

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CÂMPUS DE BOTUCATU

**DINÂMICA DO NITROGÊNIO EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO SOB  
SEMEADURA DIRETA**

**GUSTAVO CASTOLDI**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP - Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU – SP

Julho – 2014

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CÂMPUS DE BOTUCATU

**DINÂMICA DO NITROGÊNIO EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO SOB  
SEMEADURA DIRETA**

**GUSTAVO CASTOLDI**

Orientador: Prof. Dr. Ciro Antonio Rosolem

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP - Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU – SP

Julho – 2014

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Castoldi, Gustavo, 1986-  
C354d Dinâmica do nitrogênio em sistemas de produção sob semeadura direta / Gustavo Castoldi. - Botucatu : [s.n.], 2014  
xi, 134 f. : grafs., tabs., fots. color., ils.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2014  
Orientador: Ciro Antonio Rosolem  
Inclui bibliografia

1. Cultivos extensivos. 2. Lixiviação. 3. Amônia. 4. Nitrogênio na agricultura. I. Rosolem, Ciro Antonio. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agronômicas. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS  
CAMPUS DE BOTUCATU  
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: " DINÂMICA DO NITROGÊNIO EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO SOB  
SEMEADURA DIRETA"

ALUNO: GUSTAVO CASTOLDI

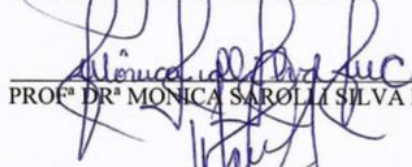
ORIENTADOR: PROF. DR. CIRO ANTONIO ROSOLEM

Aprovado pela Comissão Examinadora

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. CIRO ANTONIO ROSOLEM

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. ROBERTO LYRA VILLAS BOAS

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. HEITOR CANTARELLA

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR.ª MÔNICA SAROLLI SILVA MENDONÇA COSTA

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. WALDO ALEJANDRO RUBEN LARA CABEZAS

Data da Realização: 29 de julho de 2.014.

## AGRADECIMENTOS

A Deus.

Ao Prof. Dr. Ciro Antonio Rosolem, pela ótima orientação e suporte durante os cinco anos de pós-graduação, e, sobretudo, pela amizade e exemplo.

À Faculdade de Ciências Agrônômicas, por me acolher como aluno durante o período de Pós-Graduação.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela concessão da bolsa de doutorado e auxílio financeiro para a condução da pesquisa.

Aos membros da banca examinadora, Dr. Heitor Cantarella, Dra. Mônica S. S. de Mendonça Costa, Dr. Roberto Lyra Villas Bôas e Dr. Waldo A. R. Lara Cabezas, pela disponibilidade e valiosa contribuição.

Ao Prof. Dr. Tyson Ochsner, da Oklahoma State University, por me acolher durante meu estágio de pesquisa no exterior.

Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Agricultura) da FCA/UNESP, em especial aos Profs. Dr. Juliano C. Calonego e Dr. Carlos A. C. Crusciol, pela amizade e ensinamentos.

Aos funcionários do Departamento de Produção e Melhoramento Vegetal, em especial Camargo, Casemiro, Célio, Cido, Dorival, Eliane, Lana, Mateus, Valéria e Verinha, pela amizade e colaboração em todos os momentos.

Aos funcionários da biblioteca e da seção de Pós-Graduação, pela atenção e serviços prestados.

Aos amigos de todas as horas, João Paulo, Juan, Laércio, Laerte, Samuel e Silvia, sem a ajuda dos quais a realização desse trabalho não seria possível.

Aos bravos estagiários e amigos Axpira, Charles, Colóide, Fani, Fossa, Kibarra, Pink, Sucessagem e Trypa, pela valiosa ajuda.

Aos demais amigos de Pós-Graduação, pelo companheirismo de sempre.

A todos aqueles que, de alguma maneira, contribuíram para a realização desse trabalho.

*Aos meus pais, Carlos e Cleria, e ao meu irmão Gabriel, por tudo que fizeram e ainda fazem por mim.*

**OFEREÇO.**

*À minha noiva, Mariângela, pelo apoio e amor incondicional.*

**DEDICO.**

## SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS .....	VIII
LISTA DE FIGURAS .....	XI
1. RESUMO .....	1
2. SUMMARY .....	3
3. INTRODUÇÃO.....	5
4. REVISÃO DE LITERATURA .....	8
4.1 Ciclo e balanço do nitrogênio no sistema solo-planta .....	8
4.2 Entradas de nitrogênio no sistema solo-planta.....	9
4.3 Dinâmica do nitrogênio no solo.....	11
4.4 Efeito do sistema semeadura direta na dinâmica do nitrogênio.....	12
4.5 Saídas de nitrogênio do sistema solo-planta .....	14
4.5.1 Perda de nitrogênio via lixiviação de nitrato.....	14
4.5.2 Perda de nitrogênio via emissão/volatilização de amônia.....	17
4.5.3 Perda de nitrogênio via emissão de óxido nitroso.....	20
4.6 Estoque de nitrogênio no solo.....	22
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	25
5.1 Localização e caracterização da área experimental .....	25
5.2 Tratamentos e delineamento experimental .....	26
5.3 Condução da área experimental .....	27
5.3.1 Cultivo de outono-inverno 2011 .....	27
5.3.2 Cultivo de primavera 2011 .....	28
5.3.3 Cultivo da soja safra 2011/12.....	28
5.3.4 Cultivo de outono-inverno 2012 .....	29
5.3.5 Cultivo de primavera 2012.....	30
5.3.6 Cultivo da soja safra 2012/13.....	30
5.4 Avaliações.....	31
5.4.1 Massa de matéria seca, relação C/N, teor e acúmulo de nitrogênio na parte aérea das plantas .....	31
5.4.2 Nutrição e nodulação da soja .....	32
5.4.3 Produtividade de grãos e exportação de nitrogênio pela soja e sorgo granífero. 33	
5.4.4 Massa de matéria seca, relação C/N, teor e acúmulo de nitrogênio na palhada.. 33	

5.4.5 Coleta e análise do solo .....	33
5.4.5.1 Amostras indeformadas .....	33
5.4.5.2 Amostras deformadas .....	34
5.4.6 Entrada de nitrogênio via sementes, água da chuva e pulverizações .....	35
5.4.7 Perdas de nitrogênio via lixiviação de nitrato .....	36
5.4.7.1 Instalação das cápsulas porosas e amostragem da solução do solo .....	37
5.4.7.2 Monitoramento do armazenamento de água no solo .....	38
5.4.7.3 Estimativa da drenagem de água no solo.....	40
5.4.7.4 Cálculo da perda de nitrogênio via lixiviação de nitrato .....	42
5.4.8 Perda de nitrogênio via emissão de amônia .....	42
5.4.9 Perda de nitrogênio via emissão de óxido nítrico .....	43
5.4.10 Balanço de fluxo de nitrogênio nos sistemas .....	46
5.5 Análise estatística .....	47
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	48
6.1 Massa de matéria seca, relação C/N, teor e acúmulo de N na parte aérea das plantas .....	48
6.1.1 Cultivo de outono/inverno 2011.....	48
6.1.2 Cultivo de primavera 2011 .....	49
6.1.3 Soja safra 2011/12 .....	51
6.1.4 Cultivo de outono/inverno 2012.....	51
6.1.5 Cultivo de primavera 2012.....	52
6.1.6 Soja safra 2012/13.....	54
6.2 Massa de matéria seca, relação C/N, teor e acúmulo de N na palhada.....	55
6.2.1 Cultivo de outono/inverno 2011.....	55
6.2.2 Cultivo de primavera 2011 .....	56
6.2.3 Soja safra 2011/12.....	57
6.2.4 Cultivo de outono/inverno 2012.....	58
6.2.5 Cultivo de primavera 2012.....	59
6.2.6 Soja safra 2012/13.....	61
6.3 Produtividade do sorgo granífero.....	61
6.4 Nodulação e produtividade da soja .....	63
6.4.1 Soja safra 2011/12.....	63
6.4.2 Soja safra 2012/13.....	65



6.5 Perdas de nitrogênio via lixiviação de nitrato.....	67
6.6 Perdas de nitrogênio via emissão de amônia .....	73
6.7 Perdas de nitrogênio via emissão de óxido nitroso.....	78
6.8 Estoque e incremento anual de nitrogênio no solo .....	83
6.9 Balanço de fluxo de nitrogênio no sistema solo-planta .....	89
7. CONCLUSÕES .....	93
8. REFERÊNCIAS .....	95
APÊNDICES .....	130

**LISTA DE TABELAS**

	Página
Tabela 1. Análise granulométrica do solo da área experimental.....	26
Tabela 2. Teor de N nas sementes, quantidade de semente utilizada (sem umidade) e aporte de N pela semeadura das culturas utilizadas nos sistemas de produção.....	36
Tabela 3. Entrada de N nos sistemas de produção no período decorrido entre maio de 2012 a abril de 2013. ....	36
Tabela 4. Massa de matéria seca, teor de N e N acumulado na parte aérea do sorgo granífero safra 2011, por ocasião do florescimento e em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera. ....	49
Tabela 5. Acúmulo de matéria seca, teor de N e relação C/N das culturas de primavera 2011, por ocasião do florescimento e em função de cultivos de outono/inverno e primavera. ....	50
Tabela 6. Nitrogênio acumulado na parte aérea das culturas de primavera 2011 em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera. ....	50
Tabela 7. Nitrogênio acumulado da parte aérea do sorgo granífero 2012, por ocasião do florescimento e em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera. ....	52
Tabela 8. Teor de N, relação C/N e N acumulado na parte aérea das culturas de primavera 2012, por ocasião do florescimento e em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera. ....	54
Tabela 9. Massa de matéria seca, teor de N e relação C/N da soja safra 2012/13, por ocasião do florescimento e em função de cultivos de outono/inverno e primavera. ....	55
Tabela 10. Massa de matéria seca, relação C/N e N acumulado na palhada após cultivo de outono/inverno 2011 em função de cultivos de outono/inverno e primavera. ....	56

Tabela 11. Teor de N na palhada após cultivo de outono/inverno 2011 em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera.....	56
Tabela 12. Massa de matéria seca, teor de N, relação C/N e N acumulado na palhada após cultivo de primavera 2011 em função de cultivos de outono/inverno e primavera.....	57
Tabela 13. Massa de matéria seca da palhada após colheita da soja safra 2011/12 em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera. ....	58
Tabela 14. Teor de N, relação C/N e N acumulado na palhada após colheita da soja safra 2011/12 em função de cultivos de outono/inverno e primavera.....	58
Tabela 15. Massa de matéria seca, teor de N, relação C/N e N acumulado na palhada após cultivo de outono/inverno 2012 em função de cultivos de outono/inverno e primavera. ...	59
Tabela 16. Massa de matéria seca da palhada após cultivo de primavera 2012 em função de cultivos de outono/inverno e primavera. ....	60
Tabela 17. Teor de N, relação C/N e N acumulado na palhada após cultivo de primavera 2012 em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera. ....	61
Tabela 18. Produtividade de grãos do sorgo granífero nas safras 2011 e 2012. ....	62
Tabela 19. Número e massa de nódulos e produtividade de grãos da soja safra 2011/12...	64
Tabela 20. Número e massa de nódulos e produtividade de grãos da soja safra 2012/13...	65
Tabela 21. Perda total de N via lixiviação de nitrato ( $N-NO_3^-$ ) em função dos cultivos de outono/inverno e cultivos de primavera. ....	67
Tabela 22. Perda total de N via emissão de amônia ( $N-NH_3$ ) em função dos cultivos de outono/inverno e cultivos de primavera. ....	77
Tabela 23. Perda total de N via emissão de óxido nitroso ( $N_2O$ ) em função dos cultivos de outono/inverno e de primavera. ....	81

Tabela 24. Incremento anual de N no solo (de 2011 a 2013), até 80 cm, em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera.....	87
Tabela 25. Balanço de fluxo de nitrogênio nos sistemas de produção no período decorrido entre maio de 2012 a abril de 2013.....	89
Tabela 26. Estimativa do balanço de nitrogênio no sistema solo-planta.....	92

## LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Pluviosidade e temperatura média mensal entre maio de 2011 e abril de 2013. Fazenda Experimental Lageado, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, SP. ....	26
Figura 2. Detalhes da instalação dos tubos de acesso.....	39
Figura 3. Equação de calibração da sonda de capacitância (modelo Diviner 2000®). ....	39
Figura 4. Coletor de N-NH <sub>3</sub> instalado sobre plantas de soja. ....	43
Figura 5. Esquema de montagem das câmaras de coleta de gases. ....	44
Figura 6. Detalhe das seringas e da câmara utilizada na coleta (a) e do momento da coleta (b). ....	45
Figura 7. Drenagem de água abaixo da camada de 80 cm em função dos cultivos de outono/inverno (a) e cultivos de primavera (b). ....	71
Figura 8. Teor de nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) na solução do solo em função dos cultivos de outono/inverno (a) e cultivos de primavera (b). ....	72
Figura 9 Emissão diária de N-NH <sub>3</sub> em função dos cultivos de outono/inverno (a) e cultivos de primavera (b).....	74
Figura 10. Fluxo de N <sub>2</sub> O a partir do solo em função dos cultivos de outono/inverno (a) e cultivos de primavera (b).....	80
Figura 11. Estoque de N no solo (camadas de 00-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 cm e total) após cultivo da soja 2012/13 em função de cultivos de outono/inverno (a) e cultivos de primavera (b). ....	84

## 1. RESUMO

O ciclo do N no sistema solo-planta é bastante complexo, com diversas vias de entrada e saída. Alterações no manejo do solo e das espécies cultivadas podem afetar sua dinâmica, de modo que a avaliação integrada desses processos é essencial para o melhor entendimento do ciclo do N em sistemas de produção agrícola. Objetivou-se avaliar a dinâmica do N em sistemas de produção de soja rotacionada com plantas de cobertura, com enfoque na contribuição dos sistemas para o estoque de N no solo e nas principais perdas de N. O experimento foi conduzido em um Latossolo Vermelho, de textura argilosa, em Botucatu, SP. A área vem sendo cultivada há treze anos em semeadura direta e os atuais tratamentos são os mesmos desde 2006. No outono/inverno foram cultivados brachiaria ruziziensis (*Brachiaria ruziziensis*), sorgo granífero (*Sorghum bicolor*) e estas espécies em consórcio; na primavera foram cultivados, em sub-parcelas, crotalária (*Crotalaria juncea*), milheto (*Pennisetum americanum*) e sorgo forrageiro (*Sorghum bicolor*), antecedendo a cultura da soja (*Glycine Max*) no verão. Avaliou-se por dois anos a produtividade de grãos, matéria seca, acúmulo de N e relação C/N das plantas envolvidas no sistema, bem como o estoque de N no solo. Avaliaram-se ainda, por um ano, as entradas de N via sementes, deposições atmosféricas e pulverizações, e as saídas via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , emissão de  $\text{NH}_3$  a partir da palhada e da parte aérea das plantas e emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  a partir do solo. De modo geral, as perdas de N nas formas de  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$  variaram, respectivamente, de 11,2 a 24,2, 10,6 a 19,0 e 1,2 a 9,7  $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , sendo os maiores valores observados nos sistemas com brachiaria no inverno ou crotalária na primavera. Tais perdas parecem ser decorrentes do maior acúmulo de N nestas culturas. No caso da

crotalária, o maior aporte de N, mesmo que tenha resultado em maiores perdas, mostrou-se determinante para o balanço positivo de N no sistema. O estoque de N no solo, que chegou a 8,99 Mg ha<sup>-1</sup>, foi maior nos sistemas que envolvem o consórcio brachiaria + sorgo granífero no inverno ou crotalária na primavera. Esses mesmos cultivos foram os responsáveis por garantir valores positivos de incremento anual de N (IAN), que chegou a 67 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Nos sistemas com sorgo forrageiro ou milho, as perdas foram menores. Tal resultado, entretanto, parece ser decorrente do menor aporte de N por essas plantas e consequente consumo do N estocado no solo (IAN de até -15 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), o que, em longo prazo, pode representar riscos à sustentabilidade dos sistemas.

**Palavras-chave:** plantas de cobertura, lixiviação, amônia, óxido nítrico, estoque de nitrogênio.

NITROGEN DYNAMICS IN CROPPING SYSTEMS UNDER NO-TILL. Botucatu, 2014. 134p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: GUSTAVO CASTOLDI

Adviser: CIRO ANTONIO ROSOLEM

## 2. SUMMARY

Nitrogen cycling in the soil-plant system is quite complex, with diverse paths of input and output, and changes in soil and/or crop management can modify its dynamics affecting the N gain/losses balance. The integrated evaluation of these processes is essential for a better understanding of the N cycling in agricultural production systems. Our study aimed to evaluate N dynamics in soybean cropping systems in rotation with cover crops, with a focus on how the systems affect soil N storage and the major N losses from the soil-plant system. The experiment was carried out in a clay Rhodic Ferralsol, in Botucatu, São Paulo, Brazil. The experimental area has been cropped under no till for thirteen years, and the current treatments have been conducted since 2006. Congo grass (*Brachiaria ruziziensis*), grain sorghum (*Sorghum bicolor*) and a mix of both were cropped during fall/winter. In the spring, pear millet (*Pennisetum glaucum*), forage sorghum (*Sorghum bicolor*) and Sunn hemp (*Crotalaria juncea*) were cropped in sub-plots. Soybean (*Glycine max*) was cropped as summer crop. We assessed for two years the grain yield, dry matter, N accumulation and C/N ratio of the cropped species, as well as the soil N storage. We also quantified, for one year, N inputs via seeds, atmospheric deposition and pesticide spraying and N via  $\text{NO}_3^-$  leaching,  $\text{NH}_3$  emission from straw and above part of the plants and  $\text{N}_2\text{O}$  emission from soil. Generally speaking, losses of N as  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  ranged, respectively, from 11.2 to 24.2, 19.0 to 10.6 and 1.2 to 9.7  $\text{kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , being the highest values observed in systems with Congo grass cropped in the fall/winter and Sunn hemp cropped in the spring season. These losses seem to have occurred due the highest N accumulation by these species. In the case of Sunn hemp, the largest contribution of N, even if it results in major losses, proved to be crucial for the positive balance of N in the system. The N storage in the soil, which reached 8.99  $\text{Mg ha}^{-1}$ , was greater in the systems with consortium Congo



grass + grain sorghum in winter or Sunn hemp in the spring. These same crops were responsible for ensuring positive values of annual increment of N (AIN), which reached 67 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. On the other hand, the lowest losses were observed in systems with forage sorghum or pearl millet. These results, however, seem to be due to a lower N input by these plants and consequent consumption of the N stored in the soil (AIN of up to -15 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), which, in the long term, might represent risks to the sustainability of the systems.

**Key-words:** cover crops, leaching, ammonia, nitrous oxide, nitrogen storage.

### 3. INTRODUÇÃO

O nitrogênio (N) é um elemento chave para a produção agrícola, tanto por sua essencialidade às plantas, como pelos riscos ambientais que o seu manejo inadequado pode representar (LI et al., 2007). No solo, a disponibilidade de N às plantas, bem como a quantidade de N passível de ser perdida, é determinada pelos processos de mineralização e imobilização, dois processos opostos e simultâneos que ocorrem durante a decomposição de materiais orgânicos e da matéria orgânica do solo (MOS) (HUMPHREYS, 1994; AITA; GIACOMINI, 2007). A velocidade e magnitude desses processos são dependentes, dentre outros fatores, da quantidade e qualidade do material vegetal depositado sobre a superfície do solo (STUTE; POSNER, 1995; MÁRQUEZ et al., 2000; AITA et al., 2001; AMADO et al., 2002). Ademais, a quantidade de N estocada no solo também tem importante papel no suprimento de N às plantas (BAYER et al., 2000; LOVATO et al., 2004; BOUWMAN et al., 2005; DIEKOW et al., 2005b), sendo o seu decréscimo ou incremento no decorrer do tempo determinado pelo saldo entre as entradas e saídas de N do sistema.

O N pode ingressar no sistema solo-planta por deposições atmosféricas, fixação biológica (simbiótica ou não) e adubações minerais ou orgânicas (CANTARELLA, 2007). A quantidade de N proveniente de deposições atmosféricas é variável e depende do tipo e localização do ecossistema (ANDERSON; DOWNING, 2006), podendo chegar a  $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , quando na proximidade a áreas de pecuária intensiva (HAYASHI; YAN, 2010). A fixação biológica de N (FBN), por sua vez, é responsável por 65% de todo N aportado em sistemas agrícolas (REIS et al., 2006), sendo

o caso de maior sucesso a simbiose da bactéria *Bradyrhizobium* com a soja no Brasil, que chega a dispensar totalmente a adubação nitrogenada (BODDEY et al., 1990; HUNGRIA et al., 2006a).

Por outro lado, as vias de saída de N dos sistemas são muitas, sendo as principais delas, do ponto de vista ambiental, a lixiviação de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), a volatilização/emissão de amônia ( $\text{NH}_3$ ) e a emissão de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) a partir do solo. A lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  para fora da zona radicular é uma importante via de perda do N, principalmente em condições de solos arenosos e alto aporte de N via adubação (SOGBEDJI et al., 2000; SAINZ ROZAZ et al., 2004; PEREGO et al., 2012), podendo representar, em alguns casos, riscos ambientais (SCHLEEF; KLEIHANSS, 1994). Do mesmo modo, o  $\text{N}_2\text{O}$  também tem apelo ambiental por conta de ser um dos principais gases do efeito estufa (IPCC, 2007). Em sistemas agrícolas, a magnitude das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  é dependente do manejo do solo, da adubação e das plantas cultivadas (MENG et al. 2005; MENDOZA et al. 2006; RUSER et al., 2006; OORTS et al. 2007). No que diz respeito à  $\text{NH}_3$ , as maiores perdas são decorrentes da aplicação de fertilizantes (LARA CABEZAS et al., 1997; MARIANO et al., 2012; ROJAS et al., 2012). Todavia, a emissão de  $\text{NH}_3$  pela parte aérea das plantas (FARQUHAR et al., 1980; SCHJOERRING; MATTSSON, 2001) ou a partir da palhada em decomposição (RANA; MASTRORILLI, 1998) pode ser importante via de saída do N do sistema solo-planta.

A investigação integrada dos processos envolvidos na ciclagem do N é essencial para compreender o comportamento desse nutriente nos sistemas de produção (WANG et al., 2007; STEINER et al., 2008). Contudo, são escassos estudos desse tipo (LIU et al., 2003), devido principalmente às dificuldades de quantificar com precisão cada um dos processos envolvidos na ciclagem do N (JARVIS, 1996; SOGBEDJI et al., 2000). Um sistema de produção, quando bem conduzido e adequado a cada região, além de melhorar o aproveitamento do N pelas culturas, pode contribuir para a redução de perdas e aumentar a quantidade de N no solo. Como a dinâmica do nutriente no sistema depende das espécies utilizadas, o emprego de plantas de cobertura com distintas características quanto ao aporte de N, sistema radicular e exigência em água, pode afetar os processos de lixiviação de N e sua emissão na forma de gases.

Considerando essas hipóteses, objetivou-se avaliar a ciclagem do N em sistemas de produção de soja rotacionada com plantas de cobertura, com enfoque na contribuição dos sistemas para o estoque de N no solo e nas perdas de N via lixiviação de

$\text{NO}_3^-$ , emissão de  $\text{NH}_3$  pela palhada e pela parte aérea das plantas e emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  a partir do solo.

## 4. REVISÃO DE LITERATURA

### 4.1 Ciclo e balanço do nitrogênio no sistema solo-planta

O ciclo do N no sistema solo-planta é muito complexo e, em virtude do grande número de reações a que está sujeito e à sua instabilidade no solo, o N pode ser considerado o nutriente mais difícil de ser manejado nos solos de regiões tropicais e subtropicais (ERNANI, 2003). A maior fração de N no solo está na forma orgânica, presente na MOS em diferentes moléculas e variados graus de recalcitrância, ou como parte de organismos vivos (CANTARELLA, 2007). Entretanto, aproximadamente 5% do N total do solo está em formas inorgânicas como os íons amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e  $\text{NO}_3^-$ , que são as formas preferenciais de absorção de N pelas plantas (JARVIS et al., 1996).

O N pode ingressar no sistema solo-planta por deposições atmosféricas, fixação biológica (simbiótica ou não) e adubações minerais ou orgânicas (CANTARELLA, 2007). Em sistemas sem adição de N na forma de fertilizantes, entretanto, as únicas entradas de N são pelas sementes, deposições atmosféricas e pela fixação biológica quando são utilizadas plantas capazes de fixar o  $\text{N}_2$  da atmosfera. As vias de saída do N do sistema também são muitas, e incluem a remoção pelas culturas; a volatilização de  $\text{NH}_3$  do solo causada pela mineralização da MOS ou devido a fertilizações com adubos amídicos-amoniacais; as perdas gasosas de óxidos de N ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ) e nitrogênio elementar ( $\text{N}_2$ ), tanto do solo, relacionado aos processos de desnitrificação e nitrificação, quanto da parte aérea dos vegetais na redução do nitrato nos cloroplastos; a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  no solo para fora do alcance do sistema radicular dos vegetais; e também as perdas de N pela parte aérea das plantas na forma de  $\text{NH}_3$  (FARQUHAR et al.,

1980; HOLTAN-HARTWING; BOCKMAN, 1994). O balanço do N em sistemas agrícolas pode ser obtido pela diferença entre o estoque de N no solo dentro de um espaço de tempo, podendo-se então afirmar se nesse período (safra, ano, década) houve incremento ou decréscimo da quantidade de N (LOVATO et al., 2004; DIEKOW et al., 2005a; SOUZA et al., 2009). Nesse caso, qualquer avaliação das saídas ou entradas do N no sistema é de grande importância na explicação da dinâmica do mesmo.

O balanço do N também pode ser obtido pela diferença entre as entradas e saídas de N do sistema em determinado período, não sendo considerado, nesse caso, o N estocado no solo. Esse modelo de balanço, usado principalmente em sistemas com aporte de N via fertilizantes, fornece importantes informações a respeito da eficiência de uso do nutriente e da sustentabilidade do sistema de produção, bem como sobre as mudanças na qualidade ambiental. Um contínuo balanço positivo, ou seja, com excedente de N, representa potencial problema ambiental. Por outro lado, déficit contínuo de N indica que o sistema de produção não está sendo sustentável (PARRIS, 1998; GAJ; BELLALLOUI, 2012).

#### **4.2 Entradas de nitrogênio no sistema solo-planta**

O N pode ingressar no sistema solo-planta por deposições atmosféricas (seca e úmida – chuvas ou descarga elétrica), fixação biológica - simbiótica ou não, adubações minerais (fertilizantes solúveis) ou pela adição de material orgânico (resíduos de plantas e animais, adubações orgânicas) (CANTARELLA, 2007).

A quantidade de N proveniente de deposições atmosféricas é variável e depende do tipo e localização do ecossistema (ANDERSON; DOWNING, 2006). As deposições atmosféricas, tanto secas quanto úmidas, podem fornecer, por ano, de 4,2 kg ha<sup>-1</sup> (SHAW et al., 1989) a 60 kg ha<sup>-1</sup> de N, quando na proximidade à áreas de pecuária intensiva (HAYASHI; YAN, 2010). Nas planícies do Norte da China, as deposições atmosféricas aportam 31 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> N, sendo a deposição por N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 2,1 vezes superior às deposições por N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (LIU et al., 2006). No Sudeste do Brasil, determinaram-se valores de deposição via chuvas de 2,3 e 2,4 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, nas formas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, respectivamente (ALLEN et al., 2011).

Os fertilizantes nitrogenados são extremamente importantes na agricultura brasileira, em especial para as culturas do milho, café e cana-de-açúcar, que

juntas consomem cerca de 70% do N utilizado na agricultura nacional. No Brasil, as entregas de fertilizantes nitrogenados ao consumidor final, somente no primeiro semestre de 2012, foram de 1.340 mil toneladas (ANDA, 2012). Embora tenha ocorrido aumento na produção nacional, o Brasil ainda importa a maior parte dos fertilizantes nitrogenados (ANDA, 2012).

Visando a redução dos custos com adubos nitrogenados, pode-se adotar algumas estratégias dentro dos sistemas de produção, como o uso de adubos orgânicos de origem animal (como dejetos suínos e cama de frango), bem como de origem vegetal, como plantas de cobertura com alta capacidade de ciclagem de N e/ou capazes de fixar o N<sub>2</sub>, especialmente leguminosas.

A fixação biológica de N é o processo pelo qual o N<sub>2</sub> (molécula estável e abundante na atmosfera, porém que não pode ser utilizada pelas plantas) é transformado em NH<sub>3</sub> e, a partir daí, em formas reativas orgânicas e inorgânicas vitais em sistemas biológicos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Estima-se que a contribuição da FBN para o total de N introduzido em sistemas agrícolas é de 65%, o que a faz essencial à sustentabilidade dos sistemas (REIS et al., 2006).

O caso de maior sucesso de FBN é a simbiose da bactéria *Bradyrhizobium* com soja no Brasil, que chega a dispensar totalmente a adubação nitrogenada. As taxas de fixação biológica do N, para a cultura da soja no Brasil, variam de 109 a 250 kg ha<sup>-1</sup>, o que representa de 70 a 85% do N total acumulado pelas plantas (BODDEY et al., 1990; HUNGRIA et al., 2006a). Em solos com baixa população de microrganismos fixadores de N<sub>2</sub>, o uso de inoculantes mostra-se eficaz para a cultura da soja (BODDEY; HUNGRIA, 1997; FERREIRA; HUNGRIA, 2002).

Para outras leguminosas importantes, como o feijão e o amendoim, a FBN não consegue suprir toda a demanda de N da planta, permitindo, entretanto, a redução da dose do fertilizante nitrogenado (PELEGRIN et al., 2009). Importantes gramíneas, como a cana-de-açúcar, o milho, o trigo e o arroz também podem obter parte do N necessário ao seu desenvolvimento através da FBN por meio de bactérias do gênero *Azospirillum* (REIS et al., 2006).

Os principais fatores limitantes da FBN são a acidez e salinidade do solo, deficiência de P, excesso de N mineral e condições extremas de umidade do solo e temperatura. A FBN também é variável em função do genótipo da espécie (MARTINEZ-ROMERO et al., 1991; REIS et al., 2006).

### 4.3 Dinâmica do nitrogênio no solo

Diversas são as formas de N disponíveis no solo, cuja quantidade e proporção absorvida é ditada pela cultura e seu estágio de desenvolvimento (LANE; BASSIRIRAD, 2002). As formas inorgânicas  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$  são as preferenciais para absorção de N pelas plantas, e correspondem a aproximadamente 1% do N em solos agricultáveis (JARVIS et al., 1996). A maior parte do N encontra-se na MOS, ou seja, na forma de N-orgânico. Assim, a disponibilidade no solo é controlada principalmente pela mineralização e imobilização do N, dois processos opostos e simultâneos que ocorrem durante a decomposição de materiais orgânicos e da MOS pela população microbiana heterotrófica (AITA; GIACOMINI, 2007).

O processo de mineralização, definido como a transformação do N da forma orgânica para a inorgânica ( $\text{N-NH}_3$  ou  $\text{N-NH}_4^+$ ), consiste em uma série de reações bioquímicas, predominantemente de desaminação, em que o excedente de N é liberado para o exterior das células microbianas na forma de  $\text{NH}_3$ , a qual é rapidamente oxidada a  $\text{NO}_3^-$  pela ação de bactérias nitrificadoras no solo (AITA; GIACOMINI, 2007). A mineralização da MOS é responsável por grande parte do N fornecido e utilizado pelas culturas (OLK et al., 2007), e é influenciada por uma série de fatores, como pH, umidade, temperatura do solo e principalmente da relação C/N do material (SAMPAIO; SALCEDO, 1993).

A imobilização do N por sua vez, é definida como a transformação do N inorgânico em N orgânico. Os responsáveis são microrganismos que incorporam o N inorgânico disponível no solo às suas células. Ao morrerem, o N assimilado pode voltar a ser mineralizado ou ser incorporado às células de outros microrganismos e seguir o caminho da síntese de compostos nitrogenados mais complexos, que gradualmente, formam a MOS (CANTARELLA, 2007).

De modo geral, a imobilização e a mineralização dependem da relação C/N do material orgânico. A adição de um material vegetal com elevada relação C/N induz à imobilização de N no solo, uma vez que o N presente no material não seria suficiente para atender a demanda de N pela biomassa microbiana decompositora dos compostos carbonados, havendo a necessidade da assimilação de N mineral do solo (SANTI et al., 2003). Contudo, a consolidação do sistema de semeadura direta (SSD) conduz ao equilíbrio entre os processos de mineralização e imobilização (TORRES et al., 2008; TEIXEIRA et al., 2011).



Há, ainda, a nitrificação ou oxidação do N amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) a  $\text{NO}_3^-$ , sequencia do processo de mineralização que é realizada principalmente por bactérias quimioautotróficas que obtêm energia no processo e que podem sintetizar todos os seus constituintes celulares a partir do  $\text{CO}_2$  (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A nitrificação determina a forma do N presente no solo ( $\text{NH}_4^+$  ou  $\text{NO}_3^-$ ), o que interfere na produtividade das plantas e na qualidade ambiental (SUBBARAO et al., 2007). Por conta disso, a nitrificação é uma etapa chave no processo de transformação do N no sistema solo-planta, principalmente pelo fato dessa reação ditar a quantidade de  $\text{NO}_3^-$  presente no solo, ânion esse que não é adsorvido pelos colóides do solo – quando os mesmos apresentam predomínio de cargas negativas, permanecendo então na solução do solo e suscetível aos processos de lixiviação e desnitrificação (FILLERY, 2007).

A desnitrificação consiste na redução de formas oxidadas de N (N- $\text{NO}_2^-$  e N- $\text{NO}_3^-$ ) a formas gasosas ( $\text{N}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$ ), intermediada por bactérias anaeróbias facultativas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Apesar de ser parte integrante do ciclo global do N, do ponto de vista agrícola, a desnitrificação representa perda do nutriente, uma vez que ocorre a redução da disponibilidade de N mineral às culturas (AITA; GIACOMINI, 2007; CANTARELLA, 2007).

#### **4.4 Efeito do sistema semeadura direta na dinâmica do nitrogênio**

O N é um dos, senão o nutriente mais afetado pelo SSD, pois, em função do mínimo revolvimento do solo e constante aporte de palhada, processos como a imobilização e a mineralização são alterados (SILVA et al., 2008). A taxa de decomposição dos resíduos culturais determina o tempo de permanência da cobertura morta na superfície do solo. Quanto mais rápida for a sua decomposição, maior será a velocidade de liberação dos nutrientes, diminuindo, entretanto, a proteção do solo e modificando o comportamento da fitossociedade de plantas envolvidas no sistema (SOUZA et al., 2010). Por isso, alguns aspectos devem ser analisados na escolha da espécie de cobertura, principalmente quanto à sua taxa de decomposição. A qualidade do resíduo vegetal, sobretudo sua relação C/N, e a disponibilidade de N mineral na solução do solo influenciam diretamente a taxa de decomposição (AMADO et al., 2002).

A dinâmica da mineralização do N proveniente de resíduos culturais depende, além da relação C/N dos resíduos, da quantidade de N no sistema, do

grau de contato dos resíduos culturais com os colóides do solo, e da temperatura, aeração e umidade do solo (ROSOLEM, 2004). Entretanto, os melhores métodos para prever a taxa de decomposição dos resíduos são baseados nas suas relações C/N e lignina/N (MELLILO et al., 1982; BERG, 1986). A relação C/N do resíduo também é o parâmetro mais utilizado na estimativa da mineralização/imobilização de N no resíduo (MÁRQUEZ et al., 2000), e está relacionada às características intrínsecas da espécie em questão, bem como ao grau de maturação das plantas. Ao retardar o manejo das plantas de cobertura do solo permitindo maior estocagem de compostos ricos em C, tal como a lignina, possibilita-se o aumento da relação C/N na massa vegetal e, conseqüentemente, aumento de sua resistência à decomposição (GLIMOUR et al., 1998).

O cultivo de plantas de cobertura do solo na entressafra do SSD tem-se mostrado eficiente na manutenção de quantidade adequada de palha sobre o solo durante todo o ano, além de ser alternativa para ciclagem e suplementação de N à cultura sucessora (AMADO et al., 2001). Dentre as espécies de cobertura empregadas nesse sistema, as leguminosas destacam-se por formarem associações simbióticas com bactérias fixadoras de N<sub>2</sub> e pela sua baixa relação C/N, aliada a presença de compostos solúveis, o que favorece a rápida decomposição e mineralização, com expressivo aporte de N ao sistema solo-planta (AITA et al., 2001; PERIN et al., 2004). Por outro lado, o emprego de espécies gramíneas pode amenizar a perda de N do sistema mediante a ciclagem e imobilização em sua fitomassa, ao mesmo tempo que sua baixa taxa de decomposição, favorecida pela alta relação C/N, confere cobertura mais prolongada do solo (LARA CABEZAS et al., 2004; PERIN et al., 2004).

As gramíneas, como aveia e milho, apresentam elevada capacidade de absorção de N em função do seu sistema radicular abundante, constituindo-se em importante estratégia para a reciclagem desse nutriente durante a entressafra, e para a redução das perdas de nitrato por lixiviação (AMADO et al., 2002). Todavia, apresentam palhada com elevada relação C/N, que se por um lado propicia uma cobertura do solo mais duradoura, por outro resulta, na maioria dos casos, em imobilização microbiana de N, diminuindo a quantidade de N disponível no solo (RANELLS; WAGGER, 1997).

As leguminosas, como crotalária e ervilhaca, por sua vez, caracterizam-se pela capacidade de fixar o N<sub>2</sub> atmosférico e pela estreita relação C/N, o que confere rápida mineralização do N presente em seus resíduos culturais (STUTE; POSNER, 1995). Essa rápida decomposição e conseqüente liberação do N muitas vezes

não coincide com a maior demanda de N pela cultura em sucessão, havendo, então, acúmulo de N no solo, o que aumenta o potencial de perdas via volatilização de  $\text{NH}_3$ , desnitrificação e/ou lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  (RANNELS; WAGGER, 1997; AITA et al., 2001). Contudo, quando bem trabalhado, o cultivo de leguminosas na entressafra pode reduzir a quantidade de N mineral a ser aplicado e/ou aumentar a produtividade do milho cultivado em sucessão (PAVINATO et al., 1994; GONÇALVES et al., 2000; AITA et al., 2001).

O consórcio entre plantas de cobertura é uma opção pela qual é possível controlar a velocidade de decomposição e liberação de N dos resíduos culturais, uma vez que a fitomassa obtida apresenta relação C/N intermediária àquela das culturas solteiras (AITA et al., 2004). Para maximizar o aproveitamento do N acumulado pelos consórcios entre plantas de cobertura de solo no outono/inverno, a liberação do N dos resíduos culturais deverá ocorrer em sincronia com a demanda de N das culturas comerciais em sucessão (STUTE; POSNER, 1995). Isso porque, conforme já comentado, se o N mineral estiver disponível precocemente, podem ocorrer perdas do nutriente por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  e, ou, desnitrificação (ROSECRANCE et al., 2000). Por outro lado, se a liberação do N for excessivamente tardia, poderá haver prejuízos na produtividade das culturas (RANNELS; WAGGER, 1997). O desafio maior está, portanto, em estabelecer consórcios entre espécies de outono/inverno que permitam atender à demanda em N pelas culturas comerciais de forma equilibrada (AITA et al., 2004).

#### **4.5 Saídas de nitrogênio do sistema solo-planta**

O N pode ser perdido dos sistemas agrícolas por diversas vias, sendo a principal delas a exportação pelas culturas, sejam elas graníferas ou destinadas à produção de biomassa. Nos itens que seguem, entretanto, serão reportadas apenas as saídas de N do sistema solo-planta via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , emissão/volatilização de  $\text{NH}_3$  e emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ .

##### **4.5.1 Perda de nitrogênio via lixiviação de nitrato**

Uma vez na solução do solo e não absorvido pelas plantas, o íon  $\text{NO}_3^-$  é facilmente arrastado para fora da zona radicular, pois apresenta carga negativa e não é adsorvido pelos colóides dos solos brasileiros, que apresentam predominantemente

cargas negativas (PRIMAVESI et al., 2006). Esse processo é conhecido como lixiviação e é considerado a principal via de perda do N disponível às plantas (ERREBHI et al., 1998).

O processo de lixiviação é influenciado diretamente pela concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo. De modo geral, maiores são as perdas quanto maiores forem as doses de N aplicado ao sistema (SAINZ ROZAZ et al., 2004; FERNANDES; LIBARDI, 2009), tanto via fertilizantes orgânicos quanto minerais (SANGOI et al., 2003a, PEREGO et al., 2012). Essas perdas são ainda maiores em condições de solo arenoso (SOGBEDJI et al., 2000), representando, em alguns casos, riscos ambientais (OLIVEIRA et al., 2001). A quantidade de N que se perde por lixiviação também varia em função da velocidade de mineralização e imobilização do N por plantas e microrganismos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), da precipitação pluvial (FERNANDES et al., 2006; PEREGO et al., 2012) e das propriedades do solo que influenciam a capacidade de retenção de água, ou seja, a textura, a estrutura e a porosidade (KIEHL, 1987).

Perego et al. (2012), avaliaram as perdas de N via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  em seis áreas produtoras de milho, no Norte da Itália. O aporte de N, somando a adubação mineral e orgânica, variou de 209 a 801  $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  N. As perdas de N por lixiviação variaram de 14 a 301  $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , sendo maiores quanto maior o excedente de N. O baixo valor de perda (14  $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  N) encontrado em uma das áreas ocorreu em decorrência da baixa drenagem anual, que foi de 112 mm. Sexton et al. (1996) observaram que o  $\text{NO}_3^-$  lixiviado aumentou rapidamente quando as doses de N excederam 100  $\text{kg ha}^{-1}$ , para crescimento de milho sob solo arenoso, e que, para doses de N acima de 250  $\text{kg ha}^{-1}$  (correspondendo ao máximo rendimento), o  $\text{NO}_3^-$  lixiviado aumentou exponencialmente. Entretanto, Fernandes e Libarbi (2009) mostraram, em trabalho realizado com  $^{15}\text{N}$ , que as perdas por lixiviação do N proveniente do fertilizante podem ser mínimas, mesmo as perdas totais sendo maiores quando da aplicação de maiores doses de N.

Estudando a lixiviação de  $^{15}\text{N}$  em Latossolo Vermelho Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, Ghiberto et al. (2011) constataram que apenas 5% do N perdido por lixiviação era proveniente do fertilizante. No entanto, em curto prazo não se pode esperar redução das perdas de N por lixiviação pela redução da quantidade de fertilizante nitrogenado aplicado no sistema (KÜCKE; KLEEBERG, 1997). Isso porque as perdas de N proveniente do fertilizante podem representar apenas pequena porcentagem da perda total de N por lixiviação (SCHNEIDER; HAIDER, 1992; FERNANDES; LIBARBI,

2009; GHIBERTO et al., 2011), o que indica que a mineralização da MOS pode ser a fonte responsável por grande parte do N perdido por lixiviação em sistemas agrícolas de produção. Nesse contexto, é importante considerar, contudo, que maior mineralização da MOS pode estar relacionada ao maior aporte de fertilizantes nitrogenados, que servem como substrato para os microrganismos do solo.

Em sistemas com baixo ou nenhum aporte de N via fertilizantes, a mineralização da MOS e de materiais vegetais passa a ser fator determinante para a disponibilidade de N no solo e, conseqüentemente, da quantidade de N que ficará sujeito ao processo de nitrificação. Nesses sistemas é de grande importância o uso de espécies vegetais que mitiguem os prejuízos relacionados às perdas de N por lixiviação, seja por fixarem N ao sistema (AITA et al., 2001; PERIN et al., 2004), absorverem maior quantidade de N (que fica protegido dos processos de perdas) (TORRES et al., 2005) ou por apresentarem características bromatológicas que propiciem equilíbrio entre os processos de mineralização e imobilização ou mesmo sincronismo com a absorção do N pela cultura subsequente (AITA; GIACOMINI, 2003; LARA CABEZAS et al., 2004; PERIN et al., 2004; BOER et al., 2007).

Em sistemas de produção de milho, o cultivo posterior de trevo branco (*Trifolium ambiguum*) como planta de cobertura pode reduzir em até 74% a perda total de N por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  (OCHSNER et al., 2010). Paula et al. (2011), verificaram que o estabelecimento de cobertura composta por *Brachiaria brizantha* reduziu em 40% a quantidade de  $\text{N-NO}_3^-$  disponível para lixiviar em Cambissolo após aplicação de lodo de esgoto na dose equivalente a  $0,79 \text{ Mg ha}^{-1}$  de N.

Por fim, o balanço hídrico no sistema também é fator determinante na lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$ , tanto por determinar o fluxo de água no solo, quanto por determinar o suprimento de água às plantas. O suprimento adequado de água propicia maior crescimento das plantas e conseqüente maior absorção de N, ficando esse protegido dos processos de perda (PURCELL et al., 2003). Nesse aspecto, o conhecimento da dinâmica da água no solo e o estudo de plantas eficientes no uso da água assume especial importância para o manejo dos sistemas agrícolas de produção, em especial para regiões com problemas relacionados à deficiência hídrica.

#### 4.5.2 Perda de nitrogênio via emissão/volatilização de amônia

A emissão atmosférica global de N na forma de  $\text{NH}_3$  corresponde a aproximadamente  $54 \text{ Mt ano}^{-1}$ , das quais 75% são provocadas pela ação do homem (LAGREID et al., 1999). A principal fonte de emissão de N- $\text{NH}_3$  no mundo é a criação de animais e seus dejetos, o que corresponde a aproximadamente  $22 \text{ Mt ano}^{-1}$  (SCHLESINGER; HARTLEY, 1992; BOUWMAN et al., 1997; CANTARELLA, 2007), seguida da aplicação de fertilizantes (LARA CABEZAS et al., 1997; COSTA et al., 2003; SANGOI et al., 2003b; MARTHA JÚNIOR et al., 2004; DA ROS et al., 2005; DUARTE et al., 2007; LARA CABEZAS; SOUZA, 2008; ARAÚJO et al., 2009; KNOBLAUCH et al., 2012; MARIANO et al., 2012; ROJAS et al., 2012), que pode chegar a  $9 \text{ Mt ano}^{-1}$  (CANTARELLA et al., 2007).

As perdas por volatilização de  $\text{NH}_3$  proveniente da uréia são variáveis, mas podem representar até 80% de todo N aplicado pela adubação (LARA CABEZAS; TRIVELIN, 1990; LARA CABEZAS et al., 1997; CANTARELLA et al., 2003; FONTOURA; BAYER, 2010; MARIANO et al., 2012; ROJAS et al., 2012; BOARETTO et al., 2013). A magnitude dessas perdas é função de fatores relacionados à cultura, dose e método de aplicação do fertilizante, condições de clima e solo, bem como manejo do sistema. A volatilização de N- $\text{NH}_3$  pode diminuir significativamente a eficiência do manejo da adubação, além de contribuir com os impactos ambientais e mudanças no balanço energético global (IPCC, 2007).

As perdas por volatilização de  $\text{NH}_3$  no solo dependem, principalmente, do pH do meio. O equilíbrio entre o íon  $\text{NH}_4^+$  e a forma gasosa,  $\text{NH}_3$ , é dado pela expressão:  $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3 + \text{H}^+$ . Assim, em condições de solo com pH ácido (predominantes no Brasil), a espécie química predominante é o  $\text{NH}_4^+$ , havendo pouca ou nenhuma perda de  $\text{NH}_3$  durante a mineralização da MOS ou quando da aplicação de fertilizantes amoniacais de reação ácida ou neutra, como o sulfato ou o nitrato de amônio, visto que o  $\text{NH}_4^+$  permanece na forma iônica e estável (CANTARELLA, 2007).

O N na forma de  $\text{NH}_3$  pode ainda ser emitido pela parte aérea das plantas (FARQUHAR et al., 1980) e contribuir para o aumento da concentração de  $\text{NH}_3$  na atmosfera (SUTTON et al., 2008). A amplitude dessa emissão, entretanto, depende da espécie cultivada, do estágio de desenvolvimento da planta, da disponibilidade de N no solo, da temperatura foliar, do nível de estresse das plantas, do nível de N- $\text{NH}_3$  na

atmosfera, da concentração de  $\text{NH}_3$  na planta e da atividade da enzima glutamina sintetase (PARTON et al., 1988; WHITEHEAD et al., 1989; SCHJOERRING et al., 1998; MANDERSCHEID et al., 2005). Holtan-Hartwig e Bockman (1994) estimaram as perdas de N- $\text{NH}_3$  pela folhagem de culturas anuais de clima temperado, em 2 a 6  $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ . Para as culturas de nabo (*Raphanus napus* L.), trigo (*Triticum aestivum* L.), cevada (*Hordeum vulgare* L.) e ervilha (*Pisum sativum* L.), Schjoerring e Mattsson (2001) encontraram perdas de N- $\text{NH}_3$  entre 1 e 5  $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ . No trabalho de Damin et al. (2008), as perdas de N ( $^{15}\text{N}$ ) pela parte aérea de *Brachiaria decumbens* após dessecação com glyphosate, corresponderam a 27,9% do total acumulado e foram atribuídas à emissão foliar de N- $\text{NH}_3$ . Em outro estudo, 28 dias após a aplicação do glyphosate, a perda de N via emissão de  $\text{NH}_3$  pela parte aérea de plantas de *B. ruziziensis* foi da ordem de 6,6% de todo o N acumulado na mesma por ocasião da dessecação (CASTOLDI et al., 2014).

A senescência é uma das fases de desenvolvimento da planta que apresenta maior potencial de emissão de  $\text{NH}_3$  (VALLIS; KEATING, 1994). Isso ocorre devido ao aumento dos níveis de  $\text{NH}_4^+$  endógenos na planta, um dos principais fatores que influenciam a emissão de  $\text{NH}_3$  (SCHJOERRING et al., 1998). Durante a senescência, ocorre aumento na degradação de proteínas e o N liberado é transferido para o glutamato. Posteriormente, o N do glutamato é convertido a  $\text{NH}_4^+$  pela ação da enzima glutamato desidrogenase, que é enzima do metabolismo do N e que, frequentemente, atinge sua mais alta atividade durante a senescência (LAURIÈRE; DAUSSAND, 1983; RAGSTER; CHRISPEELS, 1981). Por isso, a indução da senescência pela aplicação de herbicidas, como o glyphosate, pode aumentar a emissão de N- $\text{NH}_3$  (DAMIN et al., 2008).

Outra possível fonte de emissão de  $\text{NH}_3$  é a palhada em decomposição. Em estudo realizado com túneis de vento para medir a emissão de  $\text{NH}_3$  de resíduos de azevém perene (*Lolium perenne* L.), constatou-se, 28 dias após o manejo, perda de 10% do N acumulado pela planta (WHITEHEAD; LOCKYCR, 1989). Em estudos anteriores, Martin e Chapman (1951) relataram perdas significativas de  $\text{NH}_3$  de folhas cítricas em decomposição. Estudando a sazonalidade do fluxo de  $\text{NH}_3$  após o manejo da adubação verde, Rana e Mastrorilli (1998) constataram que a maior parte da emissão (aproximadamente 70%) ocorre nos dois primeiros dias após o manejo da planta de cobertura, podendo chegar à taxa de 7  $\text{kg ha}^{-1} \text{dia}^{-1}$  e que o fluxo de  $\text{NH}_3$  praticamente cessa em dias nublados e/ou chuvosos voltando à normalidade em dias ensolarados. Fatores climáticos são, de fato, determinantes para o processo de emissão de N- $\text{NH}_3$  a

partir do solo e, de modo geral, maior é essa emissão quanto mais alta for a temperatura do ar, mais horas de luz houver e menor for a precipitação (NELSON, 1982).

Avaliando, em casa de vegetação, o efeito do método de manejo (químico/glyphosate e mecânico/corte) na quantidade de N-NH<sub>3</sub> volatilizado a partir de resíduos de alfafa (em superfície e incorporado), Mohr et al. (1998) constataram que a incorporação dos resíduos, independentemente da forma de manejo, praticamente elimina a emissão de NH<sub>3</sub>. No entanto, a incorporação de resíduos culturais é uma prática pouco usual na maioria dos sistemas de produção.

Todos os fatores já discutidos são de especial importância para as áreas manejadas sob semeadura direta. As plantas de cobertura, em especial as leguminosas, são importantes fontes de N ao sistema, e, por esse motivo, o potencial de emissão de N a partir dos seus resíduos culturais é preocupante e merece ser quantificado (JANZEN; MCGINN, 1991). Tais plantas são vulneráveis à emissão de N, uma vez que apresentam concentração relativamente elevada de N e, muitas vezes, são manejadas em estádios imaturos, nos quais o N encontra-se em formas mais lábeis do que em estádios mais avançados de maturidade (PARR; PAPENDICK, 1978; RANA; MASTRORILLI, 1998).

Diversos trabalhos que avaliam a emissão de N-NH<sub>3</sub> a partir de plantas vivas ou de resíduos em decomposição foram conduzidos em condições controladas, de modo que os resultados não podem ser extrapolados com precisão para condições de campo. No campo, as taxas de emissão de NH<sub>3</sub> podem ser limitadas por uma série de fatores não controláveis, como a umidade e temperatura (FRENEY et al., 1983). Sob certas condições de campo, as taxas de emissão de N-NH<sub>3</sub> provavelmente seriam menores do que as encontradas em condições controladas, contudo, a quantidade acumulada de N-NH<sub>3</sub> emitida poderia ser ainda maior do que os valores extrapolados destes estudos (JANZEN; MCGINN, 1991). De modo geral, ainda existem incertezas quanto ao fluxo global e a emissão de N-NH<sub>3</sub> a partir do solo, da palhada e das plantas vivas incluindo culturas agrícolas (DENTENER; CRUTZEN, 1994; SCHJOERRING; MATTSSON, 2001).



#### 4.5.3 Perda de nitrogênio via emissão de óxido nitroso

O  $N_2O$  é uma molécula de longa persistência na atmosfera, e está associada ao aumento do efeito estufa (IPCC, 2006). Esse gás nitrogenado apresenta potencial de aquecimento global 296 vezes maior do que o  $CO_2$  (IPCC, 2007). Em escala mundial, 91% das emissões de  $N_2O$  para a atmosfera provêm de atividades agrícolas. No Brasil, a agricultura é responsável por 94% das emissões de  $N_2O$  para a atmosfera (CERRI; CERRI, 2007). A principal razão para as altas emissões de  $N_2O$  nos solos agrícolas são o aumento de entradas de N por fertilizantes minerais, a fixação simbiótica de  $N_2$ , e a aplicação de resíduos animais (SAHRAWAT; KEENEY, 1986, GRANLI; BØCKMAN, 1994; BREMNER, 1997).

O gás  $N_2O$  é um produto intermediário da desnitrificação (CRUTZEN, 1981), processo respiratório que acontece em condições anaeróbias, no qual óxidos de N servem como receptores finais de elétrons (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). É o processo redutivo de N mais conhecido e que consiste na redução de formas oxidadas ( $NO_2^-$  e  $NO_3^-$ ) a formas gasosas ( $N_2O$  e  $N_2$ ), intermediada por bactérias anaeróbias facultativas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; CANTARELLA, 2007), as quais dependem da disponibilidade de C orgânico e de  $N-NO_3^-$  no solo (BAGGS; PHILIPPOT, 2010). Embora seja considerado um processo estritamente anaeróbio, sabe-se que a desnitrificação pode também ocorrer em condições aparentemente aeróbias. Isso porque alguns microrganismos desnitrificadores são capazes de produzir  $N_2O$  em diversas condições de pressão de  $O_2$  (KHALIL et al., 2004).

Existem outros tipos de metabolismo microbiano que resultam na produção de  $N_2O$  ou  $N_2$ , como a nitrificação, que ocorre em condições aeróbias (SAHRAWAT; KEENEY, 1986, GRANLI; BØCKMAN, 1994; BREMNER, 1997; BAGGS; PHILIPPOT, 2010). Ademais, vários fatores interferem no fluxo de  $N_2O$  para a atmosfera, como temperatura, pH, presença de amônio e nitrato, matéria orgânica, porosidade e umidade do solo (AKIYAMA et al., 2000; CHARPUIS-LARDY et al., 2007). No entanto, o fator predominante no solo é a porosidade preenchida por água (PPA) (JANTALIA et al., 2006).

As emissões de  $N_2O$  aumentam à medida que o teor de água no solo aumenta, sendo este efeito mais acentuado em condições de PPA acima de 70%, quando a desnitrificação é predominante (DOBBIE et al., 1999; ABBASI; ADAMS, 2000;

SKIBA; BALL, 2002; HUANG et al., 2014). A nitrificação, por sua vez, pode contribuir significativamente para as emissões de N<sub>2</sub>O em condições de PPA inferiores a 70%, particularmente em valores entre 30 a 45% (STEVENS et al., 1997; ABBASI; ADAMS, 2000; WOLF; RUSSOW, 2000; KHALIL; BAGGS, 2005). Entretanto, outros estudos mostram que a partir de 19% de PPA a desnitrificação é mais determinante que a nitrificação na produção de N<sub>2</sub>O (KINNEY et al., 2005).

A PPA é importante na emissão de N<sub>2</sub>O porque tem relação direta com a disponibilidade de O<sub>2</sub> no solo, que é um dos principais fatores que regulam os processos de nitrificação, desnitrificação e liberação de N<sub>2</sub>O (TIEDJE, 1988). Além da umidade, a respiração, a agregação e a compactação do solo são fatores que determinam a aeração do solo, bem como a formação de sítios anaeróbios, podendo assim interagir e regular a emissão de N<sub>2</sub>O a partir do solo (GRANLI; BØCKMAN, 1994). Alguns estudos indicam que as emissões de N<sub>2</sub>O em sistemas sob semeadura direta é maior do que em solos sob plantio convencional. Tal fato se deve ao maior adensamento ou compactação do solo, que favorece a microporosidade, a qual, juntamente com o alto teor de água, pode originar condições redutoras, que aliada a maior disponibilidade de N, acarreta no aumento das emissões de N<sub>2</sub>O dos solos (DRURY et al., 2004).

Algumas práticas agrícolas, tal como a sucessão de culturas e a escolha das espécies de cobertura (HUANG et al., 2014), podem ser adotadas para reduzir as emissões de N<sub>2</sub>O no sistema sob semeadura direta (BALL et al. 1999; MENG et al. 2005; MENDOZA et al. 2006; OORTS et al. 2007; LIU; KENDY, 2011), uma vez que a emissão de N<sub>2</sub>O também se relaciona ao aporte de resíduos culturais (HUANG et al., 2014). A emissão é mais expressiva logo após o manejo das plantas, quando ocorre a disponibilização de C e N lábeis, que podem ser rapidamente utilizados pela população microbiana. A rápida decomposição dos resíduos é acompanhada pelo aumento no consumo de O<sub>2</sub> no solo, podendo resultar na formação de microsítios de anaerobiose (VELTHOF, et al., 2002). Assim, os microrganismos anaeróbios facultativos passam a utilizar o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> disponível no solo comoceptor de elétrons, podendo resultar em elevadas taxas de emissão de N<sub>2</sub>O para a atmosfera, via desnitrificação (BATEMAN; BAGGS, 2005).

A palhada oriunda de espécies leguminosas apresenta menor relação C/N e menores teores de lignina e polifenóis em relação às gramíneas, acarretando em mais rápida mineralização de N e, conseqüente, maior emissão de N<sub>2</sub>O (GOMES et al.,

2009; ZANATTA, 2009). Tal efeito ocorre devido ao aumento da disponibilidade de N-inorgânico no solo, que é fator determinante para o aumento da emissão de N<sub>2</sub>O (CHEN; HUANG, 2009; JU et al., 2011). Esse efeito, entretanto, não ocorre via de regra. Em trabalho avaliando o fluxo de gases do efeito estufa em sistemas de semeadura direta e rotação de culturas, constatou-se que a cultura leguminosa foi mais eficaz na redução da emissão de N<sub>2</sub>O em relação à gramínea (SIQUEIRA NETO et al., 2009), provavelmente porque o N<sub>2</sub> fixado simbioticamente resulta na liberação gradativa do elemento e na diminuição da emissão de N<sub>2</sub>O (AMADO et al., 2001). Independentemente do efeito de leguminosas na emissão de N<sub>2</sub>O a partir do solo, o seu cultivo pode substituir parcialmente o uso de fertilizantes minerais nitrogenados, que apresentam maior potencial de emissão de N<sub>2</sub>O para a atmosfera (BREMNER, 1997; GOMES et al., 2009; SIQUEIRA NETO et al., 2009).

#### **4.6 Estoque de nitrogênio no solo**

O C e o N são os principais componentes da MOS e os seus estoques irão variar em função das taxas de adição por resíduos vegetais e, ou, animais, e de perda, dentre elas as decorrentes da erosão e da oxidação pelos microrganismos do solo. Em solos sem ação antrópica, o teor e o estoque desses elementos são determinados basicamente pela temperatura, pela umidade e pelo tipo de solo (BAYER; MIELNICZUK, 1997). As alterações no estoque destes elementos são mais frequentes nas camadas superficiais do solo, todavia ignorar o subsolo pode subestimar o potencial real do solo em liberar ou sequestrar C e N (MIKHAILOVA et al., 2000).

Sendo ambos componentes da MOS, a dinâmica do N no solo é intimamente associada à dinâmica do C, apenas alterando os mecanismos de adição e de perda dos elementos no sistema (BAYER et al., 2000). A adoção de sistemas conservacionistas de produção é uma estratégia para melhorar os estoques de MOS, o sequestro de C atmosférico no solo e a qualidade ambiental (LAL et al., 1999; MIELNICZUK et al., 2003; WEST; POST, 2002).

Solos degradados por sucessivos cultivos e com baixos teores de C, normalmente são deficientes também em N, o que limita a adição de C, efeito este mais acentuado em sistemas constituídos por gramíneas. Nesse aspecto, é notável a eficiência do sistema de semeadura direta em reduzir as perdas de matéria orgânica pela mais lenta

mineralização dos resíduos e menor erosão do solo (BAYER et al., 2000; SÁ et al., 2001), e em recuperar o estoque de MOS, e consequentemente os estoques de C e N do solo. Salienta-se neste caso a importância das espécies leguminosas, que contribuem para a manutenção e aumento dos estoques de N e qualidade do solo, em função do elevado aporte de resíduos vegetais e da fixação biológica de N (BAYER et al., 2000; AMADO et al., 2001; SISTI et al., 2004; LOVATO et al., 2004).

A adubação nitrogenada e a inclusão de leguminosas no sistema de rotação de culturas constituem práticas altamente eficientes para o incremento dos estoques de C e N, melhoria da qualidade do solo e da produtividade das culturas (TESTA et al., 1992; TEIXEIRA et al., 1994; LOVATO et al., 2004; DIEKOW et al., 2005a, 2005b). Esse efeito é resultado do maior fornecimento de N e incremento na produção de matéria seca das plantas (AMADO et al., 1998; BAYER et al., 1998). No entanto, o incremento de N no solo proveniente da fixação biológica é ainda mais eficiente do que aquele proveniente de fertilizantes (WEBER; MIELNICZUK, 2009). Isso porque, adicionalmente aos aspectos relacionados ao rendimento das culturas, as espécies leguminosas têm aumentado os estoques de MOS e proporcionado melhorias em várias propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, principalmente quando associadas a sistemas de preparo sem revolvimento, ou com mínima mobilização do solo (TESTA et al., 1992; BURLE et al., 1997; SILVA; MIELNICZUK, 1997; VARGAS; SCHOLLES, 2000). A simples inclusão de leguminosas intercalares ao milho, por exemplo, determinou a recuperação parcial do estoque de MOS, com taxas de acúmulo de 0,39 a 2,23Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C e 0,15 a 0,22 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> N, calculadas em referência ao tratamento com milho em cultivo solteiro (BAYER et al., 2003).

Em experimento de longa duração (13 anos), no qual se compararam manejos de solo (convencional, preparo reduzido e semeadura direta), rotações de cultura (aveia-preta/milho, ervilhaca/milho, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e doses de N (0 e 180 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), valores positivos de incremento de N no solo, quando da ausência da adubação nitrogenada, somente ocorreram nos sistemas sob semeadura direta e com leguminosas (LOVATO et al., 2004). A comparação de resultados de acúmulo de C ou N em solos sob diferentes usos e manejos deve ser feita, entretanto, com cautela, uma vez que além do tempo de adoção de determinado preparo do solo, rotação de culturas ou adubação, fatores relacionados ao clima e tipo de solo também têm grande influência na

dinâmica destes elementos no sistema (DALAL; MAYER, 1986; PAUSTIAN et al., 1995; BAYER et al., 2003).

## **5. MATERIAL E MÉTODOS**

### **5.1 Localização e caracterização da área experimental**

O experimento foi conduzido na Fazenda Experimental Lageado, Faculdade de Ciências Agronômicas (FCA/UNESP), em Botucatu, SP. A área está localizada à latitude 22°49'S e longitude 48°25'W e a altitude é de 786 metros. O clima da região, segundo classificação de Köppen, é do tipo Cwa (clima mesotérmico com inverno seco). A estação seca é bem definida e ocorre entre os meses de maio a setembro. A precipitação média anual é de aproximadamente 1.514 mm, com temperatura média do mês mais quente superior a 22 °C e a do mês mais frio entre 3 e 18 °C (CUNHA; MARTINS, 2009). Os dados de pluviosidade e temperatura média mensal referentes ao período de condução do experimento estão apresentados na Figura 1 e foram obtidos na estação agrometeorológica da FCA, distante 2,0 km da área experimental.

O relevo da área é suave ondulado e o solo é classificado como Latossolo Vermelho distrófico, de textura argilosa (EMBRAPA, 2006). A análise granulométrica do solo está apresentada na tabela 1. A caracterização química, por sua vez, consta no Apêndice 1. A área vem sendo cultivada há 15 anos em SSD, representada nos primeiros sete anos pela sucessão aveia-preta/feijão, e nos últimos oito, pela rotação entre culturas de cobertura na entressafra e soja na safra de verão.

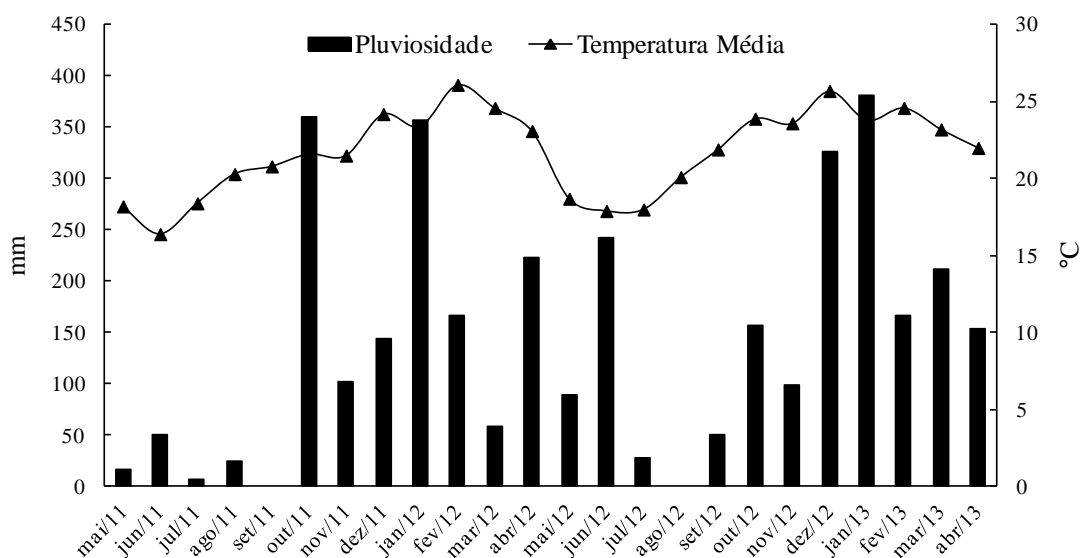


Figura 1. Pluviosidade e temperatura média mensal entre maio de 2011 e abril de 2013. Fazenda Experimental Lageado, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, SP.

Tabela 1. Análise granulométrica do solo da área experimental.

Profundidade	Areia	Argila	Silte
cm	----- g kg <sup>-1</sup> -----		
00 - 10	501	405	95
10 - 20	475	455	71
20 - 40	413	505	82
40 - 60	375	505	120
60 - 80	388	510	102

## 5.2 Tratamentos e delineamento experimental

Os tratamentos adotados para o presente estudo, dados pela combinação de cultivos de outono/inverno e primavera, vêm sendo conduzidos de igual maneira há oito anos. Os mesmos representam sistemas de produção e são constituídos pelo cultivo de sorgo granífero (*Sorghum bicolor* (L.) Moench), brachiaria (*Brachiaria ruziziensis* Germain et. Evrard) ou o consórcio das espécies no outono/inverno, combinado com o cultivo de milho (*Pennisetum americanum* (L.) Leek), crotalaria juncea (*Crotalaria juncea* L.) ou sorgo forrageiro (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) na primavera, antecedendo a cultura da soja (*Glycine Max* (L.) Merrill) no verão. Ressalta-se que até o ano de 2010, o cober crop (*Sorghum bicolor* (L.) Moench x *Sorghum sudanense* Piper

Stapf) era uma das culturas utilizadas na primavera. Todavia, este foi retirado do programa de melhoramento da Monsanto e, a partir de 2011, o seu cultivo nos sistemas de produção foi substituído pelo cultivo do sorgo forrageiro.

O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso com parcelas subdivididas e quatro repetições. As parcelas são representadas pelos cultivos de outono/inverno, e as subparcelas pelos cultivos de primavera. Cada bloco tem 36 m de comprimento e 19 m de largura, sendo que cada parcela mede 36 m de comprimento e 5 m de largura. As subparcelas têm 10 m de comprimento e 5 metros de largura, sendo a área útil constituída pela área central desprezando-se 1 m de cada extremidade. As subparcelas estão separadas entre si por uma distância de 3 m no sentido da largura e por 2 m no sentido do comprimento. Há também um carreador de 4 m entre os blocos. As dimensões das parcelas e dos carreadores foram estipuladas para facilitar o acesso com veículos e as operações de semeadura e pulverização.

### **5.3 Condução da área experimental**

#### **5.3.1 Cultivo de outono-inverno 2011**

A semeadura das culturas de outono/inverno foi realizada em 03/05/2011, utilizando semeadora-adubadora para semeadura direta (marca Semeato<sup>®</sup>, modelo Personale-Drill) e sem qualquer adubação.

A brachiaria (*Brachiaria ruziziensis* cv. Ruziziensis) foi semeada em espaçamento entre linhas de 0,17 m e utilizando-se 20 kg ha<sup>-1</sup> de sementes. O sorgo granífero (cultivar AG 1080) foi semeado em espaçamento entre linhas de 0,34 m, utilizando-se 11,3 kg ha<sup>-1</sup> de sementes, visando obter uma população de 266 mil plantas há<sup>-1</sup>. Na semeadura do consórcio foram utilizadas as mesmas quantidades de sementes dos cultivos solteiros.

Não foi necessária a realização de qualquer controle de plantas invasoras ou tratamento fitossanitário. A colheita do sorgo granífero foi realizada em 21/09/2011. Para tal, foram colhidas, manualmente, as panículas de 10 linhas de 4 m cada da área útil da parcela, num total de 6,8 m<sup>2</sup>. As amostras foram trilhadas mecanicamente com equipamento estacionário, secas em estufa de aeração forçada a 60° C e pesadas. A



produtividade foi calculada em kg ha<sup>-1</sup>, após correção da umidade para 13%. O restante dos grãos da área experimental foi colhido com colhedora automotriz.

No dia 06/10/2011 realizou-se a dessecação da área experimental com Glyphosate (2 kg ha<sup>-1</sup> de Scout® e volume de calda de 200 L ha<sup>-1</sup>), a fim de manejar a brachiaria e controlar as plantas infestantes nas parcelas cultivadas com sorgo granífero.

### 5.3.2 Cultivo de primavera 2011

As plantas de cobertura de primavera foram semeadas no dia 11/10/2011, utilizando a mesma semeadora-adubadora descrita no item 5.3.1, sem qualquer adubação e com espaçamento entre linhas de 0,17 m.

Foram utilizados 25 kg ha<sup>-1</sup> de sementes de milho (cultivar BRS-1501), 30 kg ha<sup>-1</sup> de sementes de crotalaria juncea (cultivar IAC-KR1) e 35 kg ha<sup>-1</sup> de sementes de sorgo forrageiro (cultivar BR 700). Até o ano de 2010, o cober crop (*Sorghum bicolor* (L.) Moench x *Sorghum sudanense* Piper Stapf) era uma das culturas utilizadas na primavera. Todavia, este foi retirado do programa de melhoramento da Monsanto e, a partir de 2011, o seu cultivo nos sistemas de produção foi substituído pelo cultivo do sorgo forrageiro.

Não foram realizados quaisquer tratamentos fitossanitários. Em 05/12/2011, por ocasião do florescimento, as plantas foram manejadas quimicamente mediante aplicação de Glyphosate (2 kg ha<sup>-1</sup> de Roundup WG® e volume de calda de 200 L ha<sup>-1</sup>).

### 5.3.3 Cultivo da soja safra 2011/12

No dia 12/12/2011 semeou-se a soja, cultivar Dow Agrosiences 5D688 RR, de ciclo semiprecoce e hábito de crescimento determinado, utilizando a mesma semeadora-adubadora descrita no item 5.3.1, entretanto, com linhas espaçadas 0,45 m entre si. As sementes foram depositadas a 0,05 m de profundidade, visando obter uma população de 355 mil plantas ha<sup>-1</sup>, o equivalente a 56,9 kg ha<sup>-1</sup> de sementes. As sementes foram tratadas com fungicida Carboxin+Thiran, inseticida Thiamethoxam e inoculante *Bradyrhizobium* sp. A adubação de semeadura foi realizada com 50 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O e 50 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, na forma de cloreto de potássio e superfosfato triplo, respectivamente.

O controle das plantas invasoras foi realizado mediante aplicação do herbicida Glyphosate (2 kg ha<sup>-1</sup> de Scout<sup>®</sup> e volume de calda de 200 L), em 12/01/2012. Na mesma data foi realizada uma aplicação do inseticida Lufenuron (150 mL ha<sup>-1</sup> de Match<sup>®</sup> CE e volume de calda de 200 L ha<sup>-1</sup>). Outras aplicações de inseticidas foram realizadas em 08/02/2012 (Tiametoxam – 0,25 L ha<sup>-1</sup> de Platinum<sup>®</sup> Neo), 29/02/2012 (Metamidofós – 0,75 L ha<sup>-1</sup> de Metamidofós Fersol 600) e 28/03/2012 (Acefato – 1,0 kg ha<sup>-1</sup> de Orthene<sup>®</sup> 750BR), sempre utilizando um volume de calda de 200 L ha<sup>-1</sup>. Junto às três últimas aplicações de inseticida, foram efetuadas aplicações de fungicidas: Pyraclostrobin+Epoxiconazol (0,6 L ha<sup>-1</sup> de Opera<sup>®</sup>), Azoxystrobin+Cyproconazole (0,3 L ha<sup>-1</sup> de Priori Xtra) e Pyraclostrobin+Epoxiconazol (0,6 L ha<sup>-1</sup> de Opera<sup>®</sup>).

A colheita da soja foi realizada em 10/04/2012. Para tal, foram cortadas manualmente as plantas de 6 m de cada parcela útil. As plantas foram trilhadas mecanicamente com equipamento estacionário, recolhendo-se e pesando as amostras de grão. A produtividade foi calculada em kg ha<sup>-1</sup>, após correção da umidade para 13%. O restante dos grãos da área experimental foi colhido com colhedora automotriz, tomando-se cuidado para que a palha permanecesse na parcela.

#### **5.3.4 Cultivo de outono-inverno 2012**

A semeadura das culturas foi realizada em 01/05/2012, sem qualquer adubação e utilizando a mesma semeadora-adubadora descrita no item 5.3.1.

A brachiaria (*Brachiaria ruziziensis* cv. Ruziziensis) foi semeada em espaçamento entre linhas de 0,17 m e utilizando-se 22 kg ha<sup>-1</sup> de sementes. O sorgo granífero (cultivar AG 1080) foi semeado em espaçamento entre linhas de 0,34 m, utilizando-se 11,3 kg ha<sup>-1</sup> de sementes, visando obter uma população de 266 mil plantas ha<sup>-1</sup>. Na semeadura do consórcio foram utilizados os mesmos espaçamentos e quantidades de sementes dos cultivos solteiros.

O controle de plantas invasoras foi realizado em 22/05/2012, mediante aplicação do herbicida 2,4-D (produto comercial DMA 806 BR), na dose de 1,5 L ha<sup>-1</sup> e com volume de calda de aplicação de 200 L ha<sup>-1</sup>.

A colheita do sorgo granífero foi realizada em 26/09/2012. Para tal, foram colhidas, manualmente, as panículas de 8 m<sup>-1</sup> da área útil da parcela, num total de 1,36 m<sup>2</sup>. As amostras foram secas, trilhadas mecanicamente com equipamento

estacionário, e pesadas. A produtividade foi calculada em kg ha<sup>-1</sup>, após correção da umidade para 13%. O restante dos grãos da área experimental foi colhido com colhedora automotriz.

No dia 10/10/2012 realizou-se a dessecação da área experimental com Glyphosate (produto comercial Roundup WG, na dose de 3 kg ha<sup>-1</sup> e com volume de calda de aplicação de 200 L ha<sup>-1</sup>), a fim de manejar a brachiaria e controlar as plantas infestantes nas parcelas cultivadas com sorgo granífero.

### **5.3.5 Cultivo de primavera 2012**

As plantas de cobertura de primavera foram semeadas no dia 16/10/2012, utilizando a mesma semeadora-adubadora descrita no item 5.3.1, sem qualquer adubação e com espaçamento entre linhas de 0,17 m.

Foram utilizados 25 kg ha<sup>-1</sup> de sementes de milho (cultivar ADR-300), 30 kg ha<sup>-1</sup> de sementes de crotalária juncea (cultivar IAC-KR1) e 15 kg ha<sup>-1</sup> de sementes de sorgo sacarino forrageiro (cultivar Silotec-20).

Não foram realizados quaisquer tratamentos fitossanitários. Em 03/12/2011, por ocasião do florescimento, as plantas foram manejadas quimicamente com aplicação de Glyphosate (produto comercial Roundup WG<sup>®</sup>, na dose de 2 kg ha<sup>-1</sup> e com volume de calda de aplicação de 200 L ha<sup>-1</sup>).

### **5.3.6 Cultivo da soja safra 2012/13**

No dia 05/12/2012 semeou-se a soja, cultivar Monsoy M7211 RR, do grupo de maturação 7.2 e hábito de crescimento indeterminado, utilizando a mesma semeadora-adubadora descrita no item 5.3.1, com linhas espaçadas 0,45 m entre si. As sementes foram depositadas a 0,05 m de profundidade, visando obter uma população de 427 mil plantas ha<sup>-1</sup>, o equivalente a 69,5 kg ha<sup>-1</sup> de sementes.

As sementes foram tratadas com fungicida Carboxin+Thiran (produto comercial Cruiser<sup>®</sup> 350 FS, na dose de 200 mL/100 kg sementes), inseticida Thiamethoxam (produto comercial Vitavax-Thiran 200 SC, na dose de 300 mL/100 kg sementes), inoculante *Bradyrhizobium japonicum* (dose 100 mL/50 kg de sementes) e

cobalto + molibdênio (produto comercial Profol Comol 10, na dose de 120 mL ha<sup>-1</sup>). A adubação de semeadura foi realizada com 250 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 00-20-20.

O controle das plantas invasoras foi realizado mediante aplicação do herbicida Glyphosate (produto comercial Roundup WG, na dose de 2 kg ha<sup>-1</sup> e com volume de calda de aplicação de 200 L ha<sup>-1</sup>), em 09/01/2013. Foram realizadas três aplicações de defensivos para o controle de insetos-praga e doenças (06/02/2013, 25/02/2013 e 01/03/2013), sempre utilizando volume de calda de aplicação de 200 L ha<sup>-1</sup>. Na primeira, segunda e terceira aplicações foram utilizados, respectivamente, inseticida Lambda-cialotrina+Thiamethoxam (produto comercial Platinum Neo<sup>®</sup>, na dose de 200 mL ha<sup>-1</sup>) e fungicida Pyraclostrobin+Epoxiconazol (produto comercial Opera, na dose de 0,6 L ha<sup>-1</sup>), inseticida Metomil (produto comercial Lannate<sup>®</sup> BR, na dose de 2 L ha<sup>-1</sup>) e fungicida Pyraclostrobin+Epoxiconazol (produto comercial Opera, na dose de 0,6 L ha<sup>-1</sup>) e inseticidas Lambda-cialotrina+Thiamethoxam (produto comercial Platinum Neo<sup>®</sup>, na dose de 200 mL ha<sup>-1</sup>) + Clorantraniliprole (produto comercial Premio, na dose de 50 mL ha<sup>-1</sup>) e fungicida Pyraclostrobin+Epoxiconazol (produto comercial Opera, na dose de 0,6 L ha<sup>-1</sup>).

Devido ao elevado número de dias nublados e/ou chuvosos ocorridos durante o cultivo da soja, fez-se necessário a dessecação da mesma em 09/04/2013. Para tal, utilizou-se herbicida dessecante paraquat (produto comercial Gramoxone 200, na dose de 2 L ha<sup>-1</sup> e volume de calda de aplicação de 200 L ha<sup>-1</sup>). Junto ao dessecante, aplicou-se o inseticida Lambda-cialotrina+Thiamethoxam (produto comercial Platinum<sup>®</sup> Neo, na dose 250 mL ha<sup>-1</sup>).

A colheita da soja foi realizada em 16/04/2013, por meio da colhedora de parcelas. Foram colhidas 6 linhas de 4 m cada, totalizando 10,8 m<sup>2</sup>. A produtividade foi calculada em kg ha<sup>-1</sup>, após correção da umidade para 13%. O restante dos grãos da área experimental foi colhido com colhedora automotriz, tomando-se cuidado para que a palha permanecesse na parcela.

## **5.4 Avaliações**

### **5.4.1 Massa de matéria seca, relação C/N, teor e acúmulo de nitrogênio na parte aérea das plantas**

As amostragens para determinação do máximo acúmulo de matéria seca de parte aérea das plantas foram realizadas sempre por ocasião do florescimento e/ou

manejo das mesmas. Em cada amostragem foram coletadas as plantas de 2 m da área útil de cada subparcela. As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos de papel, secas em estufa de aeração forçada a 60° C até massa constante, pesadas para a determinação da massa de matéria seca (que foi extrapolada para kg ha<sup>-1</sup>), moídas em moinho elétricos tipo “Willey”, peneiradas (malha de 1 mm) e armazenadas em local protegido de umidade e luz.

Os teores de N-total e C foram determinados por meio de analisador elementar automático (Modelo TruSpec™ CHNS, da LECO®) (SWIFT, 1996). A partir dos teores de N-total e C e dos valores de massa de matéria seca, obteve-se a relação C/N e a quantidade de N acumulada na parte aérea das culturas.

#### **5.4.2 Nutrição e nodulação da soja**

Para a avaliação do estado nutricional da cultura da soja, foram coletados, por ocasião do estágio R2 (FERH et al., 1971), 10 trifólios de cada unidade experimental (os terceiros trifólios plenamente desenvolvidos a partir do ápice das plantas). Tal amostragem foi realizada em ambas as safras (2011/12 e 2012/13) e os trifólios coletados foram processados de igual modo às demais amostras de material vegetal. Determinou-se os teores de N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe, conforme metodologias descritas em Malavolta et al. (1997).

Ainda quando a soja encontrava-se no estágio R2, foram coletadas dez plantas de cada subparcela para avaliação da nodulação, que foi realizada em ambas as safras. As plantas foram coletadas com picareta, tomando-se como volume de coleta a área representada por 22,5 cm de cada lado da linha (meio da entrelinha) até a profundidade de 20 cm. As plantas amostradas, juntamente com o solo da região rizosférica, foram colocadas em sacos plásticos e transportadas para o laboratório.

Os nódulos foram retirados manualmente das raízes, sendo as amostras (raízes + solo) lavadas sobre peneira de malha de 1 mm a fim de recuperar os nódulos que foram destacados das raízes quando do manuseio e transporte das amostras. Os nódulos foram colocados em frasco contendo álcool a 70% e armazenados em refrigerador, para posterior limpeza mais refinada e contagem. Os nódulos foram então acondicionados em sacos de papel, secos em estufa de aeração forçada a 60° C até massa constante e pesados para a determinação da massa de matéria seca.

### **5.4.3 Produtividade de grãos e exportação de nitrogênio pela soja e sorgo granífero**

A produtividade das culturas do sorgo granífero e da soja foi calculada com base na área amostrada e massa das amostras tomadas por ocasião da colheita, sendo expressa em  $\text{kg ha}^{-1}$  (após correção da umidade para 13% a base úmida).

Amostras dos grãos colhidos do sorgo granífero safra 2012 e da soja safra 2012/13 também foram secas, moídas e analisadas quanto ao teor de N-total (SWIFT, 1996), a fim de calcular a exportação de N a ser utilizada no cálculo do balanço do N nos sistemas (calculada com base na massa seca dos grãos).

### **5.4.4 Massa de matéria seca, relação C/N, teor e acúmulo de nitrogênio na palhada**

A amostragem da palhada depositada sobre a superfície do solo foi realizada após cada um dos cultivos, de abril de 2011 a abril de 2013. As amostragens foram realizadas em dois pontos dentro das subparcelas, utilizando como referência quadro metálico ou de madeira com dimensões de 50 x 50 cm. As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos de papel, secas em estufa de aeração forçada a 60° C até massa constante, pesadas para a determinação da massa de matéria seca (que foi extrapolada para  $\text{kg ha}^{-1}$ ), moídas em moinho elétricos tipo “Willey”, peneiradas (malha de 1 mm) e armazenadas em local protegido de umidade e luz.

Os teores de N-total e C foram determinados por meio de analisador elementar automático (Modelo TruSpec™ CHNS, da LECO®) (SWIFT, 1996). A partir dos teores de N-total e C e dos valores de massa de matéria seca, obteve-se a relação C/N e a quantidade de N acumulada na palhada.

### **5.4.5 Coleta e análise do solo**

#### **5.4.5.1 Amostras indeformadas**

A coleta de amostras indeformadas de solo foi realizada em dezembro de 2011, durante o cultivo da soja safra 2011/12. Para tal, em cada parcela foi aberta uma trincheira com dimensões aproximadas de 40 cm de largura, 50 cm de

comprimento e 80 cm de profundidade, tomando o devido cuidado para fazê-las no centro da entrelinha da soja já instalada. A amostragem foi efetuada no centro das camadas de 00-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-80 cm de profundidade.

Na coleta das amostras não deformadas utilizou-se cilindros de aço (anéis volumétricos) com 5,0 cm de altura e 4,8 cm de diâmetro interno, que foram introduzidos no solo por meio de ferramenta denominada “castelinho”. Após a coleta dos anéis volumétricos, ainda no campo, foi realizada a limpeza do excesso de solo e a vedação das amostras com tampas plásticas. As amostras foram transportadas ao laboratório e colocadas em estufa com aeração forçada a 105°C por 24 horas, sendo então pesadas para determinação da densidade do solo (EMBRAPA, 1997), que foi usada no cálculo do estoque de N.

#### **5.4.5.2 Amostras deformadas**

A amostragem do solo para fins de análise química foi realizada em duas épocas: após a colheita da soja 2010/11 e após a colheita da soja 2012/13. As amostras foram coletadas nas camadas de 00-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-80 cm, com auxílio de trados do tipo sonda, em três subamostras aleatórias – na entrelinha – por subparcela.

O solo amostrado foi homogeneizado e acondicionado em sacos plásticos, sendo posteriormente seco ao ar, destorroado, passado em peneira com malha de 2 mm e dividido em duas subamostras: uma que foi diretamente armazenada (destinada à análise química básica) e outra que foi moída em moinho de bolas antes de ser armazenada (destinada à análise de N-total).

No solo da primeira coleta foi determinado o pH, alumínio e hidrogênio extraíveis, alumínio trocável, fósforo assimilável e bases trocáveis, conforme metodologias descritas em Raij et al. (2001) – com posterior cálculo da soma de bases, capacidade de troca catiônica e saturação por bases.

O N-total foi determinado em todas as amostras por meio de analisador elementar automático (SWIFT, 1996). Utilizou-se o analisador Modelo TruSpec™ CHNS, da LECO®, cujo princípio de análise baseia-se na combustão da amostra à temperatura de 950° C, associada a um influxo de gás oxigênio. Todo o N da amostra é convertido em óxidos (NOx), que passam por um processo de remoção de

oxigênio, formando gás N<sub>2</sub>. O N é então quantificado através de condutividade térmica (LECO CORPORATION, 2011).

O estoque total de N no solo (até 80 cm de profundidade) foi calculado pelo somatório do estoque de N em cada camada de amostragem, que foi calculado conforme a equação 1.

$$\text{Equação 1. Est N (Mg ha}^{-1}\text{)} = N \times d \times h$$

Em que N representa o teor de N-total no solo (em %); d representa a densidade do solo (g dm<sup>-3</sup>) e h a altura da camada amostrada (cm).

A alteração no estoque de N no solo, aqui tratada como “Incremento Anual de N” (IAN), foi calculada com base na equação 2.

$$\text{Equação 2. IAN (kg ha}^{-1}\text{)} = ((\text{Est N}_f - \text{Est N}_i) / 2) \times 1000$$

Em que Est N<sub>f</sub> representa o estoque de N no solo após a colheita da soja safra 2012/13, e Est N<sub>i</sub> representa o estoque de N no solo após a colheita da soja safra 2010/11. Os valores de estoque são dados em Mg ha<sup>-1</sup> e representam o estoque total de n no solo, ou seja, até 80 cm.

#### **5.4.6 Entrada de nitrogênio via sementes, água da chuva e pulverizações**

A fim de calcular o balanço de fluxo de N nos sistemas, avaliou-se, durante o segundo ano do experimento, a entrada do mesmo via sementes, água da chuva e água utilizada nas pulverizações. Para tal, amostras das sementes utilizadas na semeadura das plantas de outono/inverno e de primavera em 2012 e da soja safra 2012/2013 foram secas, moídas e analisadas quanto ao teor de N, em analisador elementar automático (Modelo TruSpec™ CHNS, da LECO®) (SWIFT, 1996). De posse desse valor e da quantidade de semente utilizada na semeadura, calculou-se o aporte total de N via sementes (Tabela 2).

Amostras de água da chuva foram coletadas desde a semeadura de outono/inverno de 2012 até 26/04/2013. As amostras foram coletadas em copos plásticos instalados ao lado do experimento, armazenadas em frascos plásticos e, acondicionadas em



geladeira a  $\pm 4$  °C até determinação do teor de N-total pelo método microkjeldahl. A pluviosidade acumulada durante o período foi de 1.984 mm, e o aporte de N equivalente a  $6,82 \text{ kg ha}^{-1}$ . Do mesmo modo, amostras da água utilizada na pulverização de defensivos agrícolas foram coletadas e analisadas, somando ao final um aporte de  $0,84 \text{ kg ha}^{-1}$  N.

Tabela 2. Teor de N nas sementes, quantidade de semente utilizada (sem umidade) e aporte de N pela semeadura das culturas utilizadas nos sistemas de produção.

Cultura	Teor N	Sementes	Aporte N
	$\text{g kg}^{-1}$	$\text{kg ha}^{-1}$	$\text{kg ha}^{-1}$
Brachiaria ruziziensis	6,60	20,2	0,134
Sorgo Granífero	24,6	9,70	0,238
Brachiaria + Sorgo	-	-	0,372
Crotalária juncea	76,6	24,4	1,873
Milheto	22,6	21,5	0,486
Sorgo Forrageiro	17,9	12,9	0,230
Soja	67,4	69,5	3,914

A entrada total de N nos sistemas foi obtida pelo somatório da quantidade de N presente nas sementes utilizadas na semeadura, na água da chuva e na água utilizada nas pulverizações (Tabela 3).

Tabela 3. Entrada de N nos sistemas de produção no período decorrido entre maio de 2012 a abril de 2013.

Parcela (Outono/Inverno)	Subparcela (Primavera)	Entrada de N <sup>1</sup>
		$\text{kg ha}^{-1}$
Brachiaria ruziziensis	Crotalária	13,578
Brachiaria ruziziensis	Milheto	12,191
Brachiaria ruziziensis	Sorgo Forrageiro	11,935
Brachiaria + Sorgo	Crotalária	13,682
Brachiaria + Sorgo	Milheto	12,295
Brachiaria + Sorgo	Sorgo Forrageiro	12,039
Sorgo Granífero	Crotalária	13,816
Sorgo Granífero	Milheto	12,429
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	12,173

<sup>1</sup> Somatório do aporte de nitrogênio pelas sementes utilizadas na semeadura, água da chuva e água de pulverização.

#### 5.4.7 Perdas de nitrogênio via lixiviação de nitrato

A avaliação das perdas de N via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  foi realizada desde a semeadura de outono/inverno de 2012 até 26/04/2013 (10 dias após a colheita da

soja safra 2012/13). A mesma foi feita com base no teor de  $\text{NO}_3^-$  em amostras de solução do solo coletadas a 80 cm de profundidade e no monitoramento do armazenamento de água no solo e posterior estimativa da drenagem abaixo da camada de 80 cm. Detalhes sobre cada um dos processos envolvidos na avaliação da lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$  serão apresentados a seguir.

#### **5.4.7.1 Instalação das cápsulas porosas e amostragem da solução do solo**

A coleta de solução do solo foi realizada por meio de extratores, adaptados de REICHARDT et al. (1977), que foram instalados no centro de cada subparcela e a 80 cm de profundidade.

A instalação foi realizada após a colheita da soja safra 2011/12. Para tal, com o auxílio de um trado tipo rosca fez-se um buraco de 85 cm de profundidade e 5 cm de diâmetro. Parte do solo retirado do fundo do buraco foi misturada com água para formar lama, que foi recolocada no buraco a fim de melhorar o contato solo-cápsula, facilitando a alocação da cápsula porosa. O extrator foi cuidadosamente inserido no buraco, de modo que a cápsula porosa ficasse muito bem assentada e sem contato com o ar. O buraco foi então preenchido com o restante de solo.

Para a coleta da solução do solo, aplicou-se vácuo no sistema. O vácuo, equivalente a -0,6 bar, foi aplicado com auxílio de seringa plástica. O vácuo foi aplicado após a ocorrência de chuvas significativas (> 2-3 mm). O intervalo entre a aplicação do vácuo e o recolhimento da solução do solo foi de um dia. Entretanto, nem sempre que o vácuo fora aplicado, foi possível coletar solução do solo. Isso porque tal processo não depende unicamente do quanto choveu, mas também da quantidade de água que havia no solo antes da chuva e do estágio de desenvolvimento da cultura, que influencia a evapotranspiração.

Durante o experimento foram realizadas 25 coletas de solução do solo: em 3 e 14 de maio, em 8 e 23 de junho, em 31 de outubro, em 11, 26 e 30 de novembro e em 3, 11, 17, 23 e 26 de dezembro de 2012; e em 2, 20, 25 e 30 de janeiro, 5 e 10 de fevereiro, 14, 18 e 25 de março e 04, 09 e 16 de abril de 2013. As amostras coletadas foram armazenadas em tubos tipo falcon com capacidade para 50 mL e acondicionadas em

refrigerador até análise. A determinação do teor de  $\text{NO}_3^-$  foi efetuada por espectrofotometria de absorção ultravioleta (EATON et al., 1993).

#### **5.4.7.2 Monitoramento do armazenamento de água no solo**

O monitoramento do armazenamento de água foi realizado por meio de leituras com sonda de capacitância, modelo Diviner 2000<sup>®</sup>, da Sentek Pt Ltda. As leituras foram realizadas periodicamente, sendo o intervalo entre as duas leituras consecutivas dependente do clima. Quando da ocorrência de chuvas, as leituras foram feitas a cada um, dois ou três dias. À medida que o solo secava, o intervalo de tempo entre uma medida e outra era aumentado. Ao todo foram realizadas leituras com o Diviner 2000<sup>®</sup> em 112 datas.

Por ocasião da leitura, a sonda era inserida em tubos de acesso, que mediam 1,5 m e que foram instalados nas subparcelas durante o cultivo da soja safra 2011/12. O processo de instalação dos tubos de acesso pode ser resumido da seguinte forma: um tripé é colocado em nível e fixado ao solo, servindo de guia para o tubo de acesso. Com um trado, o solo é escavado e retirado verticalmente pelo interior do tubo. À medida que o solo é retirado, o tubo é enterrado – por meio de batidas sobre uma “cabeça de metal” colocada sobre a ponta de cima do tubo – até que restem 5 cm acima da superfície do solo. O interior do tubo então é escovado internamente e limpo com pano, água e álcool, e uma rolha de borracha é colocada na ponta inferior do tubo. Na ponta que ficou acima do solo é colada a tampa.

A sonda de capacitância possibilita a leitura da umidade gravimétrica do solo em diferentes pontos do perfil (de 10 em 10 cm até 80 cm de profundidade). Todavia, o resultado é dado em “scaled frequency readings”, de modo que cada tipo de solo requer calibração específica, que foi realizada de acordo com o manual de instruções (SENTEK Pty Ltd, 2009).

Para a calibração foram utilizados três tubos de acesso instalados ao lado das parcelas experimentais. A fim de conferir confiabilidade à calibração, foram tomadas leituras da umidade do solo em três ocasiões: solo seco, solo levemente úmido e solo muito úmido. Em cada uma das ocasiões, amostras deformadas e indeformadas de solo também foram coletadas. Seis amostras de solo foram coletadas a 10, 20 e 30 cm de profundidade, exatamente ao lado do tubo de acesso destinado à calibração. As amostras

foram secas e pesadas a fim de determinar a densidade do solo e a umidade gravimétrica. Correlacionando-se esses dados com as leituras da sonda (“scaled frequency readings”) obteve-se a equação de calibração (Figura 3).



Figura 2. Detalhes da instalação dos tubos de acesso.

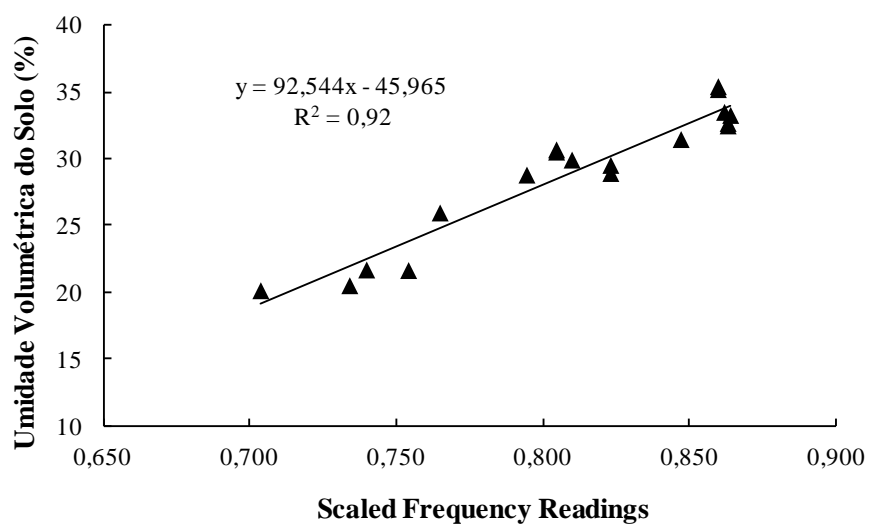


Figura 3. Equação de calibração da sonda de capacitância (modelo Diviner 2000®).

### 5.4.7.3 Estimativa da drenagem de água no solo

A drenagem de água foi obtida pelo método do balanço hídrico com base na combinação de avaliações e modelagem. A drenagem de água abaixo da profundidade de 80 cm ( $D$ ) foi estimada com base nos valores de precipitação ( $P$ ) e evapotranspiração ( $ET$ ) e nas mudanças no armazenamento de água no solo (até 80 cm de profundidade) ( $\Delta S$ ), conforme a equação 3 (todos os valores são expressos em mm):

Equação 3.  $D = P - ET - \Delta S$

Os valores de precipitação diária, velocidade do vento, umidade do ar, bem como evapotranspiração a partir de grama de referência ( $ET_0$ ) foram obtidos a partir da estação meteorológica da FCA/UNESP, alocada junto ao Departamento de Engenharia Ambiental. A evapotranspiração ( $ET$ ) foi estimada usando ‘FAO-56 dual crop coefficient method’ (ALLEN et al., 1998). Nesse método, a  $ET$  real é relacionada à  $ET_0$  pela equação 4:

Equação 4.  $ET = (K_s K_{cb} + K_e) ET_0$

Em que  $K_s$  é o coeficiente de stress hídrico,  $K_{cb}$  é o coeficiente basal da cultura, e  $K_e$  é o coeficiente de evaporação de água a partir do solo descoberto. Esses três coeficientes foram calculados diariamente com base nas mudanças temporais do desenvolvimento das culturas, teor de água na superfície do solo e conteúdo de água na zona radicular, conforme procedimentos descritos no FAO-56 (ALLEN et al., 1998).

O valor de  $K_s$  variou linearmente de 1 a 0 sempre que a quantidade de água remanescente na zona radicular ultrapassou o limite mínimo estabelecido para o solo e a cultura em questão. O valor de  $K_e$  variou de 1,2 – para solo úmido e totalmente descoberto – a 0,0, a medida que a cobertura do solo (em %) aumentou e o conteúdo de água no solo diminuiu.

Os valores de  $K_{cb}$  para soja, sorgo granífero, sorgo forrageiro e milho variaram em função do desenvolvimento de cada cultura, usando valores recomendados (ALLEN et al., 1998). Como o  $K_{cb}$  para a cultura da crotalária não está bem estabelecido, utilizou-se os valores recomendados para o grão-de-bico (*Cicer arietinum*

L.). Para brachiaria e brachiaria + sorgo granífero, utilizou-se os valores de  $K_{cb}$  obtidos por Andrade Júnior et al. (2010).

O armazenamento de água no solo foi calculado para cada leitura da sonda de capacitância e o  $\Delta S$  foi obtido para cada intervalo entre duas leituras consecutivas.

À planilha de estimativa da drenagem adicionou-se um coeficiente a fim de determinar o escoamento superficial, que representa a quantidade de água que não infiltra no solo após a ocorrência de chuvas. O escoamento superficial foi calculado pelo método do número de escoamento, ou “runoff curve number method”, como sugerido por Soltani e Sinclair (2012). Assim como textura e o relevo, o teor de água no solo é fator determinante para o escoamento superficial de água, que será maior quanto mais saturado o solo estiver. O coeficiente que determina o efeito do teor de água no solo no escoamento superficial (SWRN) (RITCHIE, 1998) está apresentado na equação 5:

$$\text{Equação 5. } SWRN = 0,15 * ((SWC_{sat} - SWC_{total}) / (SWC_{sat} - SWC_{wp}))$$

Em que  $SWC_{sat}$  representa a umidade volumétrica do solo no ponto de saturação (representada pelo valor da porosidade total),  $SWC_{total}$  representa a real umidade volumétrica do solo e  $SWC_{wp}$  representa a umidade volumétrica do solo no ponto de murcha permanente (determinado em amostra deformada e a -1.500 kPa). Esse fator foi usado para a determinação do escoamento superficial (Runoff), dado em mm (Equação 6).

$$\text{Equação 6. } \text{Runoff} = (\text{Precip} - SWRN * S)^2 / (\text{Precip} + 0,8 * S), \text{ se precipitação} > SWRN * S;$$

$$\text{e, } \text{Runoff} = 0, \text{ se precipitação} < SWRN * S$$

$S$  é o parâmetro de retenção, que se relaciona com o “curve number” (CN) do solo (equação 7). O CN de um solo varia de 0, que representa a ausência de qualquer escoamento superficial, a 100, que representa o escoamento de toda a água precipitada. No presente estudo utilizou-se um CN de 20.

$$\text{Equação 7. } S = 254 * (100 / CN - 1)$$

#### 5.4.7.4 Cálculo da perda de nitrogênio via lixiviação de nitrato

As perdas sazonais de N na forma de  $\text{NO}_3^-$  foram calculadas de acordo com a equação 8.

$$\text{Equação 8. N lixiviado (kg ha}^{-1}\text{)} = ((D*10000)*([\text{NO}_3^-]*0,226))/1000000$$

Em que:

$D$  = drenagem de água abaixo de 80 cm, em mm (soma dos valores de  $D$  obtidos entre duas consecutivas amostragens de solução do solo)

10000 = fator de correção para transformar mm em  $\text{L ha}^{-1}$

$[\text{NO}_3^-]$  = teor de nitrato na solução do solo, em  $\text{mg L}^{-1}$  (valor médio de duas amostragens consecutivas, calculado de acordo com Lord e Shepherd (1993))

0,226 = fator de correção para transformar mg de  $\text{NO}_3^-$  em mg de N

1000000 = fator de correção para transformar  $\text{mg ha}^{-1}$  em  $\text{kg ha}^{-1}$

Como acima mencionado, a lixiviação de N- $\text{NO}_3^-$  foi calculada para cada intervalo entre duas amostragens de solução do solo. A perda total de N foi obtida pelo somatório das perdas sazonais.

#### 5.4.8 Perda de nitrogênio via emissão de amônia

A avaliação da emissão de  $\text{NH}_3$  foi realizada desde a semeadura de outono/inverno de 2012 até 26/04/2013 (10 dias após a colheita da soja safra 2012/13). Para tal, foram utilizados coletores adaptados de OLIVEIRA et al. (2008), compostos por uma haste de ferro (com 1,2 m de comprimento e diâmetro de 3/8), uma pinça giratória para bureta e um absorvedor. Cada absorvedor é composto por uma espuma (com dimensão de 8 x 8 cm e densidade de  $23 \text{ kg m}^{-3}$ ) e uma placa de PVC transparente (com dimensão de 10 x 10 cm e 2 mm de espessura), envoltas por uma camada de fita de politetra-fluoroetileno (fita veda-rosca), que é permeável à amônia e impermeável à água.

Utilizou-se um absorvedor por subparcela, colocado a  $\pm 2$  cm do dossel das plantas (a altura do absorvedor foi ajustada periodicamente à medida que as plantas cresceram). Considerou-se que o N- $\text{NH}_3$  retido na espuma era resultante do balanço entre o N- $\text{NH}_3$  emitido pelo solo e pela palhada e o absorvido ou mesmo emitido pela parte

aérea das plantas. Ressalta-se ainda que no consórcio de brachiaria e sorgo granífero foram utilizados dois absorvedores em cada subparcela, um colocado acima das plantas de brachiaria e outro acima do sorgo granífero, de modo que a emissão resultante foi obtida pela média das duas culturas.

Os absorvedores foram trocados, aproximadamente, a cada 12 dias. Antes de serem levadas para o campo, as espumas foram embebidas em 11 mL de solução de glicerina e ácido fosfórico 0,5 N. Uma vez recolhidas, as espumas foram lavadas com 200 mL de solução de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,0005 N. De cada amostra, duas alíquotas de 50 mL foram tomadas e analisadas pelo método microkjeldahl. Os resultados foram obtidos em  $\text{mg espuma}^{-1}$  e extrapolados para  $\text{g ha}^{-1}$ . Os resultados foram então convertidos de  $\text{NH}_3$  para N, e a perda total de N na forma de  $\text{NH}_3$  foi calculada pelo somatório das perdas em cada período. Dividindo-se a perda total do período pelo número de dias do mesmo, obteve-se a taxa diária de emissão de N- $\text{NH}_3$  em  $\text{g ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ .



Figura 4. Coletor de N- $\text{NH}_3$  instalado sobre plantas de soja.

#### 5.4.9 Perda de nitrogênio via emissão de óxido nitroso

A avaliação da emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  foi realizada durante o segundo ano de condução do experimento. O esquema de amostragem levou em consideração os



resultados obtidos por La Scala Junior et al. (2009) e Teixeira et al. (2010), de modo que teve como data referência a semeadura das culturas. Assim, as coletas de gás foram realizadas em 1, 3, 8, 15, 30 e 60 dias após a semeadura de cada cultivo (outono/inverno, primavera e verão) e sempre entre às 10 e 12 horas da manhã. Ressalta-se que no cultivo de primavera, a última amostragem foi realizada aos 50 dias após a semeadura em virtude do manejo das plantas.

A coleta das amostras de gás foi procedida conforme metodologia de Bowden et al. (1990). Para tal, foram confeccionadas câmaras compostas por duas partes: uma base de aço galvanizado com dimensões de 30 cm de diâmetro e 13 cm de altura; e uma tampa plástica com 30 cm de diâmetro e 9 cm de altura (Figura 5). A tampa possui um orifício com 0,5 cm de diâmetro – fechado com tampa de borracha, na qual se insere a seringa para a coleta das amostras –, e é colocada sobre a base somente no momento da coleta. A fim de promover a vedação da câmara, por ocasião da amostragem se preenche parcialmente com água a canaleta lateral da base de aço galvanizado.

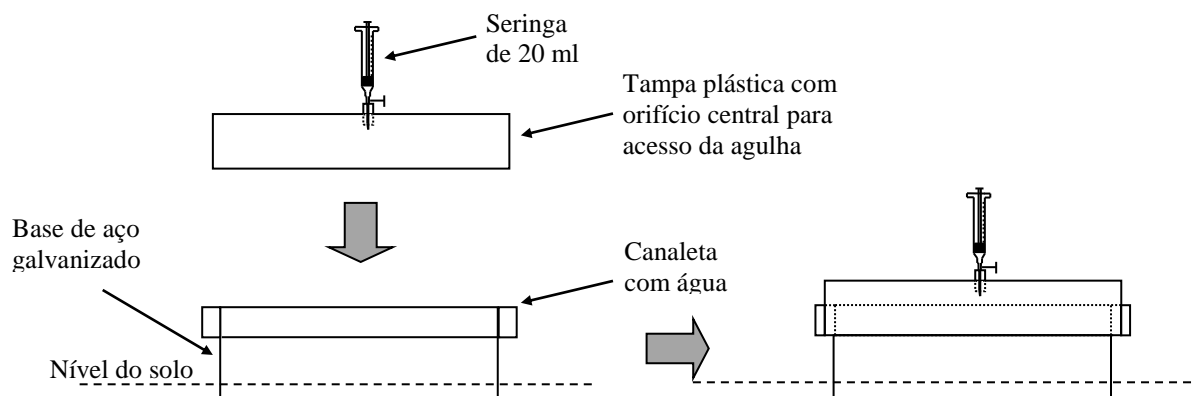


Figura 5. Esquema de montagem das câmaras de coleta de gases.

As bases foram instaladas no centro das subparcelas e sobre a linha de semeadura, a 3 cm de profundidade, imediatamente após a semeadura de cada cultura. Para a coleta do gás propriamente dita, utilizou-se seringa plástica de 20 mL provida de torneira de três vias e agulha. A cada amostra, a agulha era inserida na abertura da tampa plástica, o êmbolo da seringa era acionado três vezes (para homogeneizar o gás dentro da câmara), 20 mL de gás eram coletados e a torneira era fechada. As seringas eram então acondicionadas em caixa térmica e transportadas para o laboratório. Leituras da temperatura e da umidade do solo foram realizadas simultaneamente à amostragem de gás.

As leituras foram tomadas ao lado de cada base, na profundidade de 0 a 5 cm, por meio de equipamento Procheck Soil Moisture e sensor 5TM (Decagon Devices).

No cultivo de outono/inverno, as amostras foram coletadas 0, 5, 10 e 20 minutos após o fechamento da câmara. Assim que chegaram ao laboratório, estas amostras foram transferidas para frascos de vidro com capacidade para 20 mL. Os frascos, previamente submetidos a vácuo, fechados e vedados com parafilme, foram armazenados em geladeira a  $\pm 4^{\circ}$  C até a análise das amostras. No cultivo de primavera e da soja, entretanto, o período de incubação das amostras após o fechamento da câmara foi de 0, 10, 20 e 40 minutos. Também não foram utilizados frascos para armazenamento das amostras. Tais medidas foram tomadas a fim de melhorar a precisão da curva de emissão e reduzir as chances de contaminação das amostras. Deste modo, as mesmas foram coletadas, trazidas para o laboratório, e analisadas em seguida. Ressalta-se, entretanto, que devido ao tempo demandado pelo processamento analítico (9 minutos por amostra, além de duas horas para calibração da curva a cada jornada de trabalho), parte das amostras foi armazenada temporariamente em geladeira a  $\pm 4^{\circ}$  C (as amostras foram divididas em blocos – tais quais os do experimento, de modo que foram retiradas da geladeira quando da análise do bloco).



Figura 6. Detalhe das seringas e da câmara utilizada na coleta (a) e do momento da coleta (b).

A quantificação da concentração de  $N_2O$  nas amostras foi realizada em cromatógrafo gasoso modelo GC-2014, marca Shimadzu<sup>®</sup>. Com os valores de concentração de  $N_2O$  de cada amostra, para cada parcela e data de amostragem, foram ajustadas regressões lineares e, em seguida, calculou-se o fluxo de  $N_2O$  conforme a equação 9 (JANTALIA et al., 2008):

$$\text{Equação 9. } f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{v}{a} \times \frac{m}{Vm}$$

Em que:  $\Delta C$  e  $\Delta t$  correspondem ao coeficiente angular da equação de reta ajustada, comumente conhecida como inclinação da curva, que representa a variação da concentração de  $N_2O$  na câmara durante o tempo de incubação;  $v$  e  $a$  correspondem, respectivamente, ao volume e área da câmara e;  $m$  e  $Vm$  correspondem à massa molar e volume molar do gás, respectivamente.

O volume e a área da câmara correspondem, respectivamente, a  $0,012776 \text{ m}^3$  e  $0,07065 \text{ m}^2$ . A massa molar do  $N_2O$  é  $44,0128 \text{ g mol}^{-1}$ , e o seu volume molar foi calculado de acordo com a equação do gás ideal (equação 10).

$$\text{Equação 10. } P \times V = \eta \times R \times T$$

Em que:  $P$  e  $V$  correspondem à pressão e volume, respectivamente; e  $\eta$ ,  $R$  e  $T$ , correspondem a mols do gás, constante universal dos gases e temperatura do ambiente, respectivamente. Adotou-se a temperatura mensurada do solo.

A emissão acumulada de  $N_2O$  durante todo o período de estudo foi determinada por meio da integração de área sob a curva de emissão, utilizando o programa Origin 7 (ORIGINLAB, 2002). Ressalta-se que para tal cálculo, considerou-se que ao final do experimento (26/04/2013), o fluxo de  $N_2O$  a partir do solo era o mesmo daquele mensurado aos 60 DAS da soja safra 2012/13. Por fim, os resultados foram convertidos de  $N_2O$  para N, obtendo-se a quantidade total de N perdida dos sistemas via emissão de  $N_2O$ .

#### 5.4.10 Balanço de fluxo de nitrogênio nos sistemas

O balanço de fluxo de N nos sistemas foi calculado para o segundo ano de condução do experimento. Para tal, foram consideradas as entradas e as saídas avaliadas de N, e o balanço se deu pela diferença entre as mesmas (Equação 11).

$$\text{Equação 11. Balanço N (kg ha}^{-1}\text{)} = (N_{\text{ste}} + N_{\text{dep}} + N_{\text{púlv}}) - (\text{Exp N} + N\text{-NH}_3 + N\text{-N}_2\text{O} + N\text{-NO}_3^-)$$

Em que:

$N_{ste}$  = entrada de N via sementes ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

$N_{dep}$  = entrada de N via deposição atmosférica ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

$N_{pulv}$  = entrada de N via água utilizada na pulverização de defensivos ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

$Exp\ N$  = N exportado via grãos de sorgo granífero e soja ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

$N-NH_3$  = N perdido via emissão de amônia ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

$N-N_2O$  = N perdido via emissão de óxido nitroso ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

$N-NO_3^-$  = N perdido via lixiviação de nitrato ( $\text{kg ha}^{-1}$ )

### 5.5 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância. Uma vez encontradas diferenças significativas pelo teste F, as médias foram comparadas pelo teste t (LSD) a 5% de probabilidade, utilizando-se o programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2000). Ressalta-se que os resultados referentes ao estoque de N no solo foram comparados entre os sistemas e para cada profundidade, não havendo comparações entre as profundidades.

Os resultados referentes à variação sazonal do fluxo de  $N_2O$ , emissão diária de  $N-NH_3$ , drenagem de água e teor de  $NO_3^-$  na solução do solo não foram submetidos a qualquer análise, de modo que são apresentados a fim de ajudar na explicação das perdas totais de N durante o período do estudo.

A análise dos resultados de balanço de N nos sistemas foi feita por comparação de médias, utilizando o intervalo de confiança de 95% ( $p = 0,05$ ) (PAYTON et al., 2000).

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Massa de matéria seca, relação C/N, teor e acúmulo de N na parte aérea das plantas

#### 6.1.1 Cultivo de outono/inverno 2011

A interação do cultivo outono/inverno com o cultivo primavera foi significativa para a massa de matéria seca, teor de N e N acumulado na parte aérea do sorgo granífero. A relação C/N da parte aérea, entretanto, somente foi afetada pelos cultivos de primavera, de modo que o sorgo granífero cultivado nos sistemas com milho apresentou menor relação C/N de parte aérea (31,0) do que o cultivado em sistema rotacionado com sorgo forrageiro e crotalária, que apresentaram relações C/N de 33,3 e 34,8, respectivamente.

A produção de matéria seca de parte aérea do sorgo granífero, por ocasião de seu florescimento, foi maior quando este foi cultivado em consórcio com a *brachiaria* e em rotação com o sorgo forrageiro (Tabela 4). Isto resultou em maior acúmulo de N na parte aérea do sorgo cultivado nesses sistemas, mesmo que o maior teor de N na parte aérea tenha sido encontrado no sorgo consorciado com a *B. ruziziensis* e em rotação com o milho (Tabela 4).

Tabela 4. Massa de matéria seca, teor de N e N acumulado na parte aérea do sorgo granífero safra 2011, por ocasião do florescimento e em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera.

Cultivo de Outono/Inverno	Cultivo de Primavera		
	Crotalária juncea	Milheto	Sorgo Forrageiro
	----- MMS, kg ha <sup>-1</sup> -----		
Sorgo granífero	1.631 bB	2.174 A	2.161 bA
B. ruziziensis + Sorgo	2.397 aB	2.061 B	2.919 aA
	----- Teor de N, g kg <sup>-1</sup> -----		
Sorgo granífero	12,0	12,6 b	12,4
B. ruziziensis + Sorgo	12,5 B	15,1 aA	13,2 B
	----- N acumulado, kg ha <sup>-1</sup> -----		
Sorgo granífero	19,5 bB	27,4 A	26,4 bA
B. ruziziensis + Sorgo	29,9 aB	30,4 B	38,4 aA

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas na coluna, e, diferentes e maiúsculas na linha, para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

A maior produção de matéria seca do sorgo granífero cultivado em consórcio com brachiaria, pelo menos nos sistemas com crotalária e sorgo forrageiro (Tabela 4), parece estar atrelada ao efeito acumulado destes sistemas durante os anos de condução do experimento. Isso porque, durante o cultivo de 2011, particularmente, a incidência de chuvas foi muito baixa, de modo que a brachiaria não se desenvolveu a ponto de competir com o sorgo por nutrientes ou luz. A falta de chuvas pode também ter prejudicado o acúmulo de matéria seca do sorgo granífero, que foi pequeno em comparação a outros estudos (MATEUS et al., 2011; TEIXEIRA et al., 2011). Não se pode deixar de destacar ainda a ausência de qualquer adubação no presente estudo.

### 6.1.2 Cultivo de primavera 2011

A interação do cultivo outono/inverno com o cultivo primavera foi significativa somente para a quantidade de N acumulada na parte aérea das culturas de primavera. A produção de matéria seca de parte aérea diferiu unicamente entre os cultivos de primavera, não sendo afetada pelo cultivo de outono/inverno. O teor de N e a relação C/N da mesma diferiram entre os cultivos de primavera, bem como foram afetados pelo cultivo de outono/inverno.

No cultivo de primavera, a maior produção de matéria seca foi apresentada pelo milho (Tabela 5). A crotalária, embora tenha apresentado a menor produção de matéria seca, apresentou o maior teor de N (Tabela 5). O sorgo forrageiro, por sua vez, apresentou intermediária produção de matéria seca, o menor de teor de N e a maior relação C/N (Tabela 5). Em decorrência da maior produção de matéria seca e do teor intermediário de N, o milho acumulou a maior quantidade de N na parte aérea, independentemente do sistema de produção, e, particularmente, quando cultivado sobre palhada de brachiaria (Tabela 6).

Tabela 5. Acúmulo de matéria seca, teor de N e relação C/N das culturas de primavera 2011, por ocasião do florescimento e em função de cultivos de outono/inverno e primavera.

Cultivo	MMS	Teor N	C/N
Outono/Inverno	kg ha <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	
Brachiaria ruziziensis	2.260	25,1 a	17,1 b
Sorgo granífero	2.132	22,7 b	19,4 a
B. ruziziensis + Sorgo	2.193	23,1 b	19,3 a
Primavera	kg ha <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	
Crotalária juncea	1.558 c	29,0 a	14,5 b
Milho	3.086 a	25,7 b	15,7 b
Sorgo forrageiro	1.940 b	16,2 c	25,7 a

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

Tabela 6. Nitrogênio acumulado na parte aérea das culturas de primavera 2011 em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera.

Cultivo de Outono/Inverno	Cultivo de primavera		
	Crotalária juncea	Milho	Sorgo forrageiro
	----- kg ha <sup>-1</sup> -----		
Brachiaria ruziziensis	42,9 B	95,0 aA	33,0 B
Sorgo granífero	41,6 B	77,5 bA	27,8 B
B. ruziziensis + Sorgo	50,2 B	66,8 bA	33,0 C

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas na coluna, e, diferentes e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

No primeiro ano de condução de um experimento sob Latossolo Vermelho distrófico, Torres et al. (2008) observaram o mesmo padrão de produção de

matéria seca de parte aérea (milheto > sorgo forrageiro > crotalária), porém com valores superiores aos encontrados no presente estudo. Diferenças quanto à produção de matéria seca ou mesmo teor de N e relação C/N podem ocorrer devido a diferenças quanto a cultivar e/ou variedade utilizada, condições climáticas e de solo e/ou manejo do sistema.

### **6.1.3 Soja safra 2011/12**

Por ocasião do pleno florescimento da soja safra 2011/12, a interação do cultivo de outono/inverno com o cultivo de primavera não foi significativa para nenhuma das variáveis analisadas.

A única diferença ocorreu isoladamente dentre os cultivos de outono/inverno quanto à massa de matéria seca de parte aérea, que foi maior nos sistemas com brachiaria (5.669 kg ha<sup>-1</sup>). Nos sistemas com sorgo granífero ou brachiaria + sorgo, a massa de matéria seca de parte aérea da soja foi menor e igual, sendo, respectivamente, de 4.562 e 4.851 kg ha<sup>-1</sup>. Uma hipótese para a maior massa de matéria seca da soja cultivada nos sistemas com brachiaria seria a menor relação C/N da palhada presente nestes sistemas quando da semeadura da soja (Tabela 12), o que aumentaria a velocidade de mineralização do N destes resíduos, mitigando eventuais problemas de imobilização inicial de N na palhada.

De qualquer forma, isso é apenas uma hipótese e não parece ser o fator determinante do resultado. Até mesmo porque, a disponibilização mais acelerada do N para a soja pela maior velocidade de mineralização dos resíduos culturais, se assemelharia ao aumento da dose de N na semeadura da soja, prática que, comumente, não resulta em aumento no crescimento e produtividade da soja cultivada no Brasil (HUNGRIA; VARGAS, 2000; MENDES et al., 2003).

Conforme acima comentado, não houve qualquer efeito dos cultivos no teor e acúmulo de N e relação C/N da parte aérea da soja por ocasião do pleno florescimento. Para tais variáveis, os valores médios foram, respectivamente, de 29,8 g kg<sup>-1</sup>, 150 kg ha<sup>-1</sup> e 15,6.

### **6.1.4 Cultivo de outono/inverno 2012**

Diferentemente do ocorrido em 2011, a produção de matéria seca do sorgo granífero por ocasião de seu florescimento, assim como sua relação C/N, não foi



afetada pela interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera ou pelos cultivos isolados. Os valores médios destas variáveis foram de 1.629 kg ha<sup>-1</sup> e 46,0, respectivamente. A produção de matéria seca do sorgo granífero foi ainda menor do que a apresentada em 2011 (Tabela 4). Como a ocorrência de chuvas durante o crescimento vegetativo do sorgo granífero foi maior em 2012 do que em 2011, tal fator não parece ter sido determinante para a baixa produção de matéria seca de parte aérea.

O teor de N na parte aérea do sorgo granífero somente diferiu dentre os cultivos de outono/inverno, de modo que o teor de N na parte aérea do sorgo granífero foi maior quando este foi consorciado com a brachiaria (11,9 g kg<sup>-1</sup>) do que quando cultivado solteiro (9,9 g kg<sup>-1</sup>). Assim como ocorrido para a massa de matéria seca, o teor médio de N na parte aérea do sorgo granífero em 2012 foi menor do que o apresentado em 2011 (Tabela 4).

A interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera somente foi significativa para o acúmulo de N na parte aérea do sorgo granífero, com o maior valor sendo apresentado pelo sorgo granífero cultivado solteiro em rotação com sorgo forrageiro (Tabela 7). O efeito positivo do sorgo forrageiro no acúmulo de N pelo sorgo granífero também foi observado em 2011 (Tabela 4). Naquela ocasião, entretanto, o efeito positivo do sorgo forrageiro estava atrelado ao cultivo do sorgo granífero em consórcio com a brachiaria, ao contrário do observado em 2012.

Tabela 7. Nitrogênio acumulado da parte aérea do sorgo granífero 2012, por ocasião do florescimento e em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera.

Cultivo de Outono/Inverno	Cultivo de Primavera		
	Crotalária juncea	Milheto	Sorgo Forrageiro
	----- kg ha <sup>-1</sup> -----		
Sorgo Granífero	16,8 B	16,3 B	25,6 aA
Brachiaria + Sorgo	16,8	16,2	14,9 b

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas na coluna, e, diferentes e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

### 6.1.5 Cultivo de primavera 2012

A interação do cultivo outono/inverno com o cultivo primavera foi significativa para o teor de N, relação C/N e acúmulo de N na parte aérea das plantas de primavera, em 2012.

Quanto à produção de matéria seca, não houve diferença dentro do cultivo de primavera, de modo que crotalária, milho e sorgo forrageiro apresentaram valores similares de massa de matéria seca (valor médio de 3.091 kg ha<sup>-1</sup>). No segundo ano de condução de um experimento conduzido em Latossolo Vermelho distrófico, Torres et al. (2008) também não encontraram qualquer diferença entre crotalária, milho e sorgo forrageiro quanto à matéria seca de parte aérea. A produção média de matéria seca (3.767 kg ha<sup>-1</sup>) das três espécies, entretanto, foi maior do que a obtida no presente estudo.

A produção de matéria seca das culturas de primavera foi afetada unicamente pelo cultivo de outono/inverno, de modo que todas produziram maior quantidade de matéria seca quando cultivadas nos sistemas com brachiaria. Nestes sistemas, a produção média de massa de matéria seca das culturas de primavera foi de 4.067 kg ha<sup>-1</sup>. Nos sistemas com o consórcio sorgo + brachiaria e com sorgo granífero, a produção de massa de matéria seca das culturas de primavera foi de 3.096 e 2.110 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Tal resultado pode ter ocorrido em decorrência do maior acúmulo de N e menor relação C/N da palhada da brachiaria cultivada anteriormente (Tabela 15), fatores determinantes para o aumento da velocidade de decomposição e liberação de N dos resíduos culturais (AITA; GIACOMINI, 2003).

Os valores observados de teor de N e relação C/N da parte aérea das culturas de primavera (Tabela 8) obedeceram, salve por algumas variações, as características marcantes de cada espécie. De modo geral, a crotalária apresentou o maior teor e acúmulo de N e menor relação C/N do que as gramíneas, assim como constatado em diversos trabalhos (TORRES et al., 2005; TORRES et al., 2008; SORATTO et al., 2012). Dentre as gramíneas, o milho apresentou maior relação C/N do que o sorgo forrageiro, assim como observado no trabalho de Teixeira et al. (2008).

O acúmulo de N na parte aérea foi resultado direto do teor de N na mesma, de modo que obedeceu a seguinte ordem: crotalária > sorgo forrageiro > milho. Ressalta-se ainda que o maior acúmulo de N na parte aérea da crotalária e do sorgo forrageiro ocorreu quando estas foram cultivadas sobre a palhada de brachiaria ou do consórcio brachiaria + sorgo granífero, caso esse, específico da crotalária (Tabela 8).

Tabela 8. Teor de N, relação C/N e N acumulado na parte aérea das culturas de primavera 2012, por ocasião do florescimento e em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera.

Cultivo de Outono/Inverno	Cultivo de Primavera		
	Crotalária juncea	Milheto	Sorgo forrageiro
	----- Teor de N, g kg <sup>-1</sup> -----		
Brachiaria ruziziensis	24,4 bA	9,28 bC	17,4 aB
Sorgo granífero	29,4 aA	16,2 aB	13,8 bB
Brachiaria + Sorgo	28,7 aA	12,2 bC	16,9 aB
	----- Relação C/N -----		
Brachiaria ruziziensis	18,0 C	44,8 aA	23,9 bB
Sorgo granífero	15,1 C	26,3 cB	30,6 aA
Brachiaria + Sorgo	15,4 C	33,9 bA	24,7 bB
	----- N acumulado, kg ha <sup>-1</sup> -----		
Brachiaria ruziziensis	96,1 aA	37,9 C	73,4 aB
Sorgo granífero	68,0 bA	34,3 B	25,7 cB
Brachiaria + Sorgo	98,7 aA	34,6 C	52,3 bB

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas na coluna, e, diferentes e maiúsculas na linha, para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

### 6.1.6 Soja safra 2012/13

Assim como ocorrido em 2010/11, por ocasião do pleno florescimento da soja safra 2011/12, a interação dos cultivos de outono/inverno com os cultivos de primavera não foi significativa para nenhuma das variáveis analisadas.

O teor de N e a relação C/N da parte aérea da soja foram afetados somente pelo cultivo de outono/inverno, constatando-se a menor concentração de N e a maior C/N nos sistemas com brachiaria (Tabela 9). A quantidade de N acumulada na parte aérea da soja não foi afetada e apresentou valor médio de 147,2 kg ha<sup>-1</sup>.

A massa de matéria seca da parte aérea diferiu dentre os cultivos de outono/inverno e dentre os cultivos de primavera. O efeito positivo da brachiaria (em cultivo solteiro ou consórcio) na produção de matéria seca da soja foi novamente observado na safra 2012/13 (Tabela 9). Dentre as culturas de primavera, constatou-se maior acúmulo de matéria seca da soja cultivada nos sistemas com milho (Tabela 9). Tal resultado, entretanto, não parece estar relacionado a efeitos diretos da palhada existente nestes sistemas quando da semeadura da soja. Isso porque os sistemas com milho

apresentaram a menor massa de matéria seca de palhada (Tabela 16), bem como a maior relação C/N e menor acúmulo de N na mesma (Tabela 17).

Tabela 9. Massa de matéria seca, teor de N e relação C/N da soja safra 2012/13, por ocasião do florescimento e em função de cultivos de outono/inverno e primavera.

Cultivo	MMS	Teor N	C/N
Outono/Inverno	kg ha <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	
Brachiaria ruziziensis	5.337 a	27,6 b	16,5 a
Sorgo granífero	4.263 b	31,8 a	14,2 b
B. ruziziensis + Sorgo	5.074 a	31,0 a	14,6 b
Primavera	kg ha <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	
Crotalaria juncea	4.525 b	31,2	14,7
Milheto	5.450 a	29,5	15,2
Sorgo forrageiro	4.699 b	29,7	15,3

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

## 6.2 Massa de matéria seca, relação C/N, teor e acúmulo de N na palhada

### 6.2.1 Cultivo de outono/inverno 2011

A interação dos cultivos de outono/inverno com os cultivos de primavera foi significativa para o teor de N da palhada deixada pelas culturas de outono/inverno. A massa de matéria seca, a relação C/N e a quantidade de N acumulada na mesma, entretanto, diferiram somente entre os cultivos de outono/inverno.

A maior quantidade de palha foi deixada pelo consórcio entre brachiaria e sorgo granífero e pelo cultivo solteiro do sorgo granífero (Tabela 10), apesar de que tenham sido baixas em decorrência do reduzido volume de chuvas ocorrido no período. A palha deixada pela brachiaria apresentou a menor relação C/N e a maior quantidade de N acumulado, mesmo quando em consórcio com o sorgo granífero (Tabela 10).

A menor relação C/N e maior quantidade de N acumulada na palha dos sistemas com brachiaria são decorrentes do teor de N, que foi maior nos sistemas com brachiaria, particularmente em cultivo solteiro e em rotação com o sorgo forrageiro (Tabela 11).

Tabela 10. Massa de matéria seca, relação C/N e N acumulado na palhada após cultivo de outono/inverno 2011 em função de cultivos de outono/inverno e primavera.

Cultivo	MMS	C/N	N acumulado
Outono/Inverno	kg ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
Brachiaria ruziziensis	1.035 b	17,7 b	24,2 a
Sorgo granífero	1.208 ab	52,8 a	9,5 b
B. ruziziensis + Sorgo	1.421 a	24,1 b	25,6 a
Primavera	kg ha <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
Crotalária juncea	1.209	31,3	20,4
Milheto	1.278	32,2	19,9
Sorgo forrageiro	1.177	31,2	19,1

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

Tabela 11. Teor de N na palhada após cultivo de outono/inverno 2011 em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera.

Cultivo de Outono/Inverno	Cultivo de Primavera		
	Crotalária juncea	Milheto	Sorgo forrageiro
	----- g kg <sup>-1</sup> -----		
Brachiaria ruziziensis	21,6 aB	22,3 aB	26,6 aA
Sorgo granífero	8,2 b	8,0 c	7,8 c
B. ruziziensis + Sorgo	19,4 a	16,3 b	17,2 b

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas na coluna, e, diferentes e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

### 6.2.2 Cultivo de primavera 2011

A interação dos cultivos de outono/inverno com os cultivos de primavera não foi significativa para nenhuma das variáveis referentes à palhada após o cultivo de primavera. Tais variáveis foram afetadas isoladamente pelo cultivo de primavera. O teor de N e a relação C/N da palha foram ainda afetados pelo cultivo de outono/inverno.

Como a contribuição das culturas de outono/inverno para a formação da palhada de primavera foi pequena, os resultados referentes à mesma obedeceram ao padrão estabelecido pelas culturas de primavera. A maior quantidade de palha deixada na área, bem como a maior quantidade de N acumulado, foi encontrada após o cultivo do milho (Tabela 12), provavelmente em decorrência do maior acúmulo de

matéria seca de parte aérea no mesmo (Tabela 5). Do mesmo modo, o menor teor de N e, conseqüentemente, maior relação C/N da palhada, foram encontrados após o cultivo do sorgo forrageiro (Tabela 12).

Tabela 12. Massa de matéria seca, teor de N, relação C/N e N acumulado na palhada após cultivo de primavera 2011 em função de cultivos de outono/inverno e primavera.

Cultivo	MMS	Teor N	C/N	N acumulado
Outono/Inverno	kg ha <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
Brachiaria ruziziensis	3.214	24,5 a	17,5 b	80,1
Sorgo granífero	3.225	21,4 b	20,4 a	69,4
B. ruziziensis + Sorgo	3.516	20,4 b	21,5 a	71,4
Primavera	kg ha <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
Crotalária juncea	2.602 b	25,9 a	16,2 b	66,7 b
Milheto	4.293 a	24,8 a	16,4 b	107,3 a
Sorgo forrageiro	3.060 b	15,5 b	26,9 a	47,0 c

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

### 6.2.3 Soja safra 2011/12

A interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera foi significativa para a massa de matéria seca da palha após o cultivo da soja 2011/12. O teor de N, a relação C/N e N acumulado na mesma foram afetados isoladamente pelo cultivo de primavera. A quantidade de N acumulada diferiu ainda entre os cultivos de outono/inverno.

De modo geral, a palha deixada pela soja foi maior nos sistemas com brachiaria em rotação com crotalária ou milheto. É notável ainda a baixa quantidade de palha nos sistemas com brachiaria + sorgo granífero e sorgo forrageiro (Tabela 13). Tal resultado é consequência, pelo menos em parte, do maior acúmulo de matéria seca pela soja cultivada nos sistemas com brachiaria (item 6.1.3).

Já, o teor de N na palhada foi maior nos sistemas com crotalária (Tabela 14), provavelmente pelo fato da mesma ter aportado mais N ao sistema. Em decorrência desses resultados, a maior quantidade de N foi encontrada na palha da soja cultivada nos sistemas com brachiaria cultivada no outono/inverno e crotalária na primavera. A relação C/N da palhada não apresentou comportamento padrão, variando de 49 a 74 (Tabela 14).

Tabela 13. Massa de matéria seca da palhada após colheita da soja safra 2011/12 em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera.

Cultivo de Outono/Inverno	Cultivo de Primavera		
	Crotalária juncea	Milheto	Sorgo Forrageiro
	----- kg ha <sup>-1</sup> -----		
Brachiaria ruziziensis	4.094 aA	4.040 aA	3.359 aB
Sorgo Granífero	3.188 ab	3.182 ab	3.680 a
Brachiaria + Sorgo	3.102 bA	2.704 bB	2.593 bB

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas na coluna, e, diferentes e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

Tabela 14. Teor de N, relação C/N e N acumulado na palhada após colheita da soja safra 2011/12 em função de cultivos de outono/inverno e primavera.

Cultivo	Teor N	C/N	N acumulado
Outono/Inverno	g kg <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
Brachiaria ruziziensis	7,8	56,9 b	29,7 a
Sorgo granífero	7,0	66,2 a	23,7 b
B. ruziziensis + Sorgo	7,9	56,6 b	21,4 b
Primavera	g kg <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
Crotalária juncea	9,1 a	48,6 b	31,0 a
Milheto	6,0 c	73,6 a	19,8 b
Sorgo forrageiro	7,8 b	57,5 b	23,9 b

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

#### 6.2.4 Cultivo de outono/inverno 2012

Não foi observada interação significativa dos cultivos de outono/inverno com os cultivos de primavera para nenhuma das variáveis referentes à palhada após o cultivo de outono/inverno, em 2012. Tais variáveis, entretanto, diferiram isoladamente dentre os cultivos de outono/inverno. A massa de matéria seca da palha e a quantidade de N acumulada na mesma foram ainda afetadas pelo cultivo de primavera.

Após o cultivo de outono/inverno 2012, a maior quantidade de palha foi deixada pelos sistemas com brachiaria e com o consórcio brachiaria + sorgo granífero (Tabela 15). A palha deixada nos sistemas com brachiaria apresentou também maior teor de N, maior acúmulo de N e menor relação C/N (Tabela 15). A palhada deixada pelos cultivos de outono/inverno, independentemente da cultura, foi maior e acumulou mais N nos sistemas com sorgo forrageiro cultivado na primavera (Tabela 15).

Tabela 15. Massa de matéria seca, teor de N, relação C/N e N acumulado na palhada após cultivo de outono/inverno 2012 em função de cultivos de outono/inverno e primavera.

Cultivo	MMS	Teor N	C/N	N acumulado
Outono/Inverno	kg ha <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
Brachiaria ruziziensis	2.987 a	27,4 a	16,3 c	82,4 a
Sorgo granífero	2.197 b	7,1 c	65,0 a	15,7 c
B. ruziziensis + Sorgo	3.259 a	18,4 b	24,9 b	59,9 b
Primavera	kg ha <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup>
Crotalária juncea	2.845 b	17,8	35,3	54,2 b
Milheto	2.383 c	17,4	36,6	44,1 c
Sorgo forrageiro	3.215 a	17,6	34,2	59,6 a

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

Os benefícios - no que diz respeito à produção de matéria seca – do cultivo da brachiaria em consórcio com o sorgo granífero também foram observados por Horvathy Neto et al. (2012), que encontraram, após a colheita do sorgo, maiores valores de massa de matéria seca de palha nos consórcios brachiaria (*Brachiaria brizantha* cv. Marandu e *Brachiaria ruziziensis*) + sorgo granífero em detrimento ao monocultivo do sorgo granífero.

### 6.2.5 Cultivo de primavera 2012

Houve interação significativa dos cultivos de outono/inverno com os cultivos de primavera para teor de N, relação C/N e N acumulado na palha após o cultivo de primavera, em 2012. A massa de matéria seca diferiu isoladamente dentro de cada cultivo (outono/inverno e primavera).

Após o cultivo de primavera 2012, a maior quantidade de palha foi encontrada nos sistemas com crotalária e sorgo granífero. Dentre os cultivos de inverno, o da brachiaria resultou em maior palhada após a primavera (Tabela 16), o que é, provavelmente, resultado da maior massa de matéria seca e N acumulado na palha de outono/inverno nesses sistemas (Tabela 15).



Tabela 16. Massa de matéria seca da palhada após cultivo de primavera 2012 em função de cultivos de outono/inverno e primavera.

Cultivo	Palhada
Outono/Inverno	kg ha <sup>-1</sup>
Brachiaria ruziziensis	6.748 a
Sorgo granífero	4.071 c
B. ruziziensis + Sorgo	5.846 b
Primavera	kg ha <sup>-1</sup>
Crotalária juncea	5.957 a
Milheto	5.124 b
Sorgo forrageiro	5.584 ab

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas na coluna diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

O teor de N da palha foi sempre maior nos sistemas com crotalária, o que determinou o maior acúmulo de N e a menor relação C/N da palha destes sistemas (Tabela 17). Dentro dos sistemas com crotalária, bem como nos sistemas com milho e sorgo forrageiro, o cultivo do sorgo granífero solteiro no outono/inverno resultou em menor acúmulo de N na palha de primavera (Tabela 17).

Ademais, os maiores acúmulos de N na palha dos cultivos da crotalária, milho e sorgo forrageiro, ocorreram sempre nos sistemas em rotação com brachiaria (Tabela 17), salientando o importante papel da brachiaria na ciclagem de N, pelo menos em 2012. A taxa de decomposição - e consequente liberação do N acumulado - dos resíduos da brachiaria é maior do que de outras gramíneas, como sorgo forrageiro e milho, e até mesmo de leguminosas, como a crotalária (TORRES et al., 2008).

O maior acúmulo de N aliado à baixa relação C/N da palha, como observado nos sistemas com crotalária, poderia garantir, pelo menos em tese, fornecimento mais rápido de N para a soja cultivada na sequência. Todavia, a soja em início de desenvolvimento dificilmente aproveitaria diretamente o N proveniente da palhada de primavera. Avaliando, em condições de casa de vegetação, as taxas de mineralização do N proveniente da palha de milho, após dessecação, bem como a absorção do N mineralizado pela cultura do milho, Damin et al. (2009) constataram que do total de N absorvido pela cultura do milho, 90 dias após semeadura, apenas 5,8% era proveniente da mineralização da palha de milho dessecado com glyphosate. Em solo de Cerrado, o tempo de meia-vida do N mineralizado da palhada de milho é de 110 dias (BOER et al., 2007).

Tabela 17. Teor de N, relação C/N e N acumulado na palhada após cultivo de primavera 2012 em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera.

Cultivo de Outono/Inverno	Cultivo de Primavera		
	Crotalária juncea	Milheto	Sorgo Forrageiro
	----- Teor de N, g kg <sup>-1</sup> -----		
Brachiaria ruziziensis	20,2 A	11,4 C	16,3 aB
Sorgo Granífero	19,4 A	12,0 B	9,9 bC
Brachiaria + Sorgo	20,6 A	11,8 C	14,4 aB
	----- Relação C/N -----		
Brachiaria ruziziensis	21,6 C	36,4 A	25,8 cB
Sorgo Granífero	22,6 C	35,8 B	43,2 aA
Brachiaria + Sorgo	20,6 C	35,8 A	30,0 bB
	----- N acumulado, kg ha <sup>-1</sup> -----		
Brachiaria ruziziensis	140,2 aA	73,4 aC	112,9 aB
Sorgo Granífero	84,9 bA	46,5 bB	38,4 cB
Brachiaria + Sorgo	135,8 aA	59,9 abC	86,1 bB

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas na coluna, e, diferentes e maiúsculas na linha, para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

### 6.2.6 Soja safra 2012/13

Não houve qualquer efeito isolado ou da interação dos cultivos na quantidade de palhada deixada pela cultura da soja, bem como no teor de N, relação C/N e acúmulo de N na mesma. Os valores médios para tais variáveis foram, respectivamente, 4.452 kg ha<sup>-1</sup>, 12,8 g kg<sup>-1</sup>, 37 e 57,8 kg ha<sup>-1</sup>.

### 6.3 Produtividade do sorgo granífero

Não foi observada interação significativa do cultivo de outono/inverno com o cultivo primavera para a produtividade de grãos do sorgo granífero, tanto em 2011 quanto em 2012. Tal variável somente foi afetada pelos cultivos de primavera, em 2012, sendo maior nos sistemas com sorgo forrageiro cultivado na primavera (Tabela 18).

Em 2011, a produtividade média do sorgo granífero foi de 108 kg ha<sup>-1</sup>, produtividade, esta, muito baixa. O sorgo granífero é considerado boa opção para o cultivo na entressafra em regiões com inverno seco, principalmente pela adaptabilidade a condições de deficiência hídrica (PORTUGAL et al., 2003; RAMOS JUNIOR et al.,

2013). Entretanto, durante o cultivo do sorgo em 2011, o reduzido volume de chuvas (81,7 mm) e a má distribuição das mesmas foram fatores determinantes para a baixa produtividade. O sorgo granífero foi semeado em 03/05/2011 e a primeira chuva aconteceu somente 34 dias depois, prejudicando a germinação, o crescimento inicial e, conseqüentemente, o “stand” do cultivo.

Tabela 18. Produtividade de grãos do sorgo granífero nas safras 2011 e 2012.

Cultivo	2011	2012
Outono/Inverno	kg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>
Sorgo granífero	103	1.725
B. ruziziensis + Sorgo	114	1.444
Primavera	kg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>
Crotalária juncea	100	1.404 b
Milheto	105	1.472 b
Sorgo forrageiro	120	1.878 a

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

Em 2012, a produtividade do sorgo granífero foi maior nos sistemas com sorgo forrageiro cultivado na primavera, chegando a 1.878 kg ha<sup>-1</sup> (Tabela 18). Embora não tenha ocorrido diferença quanto à massa de matéria seca e teor de N da parte do sorgo granífero, a relação entre estes dois fatores determina a quantidade total de N na parte aérea, que foi maior no sorgo granífero cultivado nos sistemas com sorgo forrageiro (Tabela 4), podendo este ter sido o fator determinante para a maior produtividade nesses sistemas, uma vez que o N é o elemento requerido em maior quantidade pelo sorgo granífero (COELHO et al., 2002). De maneira geral, a produtividade obtida, mesmo que pequena quando comparada a trabalhos com fornecimento de N via fertilizantes (GOES et al., 2011; SILVA et al., 2012), foi satisfatória, ficando acima da média nacional de 2012, que foi de 787 kg ha<sup>-1</sup> (CONAB, 2014).

## 6.4 Nodulação e produtividade da soja

### 6.4.1 Soja safra 2011/12

A interação do cultivo de outono/inverno com o cultivo de primavera não foi significativa para número total de nódulos, massa de nódulos e produtividade da soja 2011/12. As três variáveis, entretanto, foram afetadas isoladamente pelos cultivos de primavera. A massa dos nódulos foi afetada ainda pelos cultivos de outono/inverno.

Conforme comentado, dentre os cultivos de outono/inverno a única diferença foi observada para a massa de nódulos, que foi maior nos sistemas com o consórcio brachiaria + sorgo granífero (Tabela 19). Nos sistemas com milho cultivado na primavera, a soja apresentou o menor número de nódulos (91 nódulos planta<sup>-1</sup>), o que parece ter sido compensado pela presença de nódulos maiores (2,44 mg nódulo<sup>-1</sup>) (Tabela 19).

Em comparação a diversos trabalhos realizados no Brasil (MENDES et al., 2003; PEREIRA et al., 2007; SOUZA et al., 2008; VIEIRA NETO et al., 2008; BERGAMIN et al., 2013), o número médio de nódulos por planta encontrado no presente estudo foi alto (113 nódulos por planta). A fixação biológica do N<sub>2</sub> na cultura da soja, no Brasil, consegue suprir quase a total necessidade da planta em N (HUNGRIA et al., 2006b; SOUZA et al., 2008).

Uma série de fatores, entretanto, interfere na fixação biológica de N nas plantas, tais como o genótipo e fatores bióticos e abióticos relativos à eficiência do processo, como temperatura, umidade, luminosidade e disponibilidade de N (REIS et al., 2006). Tais fatores são afetados diretamente pelo manejo do solo e do sistema de produção, e nesse âmbito, o sistema de semeadura direta resulta em alterações que favorecem a nodulação da soja (TORRES et al., 2006; BERGAMIN et al., 2013). Dentre os fatores que influenciam a eficiência da fixação biológica de N, a disponibilidade de N no solo parece ser um dos principais. De modo geral, tem-se mostrado que sistemas que resultam em maior disponibilidade de N no solo podem não beneficiar a fixação biológica do N<sub>2</sub> na cultura da soja (FRANCHINI et al., 2007; PEREIRA et al., 2007).

Com base no exposto esperar-se-ia que a disponibilidade de N no solo dos sistemas com milho fosse maior do que nos outros sistemas. Entretanto, a

análise do solo feita antes da semeadura da soja mostrou não haver diferença entre os sistemas quanto à disponibilidade de N-inorgânico (dados não apresentados). O N-inorgânico total ( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ ) na camada de 00-20 cm apresentou pequena variação (34 a 38  $\text{mg dm}^{-3}$ ), de modo que as diferenças quanto a número e massa de nódulos devem-se muito provavelmente a outros fatores.

Tabela 19. Número e massa de nódulos e produtividade de grãos da soja safra 2011/12.

Cultivo	Nódulos / Planta	Massa Nódulos	Produtividade
Outono/Inverno		$\text{mg nódulo}^{-1}$	$\text{kg ha}^{-1}$
Brachiaria ruziziensis	118	2,14 b	3.363
Sorgo granífero	115	2,22 b	3.083
B. ruziziensis + Sorgo	107	2,43 a	3.034
Primavera		$\text{mg nódulo}^{-1}$	$\text{kg ha}^{-1}$
Crotalária juncea	129 a	2,15 b	3.086 b
Milheto	91 b	2,44 a	3.353 a
Sorgo forrageiro	121 a	2,22 b	3.042 b

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

Um aspecto a ser considerado é que, antes da semeadura da soja, a maior massa de matéria seca de palha e de N acumulado na mesma foi encontrada nos sistemas com milheto (Tabela 12). Tal reserva de N provavelmente foi liberada durante o ciclo da soja – o que pode ser atestado pelos resultados de N acumulado na palhada após a colheita da soja 2011/12 (Tabela 14) – e pode ter afetado a nodulação da mesma. Por outro lado, esse mesmo fator pode estar relacionado com a maior produtividade da soja cultivada nos sistemas com milheto, que chegou a 3.353  $\text{kg ha}^{-1}$  (Tabela 19).

A disponibilidade de N, entretanto, não foi fator limitante à produtividade da soja, fato este constatado pelo alto teor de N encontrado nas folhas da soja em todos os sistemas (Apêndice 2). Assim, tal efeito do milheto pode ser resultado da dinâmica de liberação do N de seus resíduos ou mesmo da maior produção de matéria seca do milheto e consequente melhor cobertura do solo antes da semeadura da soja (Tabela 5). O incremento da produtividade da soja pela inclusão do milheto como cultivo de primavera em sistemas de produção também foi constatado por Brandt et al. (2006). De qualquer forma, a produtividade da soja safra 2011/12, independentemente do sistema de produção, foi satisfatória, ficando acima da média nacional, que foi de 2.651  $\text{kg ha}^{-1}$  (CONAB, 2014).

### 6.4.2 Soja safra 2012/13

Não houve interação significativa do cultivo de outono/inverno com o cultivo de primavera para número total de nódulos, massa de nódulos e produtividade da soja 2012/13. Contudo, o número e a massa de nódulos foram afetados pelo cultivo de primavera, e a produtividade de grãos pelo cultivo de outono/inverno.

Na safra 2012/13, o maior número de nódulos foi apresentado pela soja cultivada nos sistemas com crotalária. O milho cultivado na primavera, como ocorrido na safra 2011/12 e agora ao lado do sorgo do forrageiro, resultou na formação de nódulos maiores, porém em menor número (Tabela 20). Os fatores envolvidos na eficiência do processo de nodulação e fixação biológica de N<sub>2</sub> já foram citados, e, novamente não se pode pontuar o fator determinante do resultado obtido. Assim como ocorrido na safra 2011/12, a soja apresentou alto número de nódulos por planta e alto teor foliar de N (Apêndice 3) em todos os sistemas. Do mesmo modo, foi pequena a variação no teor de N-inorgânico total do solo (6 a 9 mg dm<sup>-3</sup>) na camada 00-20 cm antes da semeadura da soja 2012/13 (dados não apresentados), o que descarta a hipótese da disponibilidade de N no solo ter sido fator limitante à nodulação.

Tabela 20. Número e massa de nódulos e produtividade de grãos da soja safra 2012/13.

Cultivo	Nódulos / Planta	Massa Nódulos mg nódulo <sup>-1</sup>	Produtividade kg ha <sup>-1</sup>
<b>Outono/Inverno</b>			
Brachiaria ruziziensis	121	2,82	2.624 ab
Sorgo granífero	108	3,11	2.515 b
B. ruziziensis + Sorgo	118	2,92	2.679 a
<b>Primavera</b>			
Crotalária juncea	138 a	2,71 b	2.617
Milho	107 b	2,96 ab	2.609
Sorgo forrageiro	102 b	3,18 a	2.592

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

A única diferença quanto à safra 2011/12 está no fato de que antes da semeadura da soja 2012/13, a maior quantidade de N acumulada na palha foi encontrada nos sistemas com crotalária (Tabela 17). Esse fator, entretanto, parece não ter afetado a nodulação da soja, e mesmo que tenha, não a ponto de alterar a produtividade da mesma,

que não variou entre os cultivos de primavera (Tabela 20). Embora não se possam esclarecer os motivos para tal, após dois anos, é fato que o cultivo do milheto na primavera resulta em alterações no sistema que culminam na formação de nódulos maiores em menor número na cultura da soja. Por outro lado, o cultivo da crotalária resulta na formação de mais nódulos, porém de menor tamanho.

A produtividade de grãos da soja foi maior nos sistemas com brachiaria em cultivo solteiro ou em consórcio com o sorgo forrageiro (Tabela 20). Por ocasião da semeadura da soja, os sistemas com brachiaria apresentavam maior massa de matéria seca de palha, bem como mais N acumulado na mesma (Tabelas 16 e 17). Tais fatores, embora não tenham afetado a nodulação da soja, podem ter contribuído para a maior produtividade nesses sistemas. Outros fatores envolvidos poderiam ser a capacidade da brachiaria *ruiziensis* em aumentar a disponibilidade de fósforo no solo (MERLIN et al., 2013) e o efeito supressor da palhada sobre as plantas invasoras (VIDAL et al., 1998). Todavia, tais fatores não parecem ter sido responsáveis pelo resultado do presente estudo.

Independentemente de qualquer diferença, é notável a baixa produtividade da soja (na faixa de 2,6 Mg ha<sup>-1</sup>). Durante o cultivo da soja, particularmente nos meses de janeiro e fevereiro, foi alta a ocorrência de dias nublados e/ou chuvosos. Tal período coincidiu com o estágio final de crescimento vegetativo, início do florescimento – estágio no qual a soja é mais sensível a alterações na intensidade da radiação fotossinteticamente ativa (ROSOLEM, 2006) – e pegamento da vagem e provavelmente tem relação direta com a baixa produtividade da cultura.

A radiação solar é um importante componente ambiental que, além de fornecer energia luminosa para a fotossíntese, também fornece sinais ambientais para uma gama de processos fisiológicos da soja. Assim, alterações na intensidade, duração ou qualidade do espectro luminoso são determinantes nas respostas morfológicas e fenotípicas da soja (THOMAS, 1994). A ocorrência de sombreamento durante o estágio de florescimento e pegamento dos frutos da soja resulta em maior abscisão de flores e vagens (JIANG e EGLI, 1993). Mesmo em condições de luminosidade, a redução da radiação fotossinteticamente ativa nestes estádios de desenvolvimento da cultura resulta em redução da produtividade da soja (QUINTINO et al., 2010).

### 6.5 Perdas de nitrogênio via lixiviação de nitrato

A interação dos cultivos de outono/inverno com os cultivos de primavera, bem como o efeito isolado do outono/inverno, não foi significativa para a perda total de N via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ . Tal variável foi afetada somente pelo cultivo de primavera.

Nas parcelas, representadas pelas culturas de outono/inverno, a lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$  foi de  $18,5 \text{ kg ha}^{-1}$  (valor médio) (Tabela 21). Dentre as culturas de primavera, a lixiviação de  $\text{N-NO}_3^-$  foi maior nas subparcelas cultivadas com crotalária e sorgo forrageiro, chegando, respectivamente, a  $23,1$  e  $20,7 \text{ kg ha}^{-1}$ , valores estes quase duas vezes o encontrado nas subparcelas com milho (Tabela 21).

Tabela 21. Perda total de N via lixiviação de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) em função dos cultivos de outono/inverno e cultivos de primavera.

Cultivo	Lixiviação Total de $\text{N-NO}_3^-$ $\text{kg ha}^{-1} \text{ N}$
<b>Outono/Inverno</b>	
Brachiaria ruziziensis	17,6
Sorgo Granífero	18,2
B. ruziziensis + Sorgo	19,6
<b>Primavera</b>	
Crotalária	23,1 b
Milho	11,7 a
Sorgo Forrageiro	20,7 b

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

A perda de N via lixiviação é diretamente afetada pelos fatores que determinam o fluxo de água no solo e a concentração de  $\text{NO}_3^-$  na solução de solo. De modo geral, maiores são essas perdas quanto maior for o aporte de N via fertilização, seja ela mineral ou orgânica (SOGBEDJI et al., 2000; SAINZ ROZAZ et al., 2004, JU et al., 2006, FERNANDES; LIBARDI, 2009, PEREGO et al., 2012). No presente estudo, entretanto, não houve qualquer aporte de N via fertilizantes, de modo que todo N perdido por lixiviação foi proveniente da mineralização da MOS e dos resíduos culturais. Em áreas de produção de cevada (*Hordeum vulgare* L.), com condições de solos arenosos, as perdas de N via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  quando da ausência da adubação nitrogenada chegou a  $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (KÜCKE; KLEEBERG, 1997). Porém, mesmo em sistemas com fertilização



nitrogenada, a MOS pode ser a principal fonte do  $\text{NO}_3^-$  perdido por lixiviação (SCHNEIDER; HAIDER, 1992, FERNANDES; LIBARDI, 2009).

Dentro deste contexto, as plantas de cobertura apresentam importante papel na redução das perdas N via lixiviação, principalmente pelo fato de imobilizarem o N disponível no solo em seus tecidos, protegendo-o assim do processo de lixiviação (MEISENGER et al., 2001). A inclusão do trigo de inverno (*Triticum aestivum* L.) como planta de cobertura na entressafra do milho pode reduzir em 71% as perdas de N via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  (PEREGO et al., 2012). Quando da inclusão do trevo branco (*Trifolium ambiguum*), essa redução pode chegar a 74% (OCHSNER et al., 2010). O cultivo de aveia (*Avena sativa* L.) e azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) na entressafra da rotação soja/milho também reduzem as perdas de N via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  (LONGSDON et al., 2002).

Considerando-se o cultivo rotacionado de plantas de cobertura e a ausência de qualquer adubação nitrogenada, as perdas totais de N via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  encontradas no presente estudo foram altas. Tais perdas podem estar relacionadas à alta pluviosidade ocorrida no período de avaliação (1.906 mm) - particularmente no início do inverno e durante o verão -, o que levou a altos valores de drenagem (média de 546 mm). A área experimental está localizada em relevo predominantemente plano e o solo apresenta alta taxa de infiltração de água, como demonstrado em experimento realizado ao lado do presente estudo (PRANDO et al., 2010), o que permite altos valores de drenagem.

O importante papel da drenagem de água na lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  também foi atestado por outros autores. Em região semi-árida do Norte da China, Zhu et al. (2005) avaliaram a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  durante dois anos em área irrigada e cultivada com a rotação trigo / milho. A área de estudo apresentava solo com características de textura e densidade similares às do presente estudo. A lixiviação de N- $\text{NO}_3^-$  ocorrida em cada cultivo variou de 11 a 52 kg ha<sup>-1</sup>, e na maior parte dos resultados deveu-se mais à alta drenagem do que aos teores de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo. Por outro lado, Peregó et al. (2012), atribuíram a baixa lixiviação de N- $\text{NO}_3^-$  (14 ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> N) ocorrida em área de monocultivo de milho, à baixa drenagem ocorrida no período, que foi de 112 mm. Embora houvesse diferenças quanto ao estoque de água no solo (dados não apresentados), a variação na drenagem de água ocorrida durante o estudo foi similar entre as parcelas e subparcelas (Figuras 7a e 7b), não sendo determinante para as diferenças ocorridas entre os sistemas.

Outro fator determinante - até mais que a drenagem - para a alta perda total de N via lixiviação foi a ocorrência de dois períodos com altos teores de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo: o primeiro no início do inverno, e o segundo a partir do final do cultivo de primavera (Figura 8). Os altos valores de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo logo após a semeadura das culturas de outono/inverno provavelmente são resultado do início de inverno atípico para a região, com muitas chuvas e temperaturas relativamente mais altas, o que pode ter acelerado a decomposição da palhada da soja. Como neste período as plantas encontravam-se em início de desenvolvimento e, conseqüentemente, demandavam menor quantidade de N, a maior parte do N mineralizado ficou sujeito à lixiviação. Nesse período, apesar da ocorrência de pequenas variações no teor de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo, a lixiviação acumulada de N foi similar entre os sistemas.

Assim, a diferença observada entre os cultivos de primavera (Tabela 21) se deve a diferenças ocorridas no segundo período com altos valores de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo. De fato, existe uma lacuna de dois meses (dezembro de 2012 a fevereiro de 2013) na qual o teor de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo foi menor nas subparcelas com milheto (Figura 8b), fato este que foi determinante para a menor perda de N encontrada nos sistemas com milheto (Tabela 21). Ressalta-se ainda que três, dos cinco picos de drenagem, ocorreram durante esse período (Figura 7b).

As culturas de primavera foram dessecadas no início de dezembro de 2012, de modo que quase a totalidade do período acima citado coincidiu com a fase de decomposição dos resíduos culturais e conseqüente mineralização do N. Embora não tenha ocorrido qualquer diferença quanto à massa de matéria seca de parte aérea, o milheto, na primavera de 2012, foi a planta de cobertura que apresentou o menor teor de N em seus tecidos (Tabela 8), o que levou ao menor acúmulo de N (Tabela 8) e, conseqüentemente, menor quantidade de N passível de ser mineralizado.

A simples evidência do menor acúmulo de N pelo milheto poderia explicar menores teores de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo. Ademais, o milheto apresentou maior relação C/N do que a crotalária e o sorgo forrageiro (Tabela 8), o que pode ter atrasado a mineralização do N de seus tecidos (SILGRAM; SHEPHERD, 1999; GIACOMINI et al., 2003; TEIXEIRA et al., 2011), sendo outra justificativa para o período com os menores teores de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo nas subparcelas com milheto. Entretanto, as duas primeiras amostragens desse período foram feitas antes mesmo da dessecação das plantas de primavera, o que significa que existe, pelo menos, um terceiro fator - além do menor

acúmulo de N e maior relação C/N na parte aérea – envolvido na menor lixiviação de N- $\text{NO}_3^-$  quando do cultivo do milho.

O efeito de redução do teor de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo promovido por plantas de cobertura é mais acentuado em gramíneas do que em leguminosas. Isso se dá pelo fato da totalidade – ou quase – do N absorvido pelas gramíneas ser proveniente do solo. Por outro lado, leguminosas, como a crotalária, obtêm a maior parte do N a partir da fixação biológica de  $\text{N}_2$ , alterando em menor escala o teor de N do solo (MEISINGER et al., 2001). Isso poderia explicar as diferenças encontradas entre os sistemas com milho e crotalária. Todavia, tal alegação não se aplicaria para os resultados encontrados nos sistemas com sorgo forrageiro.

O cultivo do sorgo forrageiro na primavera, que assim como o milho é uma gramínea, resultou em perdas de N via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  similares às ocorridas nos sistemas com crotalária (Tabela 21). Tais perdas, entretanto, não parecem estar relacionadas a diferenças quanto à produção de matéria seca ou N acumulado pelas plantas. Com base na figura 8b, nota-se que os teores de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo nas subparcelas com sorgo forrageiro foram similares aos das subparcelas com crotalária durante todo o período de avaliação, o que levanta a hipótese de que alta lixiviação de N- $\text{NO}_3^-$  nos sistemas com sorgo forrageiro é resultado do efeito cumulativo do sistema, particularmente no que diz respeito ao acúmulo de N no solo. De fato, o maior estoque de N no solo foi encontrado nas subparcelas com sorgo forrageiro e crotalária (Figura 11 – item 6.8), o que vem a reforçar a hipótese.

Não foi realizada qualquer avaliação do sistema radicular das culturas utilizadas nos sistemas, o que poderia fornecer maior embasamento para as hipóteses levantadas. De modo geral, pode-se afirmar que a magnitude da lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  é determinada pela quantidade de N presente no solo e nas plantas, bem como pelas características bromatológicas das plantas envolvidas no sistema. Ademais, e não menos importante, as perdas de N via lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , mesmo em sistemas sem a adição de fertilizantes nitrogenados, não podem ser desconsideradas.

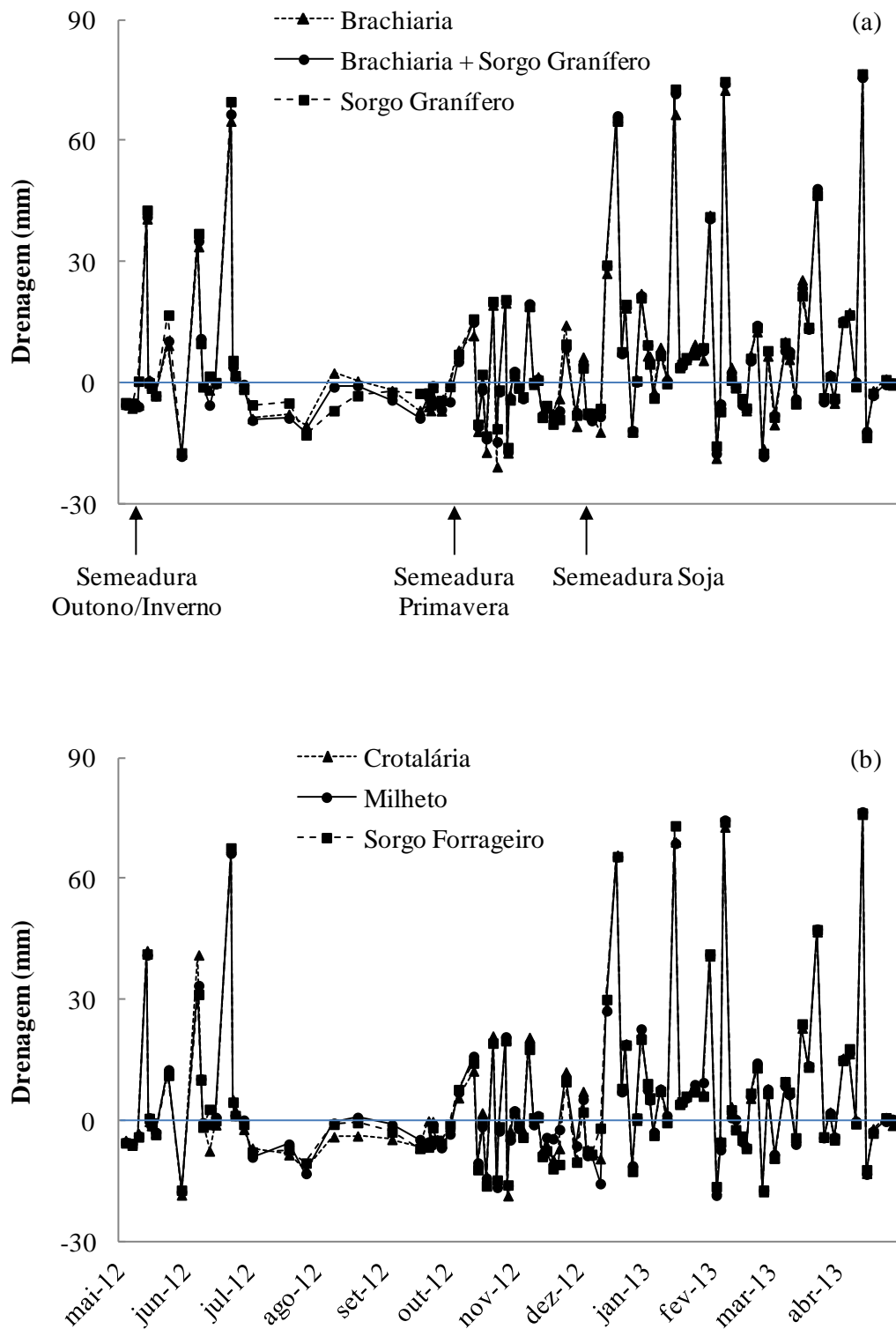


Figura 7. Drenagem de água abaixo da camada de 80 cm em função dos cultivos de outono/inverno (a) e cultivos de primavera (b).

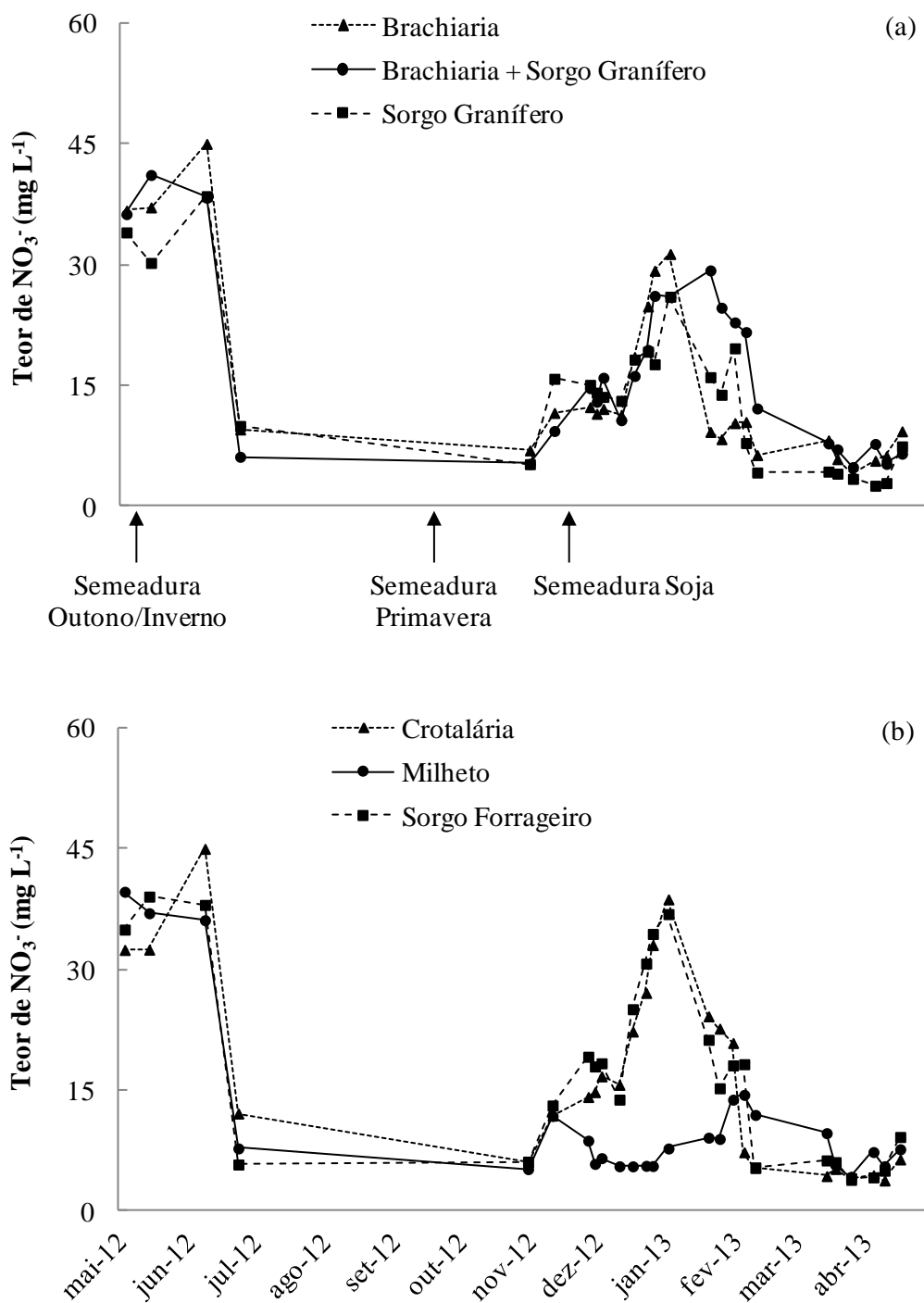


Figura 8. Teor de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) na solução do solo em função dos cultivos de outono/inverno (a) e cultivos de primavera (b).

## 6.6 Perdas de nitrogênio via emissão de amônia

Os resultados da variação sazonal da taxa de emissão diária de N-NH<sub>3</sub> estão apresentados na figura 9 e, embora apresentados de forma desdobrada, o efeito isolado dos cultivos ou da interação outono/inverno x primavera foi significativo em apenas alguns períodos. Até o início do mês de outubro, os sistemas apresentaram variações similares nas taxas de emissão N-NH<sub>3</sub>, com pequenas diferenças quanto aos valores pontuais.

A similaridade entre os sistemas quanto às variações temporais na taxa de emissão de N-NH<sub>3</sub> indica que fatores independentes, como a umidade e temperatura do ar, estariam sendo determinantes no processo de emissão de N-NH<sub>3</sub> para a atmosfera. Fatores climáticos são, de fato, determinantes para o processo de emissão de N-NH<sub>3</sub> a partir do solo e, de modo geral, maior é esta emissão quanto mais alta for a temperatura do ar, mais horas de luz houver e menor for a precipitação (NELSON, 1982). A emissão de N-NH<sub>3</sub> a partir da palhada em decomposição também é menor em dias nublados e/ou chuvosos (RANA; MASTRORILLI, 1998).

A partir do início do mês de outubro observa-se o primeiro pico na taxa de emissão de N-NH<sub>3</sub>, com valores muito acima dos que vinham sendo observados. Nestes períodos nota-se uma clara divisão entre os cultivos de outono/inverno (Figura 9a), com as maiores taxas ocorrendo nos sistemas com brachiaria. As menores emissões aconteceram nos sistemas com sorgo granífero, enquanto os sistemas com o consórcio apresentaram valores intermediários.

O período do primeiro pico na emissão de N-NH<sub>3</sub> coincidiu com o manejo pré-semeadura de primavera, ou seja, com a dessecação da brachiaria e da brotação do sorgo granífero. Sabe-se que a maior parte da emissão de NH<sub>3</sub> ocorre nos primeiros dias após o manejo das plantas (RANA; MASTRORILLI, 1998). Sabe-se também que o herbicida glyphosate, tanto por induzir a senescência quanto por efeito direto de seu mecanismo de ação, aumenta o teor de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a níveis tóxicos na planta (DUKE; HOAGLAND, 1985; VALLIS; KEATING, 1994), o que resulta em maior emissão de N-NH<sub>3</sub> pela parte aérea da mesma (MOHR et al., 1998; SCHJOERRING et al., 1998). Em trabalho avaliando as perdas de N (<sup>15</sup>N) pela *B. decumbens* após aplicação de glyphosate, constatou-se que 28% do N acumulado na parte aérea das plantas foi perdido em apenas 10 dias, perda esta atribuída à emissão foliar de NH<sub>3</sub> (DAMIN et al., 2008). Em outro estudo,

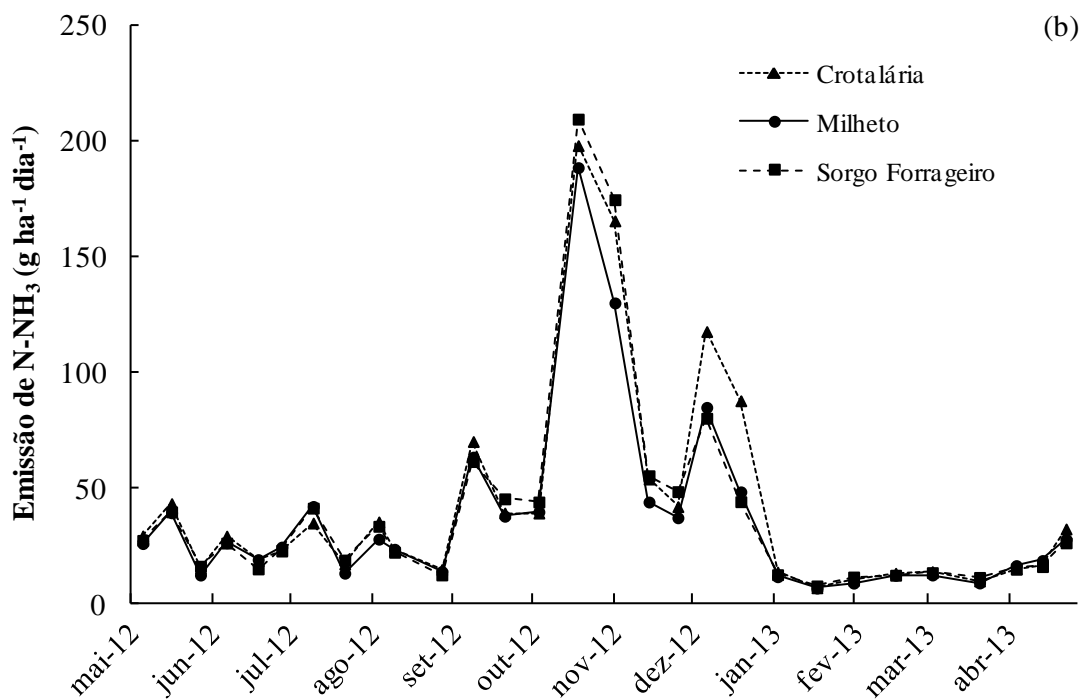
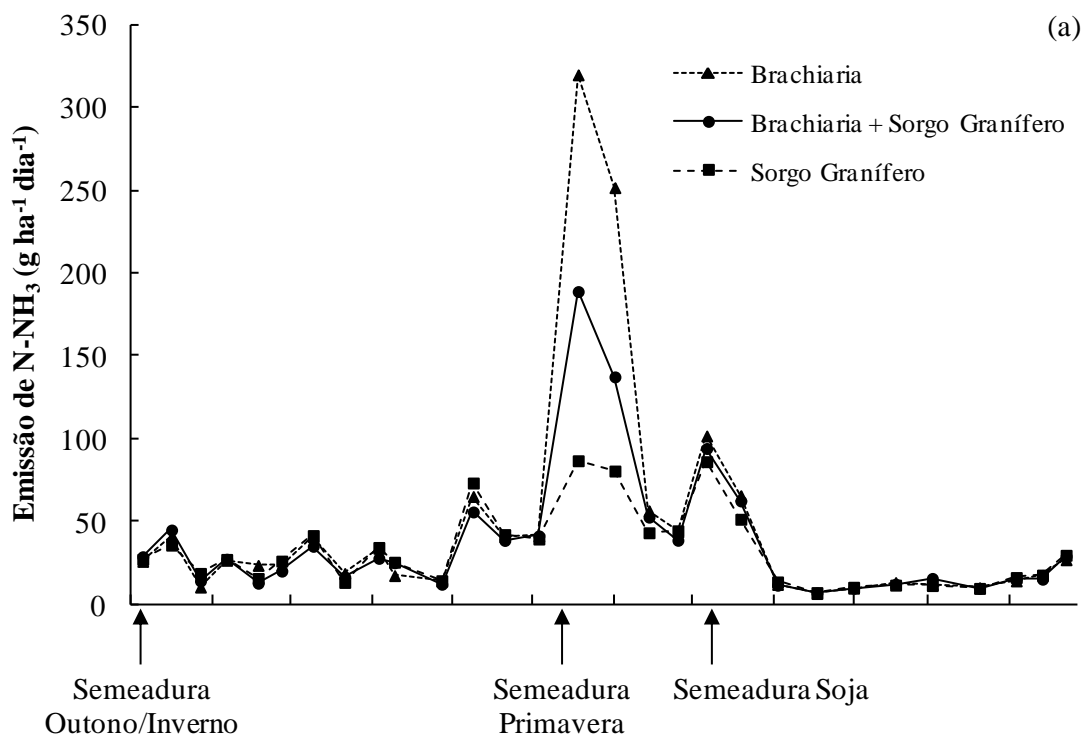


Figura 9. Emissão diária de N-NH<sub>3</sub> em função dos cultivos de outono/inverno (a) e cultivos de primavera (b).

28 dias após a aplicação do glyphosate, a perda de N via emissão de  $\text{NH}_3$  pela parte aérea de plantas de *B. ruziziensis* foi da ordem de 6,6% de todo o N acumulado na mesma por ocasião da dessecação (CASTOLDI et al., 2014).

Sabe-se também que a amplitude da emissão de  $\text{N-NH}_3$  é dependente de diversos fatores, dentre os quais se pode citar o teor de N na parte aérea (PARTON et al., 1988; WHITEHEAD et al., 1998). De fato, o teor de N, bem como a quantidade de N acumulada na parte aérea, foi maior na palhada da brachiaria (Tabela 15), o que, muito provavelmente, foi fator determinante para as maiores taxas de emissão de  $\text{N-NH}_3$  destes sistemas. Tal suposição é reforçada pelo fato de que as taxas intermediárias de emissão de  $\text{N-NH}_3$  foram apresentadas pelos sistemas com brachiaria + sorgo granífero, os quais apresentaram também valores intermediários de acúmulo de N na palhada (Tabela 15). O mesmo comportamento foi observado nos sistemas com sorgo granífero em cultivo solteiro, que apresentaram as menores taxas de emissão de  $\text{N-NH}_3$ , bem como a menor quantidade de N acumulado na palhada (Tabela 15). Estes resultados demonstram que as taxas de emissão de  $\text{N-NH}_3$  logo após a dessecação dos cultivos de outono/inverno obedeceram a um padrão, sendo maiores quanto mais N havia na palhada.

O segundo pico de emissão de  $\text{N-NH}_3$  foi observado a partir do início de dezembro. Este pico coincidiu com a dessecação das plantas de primavera, e, provavelmente também está associado aos fatores acima mencionados (indução da senescência e efeito direto do mecanismo de ação do glyphosate). Neste período nota-se um agrupamento entre os cultivos de primavera (Figura 9b), com as maiores taxas de emissão de  $\text{N-NH}_3$  ocorrendo nos sistemas com crotalária. Assim como acima comentado, tal resultado provavelmente está relacionado ao teor e acúmulo de N na parte aérea das plantas. A crotalária acumulou na parte aérea, em média, 1,7 e 2,5 vezes mais N do que sorgo forrageiro e milho, respectivamente (Tabela 8).

No período compreendido entre a terceira semana após a semeadura e a colheita da soja, as taxas de emissão de  $\text{N-NH}_3$  foram pequenas, bem como mantiveram-se constantes e iguais em todos os sistemas (Figuras 9a e 9b). Na maior parte deste período toda a superfície do solo encontrava-se totalmente coberta pela cultura da soja, o que poderia favorecer a absorção pelas folhas da soja do  $\text{NH}_3$  emitido a partir da palhada.

As plantas são capazes de absorver pelas suas folhas o N na forma de  $\text{NH}_3$  presente na atmosfera e tal habilidade é dependente, dentre outros fatores, das



condições ambientais, do teor de N na planta e do ponto de compensação de  $\text{NH}_3$  no sistema planta-atmosfera (FARQUHAR et al., 1980, MATTSON et al., 1998, SUTTON et al., 2008). Avaliando-se a absorção de  $^{15}\text{NH}_3$  pelas folhas de laranjeiras (*Citrus sinensis* (L.) Osbeck) plantadas em espaçamento convencional e em sistema adensado, observou-se, respectivamente, uma recuperação de 7 e 3% do N aplicado via fertilizante (BOARETTO et al., 2013). Um dos fatores que justificam a maior absorção foliar de  $\text{NH}_3$  no sistema adensado foi a redução da velocidade do vento decorrida do aumento da densidade de árvores, o que altera a taxa de transporte de gás na interface solo-atmosfera (MATTOS JUNIOR. et al., 2003; BOARETTO et al., 2013). Em experimento com cafeeiro (*Coffea arabica* L.), no qual as plantas foram protegidas do vento por placas de PVC, a recuperação do N do fertilizante pelas folhas das plantas da forma de  $^{15}\text{NH}_3$  foi da ordem de 43% (FENILLI et al., 2007).

Após a colheita da soja observa-se pequeno aumento das taxas de emissão de N- $\text{NH}_3$  (Figura 9). Esse aumento é, possivelmente, resultado do aporte de palha ao solo - decorrente da colheita da soja -, o que resultou em aumento da quantidade de N sujeito ao processo de perda na forma de  $\text{NH}_3$ . Nota-se ainda que não há diferença entre os cultivos, o que era esperado, uma vez que a massa de matéria seca e quantidade de N acumulada na palhada após a colheita da soja foi similar entre os sistemas (item 6.2.6).

A interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera não foi significativa para a emissão total de N- $\text{NH}_3$ . Diferenças, entretanto, foram observadas entre os cultivos isolados. Dentre os cultivos de outono/inverno, a maior perda total de N na forma de  $\text{NH}_3$  ocorreu nos sistemas com brachiaria em cultivo solteiro. Dentre os cultivos de primavera, as subparcelas com crotalária e sorgo forrageiro apresentaram as maiores perdas de N- $\text{NH}_3$ . (Tabela 22).

Os resultados referentes à emissão total de N- $\text{NH}_3$  apenas confirmam as variações observadas nas taxas diárias de emissão, sendo reflexos dos picos ocorridos após o manejo dos cultivos de outono/inverno e primavera, os quais foram maiores nos sistemas com brachiaria e crotalária, respectivamente. Nota-se ainda que a perda de N na forma  $\text{NH}_3$  a partir dos sistemas com o sorgo forrageiro cultivado na primavera é similar àquela dos sistemas com crotalária. Esse resultado se deve, provavelmente, à maior taxa de emissão diária de N- $\text{NH}_3$  ocorrida nos sistemas com sorgo forrageiro por ocasião da dessecação do cultivo de outono/inverno (Figura 9b). Do mesmo

modo, essa maior taxa é resultado do maior acúmulo de N na palhada de outono/inverno nos sistemas com sorgo forrageiro cultivado na primavera (Tabela 15).

Tabela 22. Perda total de N via emissão de amônia (N-NH<sub>3</sub>) em função dos cultivos de outono/inverno e cultivos de primavera.

Cultivo	Emissão Total de N-NH <sub>3</sub>
Outono/Inverno	kg ha <sup>-1</sup> N
Brachiaria ruziziensis	17,82 a
Sorgo Granífero	11,72 c
B. ruziziensis + Sorgo	13,93 b
Primavera	kg ha <sup>-1</sup> N
Crotalária	15,42 a
Milheto	13,38 b
Sorgo Forrageiro	14,68 a

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

Trabalhos que avaliam a emissão de NH<sub>3</sub> a partir da parte aérea das plantas, em condições de campo e não baseados em técnicas isotópicas são escassos, de modo que qualquer comparação entre valores fica limitada. Perdas de até 40 kg N ha<sup>-1</sup> durante um único ciclo foram encontradas para as culturas do milho (*Zea mays* L.), algodão (*Gossypium hirsutum* L.), sorgo e soja (STUTTE; WEILAND, 1978). Neste estudo, os autores fecharam individualmente folhas das plantas em sacos plásticos e analisaram o N presente na água resultante da condensação do vapor d'água. Tal método, entretanto, não é preciso - uma vez que resulta em alterações nas concentrações de NH<sub>3</sub> e CO<sub>2</sub> na atmosfera dentro do saco plástico e acaba por alterar a dinâmica da emissão de NH<sub>3</sub> pela folha - e provavelmente superestimou os valores de emissão de N-NH<sub>3</sub> (SCHJOERRING; MATTSSON, 2001).

Em estudo de campo e utilizando amostradores de fluxo horizontal, constatou-se que as perdas de N na forma de NH<sub>3</sub> pela parte aérea das culturas do nabo (*Raphanus napus* L.), trigo (*Triticum aestivum* L.), cevada (*Hordeum vulgare* L.) e ervilha (*Pisum sativum* L.), podem chegar a 5 kg ha<sup>-1</sup> ciclo<sup>-1</sup> (SCHJOERRING; MATTSSON, 2001). Tal perda representa 4% da quantidade máxima de N acumulada na parte aérea das plantas. Tendo por base o sistema sorgo granífero / crotalária - que acumulou na parte aérea das plantas (sorgo granífero + crotalária + soja) no decorrer do ano o equivalente a

232 kg<sup>-1</sup> N ha<sup>-1</sup> e perdeu via emissão de NH<sub>3</sub> o equivalente a 12,14 kg<sup>-1</sup> N ha<sup>-1</sup> (resultado desdobrado) – esta via de perda representou 5,2%.

Pequenas variações, entretanto, podem ocorrer em função de diferenças quanto ao método de avaliação, bem como quanto às condições climáticas. Os resultados de Schjoerring e Mattsson (2001) foram obtidos em condições mais frias do que as enfrentadas durante a condução do presente estudo. A taxa de emissão de NH<sub>3</sub> pela parte aérea das plantas aumenta à medida que a temperatura do ar aumenta, pelo menos até 35° C (STUTTE; SILVA, 1981), de modo que as perdas de N por tal via tendem a ser maiores em condições tropicais.

### **6.7 Perdas de nitrogênio via emissão de óxido nitroso**

Na Figura 10 estão apresentados os resultados de fluxo de N<sub>2</sub>O durante todo o período experimental. Tais resultados são parte de um trabalho de dissertação conduzido junto ao presente estudo, de modo que maiores detalhes a respeito dos mesmos podem ser encontrados em RIGON (2013).

De modo geral, ressalta-se a ocorrência de dois picos de emissão de N<sub>2</sub>O: um aos 8 dias após a semeadura de primavera, e outro aos 8 dias após a semeadura da soja. Estes dois períodos apresentam em comum altos valores de umidade do solo (RIGON, 2013), fato este que, possivelmente, levou a maiores taxas de mineralização de N e consequente maior emissão de N<sub>2</sub>O (BEARE et al., 2009; ZHONG et al., 2011). Ademais, o aumento da umidade do solo elevou a porcentagem de porosidade do solo preenchida com água (RIGON, 2013), o que resulta na formação de sítios anaeróbios e favorece o processo de desnitrificação, sendo assim fator determinante na ocorrência dos altos valores de fluxo de N<sub>2</sub>O a partir do solo (KHALIL; BAGGS, 2005; JANTALIA et al., 2006; RUSER et al., 2006).

Nota-se ainda que os picos de emissão coincidiram com as primeiras semanas após o manejo químico dos cultivos de outono/inverno e primavera e que os maiores fluxos de N<sub>2</sub>O ocorreram nos sistemas com brachiaria cultivada no outono/inverno (Figura 10a) e crotalária cultivada na primavera (Figura 10b), seguindo o mesmo padrão observado nas emissões de NH<sub>3</sub> (Figura 9). Supõe-se assim, que tal resultado esteja provavelmente relacionado à maior produção de matéria seca e acúmulo de

N na palhada da brachiaria (Tabela 15) e ao maior acúmulo de N na palhada da crotalária (Tabela 17).

Vários estudos têm constatado que os maiores fluxos de N<sub>2</sub>O para a atmosfera ocorrem nas primeiras semanas após o manejo das plantas (BAGGS et al., 2000; MILLAR et al., 2004; BAGGS et al., 2006). Tal comportamento, conforme os autores, é resultado do aumento da atividade microbiana e consequente maior velocidade de mineralização do N, o que acaba por refletir em maior quantidade de substrato suscetível a perdas via emissão de N<sub>2</sub>O. Após esse período inicial, o estoque de N no solo passa a ser o fator regulador da emissão de N<sub>2</sub>O em sistemas de produção de longa data sob semeadura direta (GOMES et al., 2009).

A magnitude das perdas de N via emissão de N<sub>2</sub>O, entretanto, é dependente, dentre outros fatores, da qualidade e quantidade dos resíduos culturais adicionados ao solo (AULAKH et al., 1984; AULAKH et al., 1991; AULAKH et al., 2001; MILLAR; BAGGS, 2004). De modo geral, as emissões de N<sub>2</sub>O a partir do solo são maiores quando são adicionados ao solo resíduos culturais com baixas relações C/N e lignina/N e alto teor de N (BAGGS et al., 2000; HUANG et al., 2004; MILLAR; BAGGS, 2004; GOMES et al., 2009), características estas típicas de leguminosas e que justificam os maiores fluxos de N<sub>2</sub>O a partir dos sistemas com crotalária. Essa mesma justificativa explica também as diferenças ocorridas dentre os cultivos de outono/inverno, uma vez que o maior teor de N e a menor relação C/N foram apresentados pela palhada da brachiaria (Tabela 15).

A interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera não foi significativa para a perda total de N via emissão de N<sub>2</sub>O. Tal variável, entretanto, diferiu isoladamente dentro de cada cultivo, refletindo os resultados encontrados para o fluxo de N<sub>2</sub>O.

Dentre os cultivos de outono/inverno, a maior perda de N (8,68 kg ha<sup>-1</sup>) ocorreu nos sistemas com brachiaria em cultivo solteiro. Os sistemas com o consórcio brachiaria + sorgo granífero apresentaram valor intermediário, enquanto os sistemas com sorgo granífero em cultivo solteiro apresentaram a menor perda. Dentre os cultivos de primavera, a maior perda de N na forma de N<sub>2</sub>O ocorreu nos sistemas com crotalária e chegou a 7,35 kg ha<sup>-1</sup> (Tabela 23).

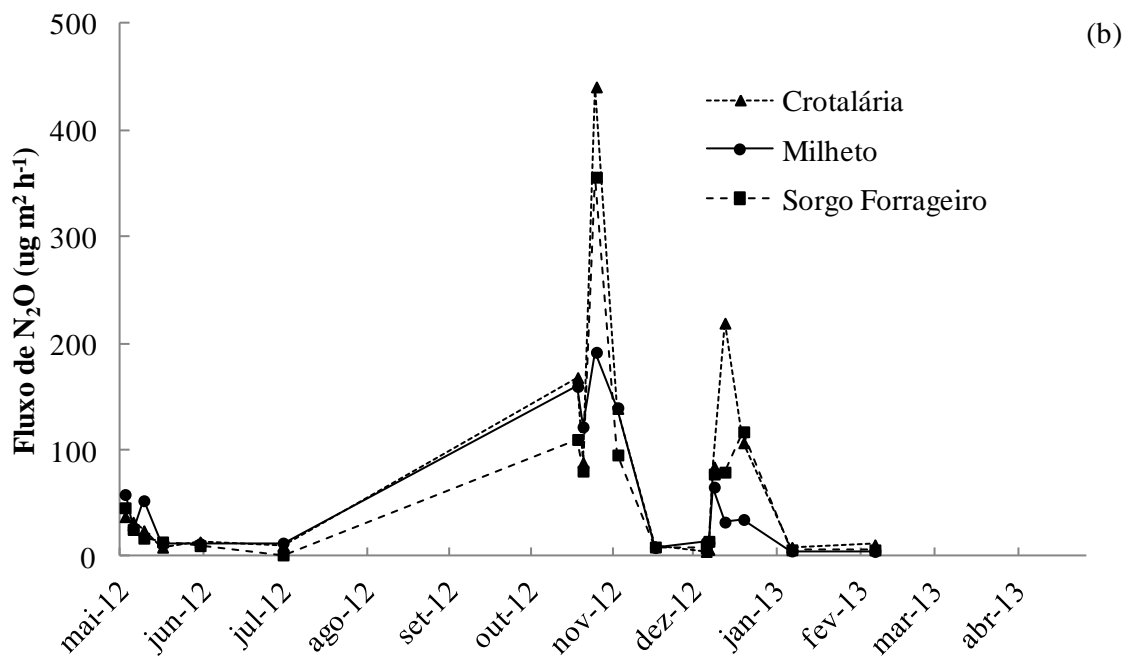
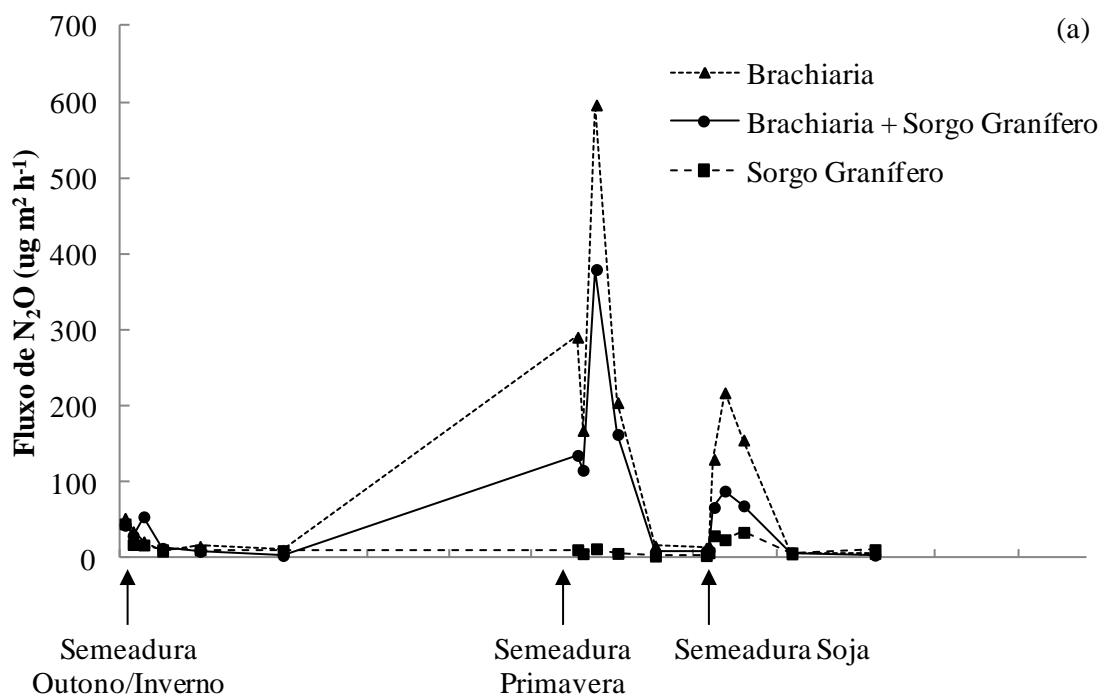


Figura 10. Fluxo de  $N_2O$  a partir do solo em função dos cultivos de outono/inverno (a) e cultivos de primavera (b).

Tabela 23. Perda total de N via emissão de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) em função dos cultivos de outono/inverno e de primavera.

Cultivo	Emissão Total de N-N <sub>2</sub> O
Outono/Inverno	kg ha <sup>-1</sup> N
Brachiaria ruziziensis	8,68 a
Sorgo Granífero	2,54 c
B. ruziziensis + Sorgo	6,35 b
Primavera	kg ha <sup>-1</sup> N
Crotalária	7,35 a
Milheto	4,90 b
Sorgo Forrageiro	5,30 b

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas, na coluna e para cada variável, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

As diferenças entre os cultivos quanto à emissão total de N-N<sub>2</sub>O (Tabela 23) refletem exatamente as variações observadas do fluxo de N<sub>2</sub>O no decorrer do ano (Figura 10), de modo que todos os prováveis fatores determinantes deste resultado já foram discutidos. Em suma, as maiores perdas de N via emissão de N<sub>2</sub>O são resultado da menor relação C/N e maior quantidade de N presente na palhada da brachiaria (Tabela 15) – dentre os cultivos de outono/inverno – e da crotalária (Tabela 17) – dentre os cultivos de primavera.

O fluxo de N<sub>2</sub>O a partir do solo é extremamente variável em espaço e tempo, o que dificulta a comparação entre distintos estudos (VELDKAMP et al., 1999). Reunindo informações de 104 experimentos, Eichner (1990), constatou que a emissão de N<sub>2</sub>O variou de 0,01 a 6,84% do total de N aplicado via fertilizante. Tais valores condizem com o reportado por Bouwman (1996), que propôs que as emissões de N<sub>2</sub>O a partir de solos agrícolas podem ser estimadas multiplicando-se as entradas de N por um fator de 1,25%. Como no presente estudo não houve entrada de N via fertilizantes, as principais fontes de N<sub>2</sub>O para a atmosfera foram a MOS e os resíduos culturais depositados sobre o solo.

A incorporação ao solo de quantidade equivalente a 7,4 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca de um mix de resíduos de *Sesbania* (*Sesbania sesban* (L.) Merr.) e siratro (*Macroptilium atropurpureum*) (teor de N do mix = 2,9%), resultou na emissão de 4,1 kg ha<sup>-1</sup> N-N<sub>2</sub>O em um período de 84 dias, valor este equivalente a 1,9% do N inicialmente presente nos resíduos (MILLAR et al., 2004). No presente estudo, as perdas totais de N via

emissão de  $N_2O$  representaram 2,6 a 3,9% de todo o N acumulado na palhada no decorrer do ano, dado pelo somatório do N presente na palhada por ocasião da semeadura das culturas de outono/inverno (Tabela 14), da semeadura das culturas de primavera (Tabela 15) e da semeadura da soja (Tabela 17).

Em estudo realizado no Norte da China, durante um ciclo de cultivo da soja, a perda acumulada de N na forma de  $N_2O$  emitido do solo foi de  $3,9 \text{ kg ha}^{-1}$ . Tal valor foi de  $6,5 \text{ kg ha}^{-1}$  ao final do ciclo de cultivo do milho (HUANG et al., 2014). Em área sob cultivo concorciado de gramíneas (*Poa pratensis*, *Festuca pratensis* e *Phleum pratense*) e trevo (*Trifolium repens* e *Trifolium pratense*), e sem qualquer fertilização nitrogenada, a emissão total de N- $N_2O$  no decorrer de 245 dias foi de  $1,2 \text{ kg ha}^{-1}$ . (HANSEN et al., 2014). Em estudos conduzidos nos Estados Unidos (DUXBURY et al., 1982) e Canadá (ROCHETTE et al., 2004), a emissão anual de N- $N_2O$  a partir de campos de alfalfa chegou a  $4,2$  e  $4,8 \text{ kg ha}^{-1}$ , respectivamente. Durante um ciclo de cultivo da soja, e sem qualquer adubação nitrogenada, Chen et al. (2002), Jacinthe e Dick (1997) e Rochette et al. (2004) encontraram, respectivamente, valores de emissão de N- $N_2O$  de  $0,9$ ,  $2,3$  e  $3,1 \text{ kg ha}^{-1}$ .

Em experimento realizado no Cerrado, condição esta mais parecida com a do presente estudo, a emissão de N- $N_2O$  durante o cultivo de milho (173 dias), feijão irrigado (135 dias), soja (153 dias) e algodão (258 dias) foi estimada, respectivamente, em  $0,2$ ,  $0,2$ ,  $0,1$  e  $0,1 \text{ kg ha}^{-1}$  (CRUVINEL et al., 2011). Os autores relacionaram o baixo fluxo de  $N_2O$  à baixa disponibilidade de  $NO_3^-$  e às condições predominantemente aeróbias do solo, com porosidade preenchida com água inferior a 60%. Tais condições favoreceram a emissão de NO, que foi, na média dos quatro cultivos, 2,7 vezes maior que a emissão de  $N_2O$ . Apesar dos baixos valores totais de emissão de  $N_2O$  no estudo de CRUVINEL et al. (2011), constatou-se a ocorrência de alguns picos de emissão após a adubação nitrogenada e irrigação no cultivo do feijoeiro - o que estaria relacionado ao aumento da disponibilidade de N e da porcentagem de porosidade preenchida por água do solo -, e durante a fase de senescência da soja, o que estaria atrelado à mineralização do N das raízes e nódulos da cultura.

Conforme já comentado, comparações entre estudos ficam limitadas em função da alta variabilidade dos fatores que envolvem a determinação/estimativa da perda total de N via emissão de  $N_2O$ . Todavia, os resultados encontrados no presente estudo parecem coerentes com a literatura e com a condição

experimental e apontam a relação C/N e, principalmente, a quantidade de N presente nos resíduos culturais, como fatores determinantes para o fluxo de N<sub>2</sub>O.

### **6.8 Estoque e incremento anual de nitrogênio no solo**

Não houve interação significativa dos cultivos de outono/inverno com os de primavera para o estoque de N no solo, tanto o total quanto o de cada camada. O estoque total de N, entretanto, diferiu entre os cultivos de outono/inverno e cultivos de primavera. O cultivo de outono/inverno afetou ainda o estoque de N nas camadas de 20-40 e 40-60 cm, enquanto o cultivo de primavera resultou em alterações na camada de 10-20 cm.

Dentre os cultivos de outono/inverno, o do consórcio (*brachiaria ruziziensis* + sorgo granífero) resultou em maior estoque de N no solo, chegando a 8,99 Mg ha<sup>-1</sup> (Figura 11). Tal resultado se deve a alterações ocorridas nas camadas de 20-40 e 40-60 cm, camadas nas quais o estoque de N foi maior nos sistemas com o consórcio (Figura 11). O cultivo da *brachiaria* ou do sorgo resultou em menor, porém, igual estoque de N no solo (Figura 11).

Maiores alterações do estoque de N no solo comumente ocorrem nas camadas superficiais, região na qual a dinâmica do N é mais acelerada. Tal fato se deve à constante deposição de resíduos orgânicos na superfície do solo, o que resulta em maior teor de matéria orgânica e consequente maior estoque de N (FREIXO et al., 2002; D'ANDRÉA et al., 2004). Estudos realizados em solo continuamente cultivado com leguminosas e cereais por 50 anos, mostram, entretanto, que alterações significativas no estoque de N podem ocorrer até 60 cm de profundidade (MIKHAILOVA et al., 2000). As diferenças encontradas no presente estudo são resultado de alterações ocorridas em camadas mais profundas do solo (20-60 cm), o que mostra que tal resultado é reflexo do efeito cumulativo do cultivo do consórcio *brachiaria* + sorgo granífero no outono/inverno, bem como reitera o efeito do manejo do sistema no estoque do N em profundidade.



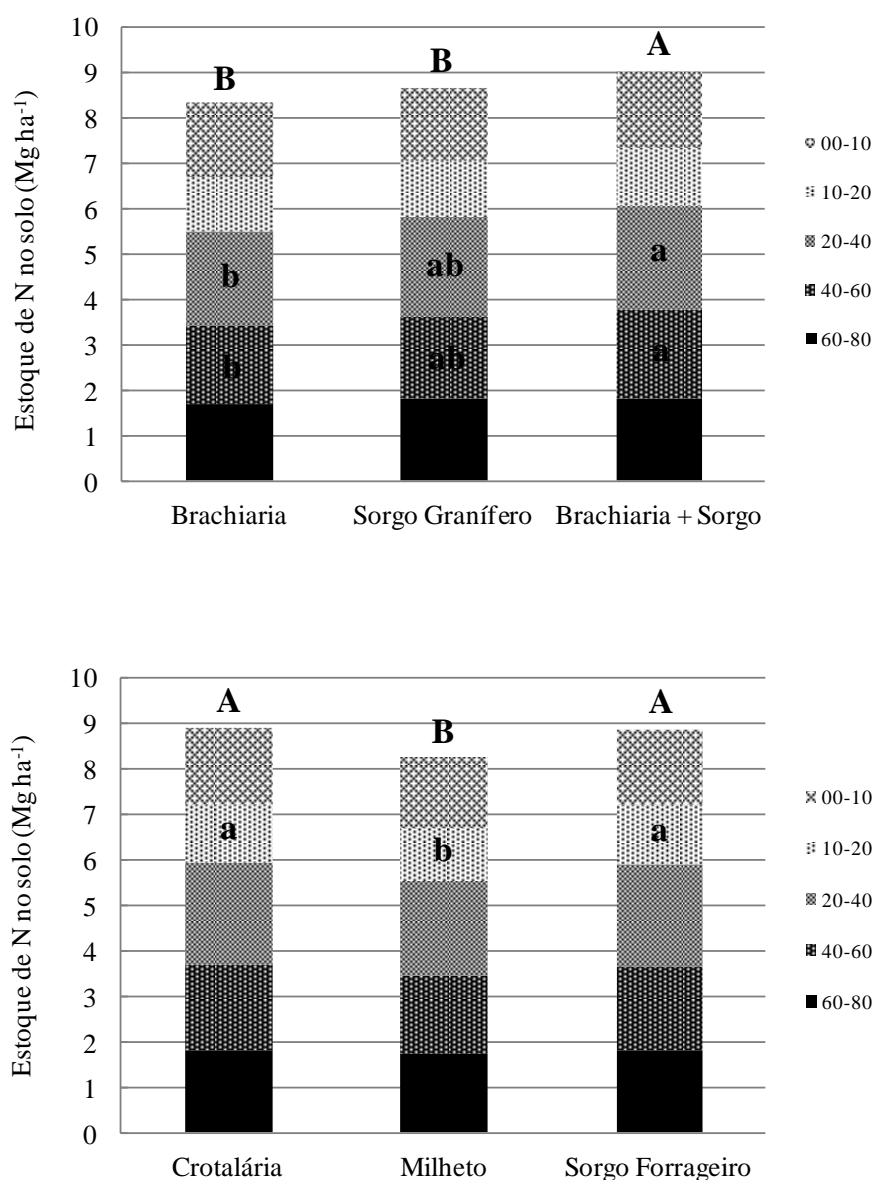


Figura 11. Estoque de N no solo (camadas de 00-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 cm e total) após cultivo da soja 2012/13 em função de cultivos de outono/inverno (a) e cultivos de primavera (b).

Letras diferentes e minúsculas nas barras, e, diferentes e maiúsculas sobre as barras, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

Embora nenhuma avaliação do sistema radicular tenha sido realizada, sugere-se que as diferenças observadas tenham relação com tal, havendo maior incremento de N pelo cultivo do consórcio do que pelo cultivo isolado das brachiaria ou do sorgo granífero. Tal incremento seria resultado da produção de mais raízes nos sistemas com consórcio brachiaria + sorgo granífero. O maior crescimento de raízes no perfil do

solo promove o aumento do teor de matéria orgânica, bem como resulta em melhoria das condições físicas (MIELNICZUK, 1999; CALONEGO; ROSOLEM, 2008; VEZZANI; MIELNICZUK, 2011), contribuindo para o incremento de N no solo e protegendo-o dos processos de perda.

O sistema radicular é também importante via de redistribuição do N no solo, liberando o N acumulado no mesmo em camadas mais profundas. Em estudo com espécies do gênero *Brachiaria* (incluindo a *Brachiaria ruziziensis*), constatou-se ainda, que, após a dessecação química com glyphosate, boa parte do N presente na parte aérea da planta é translocado para o sistema radicular e liberado no solo à medida que as raízes se decompõem (CASTOLDI et al., 2014). Ademais, os bioporos formados a partir da decomposição das raízes propiciam maior crescimento das raízes da soja cultivada no sistema (CALONEGO; ROSOLEM, 2010), o que potencializaria o efeito benéfico do maior crescimento radicular.

Na primavera, os cultivos consecutivos da crotalária e do sorgo forrageiro resultaram em maior estoque total de N no solo. Tal diferença se deve a alterações ocorridas na camada de 10-20 cm (Figura 11). Conforme acima comentado, a dinâmica do N é mais intensa nas camadas superficiais, de modo que as diferenças ocorridas são, provavelmente, efeito direto do tipo e quantidade dos resíduos destes cultivos, fatores estes determinantes para o estoque de N no solo (AMADO et al., 1999; AMADO et al., 2001). De fato, a adoção de sistemas de produção que resultem em elevado aporte de resíduos culturais é importante estratégia para melhorar a qualidade do solo e tornar os mesmos mais sustentáveis (DIEKOW et al., 2005a).

Baseando-se na produção de matéria seca da parte aérea das culturas de primavera, nota-se que o milheto, em 2011, apresentou a maior produção de matéria seca (Tabela 5) e o maior acúmulo de N na mesma (Tabela 6), indo assim no sentido oposto dos resultados encontrados para o estoque de N no solo. Todavia, em 2012, mesmo produzindo a mesma quantidade de matéria seca que as demais culturas, o milheto acumulou 2,5 vezes menos N do que a crotalária (Tabela 8). Ademais, todo o N acumulado na matéria seca do milheto provém do solo, enquanto boa parte do N acumulado na crotalária provém da atmosfera, havendo assim aporte de N até então não presente no sistema solo-planta.

A quantidade total de N incorporada ao sistema solo-planta via fixação biológica pela crotalária é variável (RAMOS et al., 2001; PERIN et al., 2004). Em

crotalária cultivada solteira por 68 dias, 57% do N acumulado na parte aérea da mesma foi proveniente da atmosfera (PERIN et al., 2004). Tomando por base o valor de 57% e os dois anos avaliados, o aporte de N pela crotalária, considerando-se unicamente a parte aérea, foi de 76 kg ha<sup>-1</sup> (valor médio). Se considerar ainda a contribuição do sistema radicular, que pode acumular até 49% de todo o N acumulado por leguminosas (RAMOS et al., 2001), a contribuição da crotalária seria duas vezes maior.

Tratando-se especificamente da crotalária, existe ainda o efeito positivo de leguminosas no incremento do estoque de N no solo, relatado em diversos estudos (BAYER et al., 2003; LOVATO et al., 2004; DIEKOW et al., 2005b). Esse efeito é resultado direto do aporte de N no sistema via fixação biológica, bem como do maior crescimento das plantas cultivadas em sucessão em decorrência da maior disponibilidade de N (AMADO et al., 2000; AMADO et al., 2001). A fixação no solo do N proveniente da fixação biológica é ainda mais eficiente do que daquele proveniente de fertilizantes (WEBER; MIELNICZUK, 2009). O fornecimento de N ao sistema também tem importante papel na fixação do C. O cultivo de feijão-guandú (*Cajanus cajan* L. Millsp.), em consórcio com milho e sem adição de N via fertilizantes, por exemplo, resultou em maior aporte de N ao sistema, bem como incrementou a produção de matéria seca pelo milho, resultando em 26% de aumento do estoque de C do solo no decorrer de 17 anos de cultivo, uma taxa de incremento equivalente a 460 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (DIEKOW et al., 2005a)

O maior estoque de N nos sistemas com sorgo forrageiro em relação aos sistemas com milheto é mais difícil de ser explicado, uma vez que ambas as culturas são gramíneas e apresentam características semelhantes. No presente estudo, o milheto apresentou maior produção de matéria seca e acúmulo de N no ano de 2011 (Tabelas 5 e 6), enquanto o sorgo forrageiro mostrou-se melhor em 2012 (Tabela 8), anulando, de modo geral, qualquer diferença dentro dos dois anos de estudo. Os efeitos do cultivo sucessivo de milheto e sorgo forrageiro no solo também se assemelham, de modo que favorecem igualmente o crescimento radicular da soja cultivada na sequência (PIVETTA et al., 2011).

Uma hipótese para tal resultado seria a possibilidade do aporte de N pelo sorgo forrageiro via fixação biológica, ainda que este seja menos significativo que o da crotalária. O sorgo forrageiro, mesmo sendo uma gramínea, é capaz de promover associações com bactérias diazotróficas específicas fixadoras de N<sub>2</sub>, particularmente do gênero *Azospirillum* (BALDANI; DÖBEREINER, 1980; BERGAMASCHI et al., 2007).

Ressalta-se ainda que o estoque de N é resultado do efeito cumulativo dos sistemas, de modo que se podem descartar possíveis efeitos do cober crop, cultivado até 2010 nos sistemas com sorgo forrageiro.

A interação do cultivo de outono/inverno com o cultivo de primavera foi significativa para o incremento anual de N no solo. Os maiores valores de IAN foram observados nos sistemas compostos por crotalária e brachiaria em cultivo solteiro ou consorciada com sorgo granífero. Nesses sistemas, o IAN foi de 67 e 61 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 24).

Tabela 24. Incremento anual de N no solo (de 2011 a 2013), até 80 cm, em função da interação cultivo outono/inverno x cultivo primavera.

Cultivo de Outono/Inverno	Cultivo de Primavera		
	Crotalária juncea	Milheto	Sorgo forrageiro
	----- kg ha <sup>-1</sup> -----		
Brachiaria ruziziensis	67 aA	-12 bB	-15 bB
Sorgo granífero	36 bA	-12 bB	-15 bB
B. ruziziensis + Sorgo	61 aA	34 aB	29 aB

Médias seguidas por letras diferentes e minúsculas na coluna, e, diferentes e maiúsculas na linha, diferem entre si pelo teste t (LSD) a 5 % de probabilidade.

Observa-se que os cultivos do consórcio brachiaria + sorgo granífero no inverno ou da crotalária na primavera foram os responsáveis por garantir valores positivos de IAN (Tabela 24). Nos sistemas que não há qualquer um desses cultivos (brachiaria/milheto, brachiaria/sorgo forrageiro, sorgo granífero/milheto e sorgo granífero/sorgo forrageiro), o IAN foi negativo, ou seja, ocorreu redução do estoque de N no solo, o que dá indícios de insustentabilidade de tais sistemas. Obviamente, o déficit de N foi pequeno e representa apenas um curto período de tempo (dois anos), de modo que não se pode rotular como insustentáveis tais sistemas. Os fatores que levaram a tal resultado são, provavelmente, os mesmos que justificam os resultados de estoque de N no solo. Os valores obtidos também se mostraram coerentes com o que se pode encontrar na literatura.

Os valores negativos encontrados em alguns sistemas são, provavelmente, resultado do baixo aporte de resíduos culturais e/ou do baixo ou nenhum aporte de N via fixação biológica. Em sistemas de integração lavoura-pecuária com alta intensidade de pastejo, a baixa adição de material orgânico foi fator determinante na

redução do estoque de N no solo, que chegou a perdas de  $90 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (considerando-se a camada 00-40 cm) (ASMANN et al., 2014). Em sistemas baseados exclusivamente em gramíneas é evidenciada a importância da adubação nitrogenada a fim de evitar o esgotamento do N do solo (LOVATO et al., 2004).

O cultivo sucessivo de milho e aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb) por 17 anos e sem a adição de qualquer fertilizante nitrogenado resultou em redução de 12% do estoque de N no solo, mesmo em solo inicialmente degradado e com relativo baixo teor de N (DIEKON et al., 2005b). Os autores atribuíram tal resultado ao baixo aporte de matéria seca nesse sistema. Nesse mesmo experimento, o cultivo consorciado de milho com lab-lab (*Lablab purpureum* L. Sweet) e feijão-guandú, mesmo sem adubação nitrogenada, resultou em aumento de 33 e 28% no estoque de N até a camada de 17,5 cm. Os autores atribuíram tal resultado à alta produção de matéria seca desses sistemas e aporte de N via fixação biológica pelo lab-lab e feijão-guandú, que foi, respectivamente, da ordem de 200 e  $312 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Nos três primeiros anos do cultivo da rotação aveia preta + azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) no inverno / soja no verão, em Latossolo Vermelho, houve incremento do estoque de N no solo, independentemente da intensidade de pastejo durante o cultivo de inverno (IAN médio de  $115 \text{ kg ha}^{-1}$ ) (SOUZA et al., 2009). Do terceiro ao sexto ano do experimento, entretanto, ocorreu redução do estoque de N no solo no sistema com alta intensidade de pastejo. Tal redução foi da ordem de  $17,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e foi resultante da baixa adição de material orgânico ao solo.

Por outro lado, em experimento de longa duração (13 anos), no qual se comparou manejos de solo (convencional, preparo reduzido e semeadura direta), rotações de cultura (aveia-preta/milho, ervilhaca/milho, aveia+ervilhaca/milho+caupi) e doses de N (0 e  $180 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), valores positivos de incremento de N no solo, quando da ausência da adubação nitrogenada, somente ocorreram nos sistemas sob semeadura direta e com leguminosas (LOVATO et al., 2004). O incremento de N no solo nos sistemas com as leguminosas chegou a  $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , enquanto que no sistema sem qualquer leguminosa esse saldo foi de  $-20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Os sistemas com leguminosas, mesmo sem N mineral, adicionaram ao sistema 80 a 90% do C adicionado nos mesmos sistemas com adubação nitrogenada, ou seja, o uso de leguminosas resulta por si só em manutenção da sustentabilidade do sistema. Os resultados demonstraram ainda que aproximadamente 50% do N adicionado foi retido no solo sob semeadura direta, em comparação aos 33% retido

no solo em preparo convencional, ressaltando a importância da semeadura direta e do cultivo de leguminosas para a manutenção e/ou aumento do estoque de N no solo.

### 6.9 Balanço de fluxo de nitrogênio no sistema solo-planta

O balanço de fluxo do N foi negativo em todos os sistemas (Tabela 25), o que representa que, dentro do período de estudo, as saídas de N foram maiores que as entradas de N. Ressalta-se, entretanto, que no cálculo do balanço foram consideradas apenas as vias avaliadas de entrada e saída de N. A contabilização de outras vias de saída, e, principalmente, de entrada de N nos sistemas – caso da FBN –, resultaria em alterações significativas no balanço, podendo torná-lo até mesmo positivo.

Tabela 25. Balanço de fluxo de nitrogênio nos sistemas de produção no período decorrido entre maio de 2012 a abril de 2013.

Cultivo		Entradas de N <sup>1</sup>	Saídas de N dos sistemas					Balanço de fluxo de N
Out/Inv	Prim		Exp Sorgo	Exp Soja	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>3</sub>	N-N <sub>2</sub> O	
----- kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> -----								
Brac	Crot	13,6	-	163	21,4	19,0	9,33	-199 a
Brac	Milh	12,2	-	161	11,8	15,9	7,00	-184 b
Brac	S Forr	11,9	-	161	19,6	18,6	9,70	-197 ab
S Gran	Crot	13,7	17,9	161	24,2	12,1	4,43	-206 a
S Gran	Milh	12,3	18,2	158	12,0	10,6	2,00	-188 ab
S Gran	S Forr	12,0	22,6	154	18,4	12,4	1,18	-196 ab
B+SG	Crot	13,8	12,2	169	23,7	15,1	8,30	-215 a
B+SG	Milh	12,4	12,4	176	11,2	13,6	5,71	-206 a
B+SG	S Forr	12,2	19,0	161	23,9	13,1	5,04	-210 a

<sup>1</sup> Somatório do aporte de N pelas sementes utilizadas na semeadura, água da chuva e água de pulverização

Balanços positivos de N no sistema representam excedente de N e, comumente, estão associados a sistemas com aporte de N via fertilizantes. Altos valores de excedente de N, normalmente, são decorrentes de altas doses de adubação nitrogenada, seja ela orgânica ou mineral (KÜCKE; KLEEBERG, 1997; LIU et al., 2003; JU et al. 2006). A nível mundial, os maiores excedentes de N (> 160 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) são encontrados em regiões de agricultura intensiva e alto uso de fertilizantes nitrogenados, particularmente China e alguns países da União Europeia, como Holanda, Bélgica e Dinamarca (BOUWMAN et al., 2005). A quantidade excedente de N dá ideia da eficiência do uso dos fertilizantes nitrogenados (MISHIMA et al., 2010; ZHANG et al., 2013), bem como é um

método de predição de riscos ambientais (SCHRODER et al., 1996; PARRIS, 1998). Schleef e Kleihanss (1994) reportaram que um excedente anual de N de 100 kg N ha<sup>-1</sup> pode ser o limiar inferior a partir do qual se deve considerar a ocorrência de problemas de contaminação do solo e da água relacionados à lixiviação de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. No Brasil, estima-se balanço de N na agricultura varie de 0 a 80 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (BOUWMAN et al., 2005).

No presente estudo, as perdas de N provavelmente foram maiores do que as apresentadas (Tabela 25), uma vez que o N pode ser perdido do sistema solo-planta por outras vias, que incluem emissão de N<sub>2</sub>O pela parte aérea das plantas (SMART; BLOOM, 2001), emissão de N<sub>2</sub> e óxido nítrico (NO) a partir do solo (AKIYAMA et al., 2000; LIU et al., 2007), bem como lixiviação de N<sub>2</sub>O, como reportado por Clough et al. (2005), e compostos orgânicos de N dissolvido, que, em algumas situações, podem representar a maior parte do N perdido via lixiviação (QUALLS et al., 1991; CURRIE et al., 1996). O N pode ainda ser perdido via lixiviação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (COELHO et al., 2007; PIOVESAN et al., 2009). Todavia, a análise de algumas amostras da solução do solo não detectou a presença NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (dados não apresentados), podendo essa via de perda ser descartada.

Por outro lado, a FBN não foi mensurada, de modo que não se sabe a real entrada de N nos sistemas. No Brasil, as taxas de FBN, para a cultura da soja, variam de 109 a 250 kg ha<sup>-1</sup> N, o que representa de 70 a 85% do N total acumulado pelas plantas (BODDEY et al., 1990; HUNGRIA et al., 2006a). A exportação média de N pela cultura da soja na safra 2012/13 foi de 162,7 kg ha<sup>-1</sup> (Tabela 25), o que correspondeu a 74% do N presente na parte aérea da cultura por ocasião da colheita (considerando-se 100% o somatório do N exportado e do N remanescente na palhada da soja, que correspondeu a 57,8 kg ha<sup>-1</sup> - item 6.2.6). Pode-se então assumir que a entrada de N via fixação biológica na soja foi, no mínimo, equivalente às saídas de N via exportação pelos grãos. Assim, tal via de saída de N dos sistemas – que foi responsável, na média, por 81% do déficit de N – pode ser desconsiderada.

Os maiores déficits de N foram observados nos sistemas com o consórcio brachiaria + sorgo granífero cultivado no outono/inverno e/ou com a crotalária cultivada na primavera (Tabela 25). Tal resultado é decorrente das maiores perdas de N nas formas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>3</sub> e N<sub>2</sub>O ocorridas nesses sistemas. Nos sistemas com o consórcio, soma-se ainda a exportação de N via colheita do sorgo granífero.

As maiores perdas nos sistemas com crotalária, como discutido em itens anteriores, estão relacionadas à menor relação C/N e maior teor e acúmulo de N na parte aérea da mesma. Todavia, se considerarmos que 57% do N presente na parte aérea da crotalária provém da atmosfera (PERIN et al., 2004), a mesma teria injetado no sistema solo-planta, em média,  $87,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$  (Tabela 8), que se computado no cálculo, tornaria o balanço positivo nos sistemas com crotalária. Do mesmo modo, contabilizando-se o incremento anual de N (Tabela 24) como entrada de N nos sistemas brachiaria + sorgo granífero / milho e brachiaria + sorgo granífero / sorgo forrageiro, obtém-se valor positivo de balanço. Tem-se ainda o fato da quantidade de N na palhada da soja ter sido maior na safra 2012/13 do que na 2011/12, o que também poderia ser contabilizado como entrada de N.

Por outro lado, os menores déficits de N foram observados nos sistemas brachiaria / milho, brachiaria / sorgo forrageiro, sorgo forrageiro / milho e sorgo forrageiro / sorgo forrageiro (Tabela 25). Nestes sistemas, entretanto, o aporte de N via fixação biológica, se existiu, foi muito menor, de modo que o real déficit de N nesses sistemas é, muito provavelmente, maior do que nos demais. Tal suposição é reforçada pelo fato de que esses mesmos sistemas foram os únicos a apresentar valores negativos de incremento anual de N no solo (Tabela 24).

Um cálculo simples (Tabela 26), desconsiderando a exportação de N pela cultura da soja, e contabilizando o incremento anual de N no solo e o balanço de N da palhada, poderia dar ideia do balanço real de N no sistema solo-planta e facilitar o entendimento da discussão. Ter-se-ia assim, conforme acima comentado, saldo positivo de N nos sistemas com crotalária e/ou com o consórcio brachiaria + sorgo granífero. Nos sistemas com milho e sorgo forrageiro, entretanto, o balanço continuaria negativo. O déficit de N nos sistemas com milho, entretanto, diminuiria em decorrência da maior contribuição de N pela palhada da soja.

O estoque de N no solo, embora não contabilizado no balanço superficial de N, tem importante papel no mesmo, como constata-se em partes do continente Africano e no sudeste da Ásia. Nessas regiões, altos índices de eficiência de uso dos fertilizantes são suportados por decréscimo do estoque de N no solo, que se por hora representa balanço positivo de N no sistema, em longo prazo representa degradação do sistema (BOUWMAN et al., 2005).



Tabela 26. Estimativa do balanço de nitrogênio no sistema solo-planta.

Cultivos		Balanço de fluxo de N <sup>1</sup>	IAN Solo <sup>2</sup>	Balanço N Palhada <sup>3</sup>	Balanço N sistema solo- planta
Outono/Inverno	Primavera				
		----- kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> -----			
Brachiaria	Crotalária	-36,2	67,0	22,0	52,8
Brachiaria	Milheto	-22,5	-11,8	33,0	-1,3
Brachiaria	S Forrageiro	-35,9	-14,7	29,4	-21,2
S Granífero	Crotalária	-45,0	36,4	32,2	23,6
S Granífero	Milheto	-30,6	-12,1	41,2	-1,5
S Granífero	S Forrageiro	-42,5	-14,1	28,9	-27,7
Brac + S Gran	Crotalária	-45,4	61,1	26,1	41,8
Brac + S Gran	Milheto	-30,6	34,2	39,8	43,4
Brac + S Gran	S Forrageiro	-49,3	29,3	43,4	23,4

<sup>1</sup> Balanço de fluxo de N, desconsiderando-se como via de saída a exportação de N pela soja (Tabela 25)

<sup>2</sup> Incremento anual de N no solo, considerando-se a camada de 00-80 cm (Tabela 24)

<sup>3</sup> N acumulado na palhada da soja 2012/13 – N acumulado na palhada da soja 2011/12

Baixos valores de excedente de N (< 10 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), ou mesmo déficit de N no sistema, são decorrentes do baixo aporte de N ao sistema e/ou do uso intensivo do solo, conduzindo o sistema à condição de insustentabilidade (BOUWMAN et al., 2005). Assumindo-se como válidas as suposições feitas anteriormente, constata-se no presente estudo, que a inclusão em sistemas de produção do consórcio brachiaria + sorgo granífero e, principalmente, da crotalária como planta de cobertura, são alternativas eficazes para a manutenção da sustentabilidade do mesmo.

Ademais, desconsiderando-se as exportações de N pelos grãos (Tabela 25), constata-se que, em sistemas de produção sem adição de N via fertilizantes, e sob condições tropicais, a lixiviação é o processo responsável pela maior porcentagem do N perdido do sistema solo-planta (valor médio de 8,6%), seguido pela emissão de NH<sub>3</sub> pela palhada e parte aérea das plantas (valor médio de 6,8%) e pela emissão de N<sub>2</sub>O, que representou, na média, apenas 2,7% de todo N perdido do sistema solo-planta. Em estudo com arroz (*Oryza sativa* L.) cultivado sob regime de inundação, o que confere condições anaeróbias ao solo, as perdas de N via desnitrificação corresponderam a 32-40% das perdas totais do N adicionado via fertilizante, enquanto as perdas via lixiviação de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e volatilização de NH<sub>3</sub> variaram de 11 a 15% e 2,5 a 4,0% (ZHONG et al., 2009).

## 7. CONCLUSÕES

A inclusão de plantas com diferentes características quanto à produção de matéria seca e acúmulo de N resulta em significativas alterações na dinâmica do N no sistema solo-planta.

O cultivo da *brachiaria ruziziensis* resulta em maiores perdas de N via emissão de amônia pela palhada e parte aérea das plantas e emissão de óxido nitroso do que os cultivos do sorgo granífero e do consórcio *brachiaria ruziziensis* + sorgo granífero, sendo o maior acúmulo de N no tecido vegetal fator determinante.

O cultivo do consórcio *brachiaria ruziziensis* + sorgo granífero no período de outono/inverno mostra-se como boa opção para a rotação com soja, uma vez que resulta em incremento de N no solo. Ademais, não há qualquer prejuízo à produtividade de grãos do sorgo ou à massa de matéria seca da palhada.

O cultivo da crotalária em sistemas de produção, mesmo que resulte em aumento das perdas de N via lixiviação de nitrato, emissão de amônia pela palhada e pela parte aérea das plantas e emissão de óxido nitroso, é uma alternativa eficaz no manejo do N, uma vez que o aporte de N via fixação biológica é determinante para o balanço positivo do N no sistema.

O cultivo do sorgo forrageiro e, particularmente do milheto, ao invés da crotalária, resulta em menores perdas de N do sistema solo-planta. O cultivo do milheto pode até aumentar a produtividade da soja. Tais resultados, entretanto, parecem ser decorrentes do menor aporte de N por essas plantas e consequente consumo do N estocado no solo, o que em longo prazo pode representar riscos à sustentabilidade dos sistema.

De modo geral, em sistemas de produção sem adição de N via fertilizantes, e sob condições tropicais – desconsiderando-se as exportações de N pelos grãos –, a lixiviação é o processo responsável pela maior parte do N perdido do sistema solo-planta (8,6%), seguido pela emissão de  $\text{NH}_3$  pela palhada e parte aérea das plantas (6,8%) e pela emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  (2,7%).

## 8. REFERÊNCIAS

ABBASI, M. K.; ADAMS, W. A. Estimation of simultaneous nitrification and denitrification in grassland soil associated with urea-N using  $^{15}\text{N}$  and nitrification inhibitor. **Biology and Fertility of Soils**, n. 1, v. 31, p. 38–44, 2000.

AITA, C.; BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; GONÇALVES, C. N.; DA ROS, C. O. Plantas de cobertura de solo como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 1, p. 157-165, 2001.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P.; CHIAPINOTTO, I. C.; FRIES, M. R. Consorciação de plantas de cobertura antecedendo o milho em plantio direto. I – Dinâmica do nitrogênio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n. 4, p. 739-749, 2004.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 601-612, 2003.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Matéria orgânica do solo, nitrogênio e enxofre nos diversos sistemas de exploração agrícola. In: YAMADA, T.; ABDALLA, S. R. S.; VITTI, G. C. (Coord.). **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. 1. ed. Piracicaba: IPNI Brasil, 2007. p. 1-42.

AKIYAMA, H.; TSURUTA, H.; WATANABE, T. N<sub>2</sub>O and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers. **Chemosphere - Global Change Science**, v. 2, n. 3-4, p. 313-320, 2000.

ALLEN, A. G.; MACHADO, C. M. D; CARDOSO, A. A. Measurements and modeling of reactive nitrogen deposition in southeast Brazil. **Environmental Pollution**. v. 159, n. 5, p. 1190-1197, 2011.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements**. FAO Irrigation and Drainage. Paper no. 56. Rome: FAO, 1998. 396 p.

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 1, p. 189-197, 2001.

AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; AITA, C. Recomendação de adubação nitrogenada para o milho no RS e SC adaptada ao uso de culturas de cobertura do solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 1, p. 241-248, 2002.

AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDEZ, S. B.; BAYER, C. Culturas de cobertura, acúmulo de nitrogênio total no solo e produtividade do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 3, p. 679-686, 1999.

AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDEZ, S. B. Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio para milho em sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n.1, p. 179-189, 2000.

ANDRADE JÚNIOR, A. S.; SILVA, J. L.; BASTOS, E. A.; MACIEL, G. A.; RIBEIRO, V. Q. Coeficientes de cultura da braquiária em cultivo solteiro e consorciado com milho. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 39., 2010, Vitória. **Anais...** Vitória: SBEA, 2010. 1 CD-ROM.

ARAÚJO, E. S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L. H. 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**, v. 44, n. 7, p. 769-776, 2009.

ASMAN, W. A. H.; SUTTON, M. A.; SCHJORRING, J. K. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. **New Phytologist**, v. 139, n. 1, p. 27-48, 1998.

ASSMANN, J. M.; ANGHINONI, I.; MARTINS, A. P.; COSTA, S. E. V. G. A.; CECAGNO, D.; CARLOS, F. S.; CARVALHO, P. C. F. Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, n. 1, p. 52–59, 2014.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA. **Principais indicadores do setor de fertilizantes**. São Paulo: ANDA, 2012. Disponível em: <<http://www.anda.org.br/estatisticas.aspx>>. Acesso em: 02 jun. 2014.

ANDERSON, K. A.; DOWNING, J. A. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 176, n. 1-4, p. 351-374, 2006.

AULAKH, M. S.; DORAN, J. W.; WALTERS, D. T.; MOSIER, A. R.; FRANCIS, D. D. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. **Soil Science Society of America Journal**, v. 55, n. 4, p. 1020-1025, 1991.

AULAKH, M. S.; KHERA, T. S.; DORAN, J. W.; BRONSON, K. F. Denitrification, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> fluxes in rice-wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. **Biology and Fertility of Soils**, v. 34, n. 6, p. 375-389, 2001.

AULAKH, M. S.; RENNIE, D. A.; PAUL, E. A. The influence of plant residues on denitrification rates in conventional and zero-tilled soils. **Science Society of America Journal**, v. 48, n. 4, p. 790-794, 1984.

BAGGS, E. M., CHEBII, J., NDUFA, J. K., 2006. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. **Soil and Tillage Research**, v. 90, n. 1-2, p. 69-76, 2006.

BAGGS E. M.; PHILIPPOT L. Microbial Terrestrial Pathways to Nitrous Oxide. In: SMITH, K. (Coord.). **Nitrous Oxide and Climate Change**. London: Earthscan, 2010. p. 4-36.

BAGGS, E. M., REES, R. M., SMITH, K. A., VINTEN, A. J. A. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management**, v. 16, n. 2, p. 82-87, 2000.

BALDANI, V. L. D.; DÖBEREINER, J. Host plant specificity in the infection of cereals with *Azospirillum* spp. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 12, n. 4, p. 433-439, 1980.

BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P. Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage compaction and soil quality in Scotland. **Soil and Tillage Research**, v. 53, n. 1, p. 29-39, 1999.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, v. 41, n. 6, p. 379-388, 2005.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 54, n. 1-2, p. 101-109, 2000.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 1, p. 105-112, 1997.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Sistemas de manejo do solo e seus efeitos sobre o rendimento do milho. **Revista do Centro de Ciências Rurais**, v. 28, n.1, p. 23-28, 1998.

BAYER, C.; SPAGNOLLO, E.; WILDNER, L. P.; ERNANI, P. R.; ALBURQUEQUE, J. A. Incremento de carbono e nitrogênio num Latossolo pelo uso de plantas estivais para cobertura do solo. **Ciência Rural**, v. 33, n. 3, p. 469-475, 2003.

BEARE, M. H.; GREGORICH, E. G.; GEORGES, P. Compaction effects on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production during drying and rewetting of soil. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v. 41, n. 3, p. 611-621, 2009.

BERGAMASCHI, C., ROESCH, L. F. W., QUADROS, P. D., CAMARGO, F. A. O. Ocorrência de bactérias diazotróficas associadas a cultivares de sorgo forrageiro. **Ciência Rural**, v. 37, n. 3, p. 727-733, 2007.

BERGAMIN, A. C.; VENTUROSU, L. R.; SOUZA, F. R.; VITORINO, A. C. T. Manejo convencional do solo e semeadura direta com diferentes intervalos de dessecação do milho sobre o desenvolvimento inicial da soja. **Planta Daninha**, v. 31, n. 1, p. 137-146, 2013.

BERG, B. Nitrogen release from litter and humus in coniferus forest soil - a mini review. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 1, n 1-4., p. 359-369, 1986.

BOARETTO, R. M.; MATTOS JR., D.; QUAGGIO, J. A.; CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Absorption of <sup>15</sup>NH<sub>3</sub> volatilized from urea by Citrus trees. **Plant and Soil**, v. 365, n. 1-2, p. 283-290, 2013.

BODDEY, R. M.; HUNGRIA, M. Phenotypic grouping of Brazilian *Bradyrhizobium* strains which nodulate soybean. **Biology and Fertility of Soils**, v. 25, n. 4, p. 407-415, 1997.



BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; PERES, J. R.; SUHET, A. R.; NEVES, M. C. P. Quantification of the contribution of N<sub>2</sub> fixation to field-grown legumes: a strategy for the practical application of the <sup>15</sup>N isotope dilution technique. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 2, p. 649-655, 1990.

BOER, C. A.; ASSIS, R. L.; SILVA, G. P.; BRAZ, A. J. B. P.; BARROSO, A. L. L.; CARGNELUTTI FILHO, A.; PIRES, F. R. Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura na entressafra em um solo de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 9, p. 1269-1276, 2007.

BOUWMAN, A. F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 46, n. 1, p. 53-70, 1996.

BOUWMAN, A. F.; LEE, D. S.; ASMAN, W. A. H.; DENTENER, F.J.; VAN DER HOEK, K. W.; OLIVIER, J. G. J. A global high-resolution emission inventory for ammonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v.11, n. 4, p.561-587, 1997.

BOUWMAN, A. F.; VAN DRECHT, G.; VAN DER HOEK, K. W. Global and regional surface nitrogen balances in intensive agricultural production systems for the period 1970–2030. **Pedosphere**, v. 15, n. 2, p. 137-155, 2005.

BOWDEN, R. D.; STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soil in the northeastern United State. **Journal of Geophysical Research**, v. 95, n. D9, p. 13997-14005, 1990.

BRANDT, E. A.; SOUZA, L. C. F.; VITORINO, A. C. T.; MARCHETTI, M. E. Desempenho agrônômico de soja em função da sucessão de culturas em sistema plantio direto. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, n. 5, p. 869-874, set./out., 2006.

BREMNER, J. M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 49, n. 1, p. 7-16. 1997.

- BURLE, M. L.; MIELNICZUK, J.; FOCCHI, S. Effect of cropping systems on soil chemical characteristics, with emphasis on soil acidification. **Plant and Soil**, v. 190, n. 2, p. 309-316, 1997.
- CALONEGO, J. C.; ROSOLEM, C. A. Estabilidade de agregados do solo após manejo com rotações de culturas e escarificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1399-1407, 2008.
- CALONEGO, J. C.; ROSOLEM, C. A. Soybean root growth and yield in rotation with cover crops under chiseling and so-till. **European Journal of Agronomy**, v. 33, n. 3, p. 242-249, 2010.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Coord.). **Fertilidade do solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.
- CANTARELLA, H.; MATTOS JR. D.; QUAGGIO, J. A.; RIGOLIN, A. T. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 67, n. 3, p. 215-223, 2003.
- CASTOLDI, G.; PIVETTA, L. A.; ROSOLEM, C. A. Nitrogen budget in a soil-plant system after brachiaria grass desiccation. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 60, n. 2, p. 162-172, 2014.
- CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. **Agricultura e Aquecimento Global**. Boletim Informativo, SBCS, v. 23, p. 40-44, 2007.
- CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J. L.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N<sub>2</sub>O? A review. **Global Change Biology**, v. 13, n. 1, p. 1-17, 2007.
- CHEN, G. X.; CABRERA, M. L.; ZHANG, L.; WU, J.; SHI, Y.; YU, W. T.; SHEN, S. M. Nitrous oxide emissions from upland crop–soil systems in north eastern China. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 62, n. 3, p. 241-247, 2002.

CHEN, S. T.; HUANG, Y. Soil respiration and N<sub>2</sub>O emission in croplands under different ploughing practices, a case study in south-east China. **Australian Journal of Soil Research**, v. 47, n. 2, p. 198-205, 2009.

CLOUGH, T. J.; SHERLOCK, R. R.; ROLSTON, D. E. A review of the movement and fate of N<sub>2</sub>O in subsoils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 72, n. 1, p. 3-11, 2005.

COELHO, F. C.; RUIZ, H. A.; CANTARUTTI, R. B.; FRANÇA, G. E. Transporte de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em agregados de Latossolo Vermelho com e sem atividade biológica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 380-386, 2007.

CONAB - Companhia nacional de abastecimento. **Série Histórica de Produtividade**. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1252&>>. Acesso em: 08 jun. 2014.

COSTA, M. C. G.; VITTI, G. C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH<sub>3</sub> de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 631-637, 2003.

CRUTZEN, P. Atmospheric chemical processes of oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: DELWICHE, C. (Coord.). **Denitrification, Nitrification and Atmospheric N<sub>2</sub>O**. Chichester: Wiley, 1981. p. 17-44.

CUNHA, A. R.; MARTINS, D. Classificação climática para os municípios de Botucatu e São Manuel, SP. **Irriga**, v. 14, n. 1, p. 1-11, 2009.

CURRIE, W. S., ABER, J. D., MCDOWELL, W. H., BOONE, R. D., MAGILL, A. H. Vertical transport of dissolved organic C and N under long-term N amendments in pine and hardwood forests. **Biogeochemistry**, v. 35, n. 3, p. 471-505, 1996.

DALAL, R. C.; MAYER, R. J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. II. Total organic carbon and its rate

of loss from the soil profile. **Australian Journal of Soil Research**, v. 24, n. 2, p. 281-292, 1986.

DAMIN, V.; FRANCO, H. C. J.; MORAES, M. F.; FRANCO, A.; TRIVELIN, P. C. O. Nitrogen loss in *Brachiaria decumbens* after application of glyphosate or glufosinate-ammonium. **Scientia Agricola**, v. 65, n. 4, p. 402-407, 2008.

DAMIN, V.; TRIVELIN, P. C. O.; BARBOSA, T. G. Mineralização do nitrogênio da palhada de milho dessecado com herbicidas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 925-934, 2009.

D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 2, p. 179-186, 2004.

DA ROS, C. O.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; Volatilização de amônia com aplicação de uréia na superfície do solo, no sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 4, p. 799-805, 2005.

DAVIDSON, E. A. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: ROGERS, J. E., WHITMAN, W. B. (Coord.). **Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides, and Halomethanes**. Washington DC: American Society of Microbiology, 1991. p. 219-235.

DENTENER, F. J.; CRUTZEN, P. J. A three dimensional model of the global ammonia cycle. **Journal of Atmospheric Chemistry**, v. 19, n. 4, p. 331-369, 1994.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KÖGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. **Plant and Soil**, v. 268, n. 1, p. 319-328, 2005a.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil & Tillage Research**, v. 81, n. 1, p. 87-95, 2005b.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Comparison of CH<sub>4</sub> oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 28, n. 10-11, p. 1357-1365, 1996.

DRURY, C. F.; YANG, X. M.; REYNOLDS, W. D.; TAN, C. S. Influence of crop rotation and aggregate size on carbon dioxide production and denitrification. **Soil and Tillage Research**, v. 79, n. 1, p. 87-100, 2004.

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

DUKE, S. O.; HOAGLAND, R. E. Effects of glyphosate on metabolism of phenolic compounds. In: GROSSBARD, E.; ATKINSON, D. (Coord.). **The herbicide glyphosate**. London: Butterworths, 1985. p. 75-91.

DUXBURY, J. M.; BOULDIN, D. R.; TERRY, R. E.; TATE R. L. Emissions of nitrous oxide from soils. **Nature**, v. 298, p. 462-464, 1982.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 18. ed. Washington, DC: APHA, AWWA, WEF. 1993. p. 475-496.

EICHNER, M. J. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. **Journal of Environmental Quality**, v. 19, n. 2, p. 272-280, 1990.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos - CNPS. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: EMBRAPA-SP/EMBRAPA-CNPS, 2006. 412 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos - CNPS. **Manual de métodos de análises de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. 212 p.

ERNANI, P. R. **Disponibilidade de nitrogênio e adubação nitrogenada para a macieira**. Lages: Graphel, 2003. 76 p.

ERREBHI, M.; ROSEN, C. J.; GUPTA, S. C. BIRONG, D. E. Potato yield response and nitrate leaching as influenced by nitrogen management. **Agronomy Journal**, v. 90, n. 1, p. 10-15, 1998.

FARQUHAR, G. D.; FIRTH, P. M.; WETSELAAR, R.; WEIR, B. On the gaseous exchange of ammonia between leaves and the environment: determination of the ammonia compensation point. **Plant Physiology**, v. 66, n. 4, p. 710-714, 1980.

FENILLI, T. A. B.; REICHARDT, K.; TRIVELIN, P. C. O.; FAVARIN, J. L. Volatilization of ammonia derived from fertilizer and its re-absorption by coffee plants. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 38, n. 13-14, p. 1741-1751, 2007.

FERNANDES, F. C. S.; LIBARDI, P. L.; CARVALHO, L. A. Internal drainage and nitrate leaching in corn-black oatcorn succession with two split nitrogen applications. **Scientia Agricola**, v. 63, n. 5, p. 483-492, 2006.

FERNANDES, F. C. S.; LIBARDI, P. L. Drenagem interna e lixiviação de nitrato em um Latossolo sob sucessão milho-braquiária-milho, com diferentes doses de nitrogênio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1163-1173, 2009.

FERREIRA, D. F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In: Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade internacional de Biometria, 45., 2000, São Carlos. **Programa e resumos...** São Carlos: UFSCar, 2000. p. 255-258.

FERREIRA, M. C.; HUNGRIA, M. Recovery of soybean inoculants strains from uncropped soils in Brazil. **Field Crops Research**, v. 79, n. 2-3, p. 139-152, 2002.

FILLERY, I. R. P. Plant-based manipulation of nitrification in soil: a new approach to managing N loss? **Plant and Soil**, v. 294, n. 1-2, p. 1-4, 2007.

FONTOURA, S. M. V.; BAYER, C. Ammonia volatilization in no-till system in the south-central region of the state of Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1677-1684, 2010.

FRANCHINI, J. C.; CRISPINO, C. C.; SOUZA, R. A.; TORRES, E.; HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various tillage and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 92, n. 2, p. 18-29, 2007.

FREIXO, A. A.; MACHADO, P. L. O. A.; GUIMARÃES, C. M.; SILVA, C. A.; FADIGAS, F. S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 2, p. 425-434, 2002.

FRENEY, J. R.; SIMPSON, J. R.; DENMEAD, O. T. Volatilization of ammonia. In: FRENEY, J. R.; SIMPSON, J. R. (Coord.). **Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems**. The Hague: Martinus Nijhoff, 1983. p. 1-32.

GAJ, R.; BALLALLOUI, N. Evaluation of phosphorus and nitrogen balances as an indicator for the impact of agriculture on environment: A comparison of a case study from Poland and Mississippi US. **Agricultural Sciences**, v. 3, n. 2, p. 317-329, 2012.

GHIRBERTO, P. J.; LIBARDI, P. L.; BRITO, A. S.; TRIVELIN, P. C. O. Nitrogen fertilizer leaching in an Oxisol cultivated with sugarcane. **Scientia Agricola**, v. 68, n. 1, p. 86-93, 2011.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; VENDRUSCOLO, E. R. O.; CUBILLA, M.; NICOLOSO, R. S., FRIES, M. R. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 32, p. 325-334, 2003.

GLIMOUR, J. T.; NORMAN, R. J.; MAUROMOUSTAKOS, A.; GALE, P. M. Kinetics of crop residue decomposition: variability among crops and years. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, n. 3, p. 750-755, 1998.

GOES, R. J.; RODRIGUES, R. A. F.; ARF, O.; ARRUDA, O. G.; VILELA, R. G. Fontes e doses de nitrogênio em cobertura, no sorgo granífero na safrinha. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 10, n. 2, p. 121-129, 2011.

GOMES, J. A.; BAYER, C.; COSTA, F. S. C.; PICOLLO, M. C., ZANATA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. **Soil and Tillage Research**, v. 106, n. 1, p. 36-44, 2009.

GONÇALVES, C. N.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. Sucessões de culturas com plantas de cobertura e milho em plantio direto e sua influência sobre o nitrogênio do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 1, p. 153-159, 2000.

GOULDING, K. W. T. Nitrogen deposition to land from the atmosphere. **Soil Use and Management**, v. 6, n. 2, p. 61-63. 1990.

GRANLI, T.; BØCKMAN, O. C. Nitrous oxide from agriculture. Norway: Agricultural University of Norway, 1994. 128 p. (**Norwegian Journal of Agricultural Science**, n. 12)

HANSEN, S., BERNARD, M., ROCHETTE, P., W. HALEN, J. K., DÖRSCH, P. Nitrous oxide emissions from a fertile grassland in Western Norway following the application of inorganic and organic fertilizers. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 98, n. 1, p. 71-85, 2014.



HAYASHI, K.; YAN, X. Y. Airborne nitrogen load in Japanese and Chinese agroecosystems. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 56, n. 1, p. 2-18, 2010.

HOLTAN-HARTWIG, L.; BOCKMAN, O. C. Ammonia exchange between crops and air. Norway: Agricultural University of Norway, 1994. 41 p. (**Norwegian Journal of Agricultural Science**, n. 14)

HORVATHY NETO, A.; SILVA, A. G.; TEIXEIRA, I. R.; SIMON, G. A.; ASSIS, R. L.; ROCHA, V. S. Consórcio sorgo e braquiária para produção de grãos e biomassa na entressafra. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, suplemento, p. 743-749, 2012.

HUANG, J.; CHEN, Y.; SUI, P.; NIE, S.; GAO, W. Soil nitrous oxide emissions under maize-legume intercropping system in the North China Plain. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 13, n. 6, 1363-1372, 2014.

HUANG, Y.; ZOU, J. W.; ZHENG, X. H.; WANG, Y. S.; XU, X. K. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 6, p. 973-981, 2004.

HUMPHREYS, L.R. The maintenance of soil fertility I. Nitrogen and organic matter. In: **Tropical forages: Their role in sustainable agriculture**, 1994. p. 23-72.

HUNGRIA, M.; CAMPO, R. J.; MENDES, I. C.; GRAHAM, P. H. Contribution of biological nitrogen fixation to the N nutrition of grain crops in the tropics: the success of soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) in South America. In: SINGH, R.P.; SHANKAR, N.; JAIWAL, P.K. (Coord.). **Nitrogen nutrition in plant productivity**. Houston: Studium Press, 2006a. p. 43-93.

HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; CAMPO, R. J.; CRISPINO, C. C.; MORAES, J. Z.; SIBALDELLI, R. N. R.; MENDES, I. C.; ARIHARA, J. Nitrogen nutrition of soybean in Brazil: Contributions of biological N<sub>2</sub> fixation and of N fertilizer to grain yield. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 86, n. 4, p. 927-939, 2006b.

HUNGRIA, M.; VARGAS, M. A. T. Environmental factors affecting N<sub>2</sub> fixation in grain egumes in the tropics, with an emphasis on Brazil. **Field Crops Research**, v. 65, n. 2-3, p. 151-164, 2000.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Fourth Assessment Report: Climate Change 2007**. Disponível em:

<[http://www.grida.no/publications/other/ipcc\\_tar/](http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/)>. Acesso em: 22 jun. 2014.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Japan: IGES, 2006.

JACINTHE, P. A.; DICK, W. A. Soil Management and nitrous oxide emissions from cultivated fields in southern Ohio. **Soil and Tillage Research**, v. 41, n. 3-4, p. 221-235, 1997.

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, n. 2, p. 161-173, 2008.

JANTALIA, C. P.; TÁRRE, R. M.; MACEDO, R. O.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Acumulação de carbono no solo em pastagens de *Brachiaria*. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Coord.). **Manejo de sistemas agrícolas: impactos no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre: Gênese, 2006. p. 157-170.

JANZEN, H. H.; MCGINN, S. M. Volatile loss of nitrogen during decomposition of legume green manure. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 23, n. 3, p. 291-297, 1991.

JARVIS, S. C. Future trends in nitrogen research. **Plant and Soil**, v. 181, p. 47-56, 1996.

JARVIS, S. C.; STOCKDALE, E. A.; SHEPHERD, M. A.; POWLSON, D. S. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurement. **Advances in Agronomy**, v. 57, p. 187-235, 1996.

JIANG, H.; EGLI, D. B. Shade induced changes in flower and pod number and flower and fruit abscission in soybean. **Agronomy Journal**, v. 85, n. 2, p. 221-225, 1993.

JU, X. T.; KOU, C. L.; ZHANG, F. S.; CHRISTIE, P. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain. **Environmental Pollution**, v. 143, n. 1, p. 117-125, 2006.

JU, X. T.; LU, X.; GAO, Z. L.; CHEN, X. P.; SU, F.; KOGGE, M.; ROMHELD, V.; CHRISTIE, P.; ZHANG, F. S. Processes and factors controlling N<sub>2</sub>O production in an intensively managed low carbon calcareous soil under sub-humid monsoon conditions. **Environment Pollution**, v. 159, n. 4, p. 1007-1016, 2011.

KHALIL, M. I.; BAGGS, E. M. CH<sub>4</sub> oxidation and N<sub>2</sub>O emissions at varied soil waterfilled pore spaces and headspace CH<sub>4</sub> concentrations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 10, p. 1785-1794, 2005.

KHALIL, K.; MARY, B.; RENAULT, P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O<sub>2</sub> concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 4, p.687–699, 2004.

KINNEY, C. A.; MANDERNACK, K. W.; MOSIER, A. R. Laboratory investigations into the effects of the pesticides mancozeb chlorothalonil and prosulfuron on nitrous oxide and nitric oxide production in fertilized soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.37, n. 5, p. 837-850, 2005.

KNOBLAUCH, R.; ERNANI, P. R.; WALKER, T. W.; KRUTZ, L. J.; VARCO, J. J.; GATIBONI, L. C.; DESCHAMPS, F. C. Volatilização de amônia em solos alagados influenciada pela forma de aplicação de ureia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 3, p. 813-821, 2012.

KIEHL, J. C. Nitrogênio: Dinâmica e disponibilidade no solo. In: KIEHL, J. C. **Curso de atualização em fertilidade do solo**. Campinas: Fundação Cargill, 1987. p. 139-157.

KÜCKE, M.; KLEEBERG, P. Nitrogen balance and soil nitrogen dynamics in two áreas with different soil, climatic and cropping conditions. **European Journal of Agronomy**, v. 6, n. 1-2, p. 89-100, 1997.

LAGREID, M.; BOCKMAN, OC.; KAARSTRAD, O. **Agriculture fertilizers and the environment**. Wallingford: CABI Publishing, 1999. 294 p.

LAL, R.; FOLLETT, R. F.; KIMBLE, J.; COLE, C. V. Managing U.S. cropland to sequester carbon in soil. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 54, n. 1, p. 374-381, 1999.

LANE, D. R.; BASSIRIRAD, H. Differential responses of tallgrass prairie species to nitrogen loading and varying rations of  $\text{NO}_3^-$  to  $\text{NH}_4^+$ . **Functional Plant Biology**, v. 29, n. 10, p. 1227-1235, 2002.

LARA CABEZAS, W. A. R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; SANTANA, D. G. Influência da cultura antecessora e da adubação nitrogenada na produtividade de milho em sistema plantio direto e solo preparado. **Ciência Rural**, v. 34, n. 4, p. 1005-1013, 2004.

LARA CABEZAS, W. A. R.; KORNDORFER, G. H.; MOTTA, S. A. Volatilização de N- $\text{NH}_3$  na cultura de milho: I. Efeito da irrigação e substituição parcial da uréia por sulfato de amônio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 481-487, 1997.

LARA CABEZAS, W. A. R.; SOUZA, M. A. Volatilização de amônia, lixiviação de nitrogênio e produtividade de milho em resposta à aplicação de misturas de uréia com sulfato de amônio ou gesso agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2331-2342, 2008.

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

LA SCALA JUNIOR, N.; LOPES, A.; SPOKAS, K.; ARCHER, D. W.; REICOSKY, D. First-order decay models to describe soil C-CO<sub>2</sub> loss after rotary tillage. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 5, p. 650-657. 2009.

LAURIÈRE, C.; DAUSSAND, J. Identification of the ammonium dependent isoenzymes of glutamine dehydrogenase as the form induced by senescence or darkness stress in the first leaf of wheat. **Physiologia Plantarum**, v. 58, n. 1, p. 89-92, 1983.

LECO CORPORATION. **TruSpec CHN/CHNS Carbon/Hydrogen/Nitrogen/Sulfur Determinators**: Instruction Manual. 1. ed. St JOSEPH, 2011. 532 p.

LIU, C.; YU, J.; KENDY E.; Groundwater exploitation and its impact on the environment in the North China Plain. **Water International**, v. 26, n. 2, p. 265-272, 2001.

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N<sub>2</sub>O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 9, p. 2362-2370, 2007.

LIU, X.; JU, X.; ZHANG, F.; PAN, J.; CHRISTIE, P. Nitrogen dynamics and budgets in a winter wheat–maize cropping system in the North China Plain. **Field Crops Research**, v. 83, n. 2, p. 111-124, 2003.

LIU, X.; JU, X.; ZHANG, Y.; HU, C.; KOPSCH, J.; FUSUO, Z. Nitrogen deposition in agroecosystems in the Beijing area. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 113, n. 1-4, p. 370-377, 2006.

LI, X., HU, C., DELGADO, J. A., ZHANG, Y., OUYANG, Z. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north china plain. **Agricultural Water Management**, v. 89, n. 1-2, p. 137-147, 2007.

LOGSDON, S. D.; KASPAR, T. C.; MEEK, D. W.; PRUEGER, J. H. Nitrate leaching as influenced by cover crops in large soil monoliths. **Agronomy Journal**, v. 94, n. 4, p. 807-814, 2002.

LORD, E. I.; SHEPHERD, M. A. Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. **European Journal of Soil Science**, v. 44, n. 3, p. 435-449, 1993.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 1, p. 175-187, 2004.

MANDERSCHIED, R.; SCHAAF, S.; MATTSSON, M.; SCHJOERRING, J. K. Glufosinate treatment of weeds results in ammonia emission by plants. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 109, n. 1-2, p. 129-140, 2005.

MÁRQUEZ, T. C. L. L. S. M.; VASCONCELLOS, C. A.; PEREIRA FILHO, I.; FRANÇA, G. E.; CRUZ, J. C. Envolvimento de dióxido de carbono e mineralização do nitrogênio em Latossolo vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 3, p. 581-589, 2000.

MARIANO, E.; TRIVELIN, P. C. O.; VIEIRA, M. X.; LEITE, J. M.; OTTO, R.; FRANCO, H. C. J. Ammonia losses estimated by an open collector from urea applied to sugarcane straw. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 411-419, 2012.

MARTHA JÚNIOR, G. B.; CORSI, M.; TRIVELIN, P. C. O.; VILELA, L.; PINTO, T. L. F.; TEIXEIRA, G. M.; MANZONI, C. S.; BARIONI, L. G. Perda de amônia por volatilização em pastagem de capim-tanzânia adubada com uréia no verão. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 33, n. 6, p. 2240-2247, 2004.

MARTIN, J. P.; CHAPMAN, H. D. Volatilization of ammonia from surface-fertilized soils. **Soil Science**, v.71, n. 1, p. 25-34, 1951.

MARTÍNEZ-ROMERO, E.; SEGOVIA, E.; MERCANTE, F. M.; FRANCO, A. A.; GRAHAM, P. H.; PARDO, M. A. *Rhizobium tropici*, a novel species nodulating *Phaseolus vulgaris* L. beans and *Leucaena* sp. trees. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 41, n. 3, p. 417-426, 1991.

MATEUS, G. P.; CRUSCIOL, C. A. C.; BORGHI, E.; PARIZ, C. M.; COSTA, C., SILVEIRA, J. P. F. Adubação nitrogenada de sorgo granífero consorciado com capim em sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1161-1169, 2011.

MATTOS JUNIOR.; D., ALVA, A. K.; GRAETZ, D. A.; PARAMASIVAM, S. Nitrogen volatilization and mineralization in a sandy soil of Florida under citrus. **Comm Soil Sci Plant Anal**, 34(13- 4):1803-1824, 2003.

MATTSSON, M.; HUSTED, S.; SCHJOERRING, J. K. Influence of nitrogen nutrition and metabolism on ammonia volatilization in plants. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 5, n. 1, p. 35-40, 1998.

MEISINGER, J. J.; HARGROVE, W. L.; MIKKELSEN, R. L.; WILLIAMS, J. R.; BENSON, V. W. Effects of cover crops on groundwater quality. In: HARGROVE, W. L. (Coord.). **Cover crops for clean water**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society of America. 1991. p. 57-68.

MENDES, I. C.; HUNGRIA, M.; VARGAS, M. A. T. Soybean response to starter nitrogen and *Bradyrhizobium* inoculation on a Cerrado oxisol under no-tillage and conventional tillage systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 1, p. 81-87, 2003.

MENDOZA, A. P.; BOECKXB, P. F.; MICELI, F. G.; CLEEMPUT, O. V.; DENDOOVEN, L. Influence of water regime and N availability on the emission of nitrous oxide and carbon dioxide from tropical semi-arid soils of Chiapas Mexico. **Journal of Arid Environments**, v. 64, n. 1, p. 137-151, 2006.

MENG, L.; DING, W. X.; CAI, Z. C. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N<sub>2</sub>O emissions soil quality and crop production in a sandy loam soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 11, p. 2037-2045, 2005.

MELLILO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, v. 63, n. 3, p. 621-626, 1982.

MERLIN, A.; HE, Z. L.; ROSOLEM, C. A. Ruzigrass affecting soil-phosphorus availability. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 12, p. 1583-1588, 2013.

MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F.; DEBARBA, L. Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. In: CURI, N.; MARQUES, J. J.; GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; LOPES, A. S.; ALVAREZ V., V. H. (Coord.). **Tópicos em ciência do solo**. 3. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. p. 209-248.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F. A. O. (Coord.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 1-8.

MIKHAILOVA, E. A.; BRYANT, R. B.; VASSENEV, I. I.; SCHWAGER, S. J.; POST, C. J. Cultivation effects on soil carbon and nitrogen contents at depth in the Russian Chernozem. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 2, p. 738-745, 2000.

MILLAR, N.; BAGGS, E. M. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N<sub>2</sub>O emissions after their addition to soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 6, p. 935-943, 2004.

MILLAR, N.; NDUFA, J. K.; CADISCH, G.; BAGGS, E. M. Nitrous oxide emissions following incorporation of improved-fallow residues in the humid tropics. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 18, n. 1, p. 1-9, 2004.



MISHIMA, S.; ENDO, A.; KOHYAMA, K. Nitrogen and phosphate balance on crop production in Japan on national and prefectural scales. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, v. 87, n. 2, p. 159-173, 2010.

MOHR, R. M.; JANZEN, H. H.; ENTZ, M. H. Nitrogen dynamics under greenhouse conditions as influenced by method of alfalfa termination. 1. Volatile N losses. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 78, n. 2, p. 253-259, 1998.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2. ed. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

NELSON, D. W. (Coord.). **Nitrogen in Agricultural Soils**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 327-363.

OCHSNER, T. E.; ALBRECHT, K. A.; SCHUMACHER, T. W.; BAKER, J. M.; BERKEVICH, R. J. Water balance and nitrate leaching under corn in cura clover living mulch. **Agronomy Journal**, v. 102, p. 1169-1178, 2010.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. A.; MARCIANO, C. R.; MORAES, S. A. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 1, p. 171-180, 2001.

OLIVEIRA, P. P. A.; TRIVELIN, P. C. O.; ALVES, A. C.; LUZ, P. H. C.; HERLING, V. R. **Métodos para avaliar as perdas de nitrogênio por volatilização da superfície do solo e por emissão de amônia pela folhagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2008. 41 p. (Boletim, 16)

OORTS, K.; MERCKX, R.; MERCKX, R.; LABREUCHE, J.; NICOLARDOT, B. Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. **Soil and Tillage Research**, v. 95, n. 1-2, p. 133-148, 2007.

ORIGINLAB. 2002. **Scientific graphing and Analysis Software**. Version 7. OriginLab Corporation, Northampton, MA 01060.

PARR, J. F.; PAPENDICK, R. J. Factors affecting the decomposition of crop residues by microorganisms. In **Crop Residue Management Systems**. Madison: American-Society of Agronomy, 1978. p. 101-129.

PARRIS, K. Agricultural nutrient balances as agri- environmental indicators: An OECD perspective. **Environmental Pollution**, v. 102, n. 1, suplemento1, 219-225, 1998.

PARTON, W. J.; MORGAN, J. A.; ALTENHOFEN, J. M.; HARPER, L. A. Ammonia volatilization from spring wheat plants. **Agronomy Journal**, v.80, n.3, p.419-425, 1988.

PAULA, R. A.; CORRÊA, R. S.; COTTA, T. P. Lixiviação de nitrato de um substrato minerado tratado com lodo de esgoto doméstico. **Bragantia**, v. 70, n. 1, p.104-112, 2011.

PAUSTIAN, K.; COLLINS, H. P.; PAUL, E. A. Management controls on soil carbon. In: PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T.; COLE, C. V. (Coord.). **Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America**. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 15-49.

PAVINATO, A.; AITA, C.; CERETTA, C. A.; BEVILAQUA, G. P. Resíduos culturais de espécies de inverno e o rendimento de grãos de milho no sistema de cultivo mínimo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 29, n. 9, p. 427-432, 1994.

PAYTON, M. E.; MILLER, A. E.; RAUN, W. R. Testing statistical hypotheses using standard error bars and confidence intervals. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 31, n. 5-6, p. 547-551, 2000.

PELEGRIN, R.; MERCANTE, F. M.; OTSUBO, I. M. N.; OTSUBO, A. A. Resposta da cultura do feijoeiro à adubação nitrogenada e à inoculação com rizóbio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 219-226, 2009.

PEREGO, A.; BASILE, A.; BONFANTE, A.; MASCELLIS, R.; TERRIBILE, F.; BRENNNA, S.; ACUTIS, M. Nitrate leaching under maize cropping systems in Po Valley (Italy). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 147, p. 57- 65, 2012.

PEREIRA, A. A.; HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; KASCHUK, G.; CHUEIRE, L. M. O.; CAMPO, R. J.; TORRES, E. Variações qualitativas e quantitativas na microbiota do solo e na fixação biológica do nitrogênio sob diferentes manejos com soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1397-1412, 2007.

PERIN, A.; SANTOS, R. H. S.; URQUIAGA, S. C.; GUERRA, J. G. M.; CECON, P. R. Produção de fitomassa, acúmulo de nutrientes e fixação biológica de nitrogênio por adubos verdes em cultivo isolado e consorciado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 1, p. 35-40, 2004.

PIOVESAN, R. P.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V.; REISSMANN, C. B. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n. 4, p. 757-766, 2009.

PIVETTA, L. A.; CASTOLDI, G.; SANTOS, G. P.; ROSOLEM, C. A. Crescimento e atividade de raízes de soja em função do sistema de produção. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 11, p. 1547-1554, 2011.

PORTUGAL, A. F.; ROCHA, V. S.; SILVA, A. G.; PINTO, G. H. F.; PINA-FILHO, O. C. Fenologia de cultivares de sorgo no período de verão e rebrota na safrinha. **Revista Ceres**, v. 50, n. 289, p. 325-336, 2003.

PRANDO, M. B., OLIBONE, D., OLIBONE, A. P. E., ROSOLEM, C. A. Infiltração de água no solo sob escarificação e rotação de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 693-700, 2010.

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. C.; CORRÊA, L. A.; SILVA, A. G.; CANTARELLA, H. Lixiviação de nitrato em pastagem de *coastcross* adubada com nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 683-690, 2006.

PURCELL, L. C.; SINCLAIR, T. R.; MCNEW, R. W. Drought avoidance assessment for summer annual crops using long-term weather data. **Agronomy Journal**, v. 95, n. 6, p. 1566-1576, 2003.

QUALLS, R. G.; HAINES, B. L.; SWANK, W. T. Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. **Ecology**, v. 72, n. 1, p. 254-266, 1991.

QUINTINO, A. C.; ALMEIDA, R. G.; ABREU, J. G.; MACEDO, M. C. M.; ARANHA, A. S. Produtividade da soja em condições de sombreamento em sistemas de integração. In: *Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável: 10 anos de Pesquisa*, 1., 2010, Campo Grande. **Anais...** Dourados: EMBRAPA CNPGC, 2010. 1 CD-ROM.

RAGSTER, L. E.; CHRISPPEELS, M. J. Autodigestion in crude extracts of soybean leaves and isolated chloroplasts as a measure of proteolytic activity. **Plant Physiology**, v. 67, n. 1, p.104-109, 1981.

RAIJ, B.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

RAMOS JUNIOR, E. U.; MACHADO, R. A. F.; OLIBONE, D.; CASTOLDI, G.; RAMOS, B. M. Crescimento de plantas de cobertura sob déficit hídrico. **Semina**, v. 34, n. 1, p. 47-56, 2013.

RAMOS, M. G.; VILLATORO, M. A. A.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Quantification of the contribution of biological nitrogen fixation to tropical green manure crops and the residual benefit to a subsequent maize crop using <sup>15</sup>N-isotope techniques. **Journal of Biotechnology**, v. 91, n. 2-3, p. 105-115, 2001.

RANA, G.; MASTRORILLI, M. Ammonia emissions from fields treated with green manure in a Mediterranean climate. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 90, n. 4, p. 265-274, 1998.

RANELLS, N. N.; WAGGER, M. G. Nitrogen-15 recovery and release by rye and crimson clover cover crops. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 3, p. 943-948, 1997.

REICHARDT, K.; LIBARDI, P. L.; MEIRELLES, N. M. F.; FERREYRA, F. F. H.; ZAGATTO, E. A. G.; MATSUI, E. Extração e análise de nitratos em solução de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 1, p. 130-132, 1977.

REIS, V. M.; OLVEIRA, A. L. M.; BALDINI, V. L. D.; OLIVARES, F. L.; BALDINI, J. I. Fixação biológica de nitrogênio simbiótica e associativa. In: FERNANDES, M. S. (Coord.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 153-174.

RIGON, J. P. G. **Emissão de gases de efeito estufa em áreas de sistema semeadura direta com aportes diferenciados de carbono e nitrogênio**. 2013. 98 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2013.

RITCHIE, J. T. Soil water balance and plant water stress. In: TSUJI, G. Y., HOOGENBOOM, G., THORNTON, P. K. (Coord.). **Understanding Options for Agricultural Production**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1998. p. 41-54.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BELANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PREVOST, D.; LEVESQUE, G. Emissions of N<sub>2</sub>O from alfalfa and soybeans crops in Eastern Canada. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 2, p. 493-506, 2004.

ROJAS, C. A. L.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; WEBER, M. A.; VIEIRO, F. Volatilização de amônia da ureia alterada por sistemas de preparo de solo e plantas de

cobertura invernaís no Centro-Sul do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 1, p. 261-270, 2012.

ROSECRANCE, R. C.; McCARTY, G. W.; SHELTON, D. R.; TEASDALE, J. R. Denitrification and N mineralization from hairy vetch (*Vicia villosa* Roth) and rye (*Secale cereale* L.) cover crop monocultures and bicultures. **Plant and Soil**, v. 227, n. 1-2, p. 283-290, 2000.

ROSOLEM, C. A. Ecofisiologia da soja. In: SUZUKI, S. et al. (Coord.). **Boletim de Pesquisa de Soja 2006**. Rondonópolis: Fundação MT, 2006. p. 41-51.

ROSOLEM, C. A.; PACE, L.; CRUSCIOL, C. A. C. Nitrogen management in maize cover crop rotations. **Plant and Soil**, v. 264, n. 1-2, p. 261-271, 2004.

RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHIMIDT, G.; BUEGGER, F.; MUNCH, J. C. Emission of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 2, p. 263-274, 2006.

SAHRAWAT, K. L.; KEENEY, D. R. Nitrous oxide emission from soils. **Advances in Soil Science**, v. 4, p. 103-148, 1986.

SAINZ ROZAZ, H. R.; ECHEVERRIA, H. E.; BARBIERI, P. A. Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. **American Society of Agronomy**, v. 96, n. 6, p. 1622-1631, 2004.

SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; DICK, W. A.; LAL, R.; VENZKE FILHO, S. P.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. J. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, n. 5, p. 1486-1499, 2001.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, L. H. Mineralização e absorção por milho do nitrogênio do solo, da palha de milho (<sup>15</sup>N) e da uréia (<sup>15</sup>N). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 17, n. 3, p. 423-429, 1993.

SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A.; RAMPAZZO, C. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. **Ciência Rural**, v. 33, n. 1, p. 65-70, 2003a.

SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A.; RAMPAZZO, C. Volatilização de N-NH<sub>3</sub> em decorrência da forma de aplicação de uréia, manejo de resíduos e tipo de solo, em laboratório. **Ciência Rural**, v. 33, n. 4, p. 687-692, 2003b.

SANTI, A.; AMADO, T. J. C.; ACOSTA, J. A. A. Adubação nitrogenada na aveia preta. I - Influência na produção de matéria seca e ciclagem de nutrientes sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 6, p. 1075-1083, 2003.

SCHJOERRING, J. K.; HUSTED, S.; MATTSON, M. Physiological parameters controlling plant-atmospheric ammonia exchange. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 3, p. 491-498, 1998.

SCHJOERRING, J. K.; MATTSSON, M. Quantification of ammonia exchange between agricultural cropland and the atmosphere: Measurements over two complete growth cycles of oilseed rape, wheat, barley and pea. **Plant and Soil**, v. 228, n. 1, p. 105-115, 2001.

SCHLEEF, K. H.; KLEIHANSS, W. **Mineral Balance in Agriculture in the EU**. Braunschweig: Institute of Farm Economics, Federal Agricultural Research Centre. 1994.

SCHLESINGER, W. H.; HARTLEY, A. E. 1992. A global budget for atmospheric NH<sub>3</sub>. **Biogeochemistry**, v. 15, n. 3, p. 191-211, 1992.

SCHNEIDER, U.; HAIDER, K. Denitrification and nitrate leaching losses in an intensively cropped Watershed. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 155, n. 2, p. 135-141, 1992.

SCHRODER, J. J.; VAN ASPEREN, P.; VAN DONGEN, G. J. M.; WIJNANDS, F. G. Nutrient surpluses on integrated arable farms. **European Journal of Agronomy**, v. 5, n. 3-4, p. 181-191, 1996.

SENTEK. 2009. **Diviner 2000: user guide version 1.5**. Stepney: Sentek Pty Ltd. Disponível em: <[http://www.fondriest.com/pdf/sentek\\_diviner\\_manual.pdf](http://www.fondriest.com/pdf/sentek_diviner_manual.pdf)>. Acesso em: 20 fev. 2014.

SEXTON, B. T.; MONCRIEF, J. F.; ROSEN, C. J.; GUPTA, S. C.; CHENG, H. H. Optimizing nitrogen and irrigation inputs for corn based on nitrate leaching and yield on a course-textured soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, n. 5, p. 983-992, 1996.

SHAW, R. D.; TRIMBEE, A. M.; MINTY, H.; FRICKER, H.; PREPAS, E. E. Atmospheric deposition of phosphorus and nitrogen in central Alberta with emphasis on Narrow Lake. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 43, n. 1-2, p. 119-134, 1989.

SILGRAM, M.; SHEPHERD, M. A. The effects on cultivation of soil nitrogen mineralization. **Advances Agronomy**, v. 65, p. 267-311, 1999.

SILVA, E. D.; MURAOKA, T.; BUZETTI, S.; ESPINAL, F. S. C.; TRIVELIN, P. C. O. Utilização do nitrogênio da palha de milho e de adubos verdes pela cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2853-2861, 2008, Número Especial.

SILVA, I. F., MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados de solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 21, p. 113-117, 1997.

SILVA, J. C.; RODRIGUES, R. A. F.; GERLACH, G. A. X.; MULLER, R. V. Fontes e doses de nitrogênio em cobertura na cultura do sorgo granífero em Selvíria, MS. In: CONGRESSO NACIONAL DE MILHO E SORGO, 29., 2012, Águas de Lindóia. **Anais...** Sete Lagoas: ABMS, 2012. 1 CD-ROM.



SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. J.; VENZKE FILHO, S. P.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). II - emissões de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 1023-1029, 2009.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional and zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 76, n. 1, p. 39-58, 2004.

SKIBA, U.; BALL, B. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. **Soil Use and Management**, v. 18, n. 1, p. 56-60, 2002.

SMART, D. R.; BLOOM, A. J. Wheat leaves emit nitrous oxide during nitrate assimilation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 14, p. 7875-7878, 2001.

SOGBEDJI, J. M.; VAN ES, H. M.; YANG, C. L.; GEOHRING, L. D.; MAGDOFF, F. R. Nitrate leaching and nitrogen budget as affected by maize nitrogen rate and soil type. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 6, p. 1813-1820, 2000.

SOLTANI, A.; SINCLAIR, T. R. **Modeling physiology of crop development, growth and yield**. Wallingford: CAB International. 2012. 322 p.

SORATTO, R. P.; CRUSCIOL, C. A. C.; COSTA, C. H. M.; FERRARI NETO, J.; CASTRO, G. S. A. Produção, decomposição e ciclagem de nutrientes em resíduos de crotalária e milho, cultivados solteiros e consorciados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 10, p. 1462-1470, 2012.

SOUZA, A. P.; LIMA, M. E.; CARVALHO, D. F.; GUERRA, J. G. M.; ANDRADE, I. P. S.; ROCHA, H. S. Influência da decomposição de diferentes resíduos vegetais submetidos a lâminas de irrigação no comportamento da vegetação espontânea. **Acta Scientiarum**, v. 32, n. 2, p. 317-324, 2010.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. F.; ANDRIGUETI, M.; CAO, E. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1829-1836, 2009.

SOUZA, R. A.; HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; CHUEIRE, L. M. O.; BARCELLOS, F. G.; CAMPO, R. J. Avaliação qualitativa e quantitativa da microbiota do solo e da fixação biológica do nitrogênio pela soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, n.1, p.71-82, 2008.

SOUZA, S. R.; FERNANDES, M. S. Nitrogênio. In: FERNANDES, M. S. (Coord.). **Nutrição mineral de plantas**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. 432 p.

STEVENS, R. J.; LAUGHLIN, R. J.; BURNS, L. C.; ARAH, J. R. M.; HOOD, R. C. Measuring the contribution of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 2, p. 139-151, 1997.

STUTTE, C. A.; WEILAND, R. T. Gaseous nitrogen loss and transpiration of several crop and weed species. **Crop Science**, v. 18, n. 5, p. 887-889, 1978.

STUTTE, C. A.; SILVA, P. R. F. Nitrogen volatilization from rice leaves. I. Effects of genotype and air temperature. **Crop Science**, v. 21, n. 4, p. 596-600, 1981.

STUTE, J. K.; POSNER, J. L. Synchrony between legume nitrogen release and corn demand in the upper Midwest. **Agronomy Journal**, v. 87, n. 6, p. 1063-1069, 1995.

SUTTON, M. A., ERISMAN, J. W., DENTENER, F., MÖLLER, D. Ammonia in the environment: from ancient times to the present. **Environmental Pollution**, v. 156, n. 3, p. 583-604, 2008.

SWIFT, R. S. Organic Matter Characterization. In: **Methods of Soil Analysis**. Part 3. Chemical Methods-SSSA Book Series nº 5. Madison: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 1996. p. 1011-1069.

SUBBARAO, G. V.; RONDON, M.; ITO, O.; ISHIKAWA, T. RAO, I. M.; NAKAHARA, K.; LASCANO, C.; BERRY, W. L. Biological nitrification inhibition (BNI) – is it a widespread phenomenon? **Plant and Soil**, v. 294, n. 1-2, p. 5-18, 2007.

SUTTON, M. A.; ERISMAN, J. W.; DENTENER, F.; MÖLLER, D. Ammonia in the environment: from ancient times to the present. **Environmental Pollution**, v. 156, n. 3, p. 583–604, 2008.

TEIXEIRA, L. A. J.; TESTA, V. M.; MIELNICZUK, J. Nitrogênio do solo, nutrição e rendimento de milho afetados por sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, p. 207-214, 1994.

TEIXEIRA, L. G.; LOPES, A.; LA SCALA JUNIOR, N. Temporal variability of soil CO<sub>2</sub> emission after conventional and reduced tillage described by an exponential decay in time model. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 2, p. 224-231, 2010.

TEIXEIRA, M. B.; LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; PIMENTEL, C. Decomposição e liberação de nutrientes da parte aérea de plantas de milho e sorgo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 867-876, 2011.

TESTA, V. M.; TEIXEIRA, L. A. J.; MIELNICZUK, J. Características químicas de um Podzólico Vermelho-Escuro afetadas por sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 16, p.107-114, 1992.

TIEDJE, J. M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: ZEHNDER, A. J. B. (Coord.). **Biology of anaerobic microorganisms**. New York: Wiley. 1988. p. 179-244.

TORRES, J. L. R.; FABIAN, A. J.; PEREIRA, M. G.; ANDRIOLI, I. Influência de plantas de cobertura na temperatura e umidade do solo na rotação milho-soja em plantio direto.

**Revista Brasileira de Agrociência**, v. 12, n. 1, p. 107-113, 2006.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; ANDRIOLI, I.; POLIDORO, J. C.; FABIAN, A. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 609-618, 2005.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; FABIAN, A. J. Produção de fitomassa por plantas de cobertura e mineralização de seus resíduos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 3, p. 421-428, 2008.

VALLIS, I.; KEATING, B. A. Uptake and losses of fertilizer and soil nitrogen in sugar crops. **Proceedings of the Australian Society of Sugar Cane Technologists**, v. 16, n. 1, p. 105-113, 1994.

VARGAS, L. K.; SCHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C-CO<sub>2</sub> e N mineral de um Podzólico Vermelho escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 1, p. 35-42, 2000.

VELDKAMP, E.; DAVIDSON, E.; ERICKSON, H.; KELLER, M.; WEITZ, A. Soil nitrogen cycling and nitrogen oxide emissions along a pasture chronosequence in the humid tropics of Costa Rica. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, n. 3, p. 387-394, 1999.

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

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, p. 213-223, 2011.

VIDAL, R. A.; THEISEN, G.; FLECK, N. G.; BAUMAN, T. T. Palha no sistema de semeadura direta reduz a infestação de gramíneas anuais e aumenta a produtividade da soja. **Ciência Rural**, v.28, n. 3, p. 373-377, 1998.

VIEIRA NETO, S. A.; PIRES, F. R.; MENEZES, C. C. E.; MENEZES, J. F. S.; SILVA, A. G.; SILVA, G. P.; ASSIS, R. L. Formas de aplicação de inoculante e seus efeitos sobre a nodulação da soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 861-870, 2008.

WANG, X.; ZHU, J.; GAO, R.; YASUKAZU, H.; FENG, K. Nitrogen cycling and losses under rice-wheat rotations with coated urea and urea in the Taihu Lake Region. **Pedosphere**, v. 17, n. 1, p. 62-69, 2007.

WEBER, M. A.; MIELNICZUK, J. Estoque e disponibilidade de nitrogênio no solo em experimento de longa duração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 429-437, 2009.

WEST, T. O.; POST W. M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global analysis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, p. 1930-1946, 2002.

WHITEHEAD, D. C.; LOCKYER, D. R. Decomposing Grass Herbage as a Source of Ammonia in the Atmosphere. **Atmospheric Environment**, v. 23, n. 8, p. 1867-1869, 1989.

WOLF, I.; RUSSOW, R. Different pathways of formation of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> and NO in black earth soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 2, p. 229-239, 2000.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio**. 2009. 79 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

ZHANG, J.; LIU, J.; ZHANG, J.; CHENG, Y.; WANG, W. Nitrate-nitrogen dynamics and nitrogen budgets in rice-wheat rotations in Taihu Lake Region, China. **Pedosphere**, v. 23, n. 1, p. 59-69, 2013.

ZHONG, Z.; NELSON, L. M.; LEMKE, R. L. Nitrous oxide emissions from grain legumes as affected by wetting/drying cycles and crop residues. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 47, n. 6, p. 687-699, 2011.

ZHOU, S.; NISHIYAMA, K.; WATANABE, Y.; HOSOMI, M. Nitrogen budget and ammonia volatilization in Paddy fields fertilized with liquid cattle waste. **Water Air and Soil Pollution**, v. 201, n. 1-4, p. 135-147, 2009.

ZHU, A.; ZHANG, J.; ZHAO, B.; CHENG, Z.; LI, L. Water balance and nitrate leaching losses under intensive crop production with Ochric Aquic Cambosols in North China Plain. **Environment International**, v. 31, n. 6, p. 904-912, 2005.

## APÊNDICES

Apêndice 1. Carbono orgânico total (COT), pH, P (resina), Al<sup>3+</sup>, Al+H, K, Ca, Mg, SB, CTC e V% do solo após a colheita da soja, safra 2010/11.

Cultivo		Profundidade (cm)				
Outono/Inverno	Primavera	00-10	10-20	20-40	40-60	60-80
		----- COT, g dm <sup>-3</sup> -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	25	20	16	18	19
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	24	20	18	19	20
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	26	21	17	18	20
Sorgo Granífero	Crotalária	24	21	17	19	20
Sorgo Granífero	Milheto	24	18	17	19	21
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	26	21	16	17	20
Brac + Sorgo	Crotalária	25	20	16	17	18
Brac + Sorgo	Milheto	23	20	18	19	21
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	25	21	16	17	20
		----- pH -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	5,0	4,4	3,9	3,7	3,7
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	5,3	4,9	4,1	3,8	3,7
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	5,2	4,6	4,1	3,9	3,7
Sorgo Granífero	Crotalária	5,0	4,8	4,0	3,8	3,7
Sorgo Granífero	Milheto	5,3	4,8	4,1	3,8	3,7
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	5,2	4,6	4,0	3,8	3,8
Brac + Sorgo	Crotalária	5,3	4,6	4,1	3,8	3,7
Brac + Sorgo	Milheto	5,3	4,7	4,2	3,8	3,8
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	5,3	4,8	4,2	3,9	3,8
		----- P, mg dm <sup>-3</sup> -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	32	19	12	7	11
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	23	16	11	9	10
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	27	22	11	9	8
Sorgo Granífero	Crotalária	24	27	11	10	11
Sorgo Granífero	Milheto	28	19	14	12	13
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	28	23	14	14	14
Brac + Sorgo	Crotalária	28	27	11	10	9
Brac + Sorgo	Milheto	20	14	11	8	7
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	24	16	12	9	9
		----- Al <sup>3+</sup> , mmolc dm <sup>-3</sup> -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	1,2	5,8	12	19	23
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	0,4	1,1	7,8	19	24
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	0,5	2,5	7,6	14	20
Sorgo Granífero	Crotalária	1,0	4,0	8,3	18	21
Sorgo Granífero	Milheto	0,6	2,0	5,7	15	20

Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	0,4	1,0	5,5	14	20
Brac + Sorgo	Crotalária	0,3	1,0	11	20	23
Brac + Sorgo	Milheto	0,4	1,0	7,3	20	24
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	0,5	2,4	7,7	13	19

		----- Al+H, mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	32	56	76	106	132
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	22	34	58	111	132
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	26	46	61	85	114
Sorgo Granífero	Crotalária	34	34	75	105	122
Sorgo Granífero	Milheto	24	35	62	112	132
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	27	41	58	88	118
Brac + Sorgo	Crotalária	27	45	63	98	121
Brac + Sorgo	Milheto	26	37	55	95	123
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	23	33	53	88	117

		----- K, mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	1,0	1,0	0,5	0,1	0,2
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	0,7	0,5	0,4	0,4	0,1
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	1,1	1,1	0,6	0,6	0,3
Sorgo Granífero	Crotalária	1,2	0,8	0,7	0,5	0,5
Sorgo Granífero	Milheto	0,9	0,3	0,6	0,6	0,3
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	1,2	0,5	0,7	0,4	0,4
Brac + Sorgo	Crotalária	0,9	0,6	0,5	0,3	0,6
Brac + Sorgo	Milheto	0,8	0,5	0,3	0,4	0,3
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	1,3	0,8	0,3	0,2	0,2

		----- Ca, mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	53	25	15	7	10
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	66	38	23	12	10
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	60	31	21	16	11
Sorgo Granífero	Crotalária	47	41	16	11	10
Sorgo Granífero	Milheto	64	35	20	9	11
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	56	34	18	14	13
Brac + Sorgo	Crotalária	48	33	22	11	10
Brac + Sorgo	Milheto	53	34	22	17	16
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	62	39	20	14	13

		----- Mg, mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	19	13	8	4	7
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	25	19	14	8	7
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	23	14	11	9	6
Sorgo Granífero	Crotalária	25	20	9	6	6
Sorgo Granífero	Milheto	27	17	11	7	6
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	24	15	12	12	11
Brac + Sorgo	Crotalária	22	15	11	6	6
Brac + Sorgo	Milheto	25	15	12	9	8
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	26	17	11	8	7



		----- SB, mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	73	38	24	10	17
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	91	58	38	20	17
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	84	46	32	25	18
Sorgo Granífero	Crotalária	74	62	26	17	16
Sorgo Granífero	Milheto	92	53	31	17	18
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	82	49	30	34	24
Brac + Sorgo	Crotalária	72	48	33	17	17
Brac + Sorgo	Milheto	79	50	34	27	25
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	89	57	31	22	19

		----- CTC, mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	105	94	100	117	148
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	113	92	96	131	149
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	110	93	93	111	132
Sorgo Granífero	Crotalária	108	96	101	122	139
Sorgo Granífero	Milheto	116	88	93	130	150
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	108	90	88	122	142
Brac + Sorgo	Crotalária	98	93	97	115	138
Brac + Sorgo	Milheto	105	87	89	122	148
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	112	90	84	110	137

		----- V% -----				
<i>B. ruziziensis</i>	Crotalária	68	42	24	9	12
<i>B. ruziziensis</i>	Milheto	80	61	39	16	12
<i>B. ruziziensis</i>	Sorgo Forrageiro	76	50	36	24	14
Sorgo Granífero	Crotalária	69	64	27	14	12
Sorgo Granífero	Milheto	79	60	33	13	12
Sorgo Granífero	Sorgo Forrageiro	74	55	34	27	17
Brac + Sorgo	Crotalária	72	51	36	15	13
Brac + Sorgo	Milheto	74	56	39	23	18
Brac + Sorgo	Sorgo Forrageiro	78	64	38	22	16

Apêndice 2. Teores de N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe na folha diagnose (com pecíolo) por ocasião do pleno florescimento (R2) da soja, safra 2011/12.

Cultivo		N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Mn	Fe
Out/Inv	Prim	----- g kg <sup>-1</sup> -----			----- mg kg <sup>-1</sup> -----					
Brac	Crot	63	3,4	9,5	10,1	5,0	8,7	59	99	264
Brac	Milh	63	3,4	8,6	8,5	4,4	7,5	59	124	308
Brac	S Forr	62	3,6	9,5	9,0	4,5	8,7	57	113	381
S Gran	Crot	60	3,5	7,8	9,3	4,6	9,4	58	114	484
S Gran	Milh	64	3,5	8,7	8,7	4,6	8,7	56	130	396
S Gran	S Forr	62	3,6	8,2	9,4	4,4	8,1	56	107	425
B + S	Crot	64	3,6	8,2	8,8	4,8	8,7	58	114	352
B + S	Milh	67	3,7	8,0	9,9	4,8	11,0	56	136	381
B + S	S Forr	62	3,7	7,6	9,7	5,3	10,6	58	94	337

Out/Inv = Outono/Inverno; Prim = Primavera; Brac = Brachiaria; S Gran = Sorgo granífero; B + S = Brachiaria + Sorgo; Crot = Crotalaria juncea; Milh = Milheto; S Forr = Sorfo forrageiro.

Apêndice 3. Teores de N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe na folha diagnose (com pecíolo) por ocasião do pleno florescimento (R2) da soja, safra 2012/13.

Cultivo		N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Mn	Fe
Out/Inv	Prim	----- g kg <sup>-1</sup> -----			----- mg kg <sup>-1</sup> -----					
Brac	Crot	50	3,4	11,7	9,7	3,3	8,2	44	69	388
Brac	Milh	50	3,1	11,2	10,2	3,5	8,2	45	64	369
Brac	S Forr	51	3,0	10,9	9,7	3,4	8,7	44	66	382
S Gran	Crot	51	2,7	9,5	9,9	4,0	7,1	43	76	302
S Gran	Milh	52	2,9	9,7	10,4	3,9	7,3	41	74	365
S Gran	S Forr	48	2,4	8,9	10,5	4,3	6,5	38	69	319
B + S	Crot	50	3,4	10,5	10	3,7	9,2	45	87	276
B + S	Milh	52	2,8	11,5	10,1	3,5	9,2	44	70	382
B + S	S Forr	48	2,9	10,1	10	3,6	7,3	41	87	316

Out/Inv = Outono/Inverno; Prim = Primavera; Brac = Brachiaria; S Gran = Sorgo granífero; B + S = Brachiaria + Sorgo; Crot = Crotalaria juncea; Milh = Milheto; S Forr = Sorfo forrageiro.