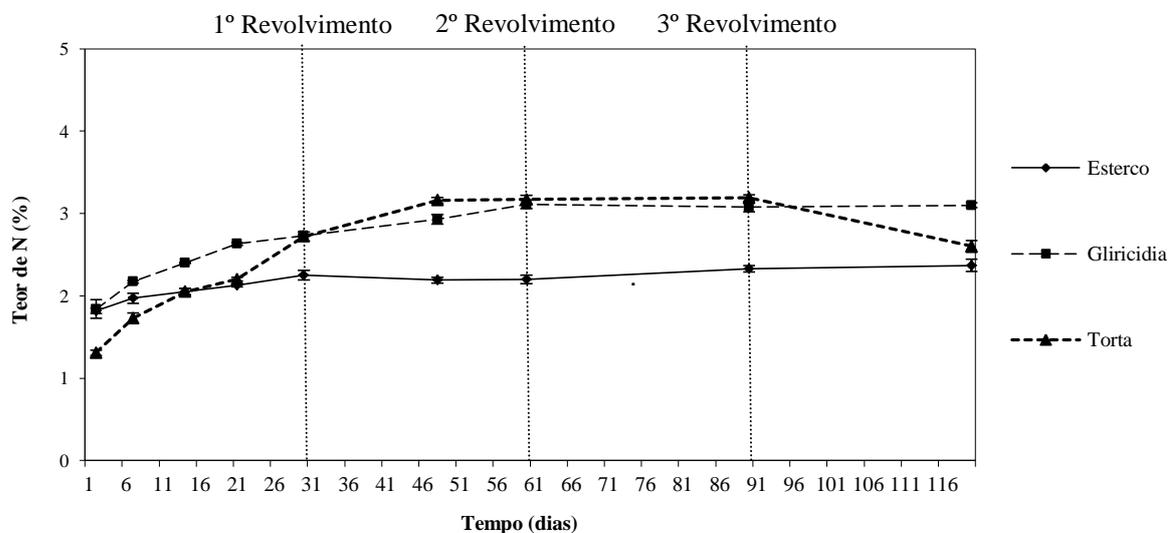


Figura 7. Teores de N total (%) observados ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.

A perda de massa do tratamento com esterco foi muito menor que as observadas nos demais tratamentos (Figura 8). Isso ocorreu devido à menor intensidade na decomposição, visto que foram menores as temperaturas, durante o processo, e por ter sido utilizado esterco bovino curtido como fonte de nitrogênio. O esterco usado para a montagem das pilhas, além de ter passado por processo de curtimento, antes de ser utilizado, passou por fermentação dentro da câmara ruminal do sistema digestivo dos animais (AMORIM, 2005). Por outro lado, os tratamentos que receberam torta de mamona e resíduos de gliricídia, apresentaram maiores valores de perda de massa, devido ao grande potencial de decomposição dessas matérias-primas, o que está diretamente relacionado aos altos teores de N.

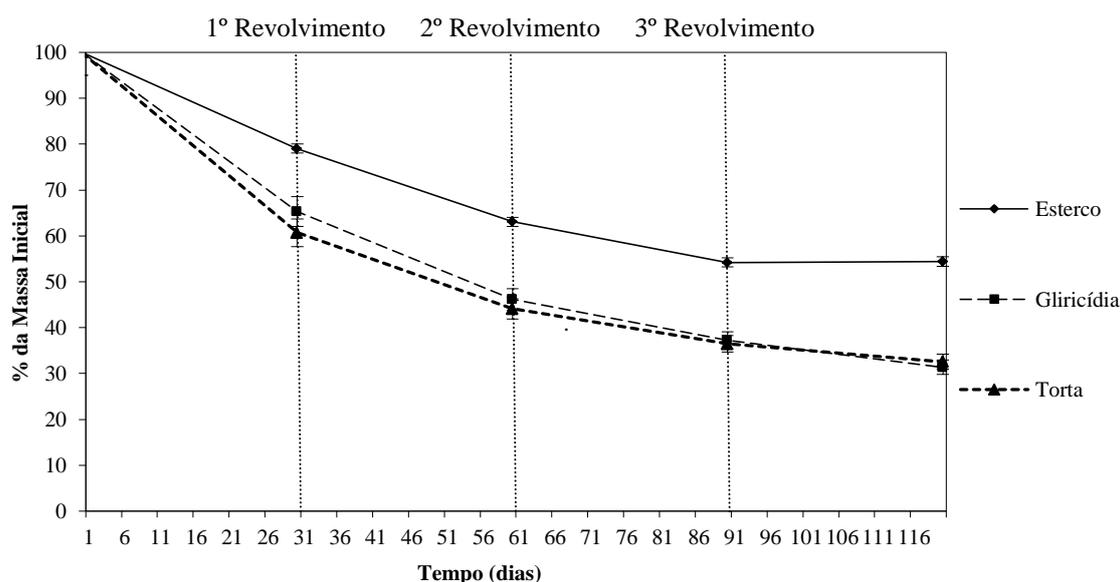


Figura 8. Perda de massa observada ao longo do tempo para os diferentes compostos estudados.

3.5.2 Volatilização de amônia das pilhas de compostagem

Quanto às perdas por volatilização de amônia durante o processo de compostagem, foi observado que os tratamentos que receberam torta de mamona e esterco, como fonte nitrogenada, apresentaram perdas de 4,8 mg e 2 mg de N câmara⁻¹ até doze dias após a montagem das pilhas, com valores máximos próximos de 8 mg e 6,5 mg de N câmara⁻¹ até trinta e quatro dias, (Figura 9). Ambos os tratamentos apresentaram comportamentos semelhantes de volatilização.

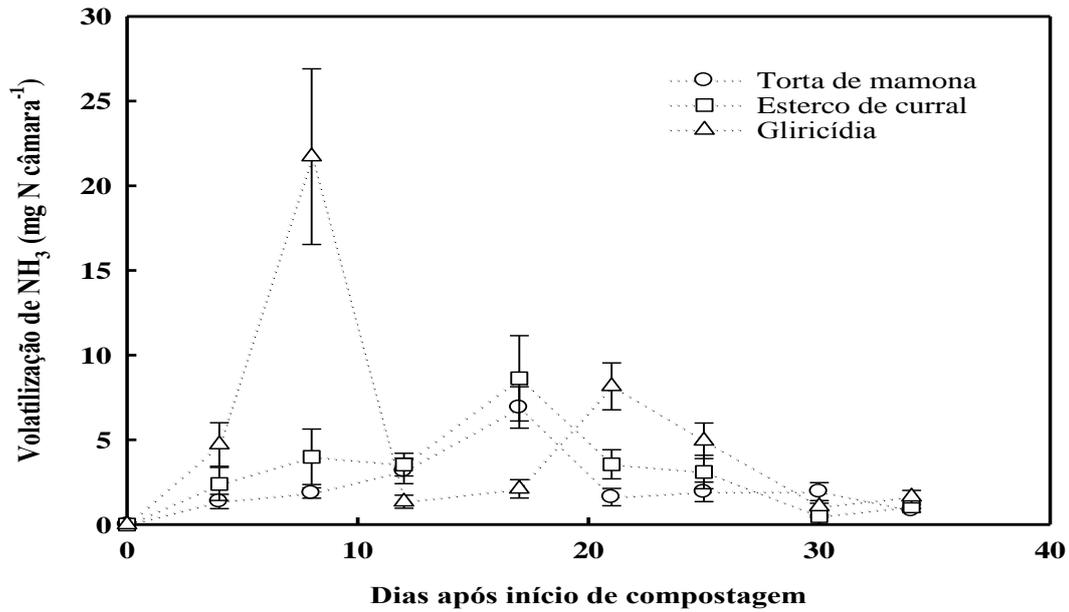


Figura 9. Volatilização de N-NH₃ (mg câmara⁻¹) durante o processo de compostagem.

Estercos curtidos são fontes de materiais orgânicos que tendem a apresentar reduzida volatilização de amônia, pois o nitrogênio se encontra, predominantemente, ligado à matéria orgânica ou na forma de nitrato. O tratamento que recebeu a leguminosa *Gliricidia sepium* como fonte de nitrogênio apresentou perda máxima de 22,0 mg de N, observada nos primeiros 12 dias. Essas perdas mais elevadas, provavelmente, se devem à combinação do alto teor de N e da rápida degradação da gliricídia associados às altas temperaturas observadas após a montagem das pilhas para todos os tratamentos, o que resultou em elevados teores de amônia no início da compostagem.

Na Figura 10, observa-se a perda total de nitrogênio pelo processo de volatilização, em diferentes posições da pilha para todos os tratamentos. As perdas máximas de cada tratamento, em função da posição nas pilhas foram de: 21 mg N câmara⁻¹ para o tratamento com torta de mamona, na posição lateral da pilha, 34 mg N câmara⁻¹ para o tratamento que recebeu esterco, na posição superior-extremidade e 57 mg N câmara⁻¹ para o tratamento com gliricídia, na posição superior-meio.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 2, observa-se que as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia não foram significativas, representando no máximo 0,62% do total aplicado para o tratamento com gliricídia, 0,39% para o tratamento com esterco e de 0,34% para o tratamento com torta de mamona. Esses percentuais são inferiores aos 15% e 51% encontrados por PROCHNOW et al. (1995; 2001), em estudo do processo de compostagem com esterco de ave e de gado.

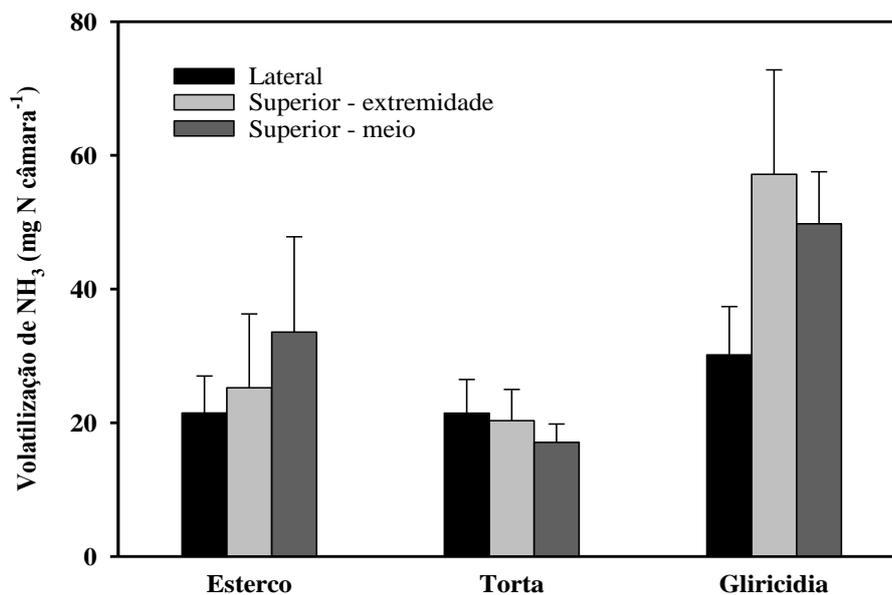


Figura 10. Quantidade de N perdida, por posição, da pilha de composto via volatilização de amônia durante o processo de compostagem.

Tabela 2. Valores de área superficial, teor de N inicial, N volatilizado, porcentagem do N total que foi perdido por volatilização e relação C:N final em cada pilha.

	Superfície das pilhas (m ²)	N total nas pilhas (kg)	N total volatilizado (mg)	Proporção de N volatilizado (%)	C:N
Torta	3,7	2,27	19,61	0,34ab	20
Esterco	2,6	2,27	26,76	0,39b	15
Gliricidia	3,7	2,27	45,70	0,62a	16
CV (%)	-	-	17,61	17,61	-

Médias seguidas de diferentes letras são significativamente diferentes (($p \leq 0,05$) pelo teste Scott-Knott).

3.6 CONCLUSÕES

As elevadas temperaturas alcançadas por todos os tratamentos demonstram que ocorreu elevada atividade biológica nas pilhas de compostagem, independente da sua formulação.

O composto formulado com a mistura de capim-elefante e glirícidia resulta em maiores teores de N, ao final de 120 dias de incubação, alcançando valor acima de 3,0%, o que demonstra o elevado potencial do material para ser usado como adubo orgânico em culturas com elevada exigência nutricional.

4 CAPITULO II

AVALIAÇÃO DA EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E AMÔNIA DE DIFERENTES FERTILIZANTES NA PRODUÇÃO DE BETERRABA E ALFACE

4.1 RESUMO

O Brasil é responsável por produzir parte dos alimentos que abastecem o mercado mundial e, com isso, demanda grande volume de fertilizantes nitrogenados para manter sua alta produção. A aplicação de fertilizantes no solo está diretamente relacionada às emissões de gases de efeito estufa como o óxido nitroso, dióxido de carbono e metano, responsáveis pela elevação da temperatura global do planeta. Sabe-se que os adubos nitrogenados podem apresentar baixa eficiência após sua aplicação no solo devido a possíveis perdas de nitrogênio por lixiviação e por meio de formas gasosas como a amônia e óxido nitroso. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a emissão de óxido nitroso e amônia na produção de beterraba e alface adubadas com composto orgânico e com outros adubos nitrogenados. O experimento foi conduzido no Campo Experimental da Embrapa Agrobiologia (Terraço), localizada no município de Seropédica. Os tratamentos consistiram da aplicação de: (i) composto orgânico, preparado da mistura de capim elefante com *Gliricidia sepium* + fertilização em cobertura com torta de mamona; (ii) adubação verde com mucuna anã (*Mucuna deeringiana*) + fertilização em cobertura com torta de mamona; (iii) esterco bovino curtido + fertilização em cobertura com esterco de ave curtido; (iv) ureia em plantio e cobertura; e (v) o tratamento controle (sem aplicação de N). As medições das perdas de NH_3 e N_2O foram feitas durante todo o ciclo de produção das hortaliças. Considerando os resultados obtidos, as emissões de N_2O do solo variaram de 7,37 e 2699,62 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$. Os menores fluxos foram verificados no tratamento controle, sem aplicação de N, com emissão máxima de 205,26 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$ seguido do tratamento que recebeu ureia com 905,94 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$. A aplicação de esterco bovino + esterco de ave é um manejo com menor perda de N por emissões de N_2O e volatilização de amônia do solo, e que permite produzir beterraba em nível similar e alface em nível superior ao controle. A adubação de plantio com composto e adubação verde, ambas utilizando torta de mamona em cobertura, apresenta efeito residual para a cultura sucessora, neste caso beterraba seguida de alface, porém apresenta perdas mais elevadas de N do que o uso de esterco. A ureia é a fonte de N que provoca as maiores perdas de N por volatilização de amônia com efeito residual nulo para a cultura seguinte, neste caso para produção de alface.

4.2 ABSTRACT

Brazil is responsible for producing much of the food that supply the world market and, therefore, requires large amounts of nitrogen fertilizers to maintain high production. The application of fertilizers in the soil is directly related to the emissions of greenhouse gases such as nitrous oxide, carbon dioxide and methane, responsible for the increase in global temperature of the planet. The objective of this study was to evaluate the emission of nitrous oxide and ammonia in sugar beet and lettuce fertilized with organic compost and other nitrogenous fertilizers. The experiment was conducted at the experimental field of Embrapa Agrobiology (Terrace), located at Seropédica. The experimental design was randomized blocks, with 5 treatments and 5 replicates. The treatments consisted of: (i) organic compound, prepared in the mixture of elephant grass with *Gliricidia sepium* + fertilization coverage with castor bean; (ii) green manure dwarf mucuna (*Mucuna deeringiana*) + fertilization coverage with castor bean; (iii) cattle manure + fertilizer topdressing with chicken manure tanned; (iv) urea in planting and coverage; and (v) the control treatment (without nitrogen). The measurements of the loss of NH_3 and N_2O were made throughout the cycle of production of vegetables. To evaluate the losses of NH_3 was used collector SALE, and N_2O were used static chambers closed cap-type base. The chamber consisted of a rectangular base metal 40 x 60 cm, height 15 cm, inserted in the soil to a depth of 5 cm. Considering these results, the N_2O emissions from the soil ranged from 7.37 and 2699.62 $\mu\text{g N}_2\text{O-N}^{-1}$. The lower flows were observed in the control treatment without N application (13.1 and 205.26 $\mu\text{g N-N}_2\text{O}^{-1}$), and treatment with application of urea (7.37 and 905.94 $\mu\text{g N-N}_2\text{O}^{-1}$). The application of cattle manure + chicken manure management is a less N loss through N_2O emissions and ammonia volatilization from the soil, and allows to produce beet and lettuce on a similar level to the higher level control. The planting fertilization with compost and green manure, both using castor bean in coverage, residual effect for culture successor in this case then beets lettuce, but has higher losses of N from the use of manure. Urea is a nitrogen source that causes the greatest losses of N by volatilization with zero residual effect for the next crop, in this case for lettuce production.

4.3 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas observadas nas últimas décadas têm sido atribuídas a intensificação do uso dos recursos naturais pelas práticas agro-industriais adotadas desde o início da revolução industrial (FOLEY, 2005). Estudos realizados sobre as causas do aquecimento global demonstraram que a elevação da temperatura média mundial tem relação direta com o aumento das concentrações atmosféricas globais de dióxido de carbono CO₂, metano CH₄ e óxido nitroso N₂O, conhecidos como os principais gases de efeito estufa (GEE). O gás CO₂ é emitido em maior quantidade, porém o N₂O e CH₄ apresentam potencial de aquecimento de 310 e 21 vezes maior do que o CO₂ (IPCC, 2007).

As emissões de CO₂, em sua maioria, são provenientes da respiração microbiana durante o processo de mineralização da matéria orgânica e também da queima de combustíveis fósseis. As emissões de CH₄ podem ocorrer de diferentes fontes biológicas como da queima de matéria orgânica, fermentação entérica em rebanhos bovinos, cultivos de arroz, aterros sanitários e de extração de combustíveis fósseis (MOSIER et al., 2004).

Quanto ao N₂O, são originadas emissões decorrentes das reações dos processos de nitrificação e desnitrificação que ocorrem naturalmente nos solos. Esses processos são influenciados diretamente pelo aporte de N via adubação nitrogenada e pela adição de resíduos de origem vegetal e animal, que são considerados as principais fontes de N₂O em sistemas agrícolas (ALVES et al., 2006). De acordo com CAST (2004), as atividades antrópicas estão contribuindo para que a concentração desse gás aumente na taxa de 0,2 a 0,3% por ano.

Diversos autores relatam que a produção de N₂O é controlada pelas oscilações da temperatura, pH, umidade, porosidade e disponibilidade de carbono lábil do solo (MAAG & VINTHER, 1996; WEITZ et al., 2001; DALAL et al., 2003). Entretanto, sabe-se que a magnitude das emissões de N₂O do solo sofre grande variação dependendo da qualidade e composição química das fontes de N que podem ser usadas na adubação.

A utilização de leguminosas, resíduos vegetais e animais como adubos é uma prática comum para prover nitrogênio para as culturas manejadas em propriedades familiares. Para uma fertilização adequada, geralmente, são adicionadas ao solo grandes quantidades desses materiais, contribuindo para elevar os teores de C e nutrientes, embora possa contribuir para aumentar a emissão de gases de efeito estufa, especialmente N₂O. Por outro lado, as emissões desse gás podem ser maiores quando utilizadas fontes de adubos ou fertilizantes nitrogenados minerais (BAGGS et al., 2003).

Dessa maneira, realizar adubações com compostos orgânicos, esterco ou leguminosas, no aporte parcial ou total de N, em substituição ao uso de fertilizantes sintéticos como a ureia, por exemplo, pode ser uma alternativa para a mitigação das emissões de N₂O para a atmosfera, embora não existam muitos resultados de pesquisa nesse sentido.

Algumas espécies de hortaliças como a beterraba e a alface fazem parte de sistemas de produção de subsistência, onde se torna mais provável o uso de fontes alternativas de N, como a adubação verde e os compostos orgânicos. Não obstante, fertilizantes nitrogenados são recomendados em baixas doses (ALMEIDA et al. 1988), além dos esterco animais.

A beterraba (*Beta vulgaris* L.) é uma raiz tuberosa, pertencente à família Amaranthaceae, com seu centro de origem na Europa. Possui elevado valor nutricional, destacando-se, dentre as hortaliças, por sua composição nutricional. De acordo com CAMARGO & MAZZEI (2002), as principais regiões produtoras no Brasil estão localizadas na Região Sudeste e Região Sul, representando 42% e 35% da área plantada em todo país. De acordo com TIVELLI (2010), no Estado de São Paulo foram cultivados 2409,9 hectares, no

período de 2007 a 2008. Por estar entre as 15 principais hortaliças em área plantada, despertou-se para a necessidade de pesquisas para a adubação na cultura da beterraba (TRANI et al., 1997).

A alface (*Lactuca sativa* L.) é outra hortaliça tradicionalmente cultivada por pequenos produtores, o que lhe confere grande importância econômica e social. É uma hortaliça folhosa, que se originou de espécies silvestres que ainda podem ser encontradas em regiões de clima temperado, pertence à família botânica Asteraceae (FILGUEIRA, 2003).

Assim, neste capítulo, avaliaram-se como diferentes fontes de N afetam a produção da sucessão beterraba-alface, e também a magnitude das perdas de N dessas fontes, seja por volatilização de amônia ou pela emissão de N₂O.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Desenho experimental

O experimento foi instalado em 23 de julho de 2012 com a cultura da beterraba, em uma área do Campo Experimental da Embrapa Agrobiologia (Terraço), localizada no município de Seropédica. O clima da região, a 33 m de altitude, pertence à classe Aw, segundo Köppen.

A área experimental correspondeu a um Planossolo, que forneceu os seguintes resultados pela análise química de amostras coletadas na profundidade de 0-20 cm: pH (em água) 6,9; Al 0,0 cmolc dm⁻³; Ca 2,65 cmolc dm⁻³; Mg 1,0 cmolc dm⁻³; P 56,8 mg dm⁻³; K 184,0 mg dm⁻³; e N 0,52 g kg⁻¹.

Adotou-se o delineamento experimental de blocos inteiramente ao acaso, contendo 5 tratamentos e 5 repetições. Os tratamentos consistiram da aplicação de: 1) composto orgânico, preparado da mistura de capim elefante com *Gliricidia sepium* com fertilização complementar em cobertura com torta de mamona; 2) adubação verde com mucuna anã (*Mucuna deeringiana*) com fertilização complementar em cobertura com torta de mamona; 3) esterco bovino curtido com fertilização complementar em cobertura com esterco de ave curtido; 4) ureia em plantio e cobertura; e 5) o tratamento controle (sem aplicação de N).

A calagem e as doses de N aplicadas na época do plantio e na adubação de cobertura, para os tratamentos com ureia e esterco bovino, foram definidas de acordo com as recomendações do manual de adubação do Estado do Rio de Janeiro para a cultura da beterraba (ALMEIDA et al., 1988).

A calagem foi efetuada 15 dias antes do plantio. No dia 23 de julho, dez dias antes do transplante das mudas de beterraba, foi realizada a adubação de algumas parcelas, e instalação das bases das câmaras em todas as parcelas, para possibilitar a coleta de gases no dia seguinte. As parcelas adubadas nesta data foram as que representaram os tratamentos com resíduos de esterco bovino curtido na dose equivalente a 25,0 Mg ha⁻¹ e, com composto orgânico e mucuna anã na dose de 5 Mg ha⁻¹. No plantio, dia 2 de agosto, foi procedida a adubação com ureia, sendo esta aplicada no sulco de plantio ao lado e abaixo das mudas, na dose de 30 kg de N ha⁻¹.

Embora o Manual de Adubação e do Estado do Rio de Janeiro não recomende dosagem para adubação com leguminosas, as adubações com este tratamento e com o de composto orgânico representaram doses de nitrogênio equivalentes a fertilização com esterco de ave, visto que os teores de N destes resíduos são próximos (Tabela 3).

Tabela 3. Teor de N (%) e relação C:N das fontes nitrogenadas utilizadas no estudo.

	Esterco	Mucuna	Composto	Ureia	Esterco de ave	Torta de mamona
Teor de N (%)	1,55	4,0	3,0	45,0	3,8	5,0
Relação C:N	23	14	16	-	-	-

A adubação de cobertura foi realizada aos 35 dias após o transplante, com as seguintes dosagens:

- aplicação de torta de mamona na dose de 100 kg de N ha⁻¹ nas parcelas que receberam adubação de base com composto e adubação verde com mucuna;
- aplicação de ureia, na linha de plantio, na dose de 60 kg de N ha⁻¹ nas parcelas que receberam adubação de base com ureia;
- aplicação de esterco de ave na dose de 100 kg de N ha⁻¹ nas parcelas que receberam adubação de base com esterco bovino.

Os totais de N aplicados no plantio e em cobertura para cada tratamento são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Doses de N aplicadas no plantio e em cobertura das fontes nitrogenadas utilizadas no estudo.

	Esterco	Mucuna	Composto	Ureia
	----- kg de N ha ⁻¹ -----			
Plantio	400	209	150	30
Cobertura	100	100	100	60
Total	500	309	250	90

A parte aérea da mucuna, de peso conhecido, foi picada com facão e incorporada à parcela com enxada, visando uma melhor distribuição do resíduo sobre o solo, o que simularia o efeito da incorporação por trator em caso de adubação verde. Os resíduos de composto e esterco também foram incorporados com enxada. As parcelas experimentais consistiram de canteiros de 1,4 m de comprimento por 1,0 m de largura, reunindo quatro linhas de plantio e totalizando 25 parcelas experimentais.

Empregou-se a cultivar “Top Early Wonder”, com as mudas produzidas em casa-de-vegetação, utilizando bandejas de poliestireno expandido com 128 células. Para a produção das mudas foi utilizado um substrato orgânico feito com esterco bovino, húmus e argila na proporção de 1:1:1 (v/v). As mudas foram transplantadas para os canteiros 30 dias após a semeadura com espaçamento de 13,5 x 25 cm, reunindo 32 plantas por parcela (Figura 11).



Figura 11. Visão geral do experimento de beterraba e das câmaras coletoras de gás, 28 dias após o plantio.

Após a adubação de cobertura, foram instaladas as câmaras de volatilização de amônia.

Durante o ciclo da cultura foram realizadas capinas manuais e irrigações por meio de aspersores setoriais, sempre que necessário. A colheita foi realizada 68 dias após o transplante, no dia 09 de Outubro de 2012. Para as avaliações fitotécnicas, foram coletadas 8 plantas da área útil de cada parcela, sendo computadas as seguintes variáveis:

- **diâmetro da raiz tuberosa**, mensurado com auxílio de um paquímetro digital;
- **massas frescas de parte aérea e raiz tuberosa**, determinadas com auxílio de balança digital de precisão (0,01 g);
- **produtividade total**, em peso das raízes tuberosas colhidas, expressa em $t\ ha^{-1}$.

4.4.2 Efeito residual da adubação com diferentes fontes de N

Após a colheita da beterraba, foi realizado o plantio de alface, na mesma área, para avaliar o efeito residual dos fertilizantes utilizados na adubação durante o ciclo da beterraba (Figura 12). Os canteiros foram preparados e o plantio feito no dia 10 de outubro de 2012.

Empregou-se uma cultivar de alface crespa Verônica, sendo as mudas produzidas e transplantadas conforme foi descrito para as mudas de beterraba. Não foi realizada adubação das parcelas durante o ciclo da cultura. Durante o ciclo da cultura foram realizadas capinas manuais e irrigações por meio de aspersores setoriais, sempre que necessário. Ao longo desse período foram feitas avaliações de emissão de N_2O do solo.



Figura 12. Visão geral do experimento de alface e das câmaras coletoras de gás.

A colheita foi feita 40 dias após o transplântio, no dia 21 de outubro. As plantas foram cortadas logo abaixo das folhas basais, bem rentes ao solo. Para as avaliações fitotécnicas, foram coletadas 4 plantas da área útil de cada parcela, sendo computadas as seguintes variáveis:

- **massa fresca de parte aérea**, determinadas com auxílio de balança digital de precisão (0,01 g);
- **número de folhas**;
- **produtividade total**, em peso das cabeças colhidas, expressa em $t\ ha^{-1}$.

4.4.3 Amostragem e análise de gases

Como mencionado anteriormente, em cada parcela de beterraba e alface, foi colocada uma câmara estática fechada para amostragem dos fluxos de N_2O , perpendicularmente à direção das linhas de plantio (Figura 11). Cada câmara era composta de uma base de metal retangular (40 x 60 cm), com 10 cm de altura, sendo inserida no solo até a profundidade de 7 cm (Figura 13). A parte exposta possuía uma borda, na qual se inseria tampa retangular, com largura e comprimento iguais aos da base. Esta parte superior possuía altura de 10 ou 40 cm de altura, dependendo do período de avaliação, e somente era acoplada na base metálica nos eventos de amostragem (Figura 14). A base possuía uma calha que era preenchida com água para vedar o sistema quando a tampa era acoplada à base. Sobre cada tampa retangular existia uma válvula de três vias, para permitir a retirada dos gases no momento da amostragem.



Figura 13. À esquerda: unidade experimental mostrando a base da câmara estática. Direita: visão parcial do experimento.



Figura 14. À esquerda: Tampa com 10 cm de altura. Direita: Tampa com 40 cm de altura.

As amostragens de gases foram feitas utilizando-se uma seringa de polipropileno, que era conectada à câmara através da válvula de três vias. Com uma bomba de vácuo manual, todos os frascos eram evacuados no momento da amostragem com uma pressão negativa de 80 kPa. As amostras contidas na seringa (30 mL) eram transferidas para frascos de vidro de cromatografia de 20 mL, lacrados com borracha butírica.

Do plantio até o dia 24/08, foram realizadas amostragens com câmaras baixas (10 cm de altura), com um tempo de fechamento de 30 minutos. Posterior a essa data, passou-se a utilizar câmaras com 40 cm de altura, visando evitar causar danos às folhas das plantas de beterraba, uma vez que estas últimas câmaras apresentavam um volume maior. O tempo de fechamento das câmaras passou a ser de 50 minutos. Ao todo, eram realizadas 50 amostragens de ar por evento de amostragem, sempre no horário da manhã, entre 08 e 10 h conforme preconizado por ALVES et al. (2012). Esgotado o tempo de fechamento das câmaras de 30 ou 50 minutos, amostrava-se o ar de cada uma, reabrindo as câmaras em seguida (Figura 14).

As amostragens de gases foram realizadas durante o ciclo das culturas, correspondendo a quatro meses. No mês de julho as amostragens foram realizadas diariamente. No entanto, nos meses de agosto, setembro, outubro e novembro, estas foram feitas dentro de uma frequência de três vezes por semana, quando se percebeu que as

emissões passaram a se tornar não significativas, ou seja, com pequena variação entre os tratamentos, demonstrando reduzido efeito das fontes de N aplicadas. Em cada amostragem de gás, era medida a temperatura do ar no interior da câmara no momento de abertura, 30 ou 50 minutos posterior. Também foram medidas as temperaturas do solo a 5 e a 10 cm em todas as parcelas.

As análises das concentrações de N₂O foram realizadas no Laboratório de Solos da Embrapa Agrobiologia, utilizando um cromatógrafo de gás (Perkin Elmer, Auto system) equipado com uma coluna de "Porapak Q" e um detector de captura de elétrons. O resultado da análise de cada amostra era obtido sob o valor da integração da área de um gráfico, variando de acordo com a concentração de N₂O. Antes de cada conjunto de análises, eram injetadas amostras padrão de concentração conhecida de N₂O (352 ppbv, 800 ppbv e 1200 ppbv), para o cálculo das concentrações de N₂O em cada amostra.

Os fluxos de N₂O consistem na diferença entre concentrações de N₂O inicial e final. Inicialmente, fazia-se a regressão linear entre as concentrações dos padrões e suas respectivas áreas, encontrando-se um fator de transformação da leitura das amostras para concentração. Após a conversão, os fluxos foram calculados pela equação $N_2O = \delta C / \delta t (V/A) M/V_m$, onde $\delta C / \delta t$ é a mudança de concentração de N₂O na câmara no intervalo de incubação; V e A são respectivamente o volume da câmara e a área de solo coberta pela câmara; M é o peso molecular de N₂O e V_m é o volume molecular na temperatura de amostragem. Os fluxos foram expressos em $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

4.4.4 Coleta e quantificação da amônia volatilizada

Para avaliar a volatilização de amônia do solo foi usado sistema composto por câmara estática, descrita e calibrada por ARAUJO et al., (2009). Cabe ressaltar que as avaliações tiveram início 24 horas após a adubação de cobertura, 35 dias após o plantio. A câmara foi confeccionada a partir de frasco plástico transparente, tipo PET de 2 litros sem a base, com diâmetro de 10 cm, abrangendo 0,00825 m² de área (Figura 15b). No interior do frasco foi suspensa, com o auxílio de um arame inoxidável, uma lâmina de espuma de polietileno, com 2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento (Figura 15a) umedecida com solução de H₂SO₄ 1 mol dm⁻³ mais glicerina 2% (v/v). Visando adaptar o sistema para posterior utilização em condições de campo e manter os sistemas abertos, permitindo a circulação do ar, a base do PET foi retornada de forma invertida a extremidade superior do frasco e suspensa por espiral de arame, formando um "chapéu" para evitar a entrada de água da chuva, possibilitando os fluxos de gases no interior da câmara.

Para medir a volatilização de NH₃, foram adicionados 10 mL de solução de H₂SO₄ 1 mol dm⁻³ mais glicerina 2% (v/v) ao frasco plástico de 50 mL (Figura 15a), que fica dentro da câmara. Em seguida, a lâmina de espuma de polietileno foi transferida para o frasco e comprimida, 4 a 5 vezes, com auxílio de haste com diâmetro inferior a do frasco (Figura 15c). Nessa condição, a espuma absorve cerca de 5mL da solução ácida. No interior do frasco PET, foi suspensa a lâmina, com haste de arame inoxidável e elástico, fixando-a ao frasco de 50 mL.

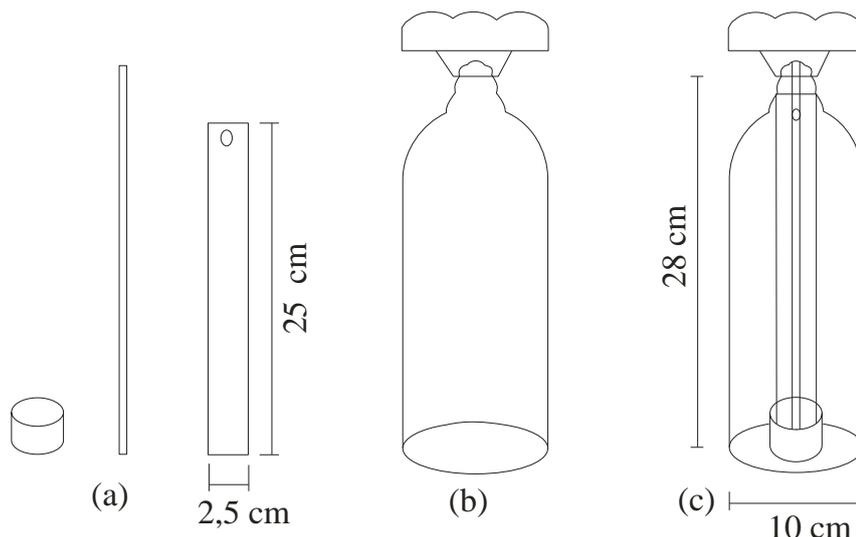


Figura 15. Esquema detalhado da câmara utilizada para coleta da amônia volatilizada na unidade experimental, segundo método descrito por ARAÚJO et al. (2009).

As lâminas de espuma contendo a amônia volatilizada foram coletadas em intervalos de 4 dias, até completar 32 dias após a adubação de cobertura. O N-NH₃ foi determinado por destilação e titulação. A espuma, juntamente com a solução remanescente em cada frasco de 50 mL, foi transferida para Erlenmeyer de 125 mL de massa previamente conhecida (P1). Posteriormente, foram adicionados 40 mL de água destilada em cada Erlenmeyer. Essa água, antes de transferida para o Erlenmeyer, foi usada para lavar o frasco de 50 mL, contendo as espumas correspondentes. O Erlenmeyer, com a solução e a lâmina de espuma, foi levado a agitador horizontal a 220 RPM por 20 min e depois feita nova pesagem (P2).

Uma alíquota de 5 a 10 mL, dependendo da concentração de NH₄⁺ esperada, foi analisada por destilação à vapor e posterior titulação para quantificar o N amoniacal, tal como descrito em ALVES et al. (1994). A densidade da solução foi considerada igual a 1,0 g dm⁻³. Desta forma, o volume total da solução é obtido pela diferença entre P2 e P1, este último acrescido da massa da espuma (aproximadamente 0,3 g).

4.4.5 Fatores de perdas de N

As quantidades de N-NH₃ e N-N₂O emitidas em todo o ciclo da beterraba e da alface foram divididas pelas quantidades de N contidas nos adubos para o cálculo dos fatores de emissão referente a cada uma das formas voláteis de N.

4.4.6 Amostragem e análise de solo

Além de amostras de gases, também foi amostrado o solo, para determinar a umidade e a concentração de formas minerais de N no solo (NO₃⁻ e NH₄⁺). Foram coletadas amostras simples, nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, com o auxílio de espátula, sendo uma amostra por tratamento. As amostras de solo foram coletadas uma vez por semana, no período da manhã, acompanhando as amostragens de gases. Elas foram colocadas em embalagens plásticas, congeladas e posteriormente encaminhadas ao laboratório para a análise das formas

minerais de N. Para a medida da umidade gravimétrica, foram retiradas amostras de terra em todas as coletas de amostragem de gases, sendo retiradas amostras em duas profundidades em cada parcela, totalizando 50 amostras por coleta.

Amostras de terra para determinação da densidade do solo foram coletadas no final dos ciclos das hortaliças, em todas as parcelas. Estas foram feitas ao lado de cada câmara, em outubro, e dentro de cada câmara, em novembro, com o auxílio de anel de Kopec. Por meio dos resultados obtidos foi possível calcular o volume total de poros, para obter o espaço poroso saturado com água (EPSA)(equação 1).

Para determinar a umidade, foram pesados, em cadinhos, 10 g de solo de cada amostra, sendo posteriormente levados para a estufa e mantidos a 105 °C por 72 horas, quando então foram pesados, e determinada a umidade do solo. A umidade foi dada por Espaço Poroso Saturado com Água (EPSA) calculado pela fórmula:

$$EPSA = \frac{(Ug \times Ds)}{Vtp} \times 100 \quad \text{equação 1.}$$

$$Vtp = \left(1 - \left(\frac{Ds}{Dp} \right) \right) \quad \text{equação 2.}$$

Onde: Ug é a umidade gravimétrica (g); Ds, a densidade do solo ($Mg \text{ m}^{-3}$); Dp, a densidade das partículas ($Mg \text{ m}^{-3}$); e Vtp, a porosidade total do solo.

Para determinação das formas minerais de N no solo, as amostras foram descongeladas e pesados 20 g de solo de cada amostra em Erlenmeyer. Adicionaram-se 60 ml de solução extratora de K_2SO_4 2M, sendo posteriormente colocados em agitador horizontal e mantidos em movimento pelo período de 30 minutos a 200 rpm. Em seguida, as amostras foram filtradas e a solução obtida foi guardada em geladeira para posterior análise de cada forma mineral. O equipamento utilizado consistiu de espectrofotômetro digital Shimadzu UV-1203. Foram preparadas duas curvas analíticas com padrões de baixa concentração de N na forma de nitrato e na forma de amônio (0,0; 0,1; 0,3; 0,5; 0,7; 1,0 $mg \text{ N L}^{-1}$), e outra com concentrações mais altas, na faixa de 1,0; 2,0; 3,0; 5,0; 7,0 e 10,0 $mg \text{ N L}^{-1}$.

A metodologia para determinação de NO_3^- foi a utilizada por OLSEN (2008), baseada na espectrofotometria em Ultra Violeta (UV). As concentrações de NO_3^- foram determinadas em dois comprimentos de onda, sendo o resultado da medida de absorvância em 275 nm multiplicado por dois e subtraído da leitura em 220 nm. O resultado equivale à quantidade de NO_3^- na amostra.

Para medir a concentração de NH_4^+ foi utilizado o método do salicilato proposto por KEMPERS & ZWEERS (1986). Os reagentes preparados foram:

R1: Dissolver 33 g de salicilato de sódio ($NaC_7H_5O_3$) e 20 mg de nitroprussiato de sódio ($Na_2Fe(CN)_5NO_5 \cdot H_2O$) em 100 mL de água destilada;

R2 – Dissolver 9,33 g de citrato de sódio e 4 g de hidróxido de sódio (NaOH) em água destilada para um volume final de 100 mL;

R3 (Mix) – É um combinado dos reagentes 1 e 2, que se obtém pela mistura de 1 parte do reagente um com duas partes do reagente dois;

R4 – Hipoclorito de sódio comercial (água sanitária), no caso de hipoclorito 10% diluir 5mL em 25 mL de água destilada.

Para a determinação, 4 mL do extrato de terra com K_2SO_4 2M foram transferidos para tubo de ensaio de 10 mL. Adicionou-se 0,1 mL de hipoclorito de sódio e 0,9 mL do reagente R3. A reação ocorria no escuro por \pm 120 minutos. As concentrações eram lidas em 647 nm.

Os cálculos para determinação das concentrações das formas minerais de N foram feitos por meio de regressões lineares entre as concentrações dos padrões e respectivas absorbâncias, encontrando-se fator de transformação da leitura das amostras em concentração.

4.4.7 Análise de dados

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio dos pacotes Saeg 9.1 e Sisvar 4.3, das Universidades de Viçosa e Lavras, respectivamente. Para testar a normalidade e homogeneidade das variâncias dos erros foram aplicados os testes de Lilliefors e de Cochran & Bartley, respectivamente, contidos no programa Saeg 9.1. Com os pressupostos atendidos, foi feita a análise de variância (ANAVA), aplicando o teste F e, para as variáveis, cujo teste F foi significativo, foram comparadas as médias pelos testes LSD e Scott Knott, ($P < 0,05$), no programa estatístico Sisvar 4.3.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.5.1 Descrição das condições climáticas

A precipitação pluviométrica ocorrida durante o período de avaliação foi registrada através de um pluviômetro instalado na área do experimento. Verificou-se que nos 15 primeiros dias após a instalação do experimento foram registradas as menores precipitações, somando 21,7 mm, período no qual foi feita a aplicação dos resíduos de mucuna, composto e esterco. Por outro lado, nos meses de setembro e outubro foram registradas as maiores precipitações acumuladas com 160,5 e 153,2 mm, respectivamente (Figura 16).

As flutuações de temperatura média, para o experimento foram de 19,3 a 31,7 °C, com média de 25,0 °C, condições que marcam os períodos de inverno e primavera em condições tropicais (Figura 16). De maneira geral, houve pouca oscilação da temperatura, sendo as temperaturas médias mais baixas registradas nos meses de julho e agosto com média de 16,5 °C, enquanto que as mais altas foram nos meses de setembro, outubro e novembro com média de 30,0 °C.

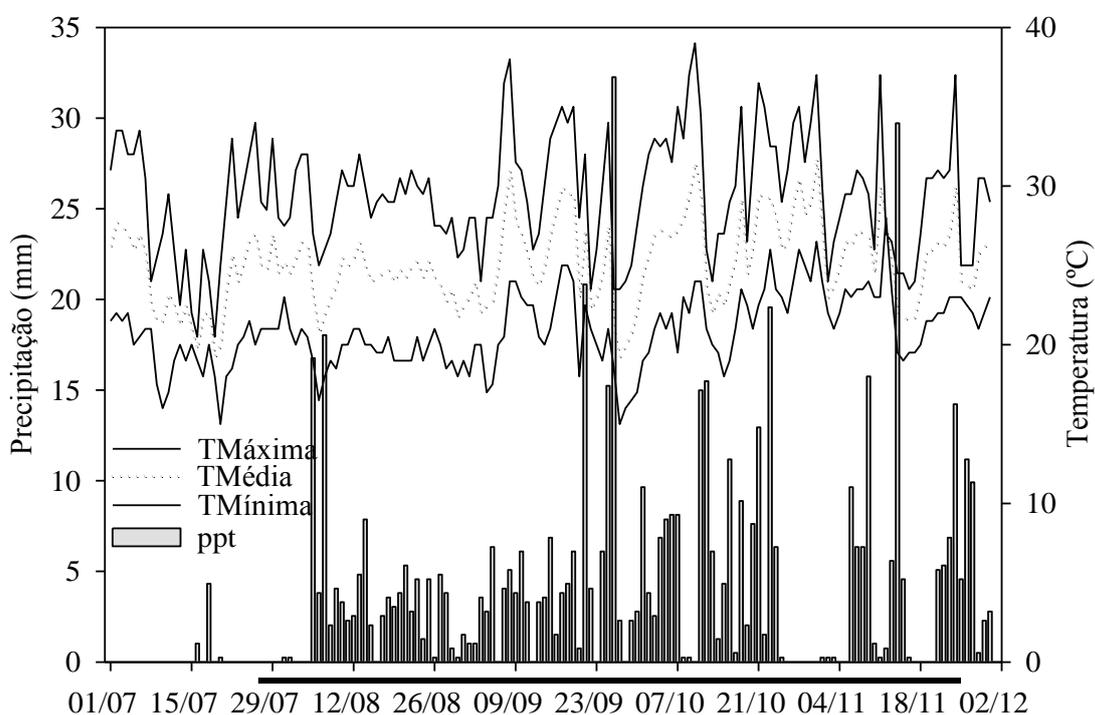


Figura 16. Distribuição diária da precipitação (mm) e temperatura média (°C) durante o período do estudo. A linha horizontal mais espessa sobre abscissa corresponde ao período experimental.

4.5.2 Fluxos de N₂O

A adição de ureia e de resíduos orgânicos no cultivo de beterraba elevou significativamente os fluxos de N₂O (Figura 17), principalmente após a ocorrência de chuva. Destaca-se que houve alta variabilidade dos fluxos entre repetições.

As emissões de N₂O do solo variaram de 7,37 e 2699,62 µg N-N₂O m²h⁻¹. Os menores fluxos foram verificados no tratamento controle, sem aplicação de N (13,1 e 205,26 µgN-N₂O m²h⁻¹), e no tratamento com aplicação de ureia (7,37 e 905,94 µg N-N₂O m²h⁻¹). De modo geral, os fluxos observados foram superiores aquelas verificadas na literatura para sistemas de manejo no Brasil (≈0 a 670,2 µg N-N₂O m²h⁻¹; PASSIANOTO et al. 2003; GOMES, 2006; JANTALIA et al., 2008; ESCOBAR, 2008; ZANATTA, 2009). Entretanto, estes resultados são de magnitude inferior a de outros trabalhos com aplicação de fertilizantes (≈0 a 8587,4 µg N-N₂O m²h⁻¹; MAGGIOTTO et al., 2000; ZANATTA, 2009).

No período entre a instalação do experimento e o plantio, verificou-se que as emissões de N₂O do solo foram caracterizadas por fluxos baixos e semelhantes para os tratamentos com esterco, composto, ureia e controle com valores máximos de 65,0 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, enquanto que o tratamento commucuna apresentou valores máximos de 385,0 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. A menor intensidade dos fluxos de N₂O comparados aos períodos pós-plantio foi devida ao regime de chuvas menos intenso, com precipitações de pequeno volume e menor frequência, e a ausência de irrigação mantendo a umidade do solo em níveis muito baixos. Esta relação com as chuvas é explicada pelo fato dos fluxos de N₂O serem diretamente relacionados com o nível de saturação dos poros do solo com água (DOBBIE et al., 1999). Associado as baixas precipitações, observaram-se valores baixos de espaço poroso saturado por água (EPSA), variando de 22 a 32%. De acordo com a literatura, em condições de EPSA inferiores a 60% ocorrem processos aeróbios no solo, predominando o processo de nitrificação, não sendo esperados fluxos altos de N₂O (DOBBIE e SMITH, 2003).

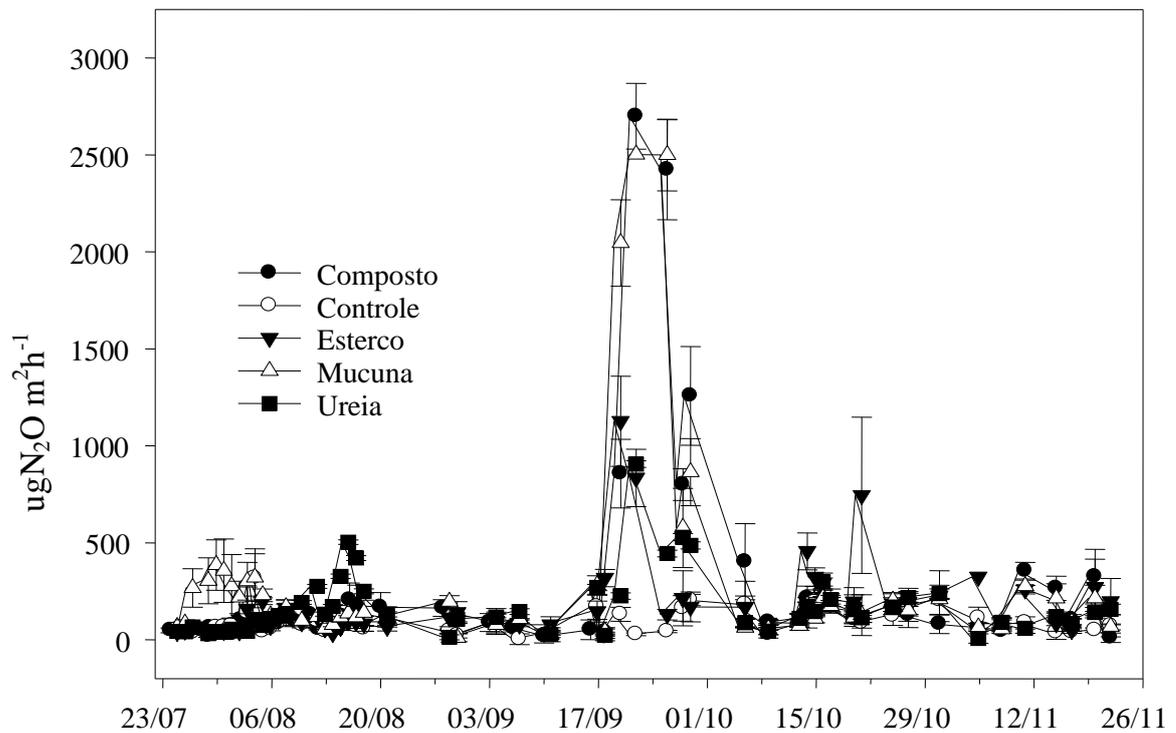


Figura 17. Fluxos médios diários de N_2O em $\mu\text{g N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{h}^{-1}$ para os tratamentos com mucuna, composto, ureia, esterco e controle. As setas indicam o plantio da beterraba (02/08/2012), a adubação de cobertura (16/09/2012) e o plantio da alfafa (10/10/2012).

No período que foi do plantio até a adubação de cobertura, verificou-se aumento das emissões de N_2O do solo em todos os tratamentos. O maior pico de emissão foi de $503,33 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$ para o tratamento com ureia, enquanto que para os outros tratamentos as maiores emissões ficaram entre $170,51$ e $321,27 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$.

No tratamento com ureia o aumento das emissões foi mais pronunciado na segunda semana após o plantio e na primeira semana após a adubação de cobertura, com posterior tendência a retornarem aos níveis basais medidos na área controle. De acordo com BUCHKINA et al., (2010) e WEBB, (2010), as emissões mais elevadas de N_2O de solos agrícolas estão associadas aos primeiros dias após a aplicação de fertilizantes nitrogenados e de adubos orgânicos embora os resíduos de culturas contribuam para elevar as emissões, porém com menor magnitude.

Neste período antes da adubação de cobertura o maior pico de emissão para o tratamento com mucuna foi de $321,27 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$, sendo menores do que os resultados obtidos por WEILER (2012). Em um estudo similar, no qual foi avaliada a emissão de N_2O do solo com incorporação de diferentes tipos de leguminosas, o autor observou fluxos máximos de até $1017,67 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$ no tratamento com mucuna-preta. Devido à baixa relação C/N (14) da mucuna houve maior liberação de nitrogênio para o sistema, contribuindo para a elevação das emissões de N_2O dias após a incorporação da leguminosa no solo.

O aumento dos fluxos de N₂O ocorreu imediatamente após cada evento de chuva, e os maiores fluxos aconteceram exatamente quando as maiores precipitações foram registradas. A precipitação influencia os fluxos de N₂O por alterar o conteúdo de água no solo. Muitos autores observaram aumento das emissões de N₂O após períodos de alta precipitação (RUSER et al., 2006; PARKIN & KARPAN, 2006; WEITZ et al., 2001), tendo como consequência direta o aumento da atividade desnitrificante induzida pela redução da difusão de O₂ no solo (CLAYTON et al., 1994; DOBBIE & SMITH, 2001).

Os maiores fluxos de N₂O coincidiram com os primeiros dias após a adubação de cobertura e precipitações de 15 e 32,5 mm (Fig. 16), aumentando os valores de EPSA para mais de 60% (Figura 18) para todos os tratamentos. No entanto, os fluxos mais elevados foram registrados nos tratamentos que receberam aplicação de resíduos de composto e mucuna, com suplementação de torta de mamona, com emissões de 2966,62 e 2501,25 µg N-N₂O m²h⁻¹, respectivamente. Nestas condições a chuva foi o fator que mais influenciou nas emissões de N₂O que devem ter sido provenientes do processo de desnitrificação. A magnitude dos fluxos foi menor do que as observadas por FRACETTO (2009). O autor, estudando a emissão de N₂O em torta de mamona aplicada ao solo, sob condições de incubação em laboratório, encontrou emissão acumulada aproximada de 600 mg N-N₂O m² nos primeiros 15 dias após a adubação. Discordando do autor, nosso estudo de campo obteve emissão acumulada de 22,1 e 22,2 mg N-N₂O m² para os tratamentos com composto e mucuna, respectivamente, para o mesmo período em questão.

SEVERINO et al. (2004), demonstraram que a velocidade de mineralização da torta de mamona, medida pela respiração microbiana, é cerca de seis vezes mais rápida que a de esterco bovino e quatorze vezes mais rápida que o bagaço de cana, o que explicaria tais magnitudes observadas nesses tratamentos. Em outro estudo, SEVERINO et al. (2007) concluíram que a taxa de mineralização da torta de mamona não sofre influência de teores de umidade do solo entre 20 e 80%, confirmando a elevação dos fluxos de N₂O nas condições climáticas observadas nesse estudo.

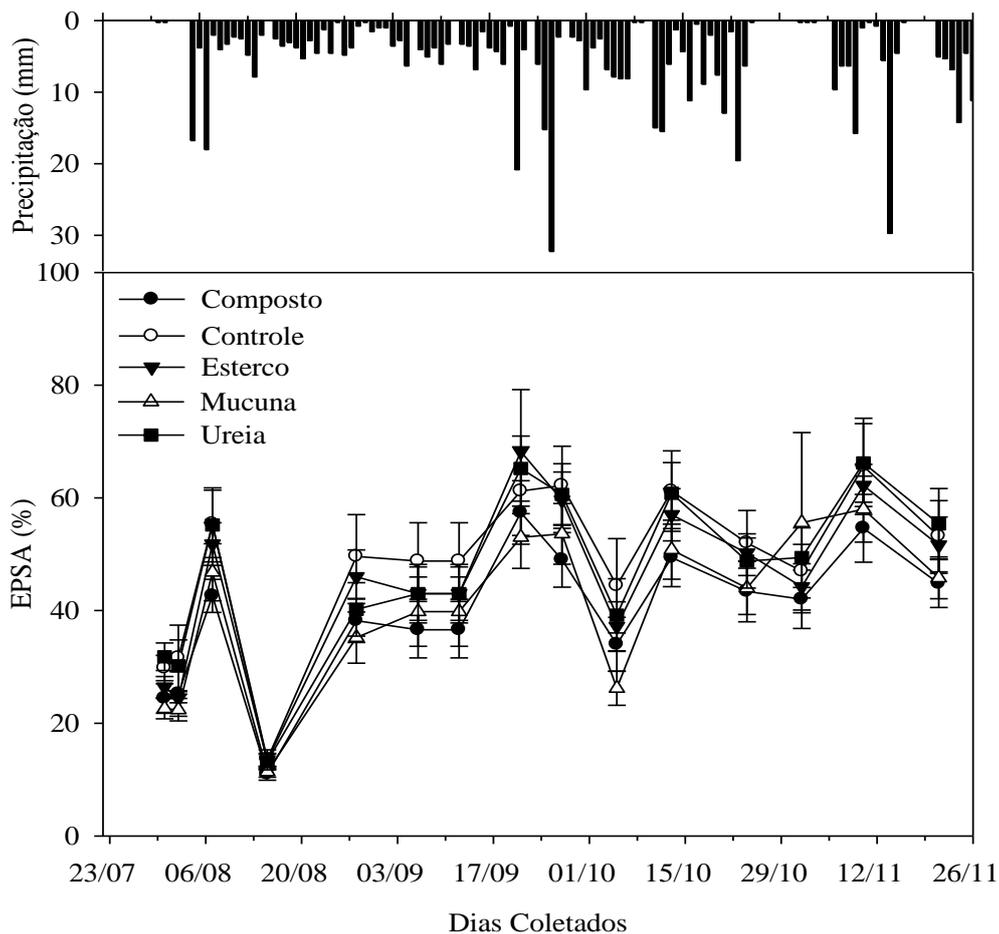


Figura 18. Distribuição do espaço poroso ocupado saturado por água (EPSA), semanal, em porcentagem.

A aplicação de resíduos de esterco bovino mais esterco de ave em cobertura resultou nas menores emissões entre os tratamentos que receberam N, tendo a intensidade do pico máximo de emissão ($1126,64 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$) cinco vezes e meia superior ao tratamento controle. Esses resultados estão de acordo com os de ROCHA (2009). Em estudo similar na cultura do milho, no qual foi avaliada a emissão de N_2O do solo com incorporação de dejetos de bovinos e cama de aviário, o autor observou fluxos máximos de até $1342 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$ no tratamento com dejetos de bovinos e $374 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2\text{h}^{-1}$ no tratamento fertilizado com cama de aviário. Por tanto, no manejo da fertilização do solo com o uso de resíduos de animais ou vegetais deve ser considerado o impacto das elevadas emissões de N_2O .

Devido à alta oscilação das emissões de N_2O entre as coletas, supõe-se que houve efeito de outras variáveis como clima, preparo de solo, taxa de decomposição dos resíduos e umidade sobre a dinâmica dos fluxos. As emissões de N_2O estão relacionadas a interações complexas entre propriedades do solo, tais como as características químicas do solo, temperatura, estrutura, concentração de NO_3^- e NH_4^+ , aeração, conteúdo de umidade, e cada fator pode afetar a desnitrificação e variar em espaço e com o tempo (LIANG e MACKENZIE, 1997).

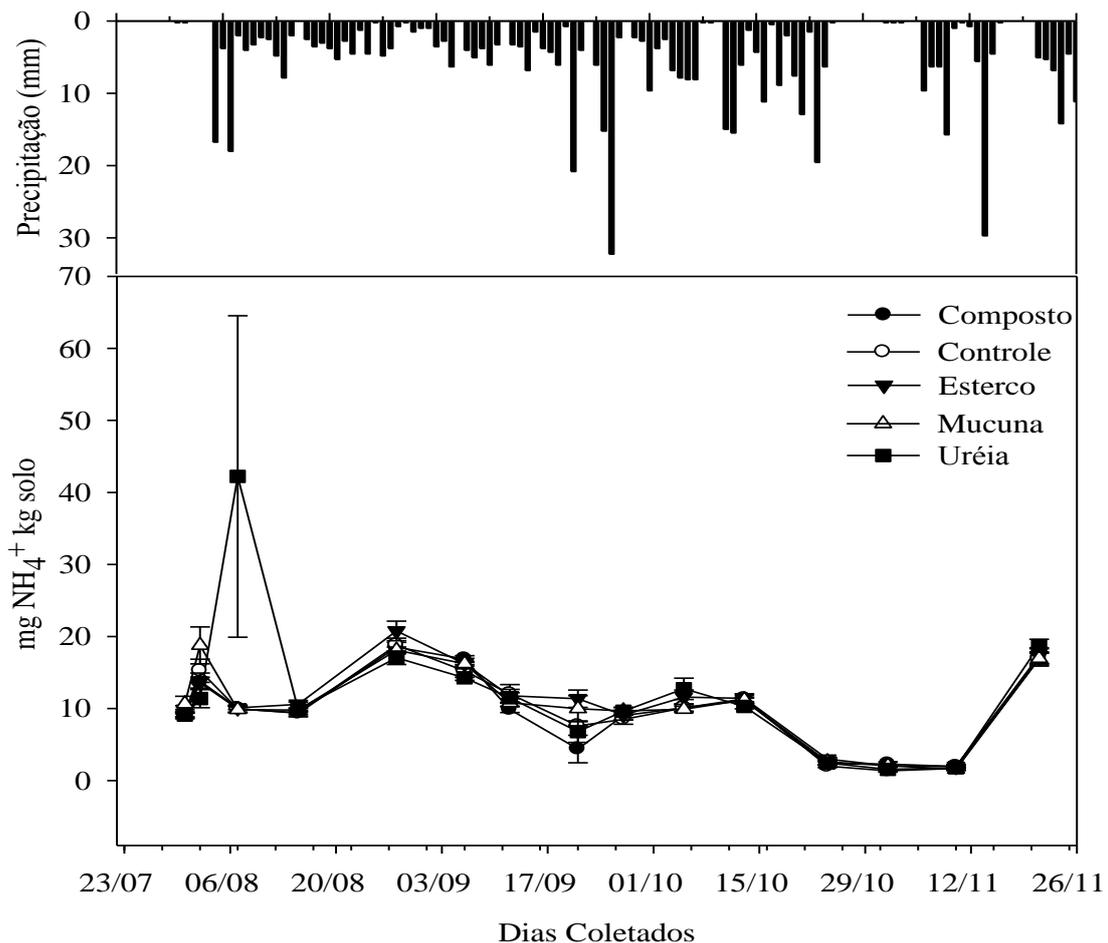


Figura 19. Distribuição dos teores de NH_4^+ , semanal, para os tratamentos de mucuna, composto, esterco, ureia e controle.

A aplicação das fontes nitrogenadas não elevou as concentrações de N amoniacal no solo na camada de 0-10 cm, visto que os aumentos observados ocorreram na mesma faixa de valores para todos os tratamentos (Figura 19). Exceção a esse comportamento foi observada em uma amostragem feita após a fertilização com ureia quando se registrou aumento de concentração de NH_4^+ (42 mg de N-NH_4^+ kg^{-1} de solo), em relação aos outros tratamentos, onde os valores foram de ≈ 10 mg de N-NH_4^+ kg^{-1} de solo.

Quanto às concentrações de N na forma nítrica as variações foram de 0,4 a 23,9 mg de NO_3^- kg^{-1} sendo que as maiores emissões de N_2O foram obtidas em condições de solo com os maiores valores de EPSA e concentrações de NO_3^- (Figura 20). Estes resultados foram semelhantes aos encontrados por OLIVEIRA (2009), em um estudo que avaliou a emissão de N_2O em diferentes doses de ureia na cultura do milho, na região Sudeste. O autor encontrou variações do nitrogênio mineral (NH_4^+ e NO_3^-) aos 0-10 cm de profundidade de 0 a 57 mg N kg^{-1} . Segundo WEITZ et al. (2001) e PINTO et al. (2004), a disponibilidade de substrato para os processos microbianos juntamente com a dinâmica da umidade do solo controla a variabilidade temporal das emissões de N_2O em solos agrícolas. De acordo com ALVES et al., (2012), a aplicação em excesso de fertilizante nitrogenado de alta solubilidade aumenta a concentração de N mineral no solo resultando em perdas de N por desnitrificação.

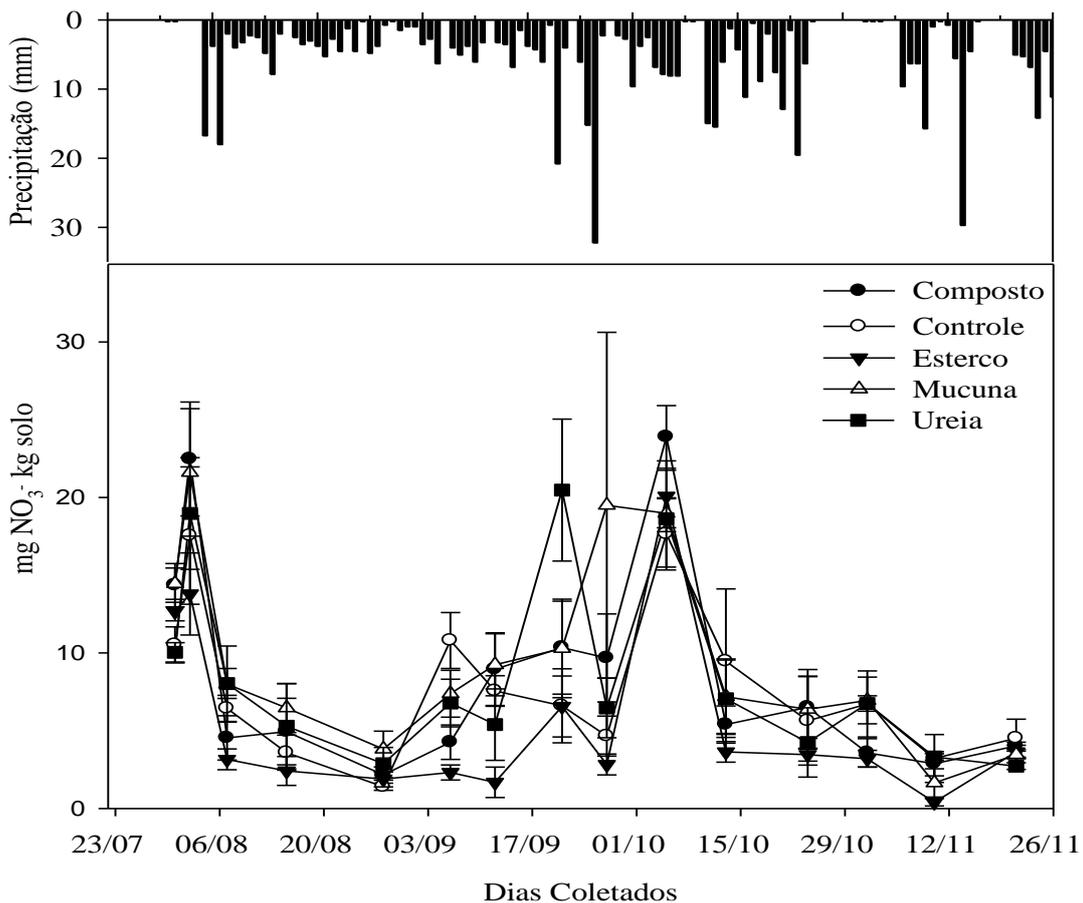


Figura 20. Distribuição dos teores de NO_3^- , semanal, para os tratamentos de mucuna, composto, esterco, ureia e controle.

Outro fator envolvido na dinâmica de produção de N_2O do solo, avaliado neste estudo, foi a disponibilidade de C solúvel em água com valores variando entre 0,45 e 0,68 g kg^{-1} (Figura 21). No entanto, da mesma forma que para o NH_4^+ , não foram observadas variações entre os tratamentos, discordando de resultados obtidos por GOMES et al., 2006.

Práticas agrícolas que resultam na mudança do manejo ou uso dos solos são consideradas fontes diretas de N_2O dos solos. De acordo com o guia para elaboração de inventário de gases do efeito estufa do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climática IPCC (2006), 1% do N aplicado na forma de fertilizantes e adubos orgânicos é perdido na forma de N_2O , 10% são perdidos por volatilização de amônia e NO_x , e 30%, por lixiviação de nitratos e escoamento superficial.

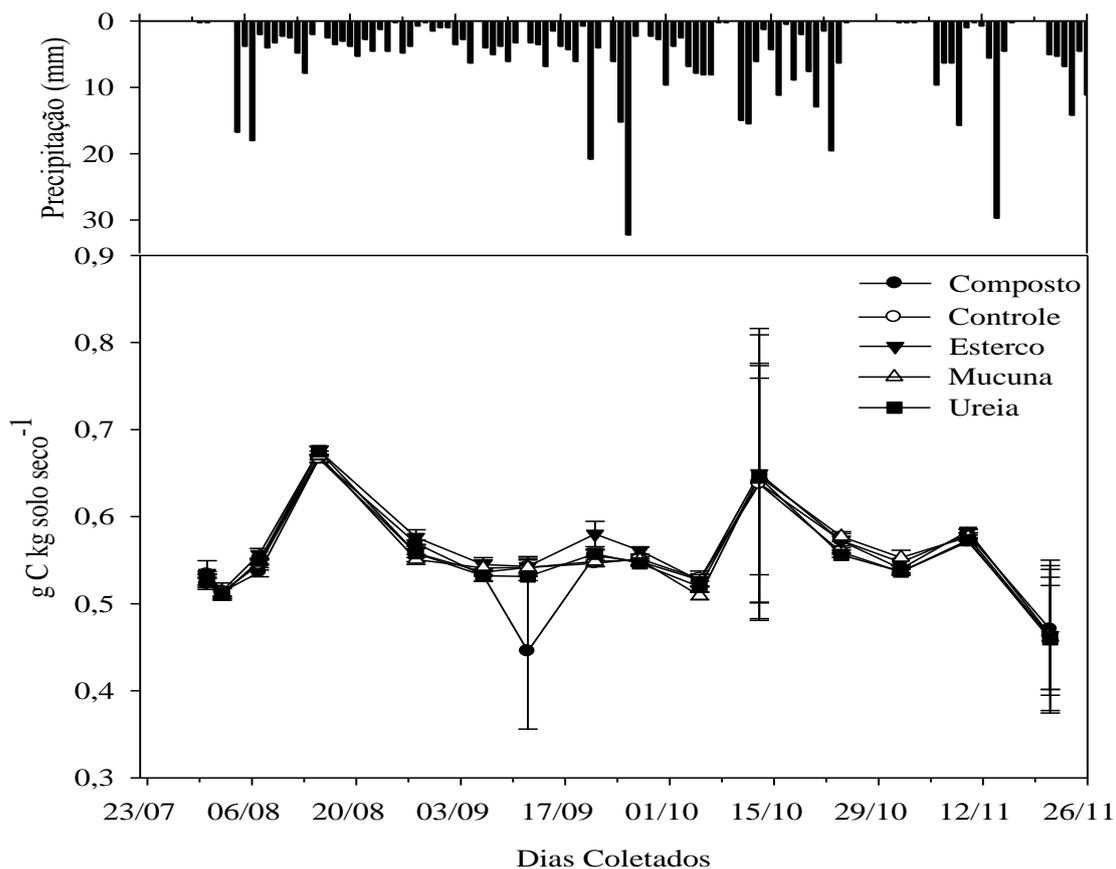


Figura 21. Distribuição da concentração de carbono solúvel em água, semanal, para os tratamentos de mucuna, composto, esterco, ureia e controle.

Neste experimento, foram consideradas as emissões obtidas até o final do ciclo da alfaca, visto que ainda foi observado efeito dos resíduos nas emissões. Utilizando a metodologia do IPCC para o cálculo dos fatores de emissão, foram obtidos os valores de 0,6% para os resíduos de esterco e 2,1% para mucuna + torta de mamona, além de 2,5% para o composto + torta de mamona e 2,6% ureia (Tabela 5). Para o tratamento com esterco o fator ficou abaixo do fator de emissão direta (EF_1) estipulado pelo IPCC (2006), de 1%, no entanto, os outros tratamentos ficaram acima. Outros autores encontraram fatores de emissão abaixo do EF_1 . OLIVEIRA (2009) encontrou o fator de 0,62% para de resíduos de aveia, justificando estes fatores pela baixa umidade e emissões de N_2O . Fatores de emissão variando de 0,02 a praticamente zero foram obtidos de emissões de fezes de bovinas por LESSA (2011), sendo o menor para época seca. Em outro estudo WEILER (2012), estudando a emissão de N_2O de diferentes leguminosas encontrou fatores de emissão entre 0,22 a 0,80%. No entanto, na literatura encontra-se uma grande variação entre os fatores de emissão de resíduos culturais. VELTHOF et al. (2002), em um estudo de incubação, mostraram que os fatores de emissão podem variar de 0,1 a 14,6% durante a decomposição de diversos resíduos culturais.

Apesar de ser difícil particionar com grande fidelidade as emissões verificadas em cada sistema no que seria devido a fertilização de plantio e cobertura, os resultados aqui encontrados indicam fortemente que as aplicações de cobertura na cultura da beterraba foram responsáveis por grande parte das emissões de N_2O verificadas ao longo de todo o período de

produção de beterraba e alface. Neste caso, a utilização de torta de mamona induziu os maiores fluxos do gás (Figura 17), o que pode estar relacionado ao maior teor de N nessa fonte. Não obstante, o tratamento com esterco recebeu dose semelhante de N em cobertura, mas com menores emissões de N₂O. Tanto o esterco de ave quanto a torta de mamona apresentavam relação C/N próximas, respectivamente 13 e 10 (Tabela 3), assumindo 50% de C na matéria seca. Assim, as formas solúveis de N e do C poderiam explicar os resultados encontrados, embora a análise do solo até 10 cm profundidade não tenham indicado efeito significativo dessas fontes sobre a disponibilidade de N e C solúvel (Figuras 19, 20 e 21).

Tabela 5. Fatores de emissão para os tratamentos de mucuna, composto, esterco, ureia e controle.

Fatores de Emissão	Composto + TM	Esterco bovino + esterco de ave	Mucuna+ TM*	Ureia
Dose N aplicada (g N m ⁻²)	25	50	31	9
Emissão N ₂ O líquida (g N m ⁻²)	0,62	0,28	0,66	0,24
Fator (g N 100 g ⁻¹ N aplicado)	2,5	0,6	2,1	2,6

*TM – Torta de mamona.

4.5.3 Volatilização de amônia

A percentagem de N perdida por volatilização após a aplicação dos fertilizantes em cobertura sobre a superfície do solo, é mostrada na Figura 22. As perdas por volatilização de amônia de fertilizantes nitrogenados são influenciadas por diversos fatores como pH, teor de umidade e concentração de N mineral do solo. De acordo com SOMMER et al., (2004), o processo de perda por volatilização de amônia representa ineficiência no manejo da fontes nitrogenadas aplicadas no solo, podendo resultar em perdas variáveis entre nulas a maiores de 50% do N aplicado.

As maiores perdas por volatilização de amônia foram obtidas no tratamento com aplicação de ureia com valores de até 30% do N aplicado. Valores maiores já foram obtidos por LARA-CABEZAS et al. (1997), em um estudo que avaliou a aplicação de ureia na dose de 100 kg N ha⁻¹ em sistemas de plantio direto e convencional, sendo as perdas encontradas entre 10 e 76% do N aplicado na forma de NH₃. Entretanto, perdas maiores de até 95% do N aplicado após a aplicação de ureia sobre a superfície do solo foram relatadas por VIEIRO (2011), em um estudo que avaliou volatilização de amônia em sistema de plantio direto no Sul do Brasil.

No tratamento com composto e tratamento com mucuna, que receberam aplicação de 100 kg de N ha⁻¹ na forma de torta de mamona 45 dias após a incorporação do composto e mucuna no solo, o comportamento das perdas de N por volatilização de NH₃ foram semelhantes, não diferenciando estatisticamente entre si.

Perdas menores foram obtidas no tratamento com esterco bovino, com aplicação de 100 kg de N ha⁻¹ na forma de esterco de ave, com perda média de 9,5% do N aplicado (Tabela

6). As perdas foram estatisticamente menores do que as observadas nos tratamentos com ureia e composto, porém não diferenciando do tratamento com mucuna. Apesar de condições e fontes diferentes, perdas por volatilização de NH_3 semelhantes foram encontradas por FERREIRA (1995). O autor avaliou as perdas de nitrogênio das excreções de bovinos em pastos formados com braquiária, atribuindo um valor próximo de 10% do N das fezes perdido por essa via. Em outro estudo LESSA (2011), estudando a volatilização de amônia de urina e fezes bovinas em pastagens, encontrou valores máximos de até 20% nas fezes e 50,5% via urina perdidos pelo processo de volatilização.

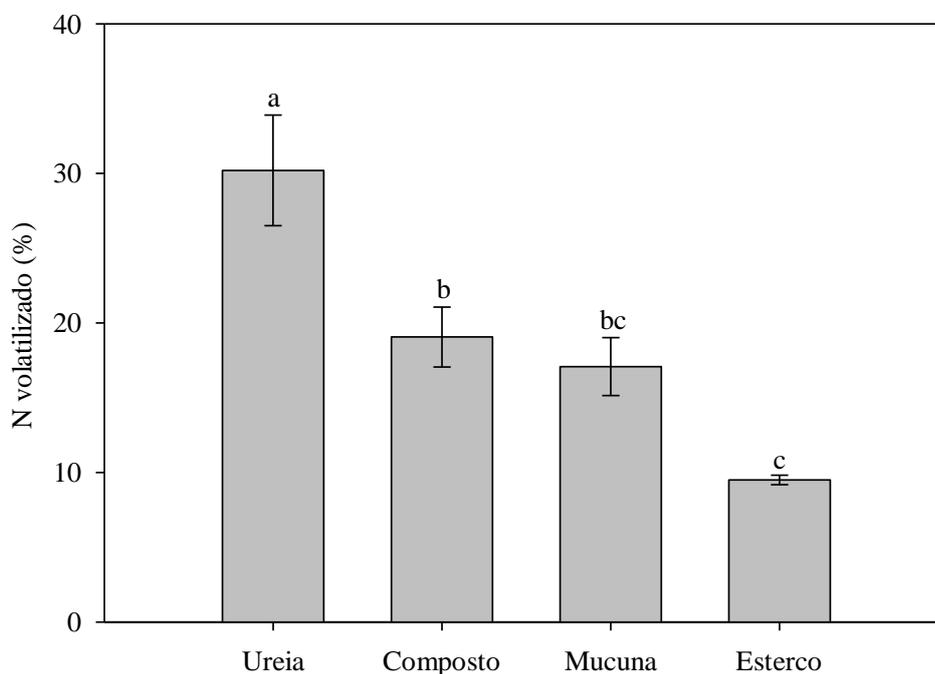


Figura 22. Volatilização média de amônia (N-NH_3), em porcentagem, após a adubação de cobertura para os tratamentos de mucuna, composto, esterco, ureia e controle.

Tabela 6. Quantidade de N aplicada em cobertura nos tratamentos, total de N perdido na forma de N-NH₃.

Tratamento	Fonte de N aplicada em cobertura	Quantidade de N aplicada (g N câmara ⁻¹)	Total volatilizado NH ₃ (g N-NH ₃ m ⁻²)
Esterco	Esterco de ave	3,57	1,15
Composto	Torta de mamona	3,5	2,07
Mucuna	Torta de mamona	3,5	2,31
Ureia	Ureia	1,51	3,66

4.5.4 Produtividade de beterraba e alface

Nesse estudo, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para as variáveis massa fresca de raiz e produção total de beterraba (Tabela 7). No entanto, para as variáveis massa fresca de raiz + folha e diâmetro vertical foram observadas diferenças significativas para os tratamentos que receberam fertilizantes quando comparados com o tratamento controle. Os resultados mostram que houve um incremento de produção total de 36,8% no tratamento com aplicação de mucuna e torta de mamona quando comparado ao tratamento controle, o que equivaleu a 15,64 Mg ha⁻¹. Esses resultados podem ser atribuídos à maior mineralização e disponibilização de nutrientes pelos resíduos de mucuna no período antes do plantio, comparativamente aos outros tratamentos, em decorrência de sua composição e maior facilidade de decomposição pela menor relação C/N.

Esta incapacidade de se detectar diferenças significativas entre os tratamentos estudados pode ter sido causada pela elevada fertilidade do solo utilizado para o experimento, indicando que, nas condições do experimento, o N não foi um fator limitante. Esta hipótese é reforçada pela elevada produtividade obtida no tratamento controle (sem aplicação de N) de 35 Mg ha⁻¹. LEAL (2006) não encontrou diferenças significativas entre os tratamentos que receberam aplicação de compostos orgânicos e o tratamento testemunha no cultivo de beterraba. ARAÚJO et al. (2011), também verificaram ausência de resposta do repolho à aplicação de diferentes adubos verdes, quanto à produtividade e à acumulação de N.

As produtividades obtidas se mantiveram entre 35 a 58 Mg ha⁻¹, sendo que todos os tratamentos apresentaram altas produções de raízes com qualidade comercial e acima da produtividade média brasileira para plantio convencional (20 a 35 Mg ha⁻¹, RESENDE e CORDEIRO, 2007) e ainda, com exceção do tratamento controle, para sistemas orgânicos (30 a 40 Mg ha⁻¹, SOUZA & RESENDE, 2003).

As produtividades obtidas no presente estudo, para os tratamentos com ureia e com composto, é similar a obtida por PURQUEIRO et al. (2009) que encontraram produtividades de até 46 t ha⁻¹, com adubações de cobertura na base de 240 kg N ha⁻¹. Não obstante, OLIVEIRA (2011), reportou para a beterraba em sistema orgânico de produção, produtividade de até 39,6 t ha⁻¹ obtida com suplementação de 230 kg N ha⁻¹ pela adubação de cobertura com torta de mamona, nas mesmas condições edafoclimáticas.

O tratamento com esterco bovino alcançou produtividade total de 43,04 t ha⁻¹, que pode ser considerada de excelente nível, da mesma maneira que a produtividade de alface obtida de 18,9 t ha⁻¹ (Tabela 8).

Tabela 7. Produtividade total e produtividade obtida em classes de diâmetro horizontal e vertical de raiz de beterraba cultivada com o uso de diferentes fertilizantes.

Tratamento	Massa fresca raiz+folha	Massa fresca raiz	Massa fresca folha	Diâmetro horizontal	Diâmetro vertical	Produtividade
		g planta ⁻¹		cm planta ⁻¹		Mg ha ⁻¹
Ureia	202,00 a	146,00 a	60,00 b	49,70 b	65,76 a	46,64 a
Mucuna	274,00 a	182,00 a	84,00 a	59,36 a	67,24 a	58,16 a
Esterco	228,00 a	112,00 a	70,00 a	53,88 a	61,36 a	43,04 a
Composto	244,00 a	142,00 a	84,00 a	54,26 a	61,06 a	45,52 a
Controle	144,00 b	134,00 a	42,00 b	45,20 b	53,52 b	42,64 a
CV (%)	18,31	29,14	30,05	7,52	9,38	29,14

Médias seguidas de diferentes letras são significativamente diferentes ($p \leq 0,05$) pelo teste Scott-Knott).

Para o alface, as produtividades obtidas se mantiveram entre 13 a 21 Mg ha⁻¹ (Tabela 8). O tratamento com ureia e o tratamento controle alcançaram as menores produtividades e não apresentaram diferenças significativas para este fator de produção, ficando bem abaixo da média de 19,29 t ha⁻¹ de acordo com SEAB, (2011).

Os tratamentos com mucuna, composto e esterco não diferiram entre-si estatisticamente quanto à produtividade, sendo que apresentaram boas produtividades de alface com 21,9, 21,0 e 18,9 t ha⁻¹, respectivamente. Essas produtividades podem ser atribuídas ao efeito residual promovido pelas fontes de N aplicadas no plantio e na adubação de cobertura da beterraba, visto que foram usados adubos de liberação lenta de nutrientes. Estes resultados corroboram com outros encontrados por VIDIGAL (1995), em um estudo que avaliou o efeito residual na produção de alface submetida a diferentes doses de composto orgânico. Em outro estudo, LIMA et al., (2007) estudando o efeito residual de biofertilizantes de rochas com PK e enxofre em alface encontraram valores de produtividade similares ao deste estudo com variações de 114 a 143 g planta⁻¹.

Tabela 8. Produtividade total, volume de plantas e número de folhas de alface cultivada com o uso de diferentes fertilizantes.

Tratamento	Massa fresca dentro da câmara	Massa fresca fora da câmara	Massa fresca total	Volume de plantas	Número de folhas	Produtividade
	g planta ⁻¹			cm ³		Mg ha ⁻¹
Ureia	109,66 a	108,58 a	109,12 b	290 b	21,60 b	13,09 b
Mucuna	188,09 a	178,19 a	183,14 a	430 a	31,75 a	21,98 a
Esterco	166,93 a	149,44 a	158,19 a	380 a	29,55 a	18,98 a
Composto	170,77 a	180,40 a	175,59 a	500 a	30,00 a	21,07 a
Controle	109,03 a	137,73 a	123,38 b	240 b	26,00 b	14,81 b
CV (%)	41,98	26,26	21,91	28,90	12,64	

Médias seguidas de diferentes letras são significativamente diferentes ($p \leq 0,05$) pelo teste Scott-Knott).

Os resultados obtidos no presente estudo sugerem que os manejos do sistema de produção de beterraba e alface com mucuna + torta de mamona, composto + torta de mamona e esterco bovino + esterco de ave podem ser usados como alternativa a aplicação de ureia.

4.6 CONCLUSÕES

A aplicação de esterco bovino curtido + esterco de ave é um manejo com menor perda de N por emissões de N_2O e volatilização de amônia do solo, e com potencial para aumentar a produção de beterraba e alface.

A adubação de plantio feita para beterraba com composto e adubação verde, ambas utilizando torta de mamona em cobertura, apresenta efeito residual para a cultura sucessora, neste caso para alface.

A ureia é a fonte de N que promove as maiores perdas de N por volatilização de amônia com menor efeito residual para a cultura seguinte.

5 CONCLUSÕES GERAIS

O composto produzido com a mistura de capim elefante e *Gliricidia sepium*, de origem 100% vegetal, pode ser uma alternativa para a obtenção de um fertilizante orgânico com alto teor de N.

O manejo do sistema de produção de beterraba com aplicação de mucuna + torta de mamona, ou composto + torta de mamona, ou ainda, esterco bovino + esterco de ave, nas doses aplicadas, podem ser usados como alternativa à fertilização de ureia, com a vantagem de apresentarem efeito residual para a cultura da alface.

Levando em conta o impacto ambiental com as perdas de N, o uso de estercos com as doses aplicadas, para a produção de beterraba e alface permite as menores perdas por emissões de N₂O e volatilização de amônia.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAIRE, S. E.; PARENT, L. E. Physical properties of granular organic-based fertilizers. Part 1 Static properties. **Biosystems Engineering** v. 87, p. 79-87, 2004.

ALMEIDA, D. L. de; SANTOS, G. A.; DE POLLI, H.; CUNHA, L. H.; FREIRE, L. R.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; PEREIRA, N. N. C.; EIRA, P. A. da.; BLOISE, R. M.; SALEK, R. C. In: DE POLLI, H. (Coord.). **Manual de Adubação para o Estado do Rio de Janeiro**. Itaguaí: Editora Universidade Rural. 1988. 179 p.

ALMEIDA, M. M. T. B. **Fertilizantes de leguminosas: tecnologia inovadora de adubação verde para provisão de nitrogênio em sistemas orgânicos de produção**. 2007. 83 p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 2007.

ALVES, B. J. R.; SANTOS, J. C. F.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. **Métodos de Determinação do Nitrogênio Em Solo e Planta**. In: Araújo, R. S.; Hungria, M. (Org.). Manual de Métodos Empregados em Estudos de Microbiologia Agrícola. Brasília, 1994, p. 449-469.

ALVES, B. J. R.; CARVALHO, A. M.; JANTALIA, C. P.; MADARI, B. E.; CABALLERO, S. S. U.; SANTOS, J. C. F.; SANTOS, H. P. & CARVALHO, C. J. R. **Emissões de óxido nitroso e óxido nítrico do solo em sistemas agrícolas**. In: LIMA, M. A.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; MACHADO, P. L. O. A. & URQUIAGA, S. Estoques de carbono e a emissão de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira. Brasília, DTI-Embrapa, 2012. p. 159-191.

ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; FLORES, R. A.; CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, W. R. D.; JANTALIA, C. P. J.; URQUIAGA, S. & BODDEY, R. M. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soil. **Soil Biology & Biochemistry**. 46 (2), p. 12-19, 2012.

ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P. J.; CAMARGO, F. A. O. Manejo de sistemas agrícolas. Porto Alegre, RS: **Gênesis**, 2006. 215 p.

AMORIM, A.C. **Avaliação do potencial de impacto ambiental e do uso da compostagem e biodigestão anaeróbia na produção de caprinos**. 2005. 129 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2005.

ANDA. Associação Nacional para Difusão de Adubos. **Anuário Estatístico do Setor de Fertilizantes de 2011**. São Paulo, 2011. 96 p.

ARAÚJO, E. da S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L. H. de B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa agropecuária brasileira**. vol. 44 n° .7 Brasília Julho de 2009.

BAETA-HALL.; SAAGUA, M. C.; BARTOLOMEU, M. L.; ANSELMO, A. M.; ROSA, M. F. 2005. Bio-degradation of olive oil husks in composting aerated piles. **Bioresource Technology**, 96 (1), p. 69-78.

BAGGS, E. M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil** v. 254, nº 2, p. 361-370, 2003.

BAGGS, E. M.; MILLAR, N.; NDUFA, J.K.; CADISCH, G. **Effect of residue quality on N₂O emissions from tropical soils**. In: Rees, R. M.; Ball, B. C.; Campbell, C. D.; Watson, C. A. (Eds), Sustainable Management of Soil Organic Matter. p. 120-125. CAB International. 2001.

BAGGS, E. M.; REES, R. M.; SMITH K. A.; VINTEN, J. A. Nitrous legume oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use And Management**. vol. 16, p. 82-87, 2000.

BARRETO, A. C.; FERNADES, M. F. Cultivo de *Gliricidia sepium* e *Leucaena leucocephala* em alamedas visando a melhoria dos solos dos tabuleiros costeiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, n.10, p.1287-1293, 2001.

BATISTA, J. G. F.; BATISTA, E. R. B. (2007) - **Compostagem - Utilização de Compostos em Horticultura**. Edição: Universidade dos Açores - CITA, 254 p. Centro de Investigação e Tecnologias Agrárias dos Açores (CITA-A), 2007.

BERNARDI, F. H. **Uso do processo de compostagem no aproveitamento de resíduos de incubatório e outros de origem agroindustrial**. 2011. 78 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Oeste do Paraná. 2011.

BUCHKINA, N. P.; BALASHOV, E. V.; RIZHIYA, E. Y.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from a light-textured arable soil of North-Western Russia: effects of crops, fertilizers, man-ures and climate parameters. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. 2010; 87, p. 429-442.

BYRNES, B. H. **Liquid fertilizers and nitrogen solutions**. In: Fertilizer manual. Alabama: KluwerAcademic, 2000. p. 20-44.

CAMARGO FILHO, W. P.; MAZZEI, A. R. **Mercado de beterraba em São Paulo**. Informações Econômicas, São Paulo, v.32, n.4, p. 54-56, 2002.

CANTARELLA, H. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia agricola**, v. 65, n. 4, p. 397-401, 2008.

CARVALHO, M. T. de M.; MADARI, B. E.; ALVES, B. J. R.; LEAL, W. G. O.; LANNA, A. C.; MOREIRA, J. A. A.; MACHADO, P. L. O. de. A.; COSTA, A. R. da C.; SILVA, J. H. da.; SOUZA, D. M. de. Emissão de N₂O e volatilização de NH₃ em sistema de produção de

feijoeiro comum irrigado em Latossolo no Cerrado. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 23 p. (**Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 32), 2008.

CAYELA, M. L.; MONDINI, C.; INSAM, H.; SINICCO, T.; FRANKE-WRITTLE, I. Plant and animal wastes composting: Effects of the N source or process performance. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 12, p. 3097-3106, 2009.

CLAYTON, H.; ARAH, J. R. M.; SMITH K. A. Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. **Journal of Geophysical Research**, v. 99, p. 16599-16607, 1994.

COSTA, A. C. S.; FERREIRA, J. C.; SEIDEL, E. P.; TORMENA, C. A. E PINTRO, J. C. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia em três solos argissolos tratados com ureia. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 26, n. 4, p. 467-473, 2004.

CAST (Council for Agricultural Science and Technology) Climate Change and Greenhouse Gas Mitigation: Challenges and Opportunities for Agriculture, Task Force Report No. 141. CAST, Ames, IA, USA, 120 p., 2004.

CRAUL, P. J.; SWITZABAUM, M. S. Developing biosolids compost specifications. **Biocycle**, v.37, p. 44-47,1996.

CUNHA QUEDA, A. C. F. **Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis**. 1999. 257 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agro-Industrial). Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa. 1999.

CUNHA QUEDA, A. C.; VALLINI, G.; AGNOLUCCI, M.; COELHO, C. A.; CAMPOS, L.; SOUSA, R. B. **Microbiological and chemical characterisation of composts at different levels of maturity, with evaluation of phytotoxicity and enzymatic activities**. In: Microbiology of Composting, Ed. Insam, H.; Riddech, N.; Klammer, S.; Springer-Verlag, Berlim. P. 345-355 (cit. Gonçalves, 2002).

DALAL, R. C.; WANG, W.; ROBERTSON, G. P.; PARTON, W. J. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, p. 165-195, 2003.

DAVIDSON, E. A.; KELLER, M.; ERICKSON, H. E.; VERCHOT, L. V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soils emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, 50, p. 667-680, 2000.

DIEST, V. A. Volatilización del amoníaco em los suelos anegados, y sus repercusiones en el rendimiento de arroz. **Noticiarios de La Comisión Internacional del arroz**, FAO, v. 37, p. 1-6, 1988.

DOBBIE, K. E.; MCTAGGART, I. P.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons; key driving variables; and men emissions factors. **Journal of Geophysical Research**, 104, p. 26891-26899. 1999.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. Impact of different forms of N fertilizer on NO emissions from intensive grass land. **Nutrien Cycling in Agroecosystems**, 67, p. 37-46, 2003.

DOBBIE, K. and SMITH, K. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol., **European Journal of Soil Science** 52, p. 667-674. 2001.

DUARTE, F. M.; POCOJESKI, E.; SILVA, L. S.; GRAUPE, F. A.; BRITZKE, P. Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia com aplicação de ureia em solo de várzea com diferentes níveis de umidade. **Ciência Rural**. Santa Maria, v. 37, n. 3, p. 705-711, 2007.

ELMI, A. A.; MADRAMOOTOO, C.; HAMEL, C.; LIU, A. Denitrification and nitrous oxide to nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile under three tillage systems. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, n° 6, p. 340-348, 2003.

EPSTEIN, E. **The science of composting**. 1ª Ed. Lancaster: Technomic Publishing Company Inc. 1997. 225 p.

ESCOBAR, L. F. **Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solo do planalto médio do rio grande do sul**. 2008. 104 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, RS. 2008.

FERNANDES, F. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 84 p.

FERNANDES, R. C.; MATEUS, J. S.; LEAL, M. A. de A. Utilização de composto orgânico com diferentes níveis de enriquecimento, como substrato para produção de mudas de alface e beterraba. **Rev. Bras. de Agroecologia**, vol. 4, n° 2, 2009.

FERREIRA, E. A. **Excreção de bovinos e as perdas de nitrogênio em pastagens tropicais**. 1995. 124 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica – RJ, 1995.

FILGUEIRA, F. A. R. **Novo manual de olericultura: Agrotecnologia moderna na produção e comercialização de hortaliças**. Viçosa-MG: UFV, p. 289-290, 2003.

FRACETTO, F. J. C. **Estoque de carbono e nitrogênio e estrutura da comunidade de diazotróficas em solos de caatinga com plantio de mamona**. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz”, 2009. 77 f. Piracicaba, 2009.

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

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 126 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

GOMES, J. J. A.; COSTA, C. V. A.; TEIXEIRA, A. P. R. T.; DIAS, V. S. Comparação química do composto orgânico de esterco bovino e leguminosas: leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit) e sombreiro (*Clitoria fairchildiana* Haward). **Rev. Bras. de Agroecologia**. 3 (1), p. 78-84, 2008.

GRONAUER, A.; HELM, M.; SCHATTNER-SCHMIDT, S.; HELLMANN, B. 'Emissions of Greenhouse and Environmental Relevant Gases by the Decomposition of Organic Waste from Households', in De Bertoldi, M. (eds.), **The Science of Composting: Part 2**. Blackie Academic & Professional, London, U.K., 1996.

HARGROVE, W.I. **Soil environmental and management factors influencing ammonia volatilization under field conditions**, In: BOCK, B. R.; KISSEL, D. E. (Ed.) Ammonia volatilization from urea fertilizers. Alabama: NFDC, TVA, 1988. cap. 2, p. 17-36.

HASSEN, A.; BELGUITH, K.; JEDIDI, N.; CHERIF, A.; CHERIF, M.; BOUDABOUS, A. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v.80, n.3, p. 217-25, 2001.

HAUG, R.T. **The Practical Handbook of Compost Engineering**. Lewis Publishers, Boca Raton. 1993. 717 p.

HELLMANN, B.; ZELLES, L.; PALOJARVI, A. and BAI, Q., 'Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-window composting', **Applied Microbiology** **63**, p. 1011, 1997.

HERBERTS, R. A. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. **Health and Environment Journal**, v. 6, n. 1, p. 41-50, maio 2005.

IPCC. **Climate change 1995: impacts, adaptations and mitigation of climate change - scientific technical analysis**. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 878 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

IPCC (International Panel on Climate Change) **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. p. 546-554, 2006.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.82, p. 161-173, 2008.

JANTALIA, C. P.; ZOTARELLI, L.; SANTOS, H. P. dos; TORRES, E.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: avaliação de práticas usadas na produção de grãos no Sul do país. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O.

Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no Sequestro de C e nas Emissões de Gases de Efeito Estufa. **Editora Genesis**, Porto Alegre, 2006. 216 p.

KÄMPF, A. N. Produção comercial de plantas ornamentais. **Guaíba: Agropecuária**, 254 p., 2000.

KEMMITT, S. J.; WRIGHT, D.; JONES, D. L. Soil acidification used as a management strategy to reduce nitrate losses from agricultural land. **Soil Biol. Biochem.**, 37: 867-875, 2005.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. Commun. In Soil. Sci. **Plant Anal.**, 17 (7), 715-723. 1986.

KIEHL, E. J. Fertilizantes orgânicos. São Paulo: **Agronômica Ceres**, 1985. 492 p.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: O autor, 1998. 171 p.

KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: 3ª ed., 171 p., 2002.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: 4ª ed., 173 p., 2004.

KIEHL, E. J. **Novo fertilizantes Orgânicos**. Piracicaba: 1ª ed., 243 p., 2010.

KIEHL, J. C. Produção de composto e vermicomposto. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 212, p. 40-52, 2001.

LAMPKIN, N. **Organic Farming**. Farming Press, UK, 1992.

LARA-CABEZAS, W. A. R.; KORNDORFER, G. H., MOTTA, S. A. Volatilização de N-NH₃ na cultura de milho: II. Avaliação de fontes sólidas e fluidas em sistema de plantio direto e convencional. **Rev. Brasileira de Ciência do Solo**, 21, p. 489-496, 1997.

LEAL, M. A. A.; GUERRA, J. G. M.; PEIXOTO, R. T. G.; ALMEIDA, D. L. Utilização de compostos orgânicos como substratos na produção de mudas de hortaliças. **Horticultura brasileira**, Brasília. v. 25, n. 3, p. 392-395. 2007.

LEAL, M. A. de A.; SILVA, S. de. D. da.; GUERRA, J. G. M.; PEIXOTO, R. T. dos G. Adubação orgânica de beterraba com composto obtido de palhada de gramínea e leguminosa. Seropédica, Embrapa Agrobiologia, 2008. 15 p. (Embrapa Agrobiologia. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 43).

LEAL, M. A. de A. **Produção e eficiência agronômica de compostos obtidos com palhada de gramínea e leguminosa para o cultivo de hortaliças orgânicas**. 2006. 133 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2006.

LESSA, A. C. da R. **Emissão de óxido nitroso e volatilização de amônia de urina e fezes bovina em pastagens**. 2011. 44 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.

LIMA, M. A. de. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, DF, v. 19, n. 3, p. 451-472, 2002.

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 2362-2370, 2007

LOPÉZ-REAL, J. (1995) **Parámetros de control del compostaje y aplicación del compostaje de residuos orgánicos**. In Gestión y Utilización de Residuos Urbanos para la Agricultura, Fundación “La Caixa”, Ed. Aedos, p. 61-67 (cit. Gomes, 2003).

MAAG, M.; VINTHER, F. P. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. **Applied Soil Ecology**, 4, p. 5-14, 1996.

MAGGIOTTO, S. R.; WEBB, J. A.; WAGNER-RIDDLE, C.; THURTELL, G. W. Nitrous and nitrogen oxide emissions from turfgrass receiving different forms of nitrogen fertilizer. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, n. 2, p. 621-630, 2000.

MARTINEZ, A. A. M. **Manual prático do minhocultor**. 2. ed. Jaboticabal: Funep, 1994.

MATOS, A. T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. Viçosa-MG: Fundação Estadual do Meio Ambiente; Minas Gerais: Universidade federal de Viçosa, 2005.

MILLAR, C. E.; TURK, L. M. **Fundamentals of soil science**, 2^a ed., New York, 1951.

NOBLE, R.; ROBERTS, S. J. A review of the literature on eradication of plantpathogens and nematodes during composting, disease suppression and detection of plant pathogens in compost. Oxon-UK: The Wastes and Resources Action Programme (WRAP), 2003. 41 p.

MKHABELA, M. S. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hogslurry to forage Grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 130, n. 1, p. 41-49, 2006.

MORAIS, R. F. de. **Potencial produtivo e eficiência da fixação biológica de nitrogênio de cinco genótipos de capim elefante (*Pennisetum purpureum* schum.), para uso como fonte alternativa de energia**. 2008. 73 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2008.

MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT, L.; KING, J.; PALM, C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, 6, p. 11-49, 2004.

NUNES, M. U. C. Compostagem de resíduos para a produção de adubo orgânico na pequena propriedade. Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju-SE, n.59, Dez., 2009 (**Circular técnica**).

NUNES, M. L. A. **Avaliação de procedimentos operacionais na compostagem de dejetos de suínos**. 2003. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2003.

OLSEN, K. K. Multiple wavelength ultraviolet determination of nitrate concentration, method comparisons from the Preakness Brook Monitoring Project, October 2005 to October 2006. **Water Air Soil Pollut.**, 187, p. 195-202. 2008.

OLIVEIRA, E. A. G. de. **Desenvolvimento de substratos orgânicos, com base na vermicompostagem, para produção de mudas de hortaliças em cultivo protegido**. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia). Instituto de Agronomia, Departamento de Fitotecnia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 65 p, 2011.

OLIVEIRA, W. R. D. de., **Quantificação das emissões de N₂O resultantes de fertilizante, fixação de N₂ e resíduos de colheita em argissolo vermelho amarelo**. 2009. 93 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

PAILLAT, J. M.; ROBIN, P.; HASSOUNA, M.; LETERME, P. Effet du compostage de fluents porcins sur les émissions gazeuses et les éléments polluants. Rennes: INRA, **Centre de Recherches de Rennes**, 2005. 106 p.

PALM, C. A.; GACHENGO, C. N.; DELVE, R. J.; CADISH, G.; GILLER, K. E. Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 83, p. 27-42, 2001.

PARKIN, T. B.; KASPAR, T. C. Nitrous oxide emissions from corn-soybean systems in the midwest. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p. 1496-1506, 2006.

PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; DOCARMO, J. B.; MELILLO, J. M. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondonia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v.38, n.4, p.200-208, 2003.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2 ed. Califórnia. Academic Press, 340 p. 1996.

PENTEADO, S. R. **Normas técnicas de cultivo**. Campinas, SP: Ed. Garfimagem, 2000.

PEREIRA, A. V.; FERREIRA, R. P.; PASSOS, L. P.; FREITAS, V. P.; VERNEQUE, R. S.; BARRA, R. B.; PAULA E SILVA, C. H. Variação da qualidade de folhas em cultivares de capim-elefante (*pennisetum purpureum*) e híbridos de capim-elefante x milho (p. *purpureum* x p. *glaucum*), em função da idade da planta. **Ciência e Agrotecnologia**, v.24, n.2, p.490-499, 2000.

PINTO, A. M.; INOUE, M. T.; NOGUEIRA, A. C. Conservação e vigor de sementes de pau-de-balsa (*Ochroma pyramidale*). **Acta Amazônica**, v. 34, n. 2, p. 233-236, 2004.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. 18. ed. São Paulo: Nobel, 2006. 549 p.

PROCHNOW, L. I.; KIEHL, J. C.; PISMEL, F. S. & CORRENTE, J. E. Controlling ammonia losses during manure composting, with the addition of phosphogypsum and simple superphosphate. **Sci. Agr.**, 52, p. 346-349, 1995.

PROCHNOW, L. I.; CUNHA, C. F.; KIEHL, J. C. & ALCARDE, J. C. Controle da volatilização de amônia em compostagem, mediante adição de gesso agrícola e superfosfatos com diferentes níveis de acidez residual. **Revista Bras. Ciência do Solo**, 25, p. 65-70, 2001.

PURQUERIO, L. F. V.; FACTOR, T. L.; LIMA, J. R. S.; TIVELLI, S. W.; TRANI, P. E.; BREDA, J. R. J. M.; ROCHA, M. A. V. Produtividade e qualidade de beterraba cultivada em plantio direto em função do nitrogênio e molibdênio. **Horticultura brasileira**, v. 27, n. 2 (Suplemento - CD Rom), agosto 2009.

RESENDE, G. M. de.; CORDEIRO, G. G. Uso da água salina e condicionador de solo na produtividade de beterraba e cenoura no semi-árido do submédio São Francisco. Petrolina: Embrapa Semi-Árido. 2007. 4 p. **Comunicado Técnico, 128**.

ROBERTSON, G. P.; GRACE, P. R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Environment, Development and Sustainability**, v.6, p.51-63, 2004.

ROCHA, N. M. S. **Emissões de óxido nitroso e indicadores microbiológicos da qualidade de um gleissolo sob aplicação de dejetos de animais**. 2009. 52 p. Dissertação (Mestrado, Ciência do Solo) Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2009.

RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHMIDT, G.; BUEGGER, F.; MUNCH, J.C. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, p. 263-274, 2006.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A.; PAREDES, C.; BERNAL, M. P. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 78, p. 301-308, 2001.

SANTOS, R. H. S.; SILVA, F. da.; CASALI, V. W. D.; CONDE, A. R. Título: Efeito residual da adubação com composto orgânico sobre o crescimento e produção de alface. 2001. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, nº 11, p. 1395-1398, 2001.

SCHAUB, S. M.; LEONARD, J. J. Composting: An alternative waste management option for food processing industries. **Trends in Food Science & Technology**, London, v. 7, p. 263-268, 1996.

SEVERINO, L. S.; COSTA, F. X.; BELTRÃO, N. E. de M.; LUCENA, A. M. A. de; GUIMARÃES, M. M. B. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 5, n. 1, 2004.

SEVERINO, L. S.; COSTA, F. X.; BELTRÃO, N. E. M.; LUCENA, A. M. A.; GUIMARÃES, M. M. B. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e casca de mamona estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciência da Terra**, v.5, n.1, 2005.

SEVERINO, L. S.; TAVARES, M. J. V.; NASCIMENTO, J. J. V. R.; FERREIRA, G. B.; SOFIATTI, V. Toxidez causada pelo excesso de torta de mamona como fertilizante orgânico. Campina Grande:Embrapa Algodão, 2007, 4 p. (Embrapa Algodão. **Comunicado Técnico, 341**).

SILVA, A. A.; P. R. F. da.; SUHRE, E.; ARGENTA, G.; STRIEDER. M. L.; RAMBO. Sistemas de coberturas de solo no inverno e seus efeitos sobre o rendimento de grãos do milho em sucessão. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 928-935, Jul./Ago. 2007.

SILVA, F. C.; COSTA, F. O.; ZUTIN, R.; RODRIGUES, L. H.; BERTON, R. S.; SILVA, A. E. A. Sistema especialista para aplicação do composto de lixo urbano na agricultura. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2002. 40 p.: il. (**Documentos/ Embrapa Informática; 22**).

SILVA, M. E. C. **Compostagem de Lixo em Pequenas Unidades de Tratamento**. Viçosa, CPT, 2000.

SILVA, V. M. da.; TEIXEIRA, A. F. R.; SILVA, A. D. R.; JÚNIOR, P. R. da. R.; MENEZES, J. P. C. de. Avaliação quantitativa do processo de compostagem utilizando ramos triturados de glirícidia como inoculante alternativo. **XIV Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e X Encontro Latino Americano de Pós-Graduação** – Universidade do Vale do Paraíba, 5p. 2011.

SMITH, K. A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K. E.; MASSHEDER, J., REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, v. 54, p. 779-791. 2003.

SOMMER, S. G.; SCHJOERRING, J. K.; DENMEAD, O. T. **Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops**. *Adv. Agron.*, 82, p. 557-622, 2004.

SOUZA, J. L.; RESENDE, P. **Manual de horticultura orgânica**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2003. 564 p.

SOUZA, P. A.; NEGREIROS, M. Z.; MENEZES, J. B.; BEZERRA NETO, F.; SOUZA, G. L. F. M.; CARNEIRO, C. R.; QUEIROGA, R. C. F. Características químicas de folhas de alface cultivada sob efeito residual da adubação com composto orgânico. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 23, n.3, p. 754-757, 2005.

SOUZA, S. R.; FERNANDES, M. S. Nutrição Mineral de Plantas. Viçosa, MG: **Sociedade Brasileira de Ciências do Solo**, p. 216-252, 2006.

TIQUIA, S. M.; WAN, J. H. C.; TAM, N. F. Y. Dynamics of yard trimmings composting as determined by dehydrogenase activity, ATP content, arginine ammonification, and nitrification potential. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 37, p.1057-1065, 2002.

TIVELLI, S. W.; FACTOR, T. L.; TERAMOTO, J. R. S. T. Beterraba: do plantio à comercialização. Campinas: Instituto Agrônomo, 45 p. (Série Tecnologia APTA. **Boletim Técnico IAC**, 210), 2010.

TRANI, P. E.; GROppo, G. A.; SILVA, M. C. P.; MINAMI, K; BURKE, T. J. Diagnóstico sobre produção de hortaliças no estado de São Paulo. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.15, n.1, p. 19-24, 1997.

TRIVELIN, P. C. O. **Utilização do nitrogênio pela cana-de-açúcar: Três casos estudados com o uso do traçador ¹⁵N**. Piracicaba, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2000. 143 p. (Tese Livre-Docência).

VAN HEERDEN, I.; CRONJÉ, C.; SWART, S. H.; KOTZÉ, J. M. Microbial, chemical and physical aspects of citrus wastes composting. **Bioresour Technology**, Essex, v. 81, p. 71-76, 2002.

VALLEJO, A.; TORRES, L. G.; DÍEZ, J. A.; ARCE, A.; FERNÁNDEZ, S. L. Comparison of N losses (NO₃⁻, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry or an irrigated soil in a Mediterranean climate. **Plant and Soil**, v. 272, p. 313-325, 2005.

VALLINI, G. II **Compostaggio**. In: Laprotezione dell'ambiente in Italia. Ed. Bertini, I., Cipollini, R., Tundo, P. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Società Chimica Italiana e Consorzio Interuniversitario Chimicaperl' Ambiente. Bologna: 83-134 p., 1995b. (cit. Cunha Queda, 1999).

VELTHOF, G. L.; KUIKMAN, P. J.; OENEMA, O. Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 62 (3), p. 249 e 261. 2002.

VIDIGAL, S. M.; RIBEIRO, A. C.; CASALI, V. W. D.; FONTES, L. E. F. Resposta da alface (*Lactuca sativa* L.) ao efeito residual da adubação orgânica. I - Ensaio de Campo. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 42, n. 239, p. 80-88, 1995.

VIERO, F. **Volatilização de amônia de fertilizantes nitrogenados aplicados nas culturas do trigo e do milho em sistema plantio direto no sul do Brasil**. 2011. 61 P. Dissertação (Mestrado), UFRS, Porto Alegre – RS, 2011.

WATSON, M. E. **Testing compost**. Extension Tast Sheet. Disponível em: <http://ohioline.osu.edu/anr-fact/0015.html>. Acesso: 17 de novembro de 2012.

WEBB, J.; PAIN, B.; BITTMAN, S. & MORGAN, J. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response – A review. **Agr. Ecosyst. Environ**, 137, p. 39-46, 2010.

WEILER, D. A. **Decomposição de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo e emissões de óxido nitroso**. 2012. 71 f. Dissertação. (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria - RS, 2009.

WEITZ, A. M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P. M.; KELLER, M. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. **Soil Biology & Biochemistry**, 33, p. 1077-1093, 2001.

WILSON, G. C. S. Analytical analyses and physical properties of horticultural substrates. **Acta Horticulturae**, Wageningen, n. 150, p. 19-32, 1984.

YURI, J. E.; RESENDE, G. M.; RODRIGUES JÚNIOR, J. C.; MOTA, J. H.; SOUZA, R. J. Efeito de composto orgânico sobre a produção e características comerciais de alface americana. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 22, n.1, p. 127-130, 2004.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de Nitrogênio**. 2009. 93 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

ZUCHELLO, F. **Emissões de óxido nitroso (N₂O) de Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar em Campos dos Goytacazes: Impacto de adubações com vinhaça e ureia**. 2010. 45 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2010.