

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Estoque de carbono do solo e fluxo de gases de efeito estufa no cultivo do
café**

Maísa Honório Belizário

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de
Plantas

**Piracicaba
2013**

Maísa Honório Belizário
Engenheira Agrônoma

**Estoque de carbono do solo e fluxo de gases de efeito estufa no cultivo do
café**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. CARLOS CLEMENTE CERRI

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de
Plantas

Piracicaba
2013

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Belizário, Maísa Honório

Estoque de carbono do solo e fluxo de gases de efeito estufa no cultivo do café /
Maísa Honório Belizário. -- versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de
2011. -- Piracicaba, 2013.
143 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.

1. Cafeicultura 2. Calagem 3. Carbono 4. Dióxido de carbono 5. Fertilizantes nitrogenados
6. Fluxo de gases 7. Óxido nitroso I. Título

CDD 633.73
B431e

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida; por me sustentar e acalantar meu coração nos momentos de insegurança diante de tanto trabalho, dados, gráficos, tabela, incertezas...

Aos meus pais Benedito e Maria Eunice pelo apoio incondicional, a minha irmã Heloisa pelas palavras de motivação, ao Henrique pela sua inocência que encanta e alegra a vida. Nada teria sentido se não tivesse a presença de vocês nos bastidores.

A Universidade de São Paulo pela oportunidade de realização do curso de pós-graduação.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelas bolsas de estudo concedidas.

Ao Prof. Dr. Carlos Clemente Cerri pela oportunidade do doutorado, pela amizade, apoio durante esses anos e por confiar a mim a responsabilidade de desenvolver este trabalho. Muito Obrigada!

A Prof^ª. Dra. Brigitte Josefine Feigl e ao Prof. Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri pelas sugestões.

A Empresa agrícola Daterra Atividades Rurais Ltda. na pessoa do Leopoldo Alberto Ribeiro Santana (Léo) por acreditar na importância desse trabalho, abrir as portas e apoiar cada etapa. Agradeço em especial: o Eng^o. Agrônomo Gustavo Guimarães, Darly Vargas, Sr. Teixeira, Joãozinho e Sr. Tarcísio, por não medirem esforços em me ajudar com informações técnicas, auxílio nas operações de campo, sem vocês esse trabalho seria incompleto e bem mais difícil. Ao pessoal do escritório que me permitiu boas risadas, as “meninas” da cozinha e limpeza, ao pessoal de campo, transporte (Sr. Tiãozinho), oficina, almoxarifado (Willian) por facilitarem as condições de trabalho.

Ao amigo, André Alfonsi (*Sãdulin*) por me fornecer o Agrotain® utilizado no experimento.

Aos amigos de laboratório que viajaram comigo para as coletas: André Mazzetto, Bruna Oliveira, Gregory Ferrão e Ralf Araujo. Muito Obrigada!

A equipe do laboratório de Biogeoquímica Ambiental: Admilson, Dagmar, Lilian, Sandra, Ralf e Zezinho pelo apoio nas análises e assuntos burocráticos.

Aos colegas sala e de trabalho pelos bons momentos vividos e pela oportunidade de compartilhar os conhecimentos adquiridos: Adriana, André, Arlete, Bruna, Caio, Chico,

Ciniro, Daniel, Felipe, Gregory, João, José Geraldo, Karina, Leidivan, Marquinhos e Naissa, . Aos estagiários Caroline, Henrique, Jaqueline e Thaís.

Aos amigos conquistados neste período de pós-graduação, sem vocês meu doutorado seria apenas um título: Adriana Guirado, Carolina Brandani, Caroline Rabelo, Danielle Xanchão Diana Signor, Eloise Mello, Emily Ribeiro, Fernando Guerra, Livia Marcolini, Mariana Durigan, Marília Ribeiro, Poliene Costa, Rafaela Watanabe, Raphael (Caconde), Rodnei Rizzo, Rodrigo Coqui, Suzana Romeiro e Virginia Damin. Obrigada por fazerem parte da minha vida, pelos bons momentos de conversa, pelas alegrias e até pelos desentendimentos, amadureci convivendo com vocês. Diogo e Luiz um agradecimento especial a vocês...

Ao Rodrigo Paniago pelo companheirismo, compreensão, sugestões, por me proporcionar alegrias, sonhos, apoiar, incentivar e sempre acreditar na minha capacidade. Sou grata pela sua amizade, e por poder dividir minha vida com você.

A todos os que direta ou indiretamente contribuíram para que esse trabalho se concretizasse e por me incentivarem a buscar algo mais.

A bibliotecária Eliana, pela paciência nas correções.

Obrigada!

“O homem que adquire a habilidade de tomar
posse completa de sua própria mente, pode tomar
posse de qualquer coisa a
que tenha direito.”

“O que você sabe não tem valor,
O valor está no que você faz
com o que sabe.”
(Bruce Lee)

A quem essa Tese possa ser útil

Dedico

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO	13
Referências	14
2 ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO NA MUDANÇA DE USO DA TERRA CERRADO - CAFÉ	17
Resumo	17
Abstract.....	17
2.1 Introdução.....	18
2.2 Objetivo	20
2.3 Material e Métodos	20
2.4 Análises dos Resultados	27
2.5 Resultados e discussão	27
2.6 Conclusões.....	37
Referências	37
3 FLUXO DE N ₂ O PROVENIENTE DA ADUBAÇÃO NITROGENADA NA CULTURA DO CAFÉ	45
Resumo	45
Abstract.....	45
3.1 Introdução.....	46
3.2 Objetivo	53
3.3 Material e Métodos	53
3.4 Análise dos resultados	60
3.5 Resultados e discussão	61
3.6 Conclusões.....	90
Referências	91
4 FLUXO DE CO ₂ PROVENIENTE DA CALAGEM DO SOLO SOB CULTIVO DE CAFÉ.....	103
Resumo	103
Abstract.....	103
4.1 Introdução.....	104
4.2 Objetivo	107
4.3 Material e Métodos	107
4.4 Análises dos resultados.....	112
4.5 Resultados e Discussão.....	113
4.6 Conclusões.....	121
Referências	121
5 BALANÇO GERAL DOS GASES DE EFEITO ESTUFA PARA A PRODUÇÃO DE UMA SACA DE CAFÉ.....	129
Resumo	129
Abstract.....	129
5.1 Introdução.....	130
5.2 Objetivo	130
5.3 Material e métodos	131
5.4 Resultados e discussão	137
5.5 Conclusões.....	141
Referências	141
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	143

RESUMO

ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO E FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA NO CULTIVO DO CAFÉ

O café é uma das principais culturas exploradas no Brasil, e está entre as mais importantes *commodities* agrícolas de exportação. A demanda por produtos agrícolas sustentáveis é cada vez maior, questão especialmente importante para a competitividade dos produtos de exportação. Portanto, conhecer os impactos das emissões de gases do efeito estufa (GEE) é fundamental para qualquer cultura agrícola, assim como estudar o seu manejo para detectar alternativas mitigadoras. O objetivo deste estudo foi determinar o estoque de carbono no solo e o fluxo de gases de efeito estufa no cultivo do café. Para tal foram avaliados o estoque de carbono do solo devido à conversão do uso da terra sob vegetação de Cerrado para a cultura do café; o uso de corretivo agrícola e sua influência no fluxo de CO₂, assim como a influência do uso de fertilizantes nitrogenados na emissão de N₂O. O carbono (C) do solo foi determinado para o solo original de cerrado (controle) e em áreas convertidas há 37, 15 e 8 anos, além de duas áreas que receberam adição 22.684 e 16.845 kg ha⁻¹ de composto orgânico em 2006 (CRI) e 2010 (CRIA), respectivamente. O estoque de C no solo foi maior na área Café 37 (91,34 Mg C ha⁻¹) e o menor para o Cerrado (66,87 Mg C ha⁻¹) a 0-30cm. As áreas com Café 15, 8 anos, CRI e CRIA não apresentaram diferença entre si, com estoque de carbono no solo de 85,21, 85,75, 73,29 e 76,95, Mg C ha⁻¹ respectivamente. Após a conversão do solo para a produção de café, há um aumento considerável no estoque de C, porém ao longo do tempo este valor tende a decrescer, provavelmente por conta de práticas de manejo. O nitrogênio (N) é o nutriente exigido em grande quantidade pela cultura do café e é apontado dentre os fertilizantes que mais contribuem com a emissão de GEE na agricultura. A fim de se conhecer o fluxo de emissão das diferentes alternativas de adubação nitrogenada, avaliou-se o nitrato de cálcio (NC), nitrato de amônio (NA), ureia (UR) e ureia-NBPT (NBPT®), para dose única (100 kg ha⁻¹) e parcelada (2 x 50 kg ha⁻¹). A ureia em dose única foi a fonte de maior emissão (125,12 mg N-N₂O m⁻²) e o nitrato de cálcio parcelado foi a de menor (1,93mg N-N₂O m⁻²). O uso da calagem é essencial para corrigir a fertilidade de solos ácidos, como é o caso da maioria dos solos de cerrado. A calagem é uma importante fonte emissora de CO₂ na atividade agrícola. Para se conhecer o fluxo de emissão da calagem, avaliou-se uma área com calcário recém aplicado e outra área após 5 anos da calagem. Os fluxos acumulados foram de 64,7 e 58,7 g de C-CO₂ m⁻², respectivamente. A área que recebeu calcário recentemente obteve maior emissão por efeitos indiretos. Buscando atender a exigências de sustentabilidade avaliou-se a emissão do sistema de produção por cada saca de café (60 kg). Para tal foram utilizados dados de combustível, fertilizantes nitrogenados, adubo orgânico, calcário e eletricidade. A fazenda emitiu um total de 2.698 t CO₂ equivalente de GEE durante dois anos agrícolas. A fonte que mais contribuiu foi o uso óleo diesel (1.407 t CO₂eq) e a menor foi a eletricidade (41 t CO₂eq). Para produzir uma saca de café foram emitidos 0,68 kg de CO₂eq kg⁻¹ de café.

Palavras-Chave: Matéria orgânica; Dióxido de carbono; Óxido nitroso; Cafeeiro, Fertilizante nitrogenado; Calagem,

ABSTRACT

SOIL CARBON STOCK AND GREENHOUSE GASES FLUXES UNDER COFFEE CULTIVATION

The coffee is one of the main crops grown in Brazil, and is its most important agricultural export commodities. The demand for sustainable agricultural products is increasing, especially important issue for the competitiveness of export products. Therefore, knowing the impacts of emissions of greenhouse gases (GHG) is critical for any crop, as well as studying their management to detect mitigation alternatives. The aim of this study was to determine the soil carbon stock and flow of greenhouse gases made in the cultivation of coffee. The studies comprised the evaluation of the conversion of land use Cerrado vegetation for coffee, use of liming and its influence on the flux of CO₂, as well as the influence of the use of nitrogen fertilizers on N₂O emission. Carbon (C) of the soil was determined for the original Cerrado soil (control) and in areas converted for 37, 15 and 8 years, and also two areas who received addition of 22.684 e 16.845 kg ha⁻¹ organic compound in 2006 and 2010, respectively. The highest levels of carbon were to coffee 37 to 0-5 cm in Li, and the layers 5-10, 10-20 cm in Eli C stocks in the soil was higher in the coffee 37 (91.34 Mg C ha⁻¹) and the lowest for the Cerrado (66.87 Mg C ha⁻¹) at 0-30cm. Areas with coffee 15, 8, and CRI CRII did not differ among themselves, with soil carbon stock of 85.21, 85.75, 73.29 and 76.95 Mg C ha⁻¹, respectively. After the conversion of land for coffee production, there is a considerable increase in the stock of C, but over time this value tends to decrease, probably due to management practices. Nitrogen (N) is the nutrient required in large quantity by the coffee culture and is named among the fertilizers that contribute most to GHG emissions in agriculture. In order to meet the emission flux of alternative nitrogen fertilization was evaluated calcium nitrate (CN), ammonium nitrate (AN), urea (UR) and urea NBPT (NBPT®), full dose (100 kg ha⁻¹) and split dose (2 x 50 kg ha⁻¹). Urea full dose was increased emission source (125.12 mg N₂O-N m⁻²) and calcium nitrate was less parceled (1.93 mg N₂O-N m⁻²). The use of lime is essential to correct the fertility of acid soils, a situation typical of most Cerrado soils. Liming is an important emission source of CO₂ in agricultural activity. To know the flow of issuance of liming, evaluated a limestone area with freshly applied and another 5 years after liming. The accumulated flows were 64.7 and 58.7 g CO₂-C m⁻², respectively. The area was limed recently gained greater flow issue. Seeking to meet the requirements of sustainability evaluated the issue of the production system for every bag of coffee (60 kg). For such data were used fuel, nitrogen fertilizer, organic fertilizer, limestone and electricity. For such data were used fuel, nitrogen fertilizer, organic fertilizer, limestone and electricity. The farm issued a total of 2.698 t of CO₂ equivalent GHG during a two crop years. The source that contributed most was the use of diesel (1.407 t CO₂eq) and the lowest was electricity (41 t CO₂eq). To produce a bag of coffee were issued 0.68 kg CO₂eq kg⁻¹ coffee.

Keywords: Organic matter; Carbon dioxide; Nitrous oxide; Coffee tree; Fertilizer nitrogen; Liming; Carbon footprint

1 INTRODUÇÃO

A preocupação mundial em relação às mudanças do clima no planeta tem aumentado nas últimas décadas, principalmente no que se refere às emissões de gases de efeito estufa (GEE). Dentre estes o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nítrico (N_2O) apresentam maior relevância por estarem diretamente ligados às atividades antrópicas.

Embora o setor agrícola seja uma importante fonte emissora de GEE para atmosfera, este setor pode comportar-se como dreno de GEE dependendo das práticas de manejo aplicadas, elevando o estoque de carbono no solo. O armazenamento e a dinâmica da matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de uso e manejo vêm recebendo mais atenção, em razão do elevado potencial dos solos agrícolas em atuarem não apenas como fonte, mas também como um sumidouro de CO_2 atmosférico.

O solo é o maior reservatório natural de carbono (C) no ecossistema terrestre. No solo a maior proporção está na forma de C-orgânico constituído por 1550 Pg, enquanto 950 Pg na forma de inorgânica (LAL, 2008), razão pela qual a matéria orgânica do solo (MOS) tem sido sugerida como potencial fonte e dreno para o C atmosférico (OGLE et al., 2004; FELLER; BERNOUX, 2008; MONDINI; SEQUI, 2008). Considerando apenas a camada 0-30 cm de profundidade, o solo responde por um estoque aproximado de 800 Pg de C, correspondendo quase à mesma quantidade presente na atmosfera (CERRI et al., 2006).

A lavoura cafeeira destaca-se como um dos principais ecossistemas do Brasil, o estado de Minas Gerais é responsável por 52,4% da área cultivada no país, com uma safra estimada 25,45 milhões de sacas (café beneficiado) (CONAB, 2013). Um dos grandes desafios na produção de café está na bienalidade da safra, o que vem diminuindo devido aos tratamentos culturais mais adequados: crescente aumento na utilização de irrigação, manejo de podas nos cafeeiros, em especial os esqueletamentos, adensamento das lavouras, plantio de variedades mais produtivas e melhores adaptadas, e por fim, a renovação constante dos cafezais.

A expansão da cafeicultura no cerrado mineiro ocorreu por consequência das fortes geadas nas regiões tradicionalmente produtoras do Brasil. Desta forma o café passou a ser cultivado também em solos de baixa fertilidade natural, os quais necessitam de correção e adubações para manutenção e produção dos cafezais.

A calagem é uma das principais práticas de manejo efetuadas no Cerrado, a qual visa corrigir a acidez do solo, favorecendo a melhora da fertilidade do mesmo. Contudo,

esta prática pode ser fonte emissora de gás de efeito, pois o calcário após sofrer hidrólise com a água no libera CO_2 para atmosfera (DE KLEIN, et al., 2006).

O nitrogênio (N) é um nutriente exigido em grande quantidade pela cultura do café (MALAVOLTA, 1993), porém a adubação nitrogenada é um dos fatores que contribui para a emissão de N_2O do solo (STEHFEST; BOUWMAN, 2006), visto que a maior parte dos fertilizantes nitrogenados utilizados na agricultura são solúveis em água (ureia, nitrato de amônio, sulfato de amônio) propiciando a rápida liberação de NH_4^+ e NO_3^- no solo.

Os objetivos desta pesquisa foram:

- Quantificar as taxas de incremento ou decréscimo anual da matéria orgânica através do cálculo da variação dos estoques de carbono do solo;
- Quantificar os fluxos de GEE (CO_2 e N_2O) do solo provenientes da aplicação de fertilizantes nitrogenados e calagem ao solo;
- Calcular fator de emissão do calcário e das diferentes fontes nitrogenados aplicados;
- Calcular o balanço geral dos gases de efeito estufa (CO_2 e N_2O) para a produção de uma saca de 60 kg de café.

As atividades desenvolvidas para alcançar os objetivos propostos estão apresentadas de acordo com os seguintes capítulos:

Capítulo 2 - *Estoque de carbono do solo na mudança de uso da terra Cerrado – Café.*

Capítulo 3 - *Fluxo de N_2O proveniente da adubação nitrogenada.*

Capítulo 4 - *Fluxo de CO_2 devido à prática de calagem.*

Capítulo 5 - *Balanço geral dos gases de efeito estufa para a produção de uma saca de café*

Referências

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; LAL, R. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.D.; CERRI, C.E.P. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: The Haworth Press, 2006. v. 1, p. 41-47.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB. Acompanhamento da safra brasileira de café. Brasília, 2013. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/13_01_09_17_43_49_boletim_cafe_janeiro_2013.pdf>. Acesso em: 20 mar.2013.

DE KLEIN, C., NOVOA, R.S.A., OGLE, S., SMITH, K.A., ROCHETTE, P., WIRTH, T.C., MCCONKEY, B.G., MOSIER, A., RYPDAL, K., WALSH, M., WILLIAMS, S.A., 2006. Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application, in: Gytarsky, M., Hiraishi, T., Irving, W., Krug, T., Penman, J., (Eds.), **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. IPCC International Panel on Climate Change, Geneva, pp. 4:11.1–11.54. 2006.

FELLER, C.; BERNOUX, M. Historical advances in the study of global terrestrial soil organic carbon sequestration. **Waste Management**, Padova, v. 28, n.4, p. 734-740, 2008.

LAL, R. **Carbon sequestration**. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**. London, v. 363, p. 815- 830, 2008

MALAVOLTA, E. **Nutrição mineral e adubação do cafeeiro**: colheitas econômicas e máximas. São Paulo: Agronômica Ceres, 1993. 210 p.

MONDINI, C.; SEQUI, P. Implication of soil C sequestration on sustainable agriculture and environment. **Waste Management**, Oxford, v. 28, n. 4, p. 678-684, 2008.

OGLE, S.M.; CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the intergovernmental panel on climate change. **Environmental Management**, New York, v. 33, n. 4, p. 474–484, 2004.

STEHFEST, E.; BOUWMAN, L. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht , v. 74, n. 3, p. 207-228, 2006.

2 ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO NA MUDANÇA DE USO DA TERRA CERRADO - CAFÉ

Resumo

O crescimento da cafeicultura no Cerrado ocorreu em áreas antes ocupadas por vegetação nativa. Mudanças no uso da terra podem alterar o estoque de carbono do solo. O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto nos estoques de carbono no solo devido à conversão de áreas originariamente de Cerrado para o cultivo do café. O carbono (C) do solo foi determinado para o solo original (controle) e em áreas convertidas há 37, 15 e 8 anos, além de duas áreas que receberam adição de 22.684 e 16.845 kg ha⁻¹ de composto orgânico em 2006 (CRI) e 2010 (CRII), respectivamente. A amostragem de solo foi efetuada na projeção da copa (linha - Li) e na entrelinha de plantio (ELi) coletada na camada 0-30 cm. Os solos apresentaram textura argilosa a muito argilosa, com variação de 456 a 747 g kg⁻¹. A densidade do solo variou de 0,90 a 1,04 g cm⁻³ para projeção da copa e de 0,83 a 1,21 g cm⁻³ na entrelinha. Os maiores teores de carbono foram para Café 37 na camada 0-5 cm na Li, e para as camadas 5-10, 10-20 cm na ELi. O estoque de C no solo foi maior na área Café 37 (91,34 Mg C ha⁻¹) e o menor para o Cerrado (66,87 Mg C ha⁻¹) a 0-30cm. As áreas com Café 15, 8 anos, CRI e CRII não apresentaram diferença entre si, com estoque de carbono no solo de 85,21, 85,75, 73,29 e 76,95, Mg C ha⁻¹ respectivamente. As taxas de acúmulos de C no solo para as áreas cultivadas com café foram de 2,36, 1,22 e 0,66 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para Café 8, Café 15 e Café 37, respectivamente. Esses resultados indicaram que, para as áreas estudadas, a taxa de acúmulo de C no solo decresceu em com o tempo de implantação do cafezal, tendendo ao equilíbrio dinâmico.

Palavras-chave: Matéria orgânica; Cafeicultura; Tempo de cultivo, Composto orgânico

Abstract

The growth coffee crop in the Cerrado occurred mostly in an area previously occupied by native vegetation. Land use change can modify soil carbon stock. This study aimed to evaluate the impact on soil carbon stocks due Cerrado conversion to coffee cultivation. Soil carbon was determined in a original Cerrado area (considered as reference) and in tree coffee plantation areas with 37, 15 and 8 years old, as well as two areas that have added of 22.684 e 16.845 kg ha⁻¹ organic compound in (CRI) 2006 and (CRII) 2010, respectively. Soil samplings (0-30 cm) were conducted underneath the tree coffee canopy projection (line - Li) and between the tree coffee rows (ELi). Soil texture was clay (456 to 747 g kg⁻¹). Soil bulk density ranged from 0.90 to 1.04 g cm⁻³ for top projection and 0.83 to 1.21 g cm⁻³ between rows. The highest levels of carbon were to coffe 37 to 0-5 cm in Li, and the layers 5-10, 10-20 cm in Eli. C stocks in the soil was higher in the coffe 37 (91.34 Mg C ha⁻¹) and the lowest for the Cerrado (66.87 Mg C ha⁻¹) at 0-30cm. Areas with coffee 15, 8, and CRI CRII did not differ among themselves, with soil carbon stock of 85.21, 85.75, 73.29 and 76.95 Mg C ha⁻¹, respectively. Soil C accumulation rates were 2.36 , 1.22 e 0.66 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ for coffee 8, coffee 15 and coffee 37, respectively. For the studied areas, these results indicated that soil C accumulation rates decreased with higher coffee crop implementation age, tending to dynamic equilibrium.

Keywords: Organic matter; Coffee; Time of cultivation, Organic compound

2.1 Introdução

O solo é o maior reservatório natural de carbono (C) no ecossistema terrestre. Estima-se que a quantidade de C é de 2500 Pg (1 Pg = 10^9 t) correspondendo a aproximadamente quatro vezes o compartimento de C da vegetação e 3,3 vezes o carbono da atmosfera. No solo a maior proporção está na forma de C-orgânico constituído por 1550 Pg, enquanto 950 Pg na forma de inorgânica (LAL, 2008), razão pela qual a matéria orgânica do solo (MOS) tem sido sugerida como potencial fonte e dreno para o C atmosférico (OGLE et al., 2004; FELLER; BERNOUX, 2008; MONDINI; SEQUI, 2008). Considerando apenas a camada 0-30 cm de profundidade, o solo responde por um estoque aproximado de 800 Pg de C, correspondendo quase à mesma quantidade presente na atmosfera (CERRI et al., 2006).

Ao converter os ecossistemas naturais em agrícolas, geralmente ocorrem mudanças na dinâmica do C do solo na forma de CO₂ para a atmosfera (MOSIER et al., 1991). A perda de C-orgânico do solo pode ser atribuída à redução nas entradas de material orgânico, ao aumento da decomposição dos resíduos vegetais e a efeitos de manejo que reduzem a proteção física realizada pelos agregados à mineralização da MOS (POST; KWON, 2000). A taxa de ciclagem dos diferentes compartimentos de C-orgânico no solo varia em função de complexas interações dos atributos químicos, físicos e biológicos que ocorrem no ambiente (POST; KWON, 2000).

Segundo Cole et al. (1996) após a mudança de uso da terra e perda do C do solo, a capacidade de recuperação do solo pode ser entre 50 a 75% da quantidade de C inicialmente existente, entretanto, este potencial de recuperação está relacionado ao histórico da área, às condições ambientais, às características do manejo adotado (BAYER et al., 2006a), além, principalmente, do tempo de implantação e manutenção do sistema (SIQUEIRA NETO et al., 2011).

A redução na intensidade de movimentação do solo para o cultivo, manutenção dos resíduos culturais no campo, eliminação de pousio não vegetado e a melhoria no manejo dos recursos hídricos (FOLLETT; FOLLET, 2001; HERMLE et al., 2008) são práticas que podem ser usadas para aumentar os estoques de C e, simultaneamente, mitigar as emissões dos gases causadores de efeito estufa (WEST; POST, 2002; OGLE et al., 2005; ZINN et al., 2005).

Embora o manejo seja fundamental no controle das mudanças dos estoques de C no solo, o potencial de estocar carbono deste solo também depende de suas próprias características. A textura e estrutura influenciam no acúmulo de MOS (EDWARDS;

BREMNER; 1967). A estabilização da MOS ocorre pela interação com a fração mineral, pela menor acessibilidade dos microrganismos e de suas enzimas a compostos orgânicos localizados no interior dos agregados (ZOTARELLI et al., 2007). Bayer et al. (2006b) mostram que solos com textura argilosa apresentam uma matéria orgânica mais estável do que solos com textura arenosa o que é decorrente da capacidade de interação da fração mineral com a matéria orgânica e a sua proteção dentro de macro e microagregados.

Na cultura do cafeeiro, entre os fatores que apresentam maior relevância estão os diferentes arranjos de espaçamentos de plantio (BARTHOLO et al., 1998). Nos cafezais com espaçamentos tradicionais, as populações variam de 1.000 a 2.000 plantas ha^{-1} , de modo que as plantas cobrem menos de 50% da superfície do solo (RENA et al., 1998), o que pode gerar perda de solo por erosão e,consequentemente, redução no estoque de MOS. Nos anos 80, buscando obter maiores produtividades os espaçamentos evoluíram para uma maior densidade de plantio (MATIELLO et al. 2007), passando dos tradicionais 1,5 a 2,0 m entre plantas, para espaçamentos de 0,5 a 1,0 m (MATIELLO et al. 2007), proporcionando o aparecimento dos plantios adensados ou superadensados, com 5.000 a 10.000 plantas ha^{-1} (BARTHOLO et al., 1998).

O aumento do número de plantas/ha, associada ao uso de variedades vigorosas e, ainda, o emprego de adubações e outros tratos em níveis adequados, levaram à necessidade do uso de podas nas lavouras cafeeiras atuais no Brasil, aumentando a entrada de matéria orgânica no sistema. Mesmo com os avanços obtidos em termos de aumento de produtividade e coma mudança no manejo da lavoura pouco se sabe a respeito do impacto do estande de plantas e do sistema de poda sobre o estoque da MOS nas lavouras cafeeiras.

Os estudos realizados no Brasil com a cultura do café indicam a redução entre 10 e 33 % no C do solo em áreas de café cultivadas por 12 anos em substituição a Mata seca (fitofisionomia do bioma Cerrado) para a profundidade de 0-20 cm (MARCHIORI JÚNIOR; MELO; 2000). No estudo realizado por Pavan; Chaves (1996), os autores verificaram que quanto maior é a densidade de plantio do cafeeiro, maior o C no solo, contudo, estes resultados divergem do estudo realizado por Rangel et al. (2007) os quais concluíram que o C do solo não foi alterado pelo espaçamento entre plantas ou nas entrelinhas do cafeeiro; porém verificaram que o C no solo, na entrelinha do cafeeiro, de maneira geral, foram superiores ao encontrado na linha sob a projeção da copa.

Hergoualc'h et al. (2012) não observaram mudança no estoque de carbono para café há 3 anos sob o sistema agroflorestal na Costa Rica, apresentando taxa de acúmulo de $0,09 \pm 0,58 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o café sob sistema convencional houve uma redução no acúmulo de carbono para o mesmo período de análise ($-0,43 \pm 0,53 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

2.2 Objetivo

O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto nos estoques de carbono no solo devido à conversão de áreas originariamente de Cerrado para o cultivo do café.

2.3 Material e Métodos

2.3.1 Apresentação da região de estudo

A área selecionada para instalação dos experimentos foi a Fazenda Boa Vista localizada na Rodovia MG188-km16 na zona rural de Patrocínio-MG.

O município de Patrocínio-MG (latitude $18^{\circ} 56' 27'' \text{ S}$, longitude $46^{\circ} 59' 22'' \text{ W}$) está localizado na região do Alto Paranaíba a uma altitude média de 960 m, ocupando uma área de 2838 km^2 (8% da área ocupada pela cultura do café, com 80% da produção destinada à exportação) (ACARPA, 2010). O clima segundo a classificação de Köppen é CWA: Tropical em Altitudes elevadas, com temperatura mínima e máxima de 7° e 35° C , respectivamente. Os índices pluviométricos superam os 1.300 mm anuais. Os solos da região são predominantemente os Latossolos (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2008).

2.3.2 Caracterização das áreas amostrais

O parâmetro utilizado para a seleção das áreas amostrais foi o tempo (em anos) da conversão da vegetação nativa do bioma Cerrado para a cultura do café, considerando como base de cálculo o ano de 2010.

A vegetação nativa foi classificada em Cerrado *stricto sensu* (EITEN, 1972) e foi utilizada como referência para o cálculo da taxa de mudança do estoque de carbono do solo.

As situações amostrais para avaliar o efeito do tempo de implantação da cultura foram: áreas de café implantadas a 37, 15 e 8 anos, além de duas áreas também com 8

anos que receberam adição de composto orgânico em 2006 e 2010, respectivamente; as quais estão descritas no Quadro 2.1.

Descrição das áreas de estudo										
Situações	Plantio				Práticas de Manejo (2006-2010)					
	Variedades	Ano	Espaç. m	Área ha	Composto Orgânico	Calagem	Gesso	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Café 8 anos	Icatú amarelo	2002	3,8 x 0,6	10,1		1.592		295		291 (06)
						2.269		379		237 (07)
						2.010		317	52	249 (08)
					13.234		264		165 (09)	
							2.239	348	71	256 (10)
Café 15 anos	Icatú Vermelho	1995	5,0 x 0,5	5,87		9.368		266		208 (06)
						1.820		260		163 (07)
							276	66	236 (08)	
						1.191		243		80 (09)
						1.522	4.157	286		257 (10)
Café 37 anos	Mundo Novo	1973	4,0 x 0,5	13,8		16.139		228		129 (06)
						1.558		305		191 (07)
							252	60	216 (08)	
						1.529		370		180 (09)
						1.992		220	130	75 (10)
Café Resíduo I	Bourbon Vermelho	2002	3,8 x 0,6	10,2		22.684		3.408	199	156 (06)
						1.498		399		250 (07)
						2.129		309	42	198 (08)
							305	72	200 (09)	
						2.028		283	47	171 (10)
Café Resíduo II	Bourbon Vermelho	2002	3,8 x 0,6	3,43				3.408	199	156 (06)
						3.314		347		217 (07)
						3.571		309	42	198 (08)
						1.492		305	72	200 (09)
						16.845	2.033	283	131	171 (10)

Quadro 2.1 - Descrição das áreas de café avaliadas e das práticas de manejo recebida entre os anos de 2006 a 2010

O composto orgânico utilizado compunha-se de casca de café após processamento do fruto por via úmida, palha de café obtida após benefício do grão e resíduos da poda realizada no pátio da fazenda. A caracterização química dos mesmos encontra-se no Quadro 2.2.

Caracterização química do composto orgânico											
Ano	C:N	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca	Mg	S	Fe	Mn	Cu	Zn
%											
2006	46:1	0,91	-	-	0,38	0,09	0,09	0,41	-	-	-
2008	17:1	1,93	1,69	2,88	3,79	0,28	0,42	2,81	0,02	0,01	0,01

Quadro 2.2 - Caracterização química do composto orgânico analisados em 2006 e 2008

O composto analisado em 2006 apresentava relação C:N mais elevada que aquele analisado em 2008 (17:1), este parâmetro foi um indicativo da labilidade do material utilizado. A relação C:N ideal do material seria próxima de 27:1, isto é; considerando a relação C:N média dos micro-organismos presentes no solo próxima de 8:1, composta por bactérias que possuem relação C:N de 4 a 6 e por fungos com relação C:N de 8 a 12 (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), sendo 1/3 do carbono do solo assimilado pelos micro-organismos.

O controle das plantas invasoras nos primeiros dois anos após a instalação do café foi realizado através de campina manual, após esse período o controle foi efetuado com roçadeira mecânica na entrelinha e aplicação de herbicida.

No mês que antecedia à colheita foram realizadas as arruações, que consistem em concentrar os resíduos vegetais e parte da camada superior do solo da projeção das copas nas entrelinhas de plantio, essa prática era realizada manualmente até 1995 passando então para arruação mecânica.

O café denominado 37 anos foi decotado com despona lateral em 1998 e recepado a 40 cm em 2002. O denominado Café 15 anos foi recepado em 2001 e as áreas com 8 anos não sofreram poda. As áreas que sofreram recepa, os resíduos vegetais oriundos dessas práticas foram triturados e depositados nas entrelinhas de plantio, retirando apenas o caule.

O decote caracteriza-se pela poda alta, que resulta na eliminação da parte superior da copa do cafeeiro. O desponte e o esqueletamento são podas semelhantes, aplicadas sobre os ramos laterais do cafeeiro, os quais são cortados mais próximos ao

tronco, mantendo pequenas porções desses ramos, deixando-se apenas o “esqueleto” da planta. No esqueletamento, essas porções são menores, com cerca 20 cm, e no desponte o corte é de 30-60 cm. A recepa é uma poda baixa, drástica que promove a renovação total da copa do cafeeiro (MATIELLO et al., 2007).

A correção da acidez do solo, quando necessária, e as adubações para implantação, formação, produção e formação pós-recepa dos cafeeiros foram efetuadas com base na análise química do solo, seguindo as recomendações contidas em no boletim 100 (van RAIJ et. a., 1997). As praticas de manejo recebidas nos últimos 5 anos de cultivo estão descritas no quadro 1.

A representação da conversão da área de vegetação nativa de Cerrado para a cultura do café ao longo dos anos está esquematizada na figura 2.1.

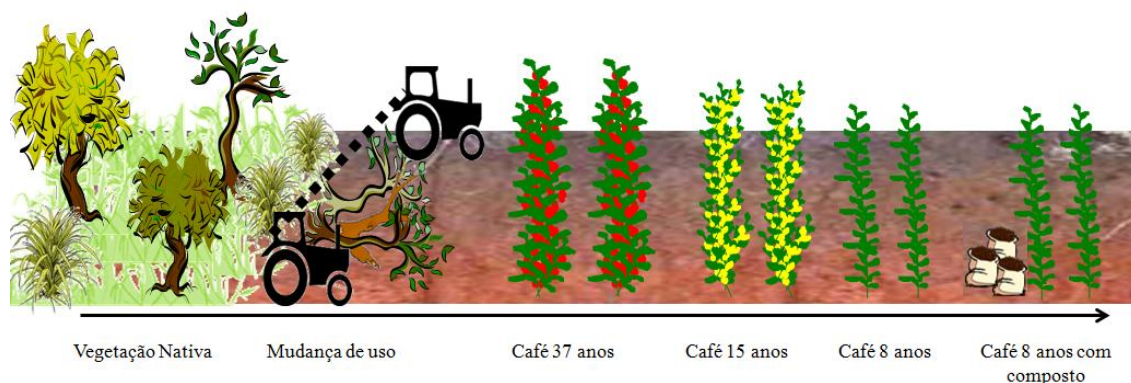


Figura 2.1 - Ilustração do sistema de conversão de solo de cerrado para cultura do café: Café 37 anos (1973), Café 15 anos (1995) e Café 8 anos (2002)

2.3.5 Amostragem de solo

As amostras foram coletadas em nove pontos ao longo das linhas de plantio na projeção da copa, além de cinco pontos na entrelinha de plantio do cafeeiro. Em cada ponto, as camadas de solo amostradas foram 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 cm. Além disso, para cada situação avaliada foi determinado o teor de carbono até um metro de profundidade, para desta maneira, verificar algum comportamento não típico neste atributo nas áreas de estudo.

Os pontos amostrais foram definidos a fim de representar uma área de 1.000 m², os quais foram considerados repetição.

A representação dos nove pontos de coleta de solo está na Figura 2.2(A). A distribuição dos pontos de coleta na projeção da copa e entrelinha está representada na Figura 2.2(B).

Em todos os pontos amostrados até 30 cm foram coletadas amostras indeformadas pelo método do anel volumétrico com um cilindro de aço inox de 5 x 5 cm (99,4 cm³). As amostras de solo foram transportadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA - USP) onde foram secas ao ar e passadas em peneira com abertura de 2 mm.

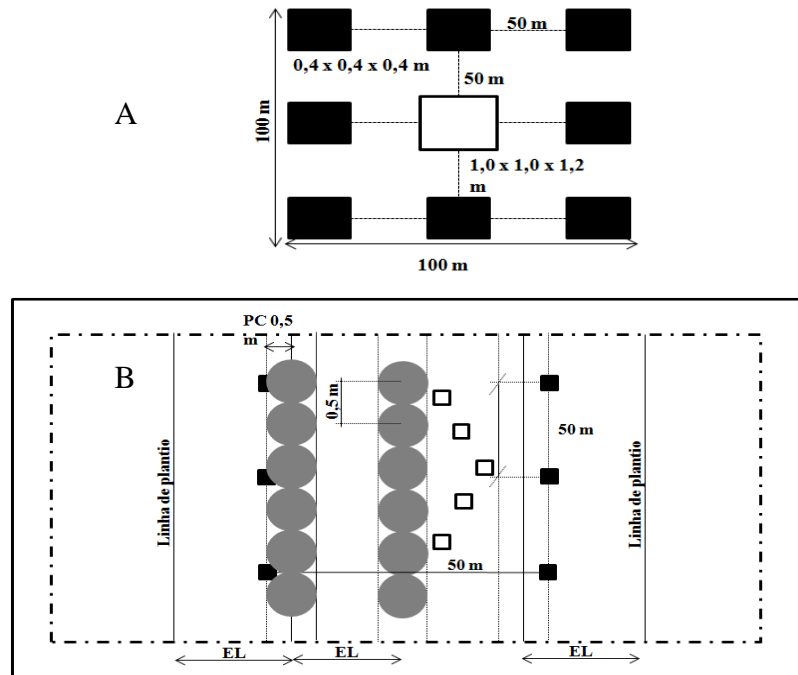


Figura 2.2 - **A** - Esquema de amostragem de solo na projeção da copa. **B** - Esquema das linhas de plantio do café e entrelinhas (EL), onde círculos representam a copa da planta, PC é a projeção da copa na entrelinha de plantio, quadrados cheios são pontos de amostragem na projeção da copa e quadrados vazios são pontos de amostragem na entrelinha

2.3.6 Análise química

A caracterização química das áreas foi realizada a partir de amostras de solo coletadas na trincheira central (Tabela 2.1). As determinações foram realizadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Ciência do Solo (ESALQ/USP). O pH foi determinado em CaCl₂ (0,01 mol L⁻¹). O P-disponível e os cátions trocáveis (K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺) foram extraídos em resina trocadora de íons (RAIJ; QUAGGIO, 1983). O P-disponível foi quantificado por espectrofotometria e os teores de K⁺ por espectrometria de chama. O Ca²⁺ e Mg²⁺ foram determinados por espectrofotômetro de absorção atômica. A acidez potencial do solo foi determinada pela solução SMP a pH 7,5.

Tabela 2.1 - Caracterização química do solo para a camada 0 - 30 cm das áreas sob vegetação nativa de Cerrado e cultivadas com café com diferente tempo de implantação e, cafés que receberam composto orgânico na Fazenda Boa Vista no município de Patrocínio (MG)

Caracterização química do solo (0-30 cm)									
Situações	pH	P(resina)	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	SB	CTC	V
Avaliadas	(CaCl ₂)	mg dm ⁻³			mmol _c dm ⁻¹				%
CE	4,3	2,3	0,7	1,2	1,2	55,8	3,0	58,9	5,2
Café 8	5,1	17,9	1,6	20,4	9,3	44,2	31,2	75,4	41,4
Café 15	6,0	22,3	2,7	25,8	13,3	22,9	41,8	64,7	64,6
Café 37	5,2	34,4	4,4	21,1	14,3	39,1	39,7	78,8	50,4
CRI	5,1	17,2	2,0	19,2	9,2	40,0	30,3	70,7	35,8
CRII	5,2	8,5	2,5	12,3	10,8	35,7	25,7	61,6	40,5

2.3.7 Análise Física

Textura

Como este estudo está baseado na comparação dos estoques de C do solo entre diferentes áreas foi necessário realizar a caracterização granulométrica de modo que as diferenças neste atributo não interferissem na confiabilidade dos resultados. Para isto, o teor de areia foi determinado por peneiramento úmido, enquanto os teores de silte e argila foram determinados pelo método do densímetro (CAMARGO et al., 1986); o qual consiste em dispersar 40 g de solo com 250 mL da solução hexametáfosfato de sódio, por 16 horas sob agitação a 150 rpm. Em seguida, a amostra foi peneirada em malha 0,053 mm para separar a areia da fração argila + silte. A suspensão de hexametáfosfato de sódio com silte e argila foi transferida para proveta graduada de 1000 mL a qual tem seu volume completado com água. Agita-se sete vezes, deixando em repouso durante 24 horas; após faz-se a leitura com densímetro do teor de argila, e o teor de silte é obtido pela diferença.

Densidade do solo

Para a densidade do solo, utilizada no cálculo dos estoques de C do solo foi determinada com base no peso seco das amostras, após se descontar a umidade gravimétrica e, pelo volume do cilindro utilizado na amostragem (BLAKE; HARTGE, 1986).

A massa de solo e a umidade foram determinadas no laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA-USP) para auxiliar no cálculo da densidade do solo (D_s) (Equação 1).

$$D_s = M / V \quad (1)$$

em que: D_s é a densidade do solo (g cm^{-3}); M é a massa de solo (g), e V é o volume do cilindro amostral (cm^3).

Teor de carbono

Para determinar os teores de carbono as amostras foram moídas e passadas em peneira de 100 mesh e, em seguida, analisadas no equipamento LECO[®] CN-2000[®].

Contudo, ao determinar a textura das áreas foi constatado que não havia similaridade entre as mesmas impossibilitando comparações entre os estoques. Para tal, foi necessário corrigir o teor de carbono pelo teor médio de argila de todas as áreas (MORAES et al., 1996).

Estoque de carbono

Os estoques de C das áreas foram calculados a partir dos teores de C, os valores da densidade do solo e das camadas de solos amostrada (Equação 3) (BERNOUX et al., 1998).

$$E = D_s \cdot h \cdot C \quad (3)$$

em que E é o estoque de carbono do solo expresso em hectare (Mg ha^{-1}); D_s , a densidade do solo (g cm^{-3}); h , a espessura da camada amostrada (cm); e C , o teor de C do solo (g kg^{-1}).

Variação no estoque de carbono do solo

A determinação da variação anual do estoque de C no solo, que foi estimada com base nas alterações dos estoques de C ao longo do tempo (Equação 6).

$$\Delta C = \frac{\sum_{A=1} (C_f(A) - C_i(A))}{T} \quad (6)$$

em que: ΔC é a variação do estoque de C do solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); A é considerado o sistema avaliado; $C_f(A)$ é o estoque de C no tempo final (Mg C) o sistema A; $C_i(A)$ é o estoque de C no tempo inicial (Mg C) na área de referencia; e T é o tempo (anos).

Qualidade da matéria orgânica do solo

A variação na composição isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ do solo foram avaliadas no solo de três áreas (Ce, CRI, CRII), a fim de quantificar a contribuição do composto orgânico no estoque de carbono do solo; que foi determinada por combustão a seco em aparelho Finnigam Delta-E, que consiste de um analisador elementar acoplado a um espectrômetro de massas, no laboratório de Ecologia isotópica do CENA/USP. A relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$) da amostra é expressa na forma de δ por mil (‰) com relação ao padrão internacional VPDB (eq.7).

$$\delta^{13}\text{C} = (\text{R amostra}/\text{R padrão} - 1) \times 1000 \quad (7)$$

Sendo, R amostra = relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra;

R padrão = relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ do padrão.

A contribuição do tipo de vegetação (C3 ou C4) no estoque de C do solo foi calculada a partir do estoque de C, composição isotópica do C do solo e da composição isotópica da vegetação predominante segundo proposto por Bernoux et al. (1998) (eq.8).

$$\delta^{13}\text{Ct} \times \text{Ct} = \delta^{13}\text{C3} \times \text{C3} + \delta^{13}\text{C4} \times \text{C4} \quad (8)$$

Sendo: $\delta^{13}\text{Ct}$ = composição isotópica do C total do solo;

Ct = Carbono total do solo;

$\delta^{13}\text{C3}$ = composição isotópica das plantas C3 do local;

C3 = Carbono do solo proveniente das plantas C3;

$\delta^{13}\text{C4}$ = Composição isotópica das plantas C4 do local;

C4 = Carbono do solo proveniente das plantas C4.

2.4 Análises dos Resultados

Os resultados foram submetidos à análise de variância com o propósito de conhecer as diferenças significativas entre os tratamentos pelo procedimento ANOVA e as médias comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade. As análises estatísticas foram realizadas com o programa estatístico R.

2.5 Resultados e discussão

Textura do solo nas situações estudadas

Os teores de argila nos solos das áreas estudadas variaram entre 45 e 76%, o que os incluem na classe textural de solos argiloso a muito argiloso (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Caracterização granulométrica para as áreas de Cerrado (CE) e cultivadas com café com diferentes tempos de implantação da cultura e, cafés que receberam composto orgânico na Fazenda Boa Vista no município de Patrocínio (MG)

Tratamentos	Granulometria (g 100 g ⁻¹)		
	Areia	Silte	Argila
	0 - 5 cm		
Cerrado	336	206	458
Café 8	249	295	456
Café 15	92	333	574
Café 37	151	279	570
CRI	93	269	638
CRII	100	275	625
Média	170,0	276,2	553
	5 - 10 cm		
Cerrado	329	204	468
Café 8	199	223	578
Café 15	62	281	657
Café 37	89	192	719
CRI	72	253	675
CRII	73	251	677
Média	137,3	234,0	629,0
	10 - 20 cm		
Cerrado	318	223	459
Café 8	195	202	603
Café 15	54	259	687
Café 37	68	185	747
CRI	62	223	715
CRII	60	244	696
Média	126,2	222,7	651,2
	20 - 30 cm		
Cerrado	297	222	480
Café 8	170	175	655
Café 15	45	231	723
Café 37	64	171	765
CRI	56	204	740
CRII	51	216	730
Média	113,8	203,1	682,2

Nas áreas cultivadas com café que o teor de areia e silte diminuíram de acordo com a maior profundidade das camadas amostradas, e o contrário foi observado para o teor de argila. Na área nativa a variação no teor de argila foi menos expressiva. Não foi

observada diferença significativa no teor de argila entre os tratamentos para cada camada de solo amostrada.

Sabe-se que o teor de argila influencia no estoque de carbono, pois confere maior proteção e estabilidade à matéria orgânica do solo preservando-a da biodegradação (VOLKOFF et al., 1984). A dinâmica das frações da matéria orgânica está intimamente relacionada com a textura do solo (FELLER; BEARE, 1997). Assim, solos arenosos apresentam maior proporção do carbono orgânico associado às partículas de areia, o que lhes confere maior fragilidade quanto às mudanças nos sistemas de manejo do solo, uma vez que esta fração, composta principalmente de resíduos vegetais, é facilmente mineralizada (FREIXO et al., 2002). Em solos argilosos, as frações orgânicas encontram-se mais associadas à argila e ao silte, de forma que as quantidades de C associadas à areia não perfazem mais do que 10% do total de C do solo (ROSELL et al., 1996).

Densidade do solo nas situações estudadas

A densidade do solo na projeção da copa (Linha - Li) como na entrelinha (ELi) está representada na tabela 2.3. As maiores densidades foram observadas para café implantado há oito anos em todas as profundidades amostradas, variando de 0,99 a 1,06 g cm⁻³ na projeção da copa. O espaçamento entre as linhas é um dos fatores que contribuiu para aumentar a densidade, uma vez que, os tratos culturais são mecanizados, restringindo as operações somente numa faixa, compactando o solo sob a mesma.

Por outro lado, as menores densidades foram para café 37 anos (0,87 a 0,96 g cm⁻³), para a qual tem maior espaçamento entre ruas (5 m) além da influencia do tempo de cultivo que proporciona um aumento no volume de raízes em subsuperfície em cafezais mais velhos (fato observado no momento da amostragem), o que proporciona sítios de aeração e maior agregação do solo. Embora tenha ocorrido variação na densidade do solo na projeção da copa estes valores não foram significativos para as situações avaliadas.

Em lavouras cafeeiras a utilização de mecanização restringe-se a pequenas faixas nas entrelinhas de plantio, transitando sempre no mesmo local (CARVALHO FILHO et al., 2004) e, próximo à copa do cafeeiro, onde concentra parte das raízes absorventes ficando o crescimento das raízes sujeito a estas restrições do solo.

Tabela 2.3 - Densidade média (g cm^{-3}) do solo na linha (projeção da copa -Li) e na entrelinha de plantio do cafeeiro (ELi) para as áreas de Cerrado (CE) e cultivadas com café com diferentes tempos de implantação da cultura e, cafés que receberam composto orgânico na Fazenda Boa Vista no município de Patrocínio (MG)

Situações	Densidade média (g cm^{-3}) do solo							
	Li	ELi [†]	Li	ELi [†]	Li	ELi [†]	Li	ELi [†]
	0 - 5 cm		5 - 10 cm		10 - 20 cm		20 - 30 cm	
Cerrado	0,97		1,02		0,99		1,02	
Café 8	1,05	1,01	0,99	1,09	1,04	1,06	0,99	1,05
Café 15	1,01	1,02	0,95	1,10	0,98	1,15	0,94	1,21
Café 37	0,90	0,85	0,87	0,96	0,92	0,94	0,87	0,93
CRI	0,98	0,83	0,91	0,97	0,95	0,91	0,91	0,95
CRII	0,97	0,92	0,91	1,00	0,97	0,93	0,91	0,92
Média	0,98	0,93	0,93	1,02	0,97	1,00	0,92	1,01

[†]Apenas para as situações cultivadas com café

A densidade na projeção da copa na profundidade de 0-30 cm foi menor que a encontrada por Cortez et al. (2010) no Cerrado com valores variando entre 1,71 e 1,76 g cm^{-3} . Souza et al. (2006) obtiveram valores de 1,38 a 1,47 g cm^{-3} em área de café com manejo mecanizado na profundidade de 20 cm, relatando ser este um atributo influenciado pela umidade do solo.

Na entrelinha (ELi) de plantio, a densidade do solo apresentou pouca variação em relação a projeção da copa em todas as situações avaliada, não sendo observado diferença na densidade entre as áreas avaliadas para as profundidades amostradas.

Os valores de densidade encontrados para a entrelinha são menores que os de Alcântara; Ferreira (2000) em um experimento de longa duração com cafeeiro utilizando o mesmo trato cultural (roçadeira mecânica) os quais variaram entre 1,29 e 1,41 g cm^{-3} ; e por Souza et al. (2006) utilizando a aplicação mecanizada de herbicidas (1,44 a 1,55 g cm^{-3}).

Borges (1995) mencionou que um aumento na densidade de 1,32 para 1,77 g cm^{-3} do solo prejudica o crescimento das plantas. Reichert et al. (2003) propuseram densidade do solo crítica para algumas classes texturais: 1,30 a 1,40 g cm^{-3} para solos argilosos, 1,40 a 1,50 g cm^{-3} para os franco-argilosos e de 1,70 a 1,80 g cm^{-3} para os franco-arenosos, sendo a densidade do solo limítrofe indicadas nestes trabalhos muito superiores as encontradas neste estudo.

Carbono do solo

O carbono do solo foi determinado até 30 cm na linha de plantio (Li) e entrelinha (ELi) para cada situação avaliada e para área de cerrado (Tabela 2.4).

Os dados indicam que os maiores teores de C foram obtidos na camada de 0 - 5 cm de solo coletadas na Li, não diferindo entre si nas demais camadas. O maior teor de carbono foi encontrado para café 37 anos, não diferindo das áreas Café 15 anos e CRII. Os menores teores de carbono foram verificados para Café 8 anos e CRI.

Tabela 2.4 - Teores médios de C ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$) do solo até 0,3 m de profundidade na linha (projeção da copa -Li) e na entrelinha de plantio do cafeeiro (ELi) para as áreas de Cerrado (CE) e cultivadas com café com diferentes tempos de implantação da cultura e, cafés que receberam composto orgânico na Fazenda Boa Vista no município de Patrocínio (MG)

Situações	Teores médios de C ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$) do solo							
	Li	ELi [†]	Li	ELi [†]	Li	ELi [†]	Li	ELi [†]
	0 - 5 cm		5 - 10 cm		10 - 20 cm		20 - 30 cm	
Cerrado	2,68		2,51		2,20		1,91	
Café 8	2,73b	5,89	2,47	2,83b	2,26	2,55ab	1,82	1,89
Café 15	2,83ab	4,99	2,47	2,70b	2,39	2,38b	2,13	1,83
Café 37	3,57a	6,72	2,38	4,07a	2,13	3,13a	1,84	2,49
CRI	2,78b	4,62	2,58	2,91ab	2,26	2,62ab	1,92	2,14
CRII	2,88ab	4,81	2,69	2,88ab	2,16	2,63ab	2,00	2,09
Média	2,91	5,41	2,52	3,08	2,23	2,66	1,94	2,09

[†]Apenas para as situações cultivadas com café. Li = Linha de cultivo do café amostrada na projeção da copa (n=9); ELi = Entrelinha (n=5). Valores médios de carbono do solo seguidos de mesma letra apresentaram diferença estatisticamente significativa no teste Tukey ($p < 0.05$).

Na EL apenas foram observadas diferenças entre os tratamentos para as camadas 5 – 10 e 10 – 20 cm , com maiores teores encontrados para Café 37 anos em ambas as camadas, e os menores teores obtidos para café com 8 anos de implantação, não diferindo dos demais, isto evidencia o reduzido efeito dos diferentes espaçamentos de plantio nos teores de C do solo, com acréscimo nos teores com o aumento do espaçamento, mesmo comportamento foi observado por Rangel et al (2007) avaliando o carbono do solo em função de diferentes espaçamentos.

Assim, a diminuição nos teores de C na Li pode ser explicada pelo fato de a maior parte dos resíduos orgânicos estar depositada na EL, o que, associado ao maior revolvimento do solo na arruação contribuiu para a decomposição mais acelerada da MOS, uma vez que não voltava o resíduo orgânico para a Li após a colheita, prática denominada de esparramação de cisco.

O carbono na entrelinha foi maior que na linha em todas as situações avaliadas em todas as camadas, consequência da prática de arruação que consiste em limpa o chão na projeção da copa do cafeeiro, arrastando o cisco e a terra solta para o meio das ruas (entrelinhas) do café na época da colheita; mas essa diferença não foi significativa a 5% de probabilidade.

O crescimento de plantas daninhas, bastante evidente na área Café 37 anos na época da amostragem, pode ser um fator para elevar o teor de carbono do solo, pois quando roça a área o material fica depositado na superfície do solo - prioritariamente na entrelinha de cultivo (ELi). Alcântara (1997) em experimento de dezoito anos de coleta de dados observou que o mato sempre roçado nas entrelinhas e carpido nas linhas proporcionou melhorias nas condições físicas e químicas do solo.

Segundo Rasse et al. (2005) a contribuição do sistema radicular no estoque de carbono do solo pode ser até 30 % maior que a contribuição da parte aérea, além de apresentar tempo médio de residência de até 2,4 vezes maior que o C derivado da parte aérea, esse mesmo padrão foi verificado por Madeira et al. (2002) em área de eucalipto. Siles et al. (2010) encontrou 75% de biomassa de raízes finas nos primeiros 60 cm de solo.

A adição de composto orgânico na área não proporcionou incremento no teor de carbono do solo para as situações avaliadas. A adição de composto orgânico ao solo foi realizada nos meses chuvosos em todas as áreas, somado a temperatura mais elevada da região do cerrado favorecendo a ciclagem de matéria orgânica no solo.

Estoque de Carbono do solo

O estoque de carbono do solo foi determinada na linha (Li) e na entrelinha (ELi) para cada situação avaliada, e ainda foi calculado o estoque de carbono total considerando os diferentes espaçamentos e a área ocupada pela linha de plantio e entrelinha, sabendo que a projeção da copa avança 0,5 m na entrelinha.

O estoque de apresentou diferença para área total na camada 0-30 cm sendo o maior valor observado para o Café 37 anos com 91,34 Mg ha⁻¹, seguido do Café 8 e 15

anos com 85,75 e 85,21 Mg ha⁻¹ respectivamente; não diferindo de CR I e CR II. O menor estoque foi para área de Cerrado com 66,87 Mg ha⁻¹ (Tabela 2.5).

Em relação a Li, Café 37 anos apresentou incremento de 59 % no carbono da entrelinha, seguido pelo Café 8 anos com 33 % de carbono no solo (Tabela 2.5).

O incremento do Café 37 anos no estoque de carbono comparado a vegetação nativa, foi de 50 % para ELi e de 36% para área total, para o Café 8 anos foi de 37 e 28%, respectivamente. Gerbim (2010) avaliando solo do cerrado cultivado com café há 10 e 30 anos obteve um aumento no estoque de carbono do solo de 24,7 e 35,6 % em relação à vegetação nativa, na linha de plantio do café. Na entrelinha estes valores foram de 29,9 e 43,3 %, respectivamente.

Marchiori Junior; Melo (2000) observaram redução de 33,1 e 11,5 % nos teores de MOS em solos cultivados com café (na projeção da copa) em comparação à cobertura vegetal original, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente.

O manejo adotado ao longo dos anos, bem como a fatores intrínsecos da própria planta em adaptar-se as condições ambientais foram fatores importante no estoque de carbono do solo, uma vez que o tempo de cultivo pouco influenciou no estoque de carbono observado pelas diferenças entre o Café 15 e 8 anos.

Tabela 2.5 - Estoques de C do solo (Mg ha⁻¹) para a camada de 0-30 cm na linha (projeção da copa) e na entrelinha de plantio do cafeeiro para as áreas de Cerrado (CE) e cultivadas com café com diferentes tempos de implantação da cultura e, cafés que receberam composto orgânico na Fazenda Boa Vista no município de Patrocínio (MG)

Estoques de carbono do solo (Mg ha ⁻¹)											
Prof cm	Cerrado	Café 8		Café 15		Café 37		CRI		CR II	
		Li	ELi [†]	Li	ELi [†]	Li	ELi [†]	Li	ELi [†]	Li	ELi [†]
0 - 5	12,96	14,24	29,4	14,23	24,8	15,88	28,33	13,76	17,98	14,24	22,10
5 - 10	12,47	13,10	15,48	12,39	14,9	11,39	19,54	12,47	14,06	13,47	24,60
10 - 20	21,83	23,44	27,1	23,15	27,24	19,78	29,56	21,57	23,83	21,13	19,30
20 - 30	19,62	18,02	19,72	20,01	22,13	16,08	23,30	17,48	20,24	18,23	14,40
0 - 30		68,80	91,70	69,78	89,07	63,14	100,74	65,28	76,11	67,06	80,42
Total	66,87c	85,75b		85,21b		91,34a		73,29bc		76,95bc	

[†]Apenas para as situações cultivadas com café. Li = Linha de cultivo do café amostrada na projeção da copa (n=9); ELi = Entrelinha (n=5); Área = Estoques de C calculado em função do espaçamento de cultivo. A comparação das médias foi realizada entre a vegetação natural (Cerrado) e o estoque de C calculado para cada área de cultivo de café com diferentes idades. Médias seguidas de mesma letra na linha não apresentaram diferença significativa no teste Tukey (p > 0,05)

O dados apresentados evidenciam que não houve correlação entre os diferentes espaçamento de plantio e o estoque de carbono do solo divergindo dos resultados obtidos por Rangel et al. (2008) que estudaram quatro espaçamento entre linha e três entre plantas; encontrando maior variação no carbono do solo no maior espaçamento entrelinhas e no menor espaçamento entre plantas, refletindo nos estoques da entrelinha.

Hergoualc'h et al. (2012) obtiveram estoque de 110 Mg ha^{-1} na entrelinha do café convencional, na camada 0-40 cm, diferindo do sistema agroflorestal apenas na camada 0-10 cm ($2,4 \text{ Mg ha}^{-1}$), ambos implantados há 7 anos. Neste mesmo trabalho os autores relatam que a planta de café estoca na liteira e no sistema radicular $5,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ C, carbono este que vai ser ciclado no solo.

Taxa anual de mudança do C no solo

A taxa de acúmulo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) foi calculada para o estoque de carbono em função do tempo de implantação da cultura tomando como referencia a vegetação nativa (Cerrado) (Figura 2.3).

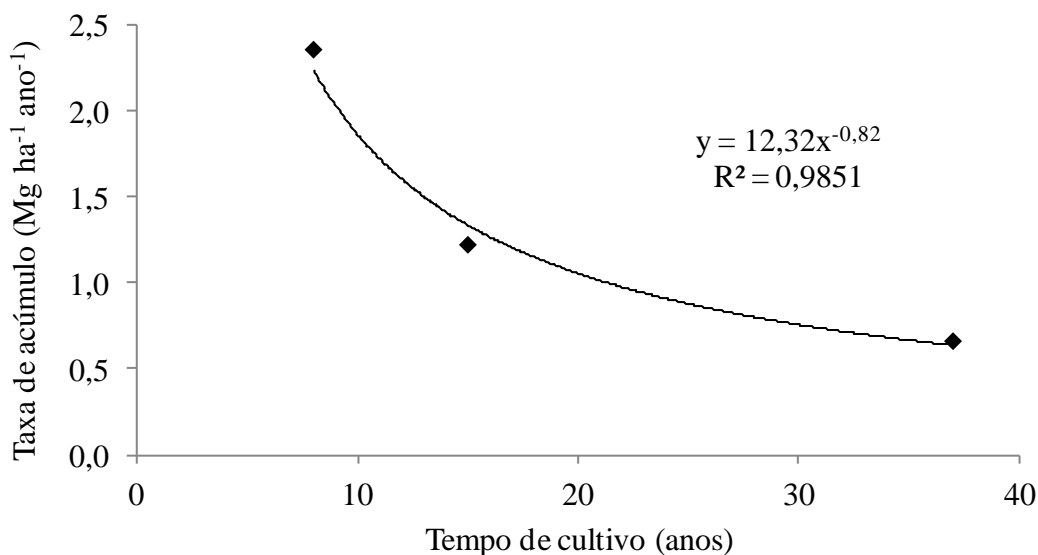


Figura 2.3 - Taxa de acúmulo de C no solo em comparação a vegetação natural de Cerrado e, áreas cultivadas com café com diferentes tempos de implantação da cultura na Fazenda Boa Vista no município de Patrocínio (MG)

A área implantada há mais tempo, café 37 anos, foi a que apresentou o menor ganho ($0,08 \text{ Mg C há}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), refletindo o equilíbrio dinâmico, onde a perda de carbono

no sistema é compensada pela entrada de resíduos da própria planta. O baixo incremento de carbono ao longo do tempo pode estar relacionado à fração mais recalcitrante da matéria orgânica (polímeros orgânicos como lignina, suberinas, resinas e ceras) (SILVA; MENDONÇA, 2007), pois esta área não sofreu qualquer tipo de poda nos últimos 8 anos.

As áreas cultivadas com café há 15 e 8 anos apresentaram um acúmulo de 1,22 e 2,22 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. A diferença encontrada entre as áreas deve-se ao principalmente ao pouco tempo de cultivo além do histórico.

Hergoualc'h et al. (2012) não observaram mudança no estoque de carbono para café há 3 anos sob o sistema agroflorestal na Costa Rica cuja taxa de acúmulo foi de 0,09 ± 0,58 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Para café sob sistema convencional, estes autores citam uma redução no estoque de carbono para o mesmo período de avaliação (-0,43 ± 0,53 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹).

Post; Kwon (2000) citam que os principais fatores que determinam a taxa de acúmulo de C ou perda são a quantidade, qualidade e posicionamento do aporte de matéria orgânica no solo, além das condições climáticas, tipo de solo (BAYER; MIELNICZUK, 1999), manejo aplicado e, principalmente, em função do tempo de implantação do sistema de cultivo (SIQUEIRA NETO et al., 2011). No cultivo do café a entrada de carbono no solo se dá pela deposição de folhas, mortalidades e exsudação de raízes, enriquecendo o teor de carbono no solo em superfície e subsuperfície (THEODORO, 2006).

Qualidade do carbono do solo ($\delta^{13}\text{C}$)

A composição isotópica foi realizada para o ponto central nas áreas de cerrado e cafés que receberam composto orgânico com intuito de identificar a origem do carbono estocado a 1 m de profundidade.

A assinatura isotópica natural entre plantas de ciclo fotossintético C3 ($\approx -27\text{‰}$) e C4 ($\approx -11\text{‰}$) (SMITH, EPSTEIN; 1971) permite avaliar a dinâmica do C em áreas provenientes de cerrado que possui fitofisionomia arbórea (com predomínio de plantas C3) (ROSCOE et al., 2001) daquelas com presença de gramíneas com sinal isotópico C4. A maioria dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ para amostras de café (grão) varia de -28,2 a -26,1‰ (OLIVEIRA et al, 2002).

O cerrado apresentou sinal isotópico para $\delta^{13}\text{C}$ entre -17 a -15 ‰ mantendo o sinal com o aumento da profundidade, ou seja, o sinal isotópico diluiu pela mistura de

plantas C3 e C4, considerando que a área era composta por gramíneas e plantas arbóreas (Figura 2.4).

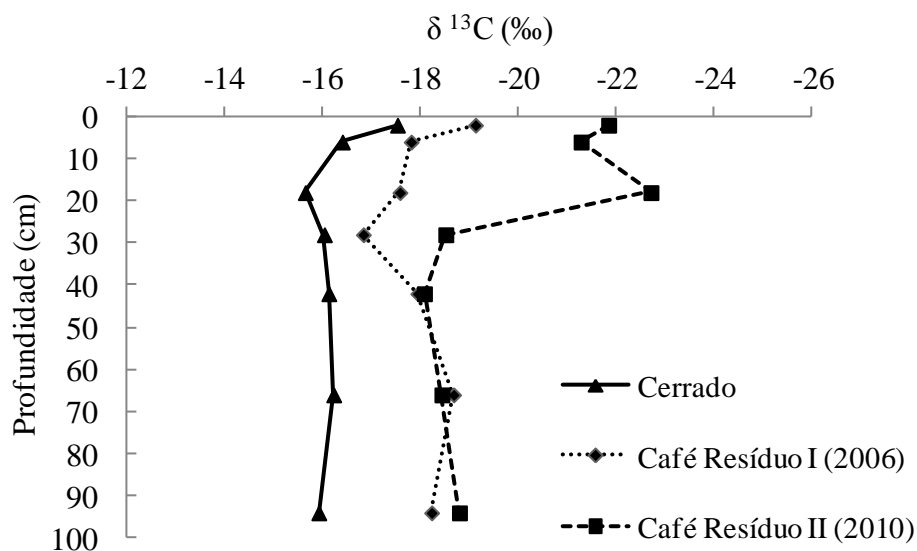


Figura 2.4 - Composição isotópica do C no solo ($\delta^{13}\text{C}$ ‰) para as diferentes camadas do solo para as áreas de Cerrado (CE) e, cultivadas com café que receberam diferentes quantidades de composto orgânico em anos diferentes na Fazenda Boa Vista no município de Patrocínio (MG)

As áreas de café que receberam resíduos o valor de $\delta^{13}\text{C}$ foi de -19 ‰ para CRI (adição em 2006) aumentando o sinal com a profundidade. A área CRII foi a que apresentou o sinal isotópico característico de planta C3 nas camadas subsuperficiais (-21 ‰), aumentando com a profundidade (-18‰). Para a área CRI, pode-se inferir que grande parte, senão todo o resíduo foi incorporado no sistema, e que a presença de plantas daninhas na área, assim como, resíduos da vegetação nativa ainda presentes, foram os responsáveis pelo sinal isotópico apresentado.

Além da possível contribuição da vegetação primária na composição isotópica, principalmente em profundidade; pode ainda estar ocorrendo fracionamento isotópico entre o CO_2 atmosférico e as plantas (MEINZER et al, 1990). Este fracionamento pode ser encontrado entre variedades de plantas de café as quais dependem das condições de cultivo, como estresse hídrico, ou diferenças climáticas entre regiões. Meinzer et. al. (1990) mostraram a variação no fracionamento em cinco variedades de café arábicas para plantas que receberam irrigação (18,49‰ a 20,29‰) e aquelas submetidas a estresse hídrico (16,05‰ a 17,98‰).

As diluições no sinal isotópico das áreas de café pode ser devido ao pouco tempo de implantação da cultura (8 anos), não sendo suficiente para alterar o sinal do carbono estocado no solo.

Além do valor de $\delta^{13}\text{C}$ foi calculada a contribuição das plantas C3 e C4 no estoque de carbono do solo para as três áreas. A área de cerrado e CRI apresentaram a maior contribuição no carbono do solo pelas plantas C4, já para CRII foi de plantas C3 até 20 cm, e de plantas C4 em profundidade.

2.6 Conclusões

O estoque de C do solo nas áreas cultivadas com café apresentaram maiores valores na camada 5 cm na projeção da copa.

A entrelinha do cafeeiro tem potencial de estocar maior quantidade de carbono em relação à linha de cultivo, com incremento no estoque de carbono até a camada de 30 cm, quando comparados à vegetação nativa.

A taxa de acúmulo de C foi maior na situação com menor tempo de implantação do café, decrescendo com o tempo de cultivo para a situação de estudo.

A adição de composto orgânico ao solo não influenciou no estoque de carbono do solo.

Referências

ALCÂNTARA, E.N.; FERREIRA, M.M. Efeitos de métodos de controle de plantas daninhas na cultura do cafeeiro (*Coffea arabica* L.) sobre a qualidade física do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 711-721, 2000.

ALCÂNTARA, E.N **Efeito de diferentes métodos de controle de plantas daninhas na cultura do cafeeiro (*Coffea arabica* L.) sobre a qualidade de um Latossolo roxo distrófico.**1997. 127p. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1997.

ASSOCIAÇÃO DOS CAFEICULTORES DA REGIÃO DE PATROCÍNIO.
Disponível em: <<http://www.acarpa.com.br/dados.php>>. Acesso em: 13 jul. 2010.

BARTHOLO, G.F.; MELO, B.; MENDES, A.N.G. Evolução na adoção de espaçamentos na cultura do café. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.19, n. 193, p. 49-60, 1998.

BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O., eds. **Matéria orgânica do solo: fundamentos e caracterização**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 9-26

BAYER, C.; DICK, D.P.; RIBEIRO, G.M.; SCHEUERMANN, K. Carbon stocks in matter fractions as affected by land use and soil management with emphasis on no-tillage effect. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, p. 401-406, 2002.

BAYER, C.; LOVATO, T.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J.A.; MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 91, p.217–226, 2006a.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; AMADO, T.J.C. C and N stocks and the role of molecular recalcitrance and organomineral interaction in stabilizing soil organic matter in a subtropical Acrisol managed under no-tillage. **Geoderma**, Amsterdam, v. 133, p. 258-268, 2006b.

BERNOUX M.; ARROUAYS D.; CERRI C.; BOURENNANE H. Modeling vertical distribution of carbon in Oxisols of the Western Brazilian Amazon (Rondônia). **Soil Science**, New Brunswick, v. 163, n. 12, p. 941-951, 1998.

BLAKE, G.R.; HARTGE, K H. Bulk density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. 2nd ed. Madison: ASA, 1986. pt. 1, p. 364-367. (Agronomy, 9).

BORGES, E. N. **Efeito de doses de gesso+matéria seca de crotalária e de níveis de compactação em atributos físicos de um Latossolo Vermelho-Escuro**. 1995. 136 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

CAMARGO, A.O., MONIZ, DE A.C., JORGE, J.A., VALADARES, J.M. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do IAC**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1986. 94 p. (IAC Boletim Técnico, 106).

CARVALHO FILHO, A.; SILVA, R.P.; FERNANDES, A.L.T. **Compactação do solo em cafeicultura irrigada**. Uberaba: Universidade de Uberaba, 2004. 44 p. (UNIUBE. Boletim Técnico, 3).

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; LAL, R. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.D.; CERRI, C.E.P. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: The Haworth Press, 2006. v. 1, p. 41-47.

COLE, V.; CERRI, C.; MINAMI, K.; MOSIER, A.; ROSENBERG, N.; SAUERBECK, D.; DUMANSKI, J.; DUXBURY, J.; FRENEY, J.; GUPTA, R.; HEINEMEYER, O.; KOLCHUGINA, T.; LEE, J.; PAUSTIAN, K.; POWLSON, D.; SAMPSON, N.; TIESSEN, H.; VAN NOORDWIJK, M.; ZHAO, Q. Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emissions. In: WATSON, R.T.; ZINYOWERA, M.C.; MOSS, R.H. (Ed.). **Climate change 1995: impacts, adaptations and mitigation of climate change; scientific-technical analyses; contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. p. 745–771.

CORTEZ, J.W.; FERNANDES, A.L.T.; CARVALHO FILHO, A.; SILVA, R.P.; FURLANI, C.E.A. Modificação dos parâmetros físico-hídricos do solo sob diferentes sistemas de irrigação na cafeicultura. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 5, n.2, p. 244-249, 2010.

EDWARDS, A.P.; BREMNER, J.M. Microaggregates in soils. **Journal of Soil Science**, London, v. 18, n. 1, p. 64-73, 1967.

FAOSTAT. 2011b. ResourceSTAT land use data: Statistics Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. Disponível em : <<http://faostat.fao.org/site/377/default.aspx#ancor>>. Acesso 15 de Maio de 2011.

FELLER, C.; BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, p. 69-116, 1997.

FELLER, C.; BERNOUX, M. Historical advances in the study of global terrestrial soil organic carbon sequestration. **Waste Management**, Padova, v. 28, n.4, p. 734-740, 2008.

FOLLETT, J.R.; FOLLETT, R.F. Utilization and metabolism of nitrogen by humans. In: FOLLETT, R.; HATFIELD, J.L. (Ed.). **Nitrogen in the environment: sources, problems and management**. New York: Elsevier, 2001. p. 65–92.

FREIXO, A.A.; MACHADO, P.L.O.A.; SANTOS, H.P.; SILVA, C.A.; FADIGAS, F.S. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 64, p. 221-230, 2002.

GEBRIM, F.O. **Estoques e qualidade da matéria orgânica em solos cultivados com cafeeiro sob diferentes manejos, em regiões de Minas Gerais**. 2010. 108 p. Tese (Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.

HERGOUALC'H, K.; BLANCHARD, E.; SKIBAE, U.; HÉNAULT, C.; HARMANDA, J.M. Changes in carbon stock and greenhouse gas balance in a coffee (*Coffea arabica*) monoculture versus an agroforestry system with *Inga densiflora*, in Costa Rica. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 148, p. 102–110, 2012.

HERMLE, S., ANKEN, T., LEIFELD, J., WEISSKOPF, P. The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 98, p. 94–105, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2008. Disponível em <<http://mapas.ibge.gov.br/solos/viewer.htm>>. Acesso em: 20 fev. 2010.

LAL, R. **Carbon sequestration. Philosophical Transactions of the Royal Society B.** London, v. 363, p. 815- 830, 2008.

MADEIRA, M.V.; FABIÃO, A.; PEREIRA, J.S.; ARAÚJO, M.C.; RIBEIRO, C. Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill, plantations induced by different water and nutrient availability. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 171, p. 75-85, 2002.

MARCHIORI JUNIOR, M.; MELO, W. J. Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 1177-1182, 2000.

MATIELLO, J.B.; GARCIA, A.W.R.; ALMEIDA, E.S.R. E. A poda em cafezais. **Revista de Tecnologia cafeeira**, Lavras, n. 11, 2007.

MEINZER, F. C.; GOLDSTEIN, G.; GRANTZ, D.A. Carbon isotope discrimination in coffee genotypes grown under limited water supply. **Plant Physiology**, Washington, v. 92, p. 130-135, 1990.

MONDINI, C.; SEQUI, P. Implication of soil C sequestration on sustainable agriculture and environment. **Waste Management**, Oxford, v. 28, n. 4, p. 678-684, 2008.

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, n. 1, p. 63-81, 1996.

MOSIER, A.R.; SCHIMEL, D.S.; VALENTINE, D.; BRONSON, K.; PARTON, W. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, London, v.350, p. 330-332, 1991.

OGLE, S.M.; CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the intergovernmental panel on climate change. **Environmental Management**, New York, v. 33, n. 4, p. 474–484, 2004.

OGLE, S.M.; PAUSTIAN, K. Soil organic carbon as an indicator of environmental quality at the national scale: monitoring methods and policy relevance. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 85, p.531-540, 2005.

OLIVEIRA, A.C.B.; SALIMON, C.I.; CALHEIROS, D.F.; FERNANDES, F.A.; VIEIRA, I.; CHARBEL, L.F.; PIRES, L.F.; SALOMÃO, M.S.M.B., NOGUEIRA, S.F., VIEIRA, S.; MOREIRA, M.Z.; MARTINELLI, L.A.; CAMARGO, P.B. Isótopos estáveis e produção de bebidas: de onde vem o carbono que consumimos? **Ciência e Tecnologia dos Alimentos**, Campinas, v. 22, n. 3, p.285-288, 2002.

PAVAN, M.A.; CHAVES, J.C.D.; SIQUEIRA, R.; ANDROCIOLI FILHO, A. **O sistema de plantio adensado e a melhoria da fertilidade do solo**. Piracicaba: Potafós, 1997. 7 p. (Informações Agronômicas, 80).

POST, W.M.; KWON, K.C. Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. **Global Change Biology**, Oxford, v. 6, n. 3, p. 317-327, 2000.

R. DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2010. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>. Acesso em 10 junho de 2012.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A. **Métodos de análise de solos para fins de fertilidade**. Campinas: Instituto Agronômico, 1983. 31 p. (Boletim Técnico, 81).

RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A. & GUIMARÃES, P.T.G. Estoques e frações da matéria orgânica de Latossolo cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1341-1353, 2007.

RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A.; GUIMARÃES, P.T.G.; MELO, L.C.A.; OLIVEIRA JUNIOR, A.C. Carbono orgânico e nitrogênio total do solo e suas relações com os espaçamentos de plantio de cafeeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p.2051-2059, 2008.

RASSE, D.P.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M.F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. **Plant Soil**, The Hague, v. 269, p. 341-356, 2005.

- REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 27, p. 29-48, 2003.
- RENA, A.B.; NACIF, A.P. de; GUIMARÃES, P.T.G.; BARTHOLO, G.F. Plantios adensados de café: aspectos morfológicos, ecofisiológicos, fenológicos e agronômicos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 19, n. 193, p. 61-70, 1998.
- ROSELL, R.A.; GALANTINI, J.A.; IGLESIAS, J.O. Organic carbon changes in soil fractions of two texturally-different Haplustolls under cultivation. In: CLAPP, C.E.; HAYES, M.H.B.; SENESI, N.; GRIFFITH, S.M. (Ed.). **Humic substances in soil and water environments**. St. Paul: IHSS, 1996. p. 161-162.
- SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M.C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35, p.63-76, 2011.
- SILES, P.; HARMAND, J.M.; VAAST, P. Effects of *Inga densiflora* on the microclimate of coffee 20 (*Coffea arabica* L.) and overall biomass under optimal growing conditions in Costa Rica. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 78, p. 269–286, 2010.
- SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.
- SMITH, B.N.; EPSTEIN, S. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. **Plant Physiology**, Rockville, v. 47, p. 380-384, 1971.
- SOUZA, M.A.S.; OLIVEIRA, S.M.; ARANTES, S.O.; BORGES, E.N. Densidade do solo em três sítios de amostragem submetido a diferentes sistemas de manejo na cafeicultura do cerrado. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 10.; ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 6., 2006, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: Universidade do Vale do Paraíba, 2006. 157p.
- THEODORO, V.C.A. **Transição do manejo de lavoura cafeeira do sistema convencional para o orgânico**. 2006. 151 p. Tese (Doutorado em Fitotecnia)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; MELFI, J.A. Húmus e mineralogia dos horizontes superficiais de três solos de campo da altitude dos Estados de Minas Gerais, Paraná e Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, p. 277-283, 1984.

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

ZINN, Y.L.; LAL, R.; RESCK, D.V.S. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 84, p. 28–40, 2005.

ZOTARELLI, L.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; SIX, J. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two oxisols. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 95, p. 196-206, 2007.

3 FLUXO DE N₂O PROVENIENTE DA ADUBAÇÃO NITROGENADA NA CULTURA DO CAFÉ

Resumo

O nitrogênio (N) é um nutriente exigido em grande quantidade pela cultura do café. A recomendação de doses de nitrogênio para cafeeiros em produção baseiam-se no rendimento esperado e no teor do nutriente na folha, sendo recomendadas doses de até 450 kg ha⁻¹ de N por ano agrícola. Como as doses de nitrogênio aplicadas são altas e realizadas na época das chuvas, pressupõe-se que as perdas sejam significativas, contribuindo assim para a emissão de óxido nitroso (N₂O) importante gás de efeito estufa (GEE). O objetivo desse trabalho foi quantificar as emissões N₂O associadas ao uso de fertilizantes nitrogenados no processo produtivo do café e gerar o fator de emissão para cada fonte nitrogenada. O experimento foi instalado em uma fazenda de café em Patrocínio-MG para o qual foram avaliadas as emissões de N₂O dos fertilizantes (tratamentos): nitrato de cálcio (NC), nitrato de amônio (NA), ureia (UR) e ureia-NBPT (NBPT), além da emissão do solo (controle). O experimento foi conduzido em blocos completos inteiramente casualizados, sendo as câmaras amostrais repetições. A dose utilizada foi 300 kg ha⁻¹ de N, parcelada em duas doses de 50 kg ha⁻¹ de N (out/nov 2010) e duas doses de 100 kg ha⁻¹ de N (fev 2012). O fluxo de N-N₂O de cada fertilizante, devido à aplicação de 50 kg ha⁻¹ de N, durante 21 dias de amostragem foi de 0,23, 1,93, 6,53, 6,84 e 6,41 mg m⁻² para controle, NC, NA, UR e NBPT, respectivamente. A segunda adubação (50 kg ha⁻¹ de N) foi efetuada no 24º dia após a primeira. Neste caso, o tratamento NC teve sua fonte nitrogenada substituída por NA, a fim de representar o manejo adotado pela fazenda. O período amostral foi de 25 dias. O fluxo da segunda adubação foi de 2,89, 1,53, 7,37, 6,71 e 9,51 mg N-N₂O m⁻² para controle, NC, NA, UR e NBPT, respectivamente. Para a 4ª avaliação da adubação foi utilizada uma dose de 100 kg ha⁻¹ de N, resultando em fluxo de 6,53, 20,25, 125,12 e 63,80 mg N-N₂O m⁻² para controle, NA, UR e NBPT, respectivamente. Durante todo o período experimental as emissões de N₂O variaram principalmente como resultado da aplicação de fertilizantes, somados a eventos de precipitação. A fração de nitrogênio emitido como N-N₂O devido ao uso de fertilizante foi determinada pela diferença do solo, dividido pela quantidade de N aplicada. As perdas de N-N₂O do Kg N aplicado foi calculada pela média ponderada. Foram perdidos na forma de N₂O 0,01; 0,04; 0,05; 0,27 e 0,13 % do N aplicado como NC, NA, UR e NBPT. A ureia foi a fonte nitrogenada que resultou em maior emissão, mas quando utilizada com inibidor de urease (NBPT) o fluxo foi reduzido pela metade, porém ainda foi superior ao do nitrato de amônio. O parcelamento da adubação em duas doses de 50 kg ha⁻¹ foi um fator importante para reduzir a emissão de N-N₂O, principalmente para a fonte amídica, refletindo positivamente em menor fator de emissão quando comparado à dose de 100 kg ha⁻¹.

Palavras-Chave: Fertilizante nitrogenado; Nitrato de cálcio; Nitrato de amônio; Ureia; NBPT; Café; Desnitrificação

Abstract

Nitrogen (N) is the nutrient required in greatest quantity by the coffee culture. The recommendation of nitrogen doses for coffee production are based on the expected

yield and nutrient content in the leaves, with the recommended doses of up to 450 kg ha⁻¹ of N per crop year. As nitrogen application rates are high and performed in the rainy season, it is assumed that losses are significant, contributing to the emission of nitrous oxide (N₂O) important for greenhouse gas (GHG) emission rates. The aim of this study was to quantify N₂O emissions associated to the use of nitrogen fertilizers in the coffee production process, as well as to generate the emission factor for each nitrogen source. The experiment was performed on a coffee farm in Patrocínio-MG where N₂O fluxes derived from fertilizers (treatments) were assessed: calcium nitrate (CN), ammonium nitrate (AN), urea (UR) and urea NBPT (NBPT), and just soil (control). The experiment was conducted in a completely randomized block where sampling chambers were he replicates. The used dose was 300 kg N ha⁻¹, split in two doses of 50 kg N ha⁻¹ (Oct/Nov 2010) and two doses of 100 kg N ha⁻¹ (Feb/2012). The accumulated N₂O flux of each fertilizer due to the application of 50 kg N ha⁻¹ during a period of 21 days were 0.23, 1.93, 6.53, 6.84, and 6.41 mg N₂O-N m⁻² for control, NC, NA, UR and NBPT, respectively. The second fertilization (50 kg N ha⁻¹) was done at the 24th day after the first. This time, NC had its nitrogen source replaced by NA in order to represent the management adopted by the farm. The sampling period was 25 days. The N-N₂O fluxes derived from the second fertilization was 2.89, 1.53, 7.37, 6.71 and 9.51 mg N₂O-N m⁻² for control, NC, NA, UR and NBPT, respectively. For the quart assessment of fertilization, the dose used was 100 kg N ha⁻¹, resulting in fluxes of 6.53, 20.25, 125.12 and 63.80 mg N₂O-N m⁻² control, NA, UR and NBPT, respectively. Throughout the experimental period N₂O emissions varied primarily as a result of fertilizer application, added to precipitation events. The fraction of emitted nitrogen as N₂O-N due to the use of fertilizer was determined by the difference of the soil, divided by the amount of nitrogen applied. Losses of applied N as N₂O-N were calculated by averaging weights, totaling 0.01, 0.04, 0.05, 0.27 and 0.13% of NC, NA, UR and NBPT. Urea was the nitrogen source responsible for the highest emission, but when used with urease inhibitor (NBPT) the flux was reduced by half, but was still higher than ammonium nitrate. The split fertilization in two doses of 50 kg N ha⁻¹ was an important factor in reducing N₂O emission, mainly for amidic source, reflecting positively on lower emission factor compared to the 100 kg N ha⁻¹ dose.

Keywords: Nitrogen fertilizer; Calcium nitrate; Ammonium nitrate, Urea, NBPT, Coffee, Denitrification

3.1 Introdução

3.1.1 Produção de N₂O do solo

No Brasil as emissões de N₂O ocorrem, predominantemente, no setor da agropecuária representando 87% das emissões em 2005, seja por deposição de dejetos de animais em pastagem, seja em menor escala, pela aplicação de fertilizantes em solos agrícolas, apresentando um crescimento de 43% entre os anos 1990 e 2005 (COMUNICAÇÃO NACIONAL, 2010). A maior parte do N₂O emitida pelo solo é produzida em dois processos biológicos: nitrificação do nitrogênio mineralizado e desnitrificação (CANTARELLA, 2007).

A nitrificação representa a oxidação aeróbica de amônio (NH_4^+) proveniente da mineralização da matéria orgânica do solo e de fertilizantes amídicos ou amoniacais a nitrato (NO_3^-). O processo é realizado por bactérias quimioautotróficas e ocorre em duas etapas: nitritação em que o NH_4^+ é oxidado a nitrito (NO_2^-) por ação de *Nitrosomonas sp.*, *Nitrosospira sp.* e *Nitrosococcus sp.*; e nitratação, onde o NO_2^- é oxidado a NO_3^- por *Nitrobacter sp.*, *Nitrospira sp.* e *Nitrococcus sp.* (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

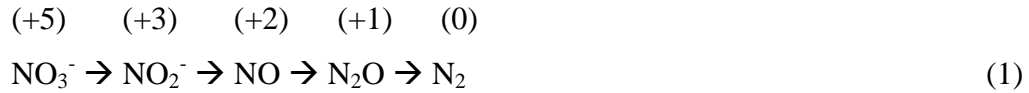
Na nitrificação uma pequena quantidade de N_2O provém de processos como a decomposição química de hidroxilamina e decomposição química do nitrito (quimiodesnitrificação). Na primeira etapa da nitrificação, quando a amônia é convertida a nitrito, ocorre um processo intermediário que é a conversão em hidroxilamina pela enzima amônia monoxigenase ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_2\text{OH} \rightarrow \text{NOH} \rightarrow \text{N}_2\text{O}$) (MYROLD, 1998) liberando N_2O , e na reação desta com nitrito ($\text{NH}_2\text{OH} + \text{HNO}_2 \rightarrow \text{N}_2\text{O} + 2\text{H}_2\text{O}$) (BREMNER, 1997), estes processos ocorrem via células microbianas de *Nitrosomonas europaea*, bactérias quimioautotróficas. A quimiodesnitrificação ocorre quando o NO_2^- se acumula no solo e reage com compostos orgânicos para produzir N_2 e N_2O , isto ocorre à medida que o NH_4^+ vai sendo oxidado e, diminui à medida que o NO_3^- é formado no solo (SIGNOR, 2010).

Condições de pH inferiores a 5 favorecem a nitrificação (STEVENS; LAUGHLIN, 1998, MOSIER et al.; 1998). Alguns fatores que podem limitar a atividade desses micro-organismos no solo são a concentração de CO_2 , O_2 e NH_4^+ , sendo o principal a disponibilidade de NH_4^+ (HUTCHINSON; DAVIDSON, 1993), além do pH baixo, baixo potencial hídrico, disponibilidade de fosfato, alta concentração de NO_2^- devido a toxicidade (HAYNES, 1986).

No Brasil os solos são bem drenados e apresentam pH ácido, predominando o N na forma nítrica (NO_3^-), devido à velocidade de oxidação do NO_2^- ser maior que a do NH_4^+ (TISDALE et al., 1985; CANTARELLA, 2007). Isso pode ser explicado em parte, pelo baixo ganho energético da oxidação do NO_2^- a NO_3^- , 18 kcal mol⁻¹, comparado com 65 kcal mol⁻¹ para oxidação do NH_4^+ a NO_2^- , que permite constatar que as bactérias do gênero *Nitrobacter* têm de processar maior quantidade de substrato para sobreviver (CANTARELLA, 2007).

A presença de NO_3^- no solo pode levar a desnitrificação, processo que ocorre quando o NO_3^- é perdido para a atmosfera por meio de gases (NO , N_2O , N_2) produzidos em reações desse íon no solo. É um processo microbiológico governado pela presença de substrato orgânico, nitrato e nitrito (SIMEK; HOPKINS, 1999). Requer um ambiente

anóxico (ou subóxico $< 2 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$) e é mediado por bactérias anaeróbicas facultativas (MOSIER et al., 2002), onde o nitrato ou nitrito são reduzidos a NO gasoso, N_2O , N_2 no qual é acoplado a fosforilação oxidativa de transporte de elétrons (BREMNER, 1997) (equação 1).



Outro processo de perda de N na forma de N_2O é a redução dissimilatória de nitrato a amônio, onde bactérias fermentativas são capazes de reduzir nitrito a N_2O , assim como a amônio, embora não sejam capazes de reduzir N_2O a N_2 (SIGNOR, 2010). Este processo é favorecido quando há limitação de NO_3^- , enquanto a desnitrificação é favorecida por condições de limitação de carbono. Além disso, condições estritamente anaeróbicas, pH elevado e grandes quantidades de matéria orgânica facilmente decomponível favorecem a redução dissimilatória de NO_3^- a NH_4^+ (STEVENS; LAUGHLIN, 1998).

Diversos fatores como temperatura, textura, estrutura, pH do solo, disponibilidade de N e de material orgânico degradável e conteúdo de água no solo podem influenciar a emissão de N_2O (BOCKMAN; OLFS, 1998). Davidson; Swank (1986) relataram que os principais fatores que influenciam as emissões de N_2O derivado de reações de nitrificação são temperatura e densidade do solo, sendo maximizada por condições de umidade no solo na faixa de 35-60% do espaço poroso preenchido por água (PPA) (COSTA et al., 2008). Já a produção de N_2O oriundo de desnitrificação, sofre bastante influência da quantidade de água presente nos poros e do potencial redox (Eh) do solo, o qual reflete diferenças no consumo e na difusão de O_2 como receptor de elétrons, quantidade de nitrato (ou nitrito) disponível, assim como carbono orgânico disponível (SIMEK et al., 2002), além da textura e estrutura do solo, atividade biológica do solo, precipitação e temperatura.

Os fluxos de N_2O são altamente variáveis no tempo e no espaço. É necessário, portanto, que sejam efetuadas medições em diferentes situações agrícolas durante vários anos, gerando informações para refinar as estimativas nacionais de emissões de gases de efeito estufa, através do solo sob determinadas condições climáticas e sob diferentes práticas de manejo.

3.1.2 Adubação nitrogenada

O nitrogênio (N) é o nutriente exigido em grande quantidade pela cultura do café (MALAVOLTA, 1993) devido às funções que exerce como constituinte de moléculas de proteínas, enzimas, coenzimas, ácidos nucleicos e citocromos.

A recomendação de doses de nitrogênio para cafeeiros em produção baseia-se no rendimento esperado e no teor do nutriente na folha, com doses de até 450 kg ha⁻¹ de N por ano agrícola, fornecidas no período chuvoso, que compreende as fases de frutificação, desenvolvimento vegetativo e floração (RAIJ et al., 1996; RENA; MAESTRI, 1987; RIBEIRO et al., 1999).

A eficiência na absorção do N pelos cafeeiros varia dependendo da necessidade da planta nos diferentes estádios fisiológicos. Segundo Fenilli et al. (2007) a planta de café consegue absorver até 71% do nitrogênio aplicado, mas esta porcentagem reduz até 34% na época da colheita, e até 19% no início da floração. Para o segundo ano de avaliação, estes autores verificaram ainda que a planta de café acumulou 36% do nitrogênio na parte aérea até março, 47% foi absorvido na colheita e 19% no início da próxima floração.

A adubação nitrogenada é um dos fatores que contribui para a emissão de N₂O do solo (STEHFEST; BOUWMAN, 2006), visto que a maior parte dos fertilizantes nitrogenados utilizados na agricultura são solúveis em água (ureia, nitrato de amônio, sulfato de amônio) propiciando a rápida liberação de NH₄⁺ e NO₃⁻ no solo. Estas são as formas de N prontamente absorvidas pelas plantas e também as mais susceptíveis a perdas no sistema agrícola.

A ureia é caracterizada como um dos fertilizantes sólidos granulados com maior concentração de N (45%) na forma amídica. Apresenta como vantagem o baixo custo de transporte por unidade de N, alta solubilidade, baixa corrosividade e facilidade de mistura com outras fontes. Como desvantagem, possui elevada higroscopicidade e maior susceptibilidade à volatilização, pois a degradação e dissolução dos grânulos aplicados ao solo ocorrem na presença de umidade (RAIJ, 1991).

O nitrato de amônio contém ao mesmo tempo duas formas de nitrogênio, a nítrica (NO₃⁻) e a amoniacal (NH₄⁺), totalizando 32% de nitrogênio. Entretanto, este fertilizante tem regulamentações e restrições crescentes quanto à fabricação, estocagem e transporte devido à possibilidade de seu emprego como explosivo, que pode eventualmente afetar sua utilização na agricultura (RAIJ, 1991). Fertilizantes nitrogenados contendo N amoniacal (sulfato de amônio e nitrato de amônio) aplicados

em solos ácidos (pH inferior a 7,0) não sofrem perdas por volatilização mesmo quando aplicados sobre restos de cultura, pois não possuem características químicas de aumentar o pH no local onde são aplicados, mantendo a maior parte do N na forma NH_4^+ , que é estável (CANTARELLA; MARCELINO, 2006).

De maneira geral, fertilizantes amoniacais afetam as emissões de N_2O mais lentamente que fertilizantes nítricos, quando a desnitrificação é o principal processo de formação de N_2O . Quando a nitrificação é a principal responsável pela formação de N_2O , fertilizantes amoniacais apresentam maior relação com a quantidade de N_2O emitida (MOSIER, 2001; SIGNOR, 2010).

O parcelamento da dose de N é indicado como forma para reduzir as emissões de N_2O . Quando a taxa de aplicação do fertilizante é menor, gera-se menos acidez, podendo ocorrer desnitrificação mais rapidamente, produzindo uma maior proporção de N_2 do que de N_2O .

Em condições de solo saturado, mas não encharcado, aplicações parceladas de KNO_3 reduziram as emissões de N_2O em relação à aplicação total (CIARLO et al., 2008). A emissão de N_2O é reduzida em situações com baixa disponibilidade de N no solo, aumento na eficiência de absorção deste nutriente pelas plantas (YANG; CAI, 2007) e condições de baixa precipitação (PERDOMO et al., 2009). O parcelamento aumenta a eficiência no uso de N e reduz as perdas por lixiviação e desnitrificação, apresentando benefícios na mitigação.

3.1.3 Inibidor de urease

Os fertilizantes nitrogenados são aplicados de forma parcelada durante o ciclo de crescimento da cultura do café, para que o fornecimento do nutriente coincida com o momento de maior absorção pelas plantas e assim reduzir as possibilidades de perdas por volatilização, lixiviação, imobilização no solo ou desnitrificação.

A ureia é o principal fertilizante sólido no mercado mundial, no Brasil esse produto responde por cerca de 60% dos fertilizantes nitrogenados comercializados (CANTARELLA; MARCELINO, 2006), motivado pelo menor preço por unidade de N, alta concentração de N, o que reduz o custo de transporte e da aplicação (RAIJ, 1991; URQUIAGA; MALAVOLTA, 2002). A principal desvantagem da ureia é a possibilidade de altas perdas de N por volatilização de NH_3 , com variação de 0-60% (CANTARELLA, 2007).

A volatilização de NH_3 ocorre através de reação alcalina, quando fertilizante que contém ou produzem NH_4^+ são aplicados aos solos (CANTARELLA, 2007). A hidrólise da ureia inicia pela ativação da enzima urease que é produzida por bactérias e fungos do solo, que têm sua atividade aumentada quando os fatores concentração de substrato, umidade, temperatura, pH do solo são favoráveis. A quantificação da atividade da urease fornece uma indicação do potencial do solo em converter nitrogênio orgânico em mineral (LANNA et al., 2010).

Vários autores brasileiros têm relatado perdas de N por volatilização de NH_3 quando a ureia é aplicada na superfície dos solos: Cantarella et al. (1999); Vitti et al. (2002) relataram perda de 20 a 40% do N aplicado em cana-de-açúcar, em citros 16 a 44 % (CANTARELLA et al., 2003), Cabezas et al. (1997a, 1997b, 2000) mostraram perdas que variaram de 40 a 78% do N aplicado na superfície do solo.

Uma das formas de evitar perdas é a incorporação do fertilizante ao solo por meio mecânico ou por água de chuva ou irrigação (~ 15 a 20 mm) (TERMAN et al., 1979). No caso da cultura do cafeeiro este possui sistema radicular superficial o que dificulta a incorporação mecânica. Além disso, no período chuvoso a pluviosidade não ocorre de forma homogênea para promover a incorporação do fertilizante nitrogenado.

Um dos artifícios para suplantar as dificuldades com chuvas mal distribuídas e problemas para a incorporação do fertilizante ao solo é a utilização de "fertilizantes estabilizados", que contêm aditivos (como inibidores de nitrificação e inibidores de urease) para aumentar o tempo de disponibilidade no solo. O inibidor da urease proporciona diminuição nas perdas de NH_3 volatilizado, por ocupar o sítio ativo desta enzima.

Um dos produtos que tem sido testado em várias situações é o NBPT (tiofosfato de N-n-butiltriamida ou N-n-butiltriamida do ácido tiofosfórico); que para agir necessita ser convertido ao seu análogo de oxigênio (fosfato de N-n-butiltriamida) - NBPTO - que é o verdadeiro inibidor (BREMNER; AHMAD, 1995). A conversão do NBPT em NBPTO é rápida em solos bem arejados (minutos ou horas), mas pode levar vários dias em condições de solos inundados (WATSON, 2000). O NBPT adicionado à ureia age no sítio de atuação da urease, inativando a enzima (CANTARELLA, 2007), controla a hidrólise por um período de 3 a 14 dias, o que vai depender das condições de temperatura, umidade e características do solo.

A ureia hidrolisa rapidamente e torna-se suscetível a perdas por volatilização de NH_3 logo na primeira semana após sua aplicação. É exatamente nesse período que a

atuação do NBPT se acentua, retardando a hidrólise e, conseqüentemente mantém baixa a taxa de volatilização (RAWLUK et al., 2001). Dessa forma, o fertilizante pode permanecer por mais tempo na superfície do solo à espera de chuva que o incorpore ao solo.

Scivittaro et al. (2010) obtiveram redução de 83 e 88% na volatilização de amônia em solos saturados e úmidos com a utilização do NBPT, no Rio Grande do Sul. Já Conti (2007) observou o efeito do inibidor NBPT com perda cumulativa de 5,9% do nitrogênio aplicado comparado a 16% do nitrogênio da ureia, porém este efeito foi pronunciado somente nos primeiros 21 dias.

Cantarella et al. (2008) em experimento com cana de açúcar, com colheita mecanizada (sem despalha a fogo), observaram que as perdas por volatilização da ureia variaram de 1% a 25% do N aplicado, e com o uso do inibidor NBPT estas perdas foram reduzidas à metade. Contudo, a redução nas perdas variou de 15 a 78% em relação às perdas da ureia. A variação apresentada pelo NBPT foi dependente das condições climáticas após a aplicação de N e a eficiência do efeito inibidor foi menor quando as chuvas ocorreram 10 a 15 dias, ou mais após a aplicação dos fertilizantes.

3.1.4 Biomassa Microbiana C e N do solo

A biomassa microbiana pode ser definida como a parte viva da matéria orgânica do solo e é composta por organismos menores que $5 \times 10^{-3} \mu\text{m}$, tais como fungos, bactérias, actinomicetos, leveduras e protozoários. A biomassa representa o destino inicial do carbono em transformação no solo, sendo influenciada principalmente pela disponibilidade de carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, umidade do solo, aeração, pH e textura do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A biomassa microbiana representa, em média, 2% a 5% do C orgânico (JENKINSON; LADD, 1981) e 1 % a 5% do nitrogênio (N) total do solo (SMITH; PAUL, 1990), a qual tem sido utilizada como um indicador do estado e das alterações da matéria orgânica do solo e sugerida como uma medida sensível do aumento, ou decréscimo, de sua quantidade (TÓTOLA; CHAER, 2002).

A biomassa microbiana é mais sensível às questões de manejo ou práticas de cultivo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008); mas também é sensível as mudanças no manejo dos resíduos superficiais em um curto espaço de tempo (GALDOS; CERRI; CERRI, 2009) e pode ser utilizada como indicador de qualidade ambiental (SCHLOTTER; DILLY; MUNCH, 2003).

A biomassa e a atividade microbiana seguem o mesmo padrão de distribuição dos resíduos e da matéria orgânica ao longo do perfil do solo (ALVAREZ et al., 1995). Na camada superficial onde há maior deposição de resíduos das culturas e onde é efetuada a adubação há maior disponibilidade de compostos nitrogenados (SALINAS-GARCIA et al., 1997), o que poderia estimular a população bacteriana.

A hipótese estudada é que o uso de fertilizantes nitrogenados altera o fluxo de gases do efeito estufa para a atmosfera, sendo que as emissões de N_2O dependem da fonte nitrogenada utilizada e da quantidade de nitrogênio adicionado ao solo.

3.2 Objetivo

Quantificar as emissões N- N_2O associadas ao uso de fertilizantes nitrogenados durante um ano agrícola do cultivo do café, e gerar o fator de emissão para diferentes fontes nitrogenadas.

3.3 Material e Métodos

3.3.1 Apresentação da região de estudo

A área selecionada para instalação dos experimentos localiza-se na Fazenda Boa Vista, situada à Rodovia MG188-km16 na zona rural de Patrocínio-MG.

O município de Patrocínio-MG (latitude $18^{\circ} 56' 27''S$, longitude $46^{\circ} 59' 22''O$) está localizado na região do Alto Paranaíba, possui altitude média de 960 m, ocupando uma área de 2.838 km^2 (8% da área ocupada pela cultura do café, com 80% da produção destinada à exportação) (ACARPA, 2010). O clima segundo a classificação de Köppen é CWA: Tropical em Altitudes elevadas, com temperatura mínima e máxima variando entre $7^{\circ}C$ e $35^{\circ}C$, respectivamente; com índices pluviométricos que superam os 1.300 mm anuais. Os solos da região são predominantemente Latossolos (IBGE, 2008).

3.3.2 Seleção da área e Amostragem de gás

O experimento para determinar a emissão de N_2O provenientes da adubação nitrogenada foi instalado no talhão BV37A- Quadra 2, com café variedade Ouro Verde implantado em dezembro de 2007. A escolha desta área foi devido à dose de nitrogênio utilizada (300 kg ha^{-1}), considerada como dose de produção e definida a partir da extração do nutriente em função do teor foliar e da expectativa de produção.

Na instalação do experimento, buscou-se representar o esquema de adubação adotado pela fazenda, como o parcelamento da adubação nitrogenada (kg ha^{-1}) em quatro aplicações, sendo duas adubações de 50 kg ha^{-1} e duas de 100 kg ha^{-1} de nitrogênio utilizando as fontes nitrato de cálcio na primeira adubação e nitrato de amônio nas demais.

Seguindo o mesmo padrão do parcelamento ainda foram utilizadas somente as fontes: nitrato de amônio (NH_4NO_3), ureia ($(\text{NH}_2)_2\text{CO}$) e ureia tratada com inibidor de urease NBPT (tiofosfato de N-n-butiltriamida), produto comercial AGROTAIN[®] (25% do princípio ativo NBPT). Para o tratamento da ureia foi utilizado 5 mL do produto comercial por kg de ureia, indicado pelo fabricante como a mistura para maior controle. A mistura foi efetuada um dia antes da adubação.

Inicialmente foram aplicados 50 kg ha^{-1} de nitrogênio (outubro de 2011) nas formas acima relacionadas. Após 24 dias aplicou mais 50 kg ha^{-1} de N, mantendo-se as mesmas fontes, exceto a fonte nitrato de cálcio que foi substituído por nitrato de amônio. Este tratamento representou o esquema de adubação utilizado pela fazenda (Faz) no ano de estudo. Aos 60 e 124 dias após a primeira adubação foram aplicados 100 kg ha^{-1} de N repetindo as mesmas fontes da segunda adubação, estendendo até fevereiro de 2011 (Quadro 3.1).

A coleta de gás foi realizada apenas em três aplicações, uma vez que o interesse era a dose e a fonte do nitrogênio, ou seja, na 1^a, 2^a e 4^a adubação. A quantidade de adubo utilizada foi calculada em função espaçamento entrelinhas do cafeeiro e da % de nitrogênio em cada fonte nitrogenada.

A quarta adubação foi repetida, pois o período de amostragem proposto inicialmente não foi suficiente para quantificar todo o fluxo de N_2O , possivelmente porque a nitrificação da fonte amoniacal não foi completa. Optou-se por repetir o experimento para fonte amoniacal e amídica em março de 2012, utilizando então 100 kg ha^{-1} de N referente às fontes nitrato de amônio (NH_4NO_3), ureia ($(\text{NH}_2)_2\text{CO}$) e ureia tratada com inibidor de urease NBPT (AGROTAIN[®]).

Caracterização dos tratamentos					
Adubação	Tratamento	Aplicação	Fontes Nitrogenadas	Dose	Quantidade
		(Mês/ano)	Adubo	kg ha ⁻¹	kg m ⁻¹
1 ^a	Faz	Out/2010	Nitrato de cálcio	50	0,122
	NA	Out/2010	Nitrato de amônio	50	0,059
	Ur	Out/2010	Ureia	50	0,042
	Agr	Out/2010	Ureia com inibidor NBPT	50	0,042
2 ^a	Faz	Nov/2010	Nitrato de amônio	50	0,059
	NA	Nov/2010	Nitrato de amônio	50	0,059
	Ur	Nov/2010	Ureia	50	0,042
	Agr	Nov/2010	Ureia com inibidor NBPT	50	0,042
3 ^a	Faz	Fev/2010	Nitrato de amônio	100	0,118
	NA	Fev/2010	Nitrato de amônio	100	0,118
	Ur	Fev /2010	Ureia	100	0,084
	Agr	Fev /2010	Ureia com inibidor NBPT	100	0,084
4 ^a	NA	Março/2012	Nitrato de amônio	100	0,118
	Ur	Março/2012	Ureia	100	0,084
	Agr	Março/2012	Ureia com inibidor NBPT	100	0,084

Quadro 3.1 - Identificação dos tratamentos, mês de coleta, fontes nitrogenadas, dose de nitrogênio (kg ha⁻¹) e a quantidade de fertilizante (kg m⁻¹) utilizado no experimento com a cultura do café

O delineamento experimental foi de blocos completos inteiramente casualizados composto por cinco tratamentos, os quais estão representados na Figura 3.1, pelas câmaras amostrais nas linhas de plantio do cafeeiro (16, 19, 110, 112 e 114). As câmaras foram instaladas com espaçamento de aproximadamente cinco metros entre uma câmara e outra, conservando-se a cobertura do solo. Em cada linha este esquema se repetiu cinco vezes, os quais foram considerados como repetições. O tamanho dos blocos foram delimitados em função do espaçamento entrelinhas (3,8 m) e entre plantas de café (0,70 m).

Para o estabelecimento de uma linha de base (controle) em cada bloco foi realizada a amostragem sem o uso de fertilizante. A duração do período de amostragem foi estabelecida pela alteração na emissão de GEE após aplicar os tratamentos e foi

cessado quando a emissão nas áreas fertilizadas apresentou média igual ($p < 0,05$) à testemunha. O período de amostragem foi em média 22 dias para as primeiras adubações e de 52 dias para a última.

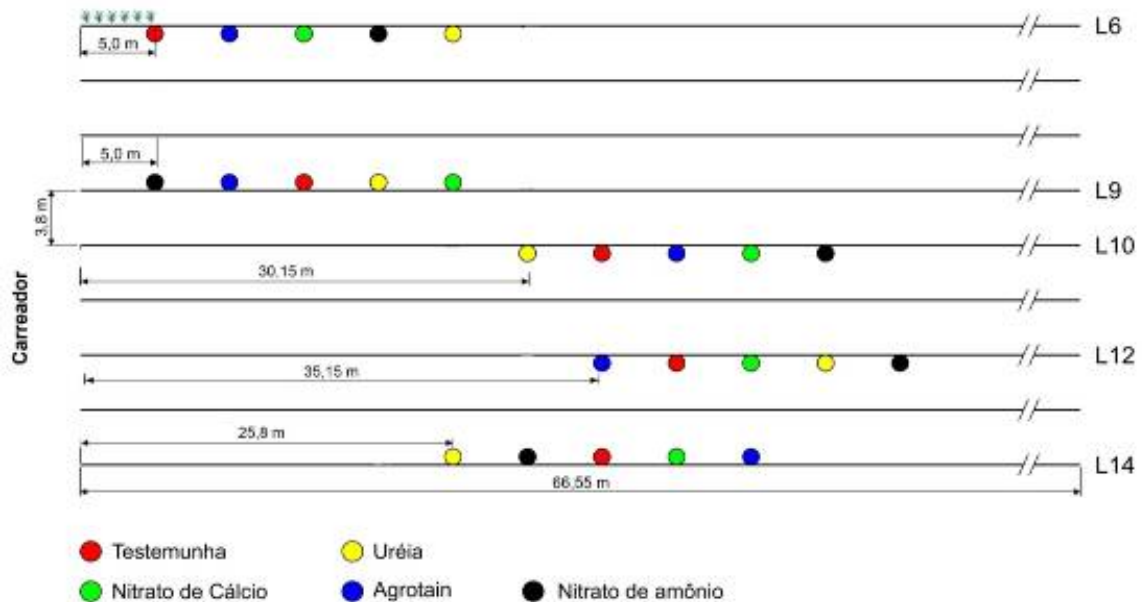


Figura 3.1 - Representação do experimento para amostragem de N-N₂O devido à adubação nitrogenada

As amostras de gás para a determinação dos fluxos de N₂O foram obtidas com uso de câmaras estáticas instaladas sobre o solo na projeção da copa do cafeeiro atingindo aproximadamente dois cm de profundidade. As câmaras, adaptadas de BOWDEN et al. (1990) são compostas de duas partes: a base de metal é enterrada cerca de 2 cm no solo e possui uma canaleta com água na borda superior para assegurar a estanqueidade do sistema, enquanto que a tampa de PVC possui um orifício por onde foi efetuada a amostragem dos gases (Figura 3.2).



Figura 3.2 - Câmara de coleta de gás para estimar a desnitrificação do nitrogênio aplicado

O local de instalação das câmaras de coleta, na projeção da copa do cafeeiro, foi determinado em função do local onde ocorre a adubação quando efetuada mecanicamente, a aproximadamente 50 cm do caule da planta.

A coleta do gás foi realizada em seringas de nylon de 20 mL, em intervalos de tempo pré-estabelecidos (0, 10 e 20 minutos), sendo em seguida transferido para frascos com vácuo para acondicionamento e transporte. Antes de cada amostragem efetuou-se a leitura da pressão atmosférica (barômetro), assim como a temperatura do ar (externa e interna da câmara) antes e depois de cada amostragem e do solo nas profundidades de 2,0; 5,0 e 10,0 cm.

3.3.3 Análise do Gás

A quantificação da concentração do N₂O nas amostras foi feita por cromatografia gasosa no cromatógrafo Shimadzu GC - 14A. A calibração do equipamento é realizada com dois padrões White-Martins com concentrações mínimas e máximas de 305 e 1249 ppb_v de óxido nitroso, respectivamente.

As concentrações do N₂O nas amostras foram analisadas em uma coluna empacotada operando a 65 °C, onde é determinado por diferença de potencial entre um anodo e um catodo em um detector de captura de elétrons (ECD) com uma fonte de ⁶³Ni (β - com meia vida de 100,1 anos) operando a 310°C.

Os fluxos do N₂O foram calculados pela alteração linear da concentração dos gases com o tempo de incubação no interior da câmara. A equação (2) geral do cálculo do fluxo dos gases pode ser definida como:

$$\text{Fluxo} = (d[\text{gás}]/dt) \times (Vh/A) \times ((1-e/P)/VM) \quad (2)$$

Onde: (d[gás]/dt) = alteração da concentração do gás em função do tempo (mol gás mol⁻¹ s⁻¹); Vh = volume da câmara utilizada na amostragem (m³); A = área da câmara (m²); e/P = pressão de água/pressão atmosférica na câmara (kPa/kPa); VM = volume molar da câmara (m³ mol⁻¹).

Para a obtenção do balanço geral do GEE foi realizada a conversão do fluxo de N₂O em C-CO₂ equivalente (CO₂ eq). A conversão dos fluxos de N₂O para C-CO₂ eq é necessária, uma vez que cada GEE possui um potencial de aquecimento global (PAG) diferente. A estimativa do cálculo do fluxo está apresentada na equação (3):

$$\text{C-CO}_2 \text{ eq (N}_2\text{O)} = \text{N-N}_2\text{O} * (44/28) * 298 \quad (3)$$

Onde:

N₂O = fluxo de N-N₂O na situação

(44/28) = relação entre o peso molecular do N_2O e do nitrogênio

298 = potencial de aquecimento global do N_2O em relação ao CO_2

3.4.4 Amostragem de solo

Caracterização química do solo

No início do experimento, o solo apresentava, na camada de 0-20cm, pH ($CaCl_2$) = 5,8; $Ca^{2+} = 42,9 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$; $Mg^{2+} = 18,3 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$; P (resina) = $20,4 \text{ mg dm}^{-3}$; $K^+ = 2,19 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e $H+Al = 23 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, $SB = 63,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, $CTC = 86,8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e $V\% = 73$ (RAIJ, QUAGGIO, 1983).

O pH que é um dos fatores que apresenta correlação com a emissão de N_2O , e este apresentava-se inicialmente na faixa de 5,8.

A adubação do cafeeiro foi realizada em superfície, e é nos primeiros 5 cm do solo que começa a transformação do nitrogênio, ao considerar que o pH tende a aumentar ainda mais para fertilizante amídicos, a nitrificação é o processo predominante (STEVENS; LAUGHLIN, 1998; MOSIER et al.; 1998).

Van den Heuvel et al. (2011) relataram maiores emissões de N_2O em pH 4 no campo (77%), os mesmos autores observaram consumo de N_2O para pH 7 e um aumento na produção de N_2 , uma vez que o N_2O é rapidamente convertido a N_2 (BRUMME; BEESE, 1992).

Saleh-Lakha et al. (2009) demonstraram que os genes para nitrito redutase e redutase do óxido nítrico foram severamente afetado por pH 5, em relação a valores de pH de 6-8. Simek; Cooper (2002) mencionaram que a desnitrificação é maior próximo da neutralidade.

Concentrações de nitrogênio e Biomassa microbiana C e N do solo

O N-inorgânico no solo foi determinado com o objetivo de monitorar a disponibilização das formas de nitrogênio (N-amônio e N-nitrato) no solo e, desta forma, traçar correlações com as emissões de N_2O . As determinações foram realizadas em amostras de terra coletadas com auxílio de um trado em área adjacente aquela onde foram instaladas as câmaras de coleta de gás, na camada de 0-20 cm. A amostragem de solo ocorreu antes de adubar e aos sete e 14 dias após a adubação.

As amostras de terra coletadas durante a primeira adubação foram extraídas logo em seguida, e as amostras da terceira adubação foram congeladas para extração no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA-USP.

As concentrações de N-inorgânico foram determinadas em extratos de solo obtidos de 10g de terra fresca em 100 mL de KCl (2 mol L^{-1}) e filtrados após 24 horas. As concentrações de N-amônio e N-nitrato nos extratos foram determinadas usando um sistema automático de injeção em fluxo (FIA) (RUZICKA; HANSEN, 1981). O N-NH_4^+ foi analisado por condutivimetria pelo método Solorzano e o N-NO_3^- por colorimetria na forma de N-NO_2 após a redução do catalisador cádmio (NEILL et al., 1997).

A biomassa microbiana foi estimada para cada tratamento (fonte nitrogenada) uma vez que é sensível a mudanças no manejo em um curto espaço de tempo e pode ser utilizada como indicador de qualidade ambiental.

A estimativa da biomassa microbiana do solo foi utilizado o método da Fumigação-Extração de Vance et al. (1987) e adotada, com pequenas modificações, pelo Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA-USP. Para tal foram utilizados 25 g de solo peneirado ($< 2 \text{ mm}$) e ajustado a 55% da capacidade de campo considerando sempre três repetições por amostras. As amostras a serem fumigadas foram acondicionadas durante 24h em um dessecador forrado com papel toalha molhado para manter a umidade do solo juntamente com um becker contendo $\pm 25\text{ml}$ de clorofórmio purificado (livre de etanol), agente biocida. A extração do carbono e/ou nitrogênio do solo foi em erlenmayer de 250 ml com 0,5 M K_2SO_4 na proporção de 1:4 (para 25 g de solo utiliza-se 100 ml de K_2SO_4 0,5M), incluindo no mínimo três brancos, isto é, erlenmayer com somente K_2SO_4 . As amostras foram agitadas por 30 minutos em mesa agitadora horizontal a 142 rpm. O extrato obtido foi centrifugado a 5000 rpm por 10 minutos e filtrado em sistema de seringas de Teflon Millipore com tela de Silk Screen tratada previamente com solução de K_2SO_4 0,5 M.

Os extratos foram analisados quanto ao teor de C pelo método de combustão catalítica a 720°C , no equipamento TOC Vcpn-Shimadzu que baseia na conversão de toda forma de carbono orgânico em CO_2 , sendo detectado por célula de infravermelho não dispersivo, sendo a biomassa microbiana (C e N) obtida pela diferença entre os valores obtidos nas amostras fumigadas e as não fumigadas (Controle). O teor de N é obtido pelo mesmo extrato de K_2SO_4 0,5 M, em um analisador de N por quimiluminescência TNM 1-Shimadzu acoplado ao TOC- VCPN, sendo que a biomassa

microbiana N resultado da diferença entre os valores das amostras fumigadas e das não fumigadas (Controle).

Densidade do solo

As amostras de densidade do solo foram coletadas nas profundidades 0-5, 5-10, cm com auxílio de anel volumétrico. A massa de solo e a umidade foram determinadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA-USP) para auxiliar no cálculo da densidade (eq. 4), sendo posteriormente utilizados no cálculo do espaço poroso do solo.

$$\text{Densidade (g cm}^{-3}\text{)} = \text{massa (g)} / \text{volume do cilindro (cm}^3\text{)} \quad (4)$$

Umidade do Solo e Espaço poro preenchido por água (EPPA)

A umidade do solo foi determinada semanalmente com o objetivo de monitorar o espaço poroso preenchido por água e correlacionar à emissão de N₂O. A determinação da umidade foi realizada em amostras coletadas na projeção da copa do café na profundidade de 0-20 cm; para o qual foi utilizado 5 g de solo. Ambas as determinações foram obtidas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA-USP)

Após a determinação da umidade foi realizado o cálculo do espaço poroso preenchido por água (EPPA) de acordo com a equação 5.

$$\text{EPPA (\%)} = \frac{\text{Densidade (g cm}^{-3}\text{)} \times \text{Umidade (\%)}}{[\text{Densidade do solo (g cm}^{-3}\text{)} / \text{Densidade de Partículas (2,65Mg m}^{-3}\text{)}]} \quad (5)$$

3.4 Análise dos resultados

Os cálculos dos fluxos de gases foram realizados em planilhas no Excel 2007 através das medianas entre as câmaras de cada fonte nitrogenada (tratamento). As emissões acumuladas de N₂O foram calculadas para as medianas das câmaras de cada tratamento, com interpolação linear entre amostragens realizadas durante a segunda e quarta avaliação da adubação, 7/11/2010 a 27/11/2010 e 7/03/2012 a 27/04/12, respectivamente e integrando as áreas adjacentes. Os fatores de emissão de cada fonte nitrogenada foram obtidos pela integral dos fluxos nos períodos analisados, considerando a emissão do solo (controle). Para o N-inorgânico do solo foi realizado teste de outlier e análise de variância, usando teste de média (Tukey a 5% de probabilidade) no programa estatístico R.

3.5 Resultados e discussão

3.5.1 Densidade do solo e EPPA

A densidade média do solo para a área experimental estava na faixa de 0,96 e 0,95 g cm⁻³ para as camadas 0-5 e 5-10 cm, respectivamente (Tabela 3.2).

Este parâmetro foi utilizado para determinar o espaço poroso do solo que estava preenchido por água e correlacioná-lo com a emissão de N₂O. A amostragem de solo para determinação do EPPA foi realizada semanalmente ao longo de todo experimento.

O espaço poroso do solo e a precipitação ocorrida no período experimental estão apresentados nas figuras 3, 4 e 5, correspondendo a 1^a e 2^a, 3^a, 4^a adubações em outubro/Novembro de 2010, fevereiro de 2011 e março de 2012, respectivamente.

Na primeira semana de coleta 59 % dos poros do solo estava preenchidos por água, essa umidade é proveniente da precipitação de 42 mm que ocorreu três dias antes da instalação do experimento, considerando que na primeira semana de amostragem choveu menos que 10 mm, não sendo suficiente para umedecer o solo (Figura 3.3).

Tabela 3.2 – Densidade do solo na projeção da copa do cafeeiro para cada local de instalação das câmaras (L6, L9, L10, L12 e L14) de coleta de gás

Profundidade cm	Densidade (g cm ⁻³)				
	L6	L9	L10	L12	L14
0-5	1,01	0,96	0,95	0,97	0,93
5 - 10	0,93	0,99	0,96	0,97	0,99

Nas semanas seguintes, o volume de poros ocupados por água diminuiu, sem chuva durante quatro semanas, com a umidade do solo chegando em 2,8% aos 27 dias. No 28º dia de coleta choveu 20 mm, mas estes não alteraram o EPPA, considerando ser um volume baixo após vários dias sem chuva.

O efeito da chuva pode ser notado no final do período de coleta, aos 43º dias que novamente choveu 42 mm, aumentando o EPPA de 2,8% para 30%.

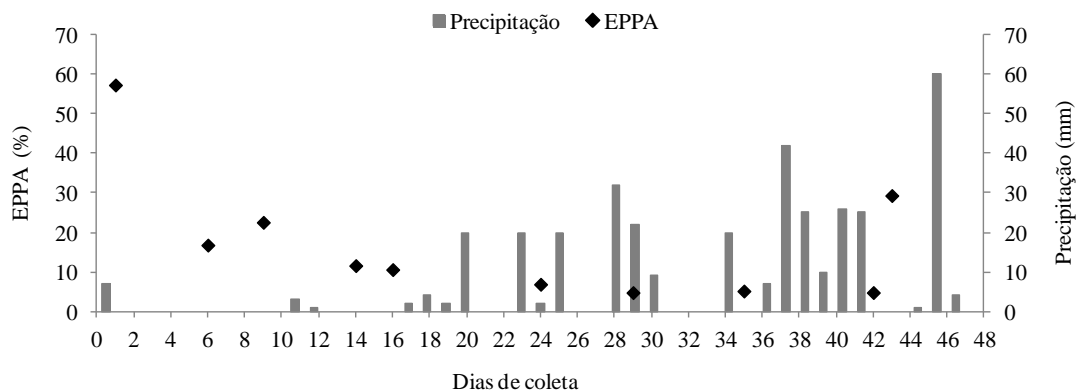


Figura 3.3 – EPPA (%) e precipitação (mm) durante as oito semanas de avaliação do experimento para avaliação da primeira e segunda parcelas da adubação (Out/Nov -2010)

A terceira adubação aconteceu em fevereiro de 2011 e o EPPA foi determinado para as três semanas de coleta. O solo estava com 45 a 48 % dos poros preenchidos por água nos dias avaliados. Um dia antes da primeira coleta choveu 23 mm na área, na segunda coleta choveu apenas 3 mm. Os 30 mm ocorridos após a segunda amostragem elevou em 2% a EPPA (Figura 3.4).

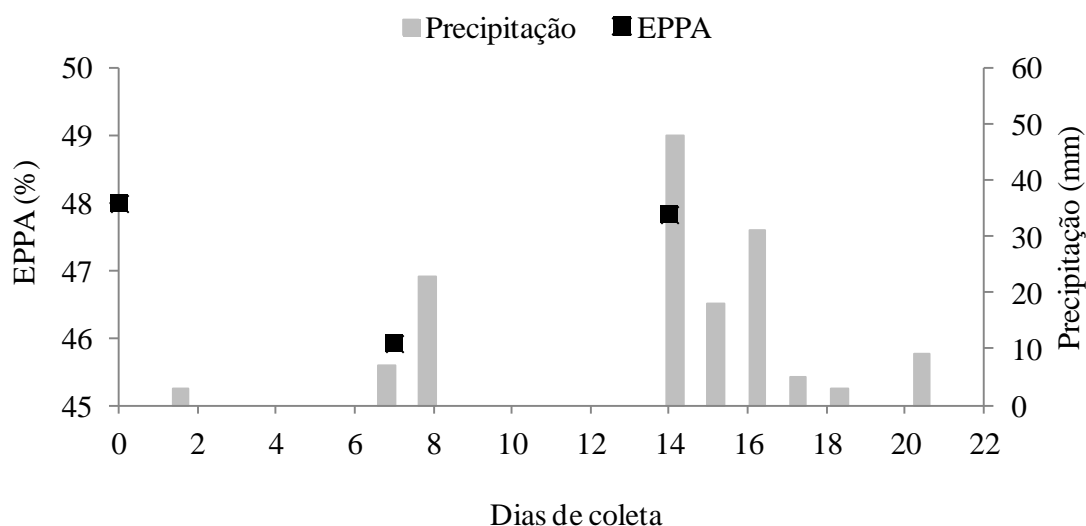


Figura 3.4 – EPPA (%) e precipitação (mm) durante as três semanas de avaliação do experimento para avaliação da terceira parcela da adubação (Fev - 2011)

Na avaliação da quarta adubação o espaço poroso do solo foi avaliado durante os meses de março e abril de 2012, com 25% dos poros preenchidos por água, não variando ao longo do período analisado (Figura 3.5).

No 6º dia de coleta de GEE choveu 45 mm e três dias após choveu 22 mm, como não chovia na área desde 27 de fevereiro, e o solo apresentava a boa drenagem, esta chuva não alterou o a umidade do solo, mantendo o EPPA em 25% durante os primeiros 20 dias.

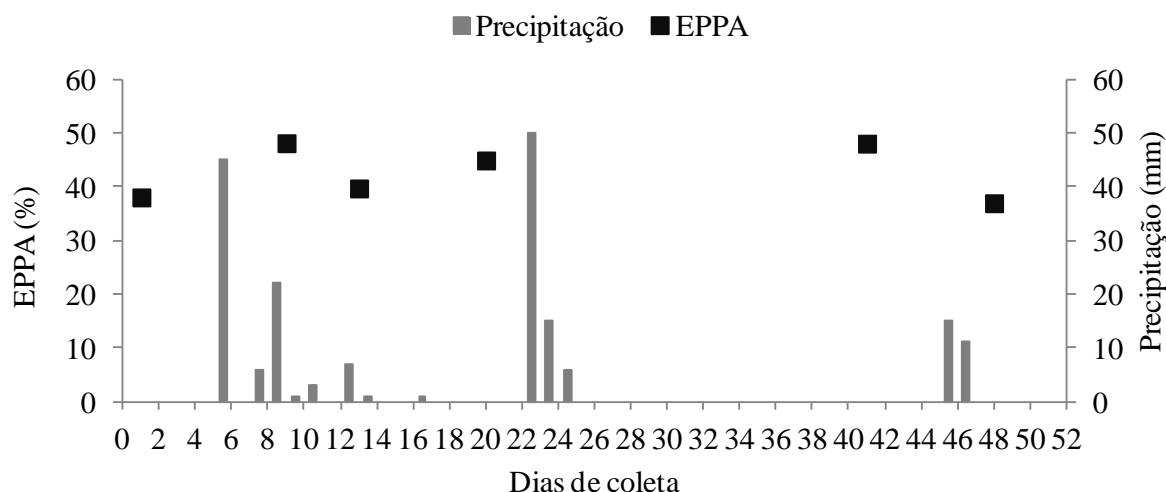


Figura 3.5 – EPPA (%) e precipitação (mm) durante as oito semanas de avaliação do experimento para avaliação quarta parcela da adubação (Março/Abr -2012)

Na 5ª de coleta de GEE (intervalo do 25º até o 32º dia) não houve coleta de solo para determinação do EPPA %, mas neste período houve registro de chuva de 71 mm distribuídos em três dias consecutivos, este volume de chuva foi responsável por manter ou até mesmo aumentar a % de poros preenchidos por água.

A proporção de gás emitida por desnitrificação do nitrogênio aplicado é função da estrutura e da umidade do solo (SMITH et al., 1993), sendo que um aumento no espaço poroso do solo pela água aumenta exponencialmente a emissão (DOBBIE et al., 2001) devido a menor difusão do oxigênio nos poros do solo.

Neste estudo foram encontrados volumes de poros preenchidos por água (EPPA) na faixa 59 e 30 % durante a primeira e segunda avaliação da adubação, 45 a 47% na terceira e 25 % EPPA na quarta. A quantidade de poros preenchidos por água é semelhante ao estudo realizado por (BATEMAN; BAGGS, 2005), onde a emissão de N₂O no solo foi proveniente da nitrificação quando o EPPA estava entre 35-60%, e acima de 70% EPPA o processo predominante foi a desnitrificação os quais corroboram com Khalil; Baggs (2005), Ruser et al. (2006).

A figura 2.6 mostra pluviosidade média mensal para cada mês de estudo assim como a temperatura máxima e mínima para o mesmo período. O mês de outubro de

2010 foi o que apresentou maior precipitação com média de 311 mm, a temperatura máxima ficou entre 30 e 31°C, e a mínima não ultrapassou 20°C.

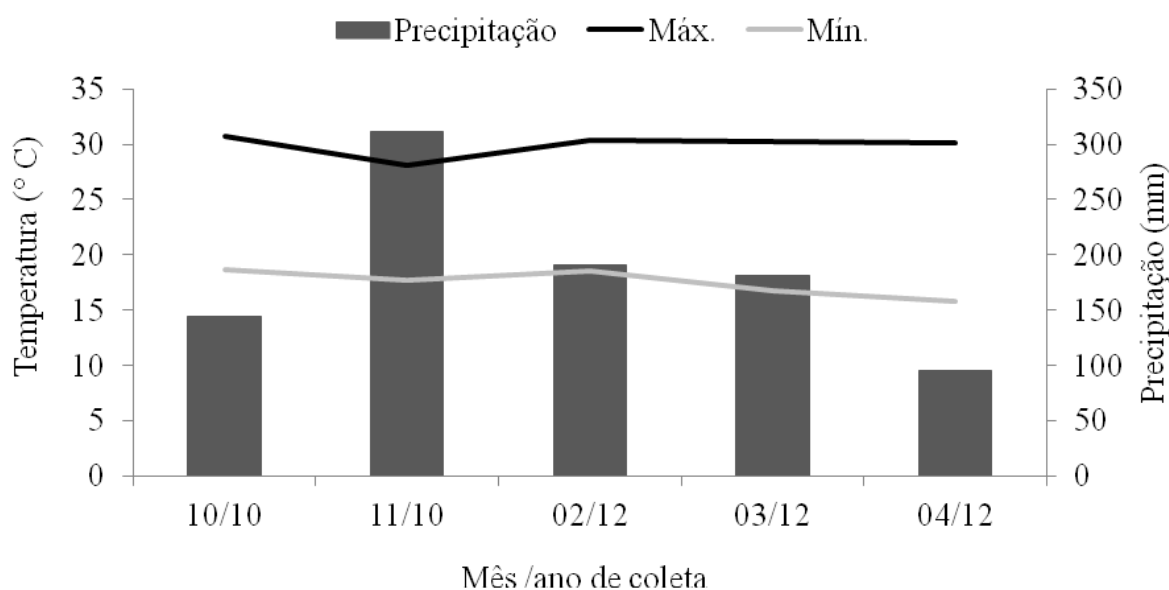


Figura 3.6 - Temperatura máxima e mínima, precipitação média (mm) para os meses de coleta de GEE proveniente da adubação nitrogenada em 2010, 2011, 2012

3.5.2 Nitrogênio no solo

Concentrações de nitrogênio no solo

As concentrações de nitrogênio inorgânico no solo, amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), foram determinadas para cada fonte de fertilizante nitrogenado utilizado na 1ª, 3ª e 4ª adubação, a fim de correlacioná-las ao fluxo de GEE, e para o controle (solo que não recebeu adubo) nos tempos T0 (antes de adubar), T7 e T14 (sete e 14 dias após a adubação) determinados a 10 cm de profundidade. A dose de fertilizante utilizada foi a correspondente a cada parcelamento do adubo (50 e 100 kg ha^{-1} de nitrogênio). Devido a um erro amostral não foram apresentados os dados de nitrogênio inorgânico referente à segunda adubação.

Os diferentes fertilizantes não influenciaram significativamente o teor de N-inorgânico do solo aos sete dias após aplicação do adubo (50 kg ha^{-1}), mas o foram aos 14 dias (Figura 3.7), com a maior quantidade de amônio para ureia-NBPT e os menores valores foram para nitrato de cálcio e ureia, não diferindo do nitrato de amônio. Já a maior quantidade de nitrato foi para o adubo nitrato de cálcio e a menor para ureia, sem diferenciar dos demais.

O solo inicialmente (T0) apresentava baixa concentração de nitrogênio, o que indica a necessidade de adubação para suprir a necessidade da planta (Figura 3.7), menos de 2 g kg⁻¹. O baixo teor de amônio, e consequentemente de nitrato, possivelmente é devido ao baixo teor de matéria orgânica, associado à umidade e temperatura do solo, isso pode ser notado observando a área na instalação do experimento onde o solo apresentava-se bastante descoberto.

Aos sete dias, após a adubação; o teor de N- NH₄⁺ do solo foi de 4 e 5 g kg⁻¹ para as fontes nitrato de amônio e ureia, reduzindo uma semana depois. A quantidade de N-NO₃⁻ foi 0,8 e 0,5 g kg⁻¹ para nitrato de amônio e ureia, e para a ureia com inibidor (NBPT) e nitrato de cálcio foi na faixa de 0,6 e 0,7 g kg⁻¹, respectivamente. Os dados apresentados mostram que dois processos podem estar ocorrendo devido a maior proporção de amônio e menor proporção de nitrato aos sete dias: ou há um consumo preferencial de nitrato do que de amônio pelas plantas, ou ainda, a nitrificação não ocorreu, acumulando amônio no solo sujeito a perdas por volatilização.

O pH do solo no início do experimento era na faixa de 5,8 e havia umidade para favorecer a nitrificação, o que evidencia o consumo preferencial de nitrato. Engel et al. (2010) notaram que a nitrificação se torna progressivamente mais lenta quando a concentração de N-NH₄⁺ é acima de 200 mg kg⁻¹. O acúmulo de NH₄⁺ em determinadas microrregiões no solo pode ser decorrente da redução na taxa de nitrificação ocasionado pelo baixo suprimento de O₂ (CANTARELLA, 2007).

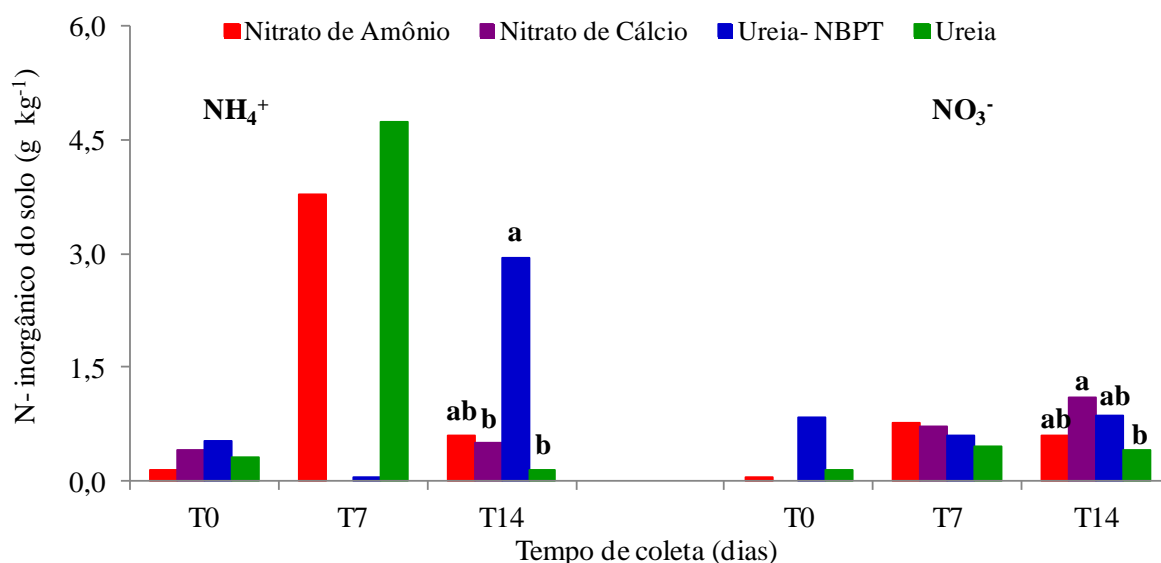


Figura 3.7 - N-inorgânico no solo (g kg⁻¹) na camada 0-10 cm devido ao uso de fertilizantes nitrogenados na primeira parcela da adubação. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05)

Considerando que aos 14 dias houve uma forte redução na proporção de N-NH_4^+ , tanto para nitrato de amônio quanto para ureia e não ocorreu aumento proporcional no teor de nitrato para o mesmo período, conclui-se que aos 14 dias toda ureia foi nitrificada e utilizada pela planta, pois neste período do ciclo vegetativo a planta está começando a frutificação (fase chumbinho) com demanda de nutriente e/ou, ainda, parte do N foi perdido por volatilização uma vez que no período avaliado a precipitação foi baixa para incorporá-lo.

A fonte nitrato de amônio apresentou a mesma proporção de N-NH_4^+ e N-NO_3^- indicando que houve uma preferência inicial por nitrato, isto está relacionado ao fato de que as bactérias presentes no solo para nitrificar gastam energia, o que pode ser explicado em partes pelo baixo ganho energético da oxidação do NO_2^- a NO_3^- , 18 Kcal mol^{-1} , comparado com 65 Kcal mol^{-1} para oxidação do NH_4^+ a NO_2^- , o que leva as bactérias do gênero *Nitrobacter* a processar maior quantidade de substrato para sobreviver (CANTARELLA, 2007).

A ureia com inibidor apresentou um retardamento na hidrólise com nitrificação moderada, onde o teor de nitrato foi um pouco maior aos 14 que aos sete dias, isto mostra que o inibidor foi eficiente em conter a perda por volatilização.

O N-NH_4^+ para o nitrato de cálcio apresenta um efeito *priming* aos 14 dias de avaliação, responsável por ativar a microbiota do solo na mineralização da matéria orgânica (ALFAIA, 1997) uma vez que este adubo não apresenta fonte amoniacal.

A avaliação do N-inorgânico do solo foi realizada apenas para os primeiros 14 dias após a adubação, mas o período de amostragem de GEE foi de 21 dias, o que nos permite correlacionar somente com a fase inicial da emissão.

Na terceira e quarta adubações foram utilizados 100 kg ha^{-1} de nitrogênio, mas não foi verificado efeito significativo sobre o solo durante os 14 dias de avaliação, devido à baixa quantidade de nitrogênio inicial, menos de 1,50 e 2,00 g kg^{-1} (Figuras 3.8 e 3.9, respectivamente). Estes valores foram inferiores aos valores encontrados no solo no início da primeira adubação (Figura 3.7).

Vários fatores podem estar relacionados ao baixo teor de N inorgânico encontrado no solo, um deles é o rápido consumo pela planta uma vez que esta encontra na fase de granação dos frutos, outro se refere à quantidade aplicada que foi o dobro da utilizada anteriormente, o que possivelmente levou a imobilização pelos micro-organismos. Além disso, pode-se considerar o intervalo de amostragem, onde os 14 dias

não foram suficientes para ocorrer as reações de mineralização (ureia) e nitrificação, haja visto que precipitação foi baixa no período.

A oscilação do N mineral ocorre devido ao processo biológico de mineralização do nitrogênio, o qual envolve a ação de microrganismos amonificadores e nitrificadores. A magnitude do processo depende de fatores como temperatura e umidade do solo (DALIAS et al., 2002).

Cabezas et al. (2007) observaram em experimento com milho que 77,5% do nitrogênio mineral no solo era provenientes do fertilizante sulfato de amônio e 22,5 % estava imobilizado aos 22 dias após aplicação. Estes valores diminuíram para 4,6% e 11,5%, respectivamente, após a semeadura. Para a ureia houve imobilização de 8 % do N foi aplicado após 11 dias, mas este valor reduziu aos 22 dias.

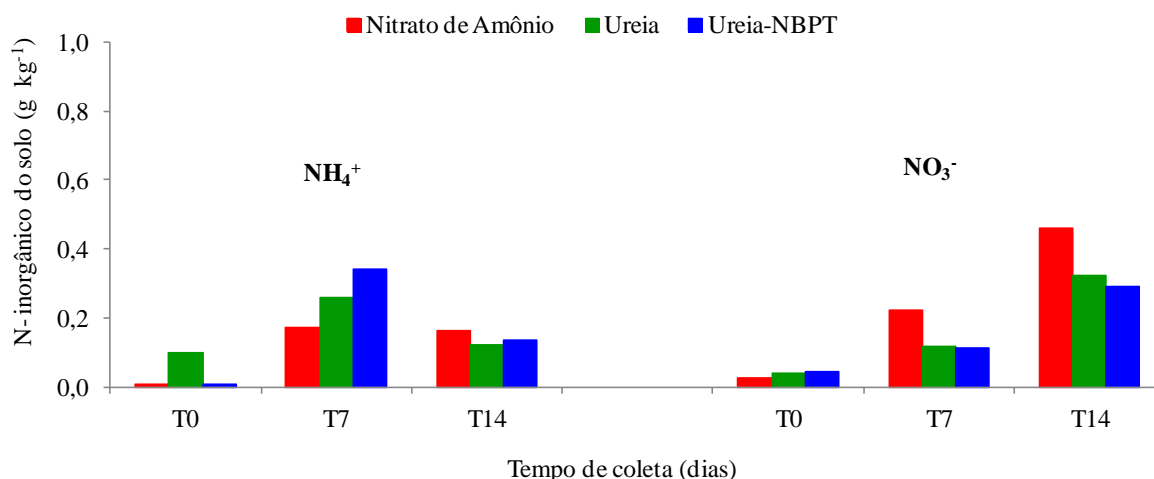


Figura 3.8 - N-inorgânico no solo (g kg⁻¹) na camada 0-10 cm devido ao uso de fertilizantes nitrogenados na terceira parcela da adubação

A adubação aumentou os teores de amônio e nitrato sem, no entanto, apresentar diferença estatística entre tratamentos e entre tempos de coleta. O teor de amônio no solo proveniente do nitrato de amônio foi semelhante aos sete e 14 dias, mas apresentou um pequeno aumento no teor de nitrato no solo aos 14 dias.

O comportamento da ureia e seu análogo foram semelhantes, reduzindo o teor de amônio ao longo do tempo com aumento no teor de nitrato, demonstrando o processo de nitrificação. Aos sete dias foi observado o efeito do inibidor na quantidade de amônio para ureia-NBPT em relação a ureia, indício do retardamento na velocidade do processo de nitrificação devido ao uso do inibidor na urease; mas aos 14 dias a proporção é semelhante, período considerado limite a ação do inibidor (AGROTAIN, 2001).

A quantidade de nitrogênio no solo antes da quarta adubação era praticamente nula (Figura 3.9). O solo apresentava 30% dos poros preenchidos por água e pH igual a 5.

O nitrato de amônio foi quem apresentou maior quantidade de N- NH_4^+ no solo aos 7 e 14 dias, seguido pela ureia ao 7º dia e pela ureia-NBPT ao 14º dia, o que exemplifica o efeito do inibidor retardando a urease e consequentemente a amonificação, mas essa diferença não foi significativa.

Aos 14 dias a quantidade de N- NH_4^+ da ureia reduziu, mas a quantidade de N- NO_3^- não aumentou na mesma proporção, o que indica consumo pela planta, em menor proporção considerando que a planta está na fase de menor demanda de nutriente; uma vez que a precipitação média no período foi de 10 mm suficiente para incorporar a ureia.

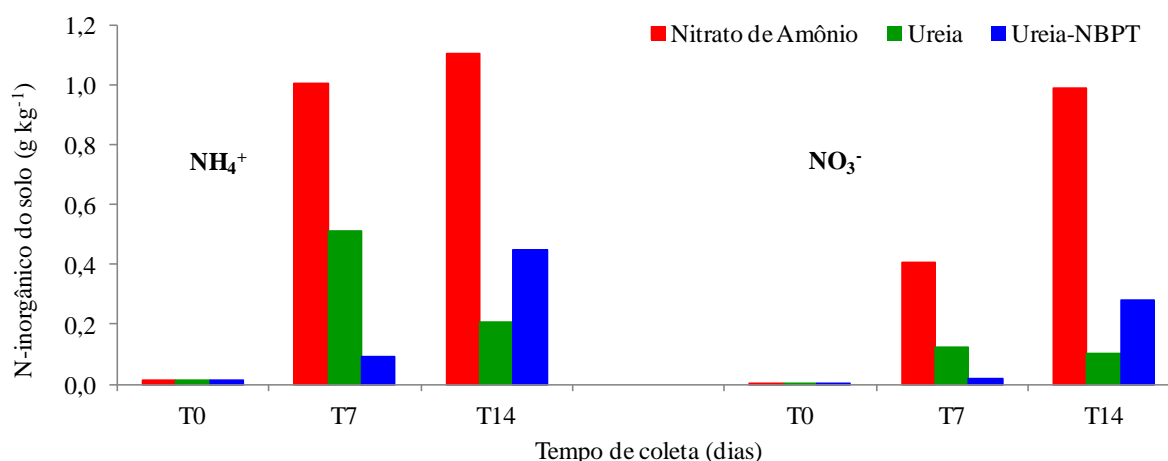


Figura 3.9 - N-inorgânico no solo (g kg^{-1}) na camada 0-10 cm devido ao uso de fertilizantes nitrogenados na quarta parcela da adubação

Como não houve diferença entre os teores de NH_4^+ e NO_3^- pode-se concluir que a mineralização líquida e a taxa de desnitrificação foram similares para ambos os tratamentos (HERGOUALC'H et al., 2007). A oscilação do N mineral ocorre devido ao processo biológico, o qual envolve a ação de microrganismos amonificadores e nitrificadores. A magnitude do processo depende de fatores como temperatura e umidade do solo, sendo a faixa de temperatura mais favorável para o processo de nitrificação, situada entre 26 e 32 °C (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). Burger; Jackson (2003) constataram que devido à alta disponibilidade de N inorgânico após a adubação, a competição entre plantas e micro-organismos heterotróficos pelo NH_4^+ reduz,

tornando a nitrificação o destino principal de NH_4^+ , com o tempo o NO_3^- torna a forma predominante disponível para as plantas (SCHIMMEL; BENNETT, 2004).

Inselsbacher et al. (2010) em um estudo de competição por N inorgânico entre plantas de cevada e micro-organismos em dois solos agrícolas, observaram que a planta de cevada foi o maior dreno do N inorgânico, sendo que os micro-organismos foram mais eficiente em absorver nitrogênio por apenas 4 h após a aplicação do fertilizante, reduzindo logo em seguida. Tal fato é explicado pela baixa disponibilidade de carbono para manter a rápida absorção inicial e as taxas de crescimento (HODGE et al., 2000; JACKSON et al., 2008). Ambos são fortes concorrentes a curto prazo, provavelmente porque os micro-organismos têm alta afinidade com substrato, maior proporção de área de superfície por volume e taxa de crescimento mais rápida do que as plantas (LIPSON; NÄSHOLM, 2001).

Biomassa Microbiana de Carbono e Nitrogênio solo

O carbono e nitrogênio na biomassa microbiana foram determinados para a quarta parcela da adubação nitrogenada e estão apresentados nas figuras 3.10 e 3.11, respectivamente.

O carbono microbiano reduziu do 7º para o 14º dia de avaliação em todos os tratamentos devido à umidade do solo no momento da coleta, com precipitação no período de 49 mm, a qual não ocorreu aos 14 dias. Embora tenha ocorrido redução no teor de carbono microbiano ao longo do período amostrado esta não foi significativa; assim como não houve diferença significativa entre os tratamentos.

A precipitação é um dos componentes que controlam, em escala regional, o processo de decomposição da matéria orgânica do solo (BERG, 2000) e conseqüentemente, a atividade dos microrganismos. Wardle (1998) evidenciou que a distribuição de chuvas e a umidade do solo seriam os principais fatores na regulação da biomassa microbiana.

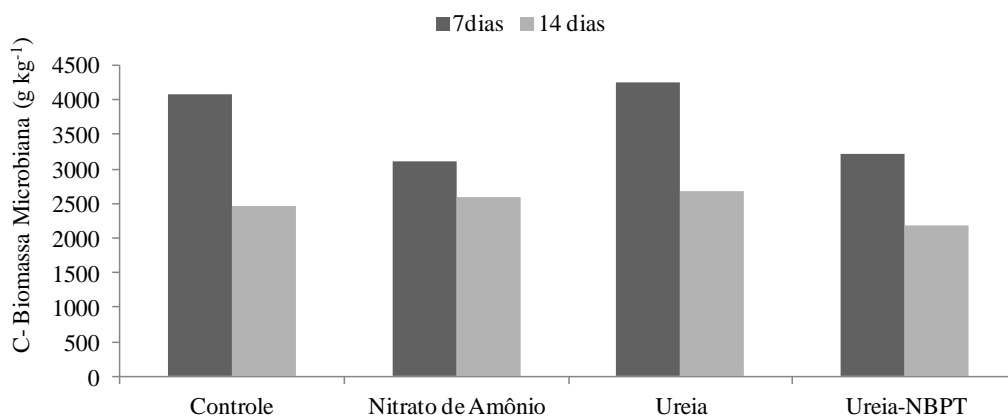


Figura 3.10 - Carbono na biomassa microbiana do solo (g kg^{-1}) avaliados aos 7 e 14 dias após a aplicação de fertilizantes nitrogenados, a 10 cm

Para nitrogênio presente na biomassa microbiana em todos os tratamentos, aos 7 e 14 dias, não houve diferença significativa (Figura 3.11).

Quando avaliado cada tratamento separadamente, o nitrogênio microbiano aumentou aos 14 dias para a fonte nitrato de amônio (Figura 3.11), isto demonstra a imobilização inicial de N pela biomassa microbiana do solo. Nos agroecossistemas a biomassa microbiana imobiliza entre 100 e 600 kg ha^{-1} de N e, 50 e 300 kg ha^{-1} de P no perfil do solo até a profundidade de 30 cm, essas quantidades excedem a aplicação anual de fertilizantes (DINIZ, 2007).

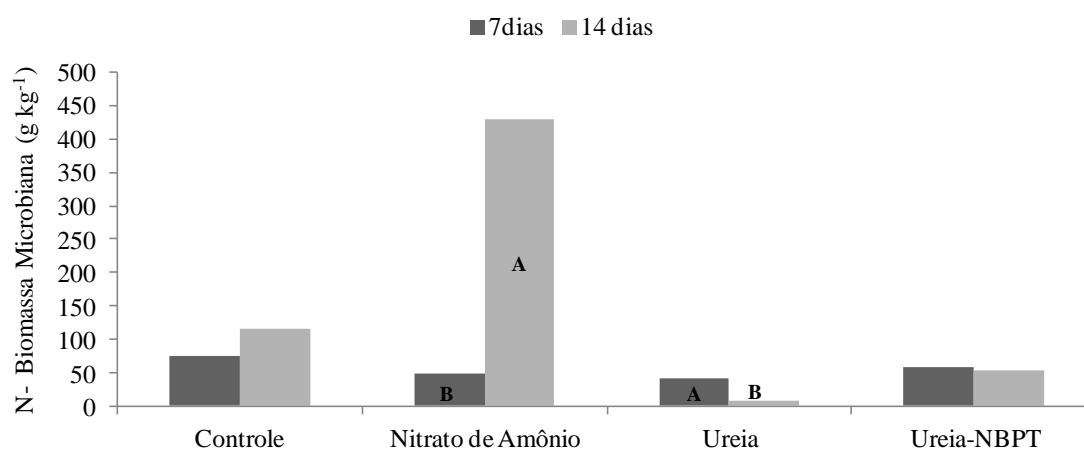


Figura 3.11 - Nitrogênio na biomassa microbiana do solo (g kg^{-1}) avaliados aos 7 e 14 dias após a aplicação de fertilizantes nitrogenados, a 10 cm

O incremento no teor de nitrogênio microbiano está relacionado ao crescimento radicular estimulado pela adubação e presença da água, com aporte de resíduos orgânicos de fácil degradação na superfície do solo (MOORE et al., 2000), aumentando

a atividade microbiana com capacidade de imobilizar e liberar nutrientes pela rizodeposição e pela morte dos micro-organismos (MARTENS, 1995).

Os micro-organismos heterotróficos são os principais responsáveis pelas transformações do nitrogênio no solo, e os fatores que afetam a sua densidade e a atividade microbiana são o pH, a disponibilidade de nitrogênio e carbono, e a aeração do solo, o que podem influenciar o processo de mineralização e a perda de nitrogênio no solo, levando a uma diminuição ou aumento da quantidade e atividade da BMS (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

No tratamento com ureia ocorreu o processo inverso, o nitrogênio diminuiu do sétimo dia para o 14º dia, ou seja, foi imobilizado aos sete e mineralizado aos 14 dias. Essa retirada de N do sistema foi consequência da absorção do nutriente pela cultura ou da volatilização, que reduz a disponibilidade de N para os micro-organismos presentes no solo, os quais imobilizam menor quantidade de N em relação ao período anterior.

A ureia com inibidor de urease (NBPT) não influenciou na quantidade de nitrogênio microbiano no solo, mantendo praticamente constante a taxa de nitrogênio ao longo dos 14 dias, o mesmo foi verificado para o controle.

A maior disponibilidade de N mineral para a biomassa microbiana permite um fluxo contínuo de N no solo pelo processo de mineralização, resultando em maior disponibilidade para as plantas (SÁ, 1996).

A adição de N ao solo, em sistemas agrícolas e florestais pode apresentar diversos efeitos no N-BM. Tiquia et al. (2002); Coser et al. (2007) não observaram aumento no N-BM, enquanto um aumento foi descrito por Zaman et al. (2002); Silvan et al. (2003). A diminuição do N-BM foi relatada por Cerny et al. (2003).

O aumento do N-BM pode estar associado com a maior fertilidade devido à adição de nitrogênio e subsequente retorno de restos vegetais ao solo (HATCH et al. (2000); SILVAN et al. (2003); ZAMAN et al. (2002)). A adição de fertilizantes nitrogenados na superfície do solo afeta a biomassa microbiana do solo e sua atividade tanto nas camadas superficiais quanto nas camadas mais profundas (ZAMAN et al., 2002; COSER et al., 2007).

3.5.3 C-CO₂ do solo

1ª e 2ª adubação

O fluxo de C-CO₂ do solo referente a cada dose e fonte nitrogenada foi calculado através da mediana dos fluxos entre as câmaras para cada parcelamento da adubação; os dados referem a duas aplicações de 50 kg ha⁻¹ de nitrogênio (Figura 3.12).

A precipitação para o período experimental foi de 138 mm nos primeiros 21 dias e de 303 mm nos restantes. A precipitação inicial (mês de outubro) estava na média dos últimos 13 anos, mas nos dias subsequentes (mês de novembro) superou a média em 50 mm.

A emissão do C-CO₂ foi maior para a ureia e ureia-NBPT logo no início da avaliação devido a maior atividade microbiana envolvida no processo de nitrificação (STARK; FIRESTONE, 1995) que é influenciada pela umidade do solo. A ativação dos micro-organismos envolvidos na atividade da urease aumenta a respiração logo após a adubação, diminuindo em seguida. Além disso, a própria reação da urease que catalisa a hidrólise da ureia em dióxido de carbono e amônia (KANDELER; GERBER, 1988).

Cantarella et al. (2008) observaram em experimento com cana de açúcar que 2,6 mm de chuva no quinto dia após a adubação ativou a hidrólise da ureia, volume menor que o encontrado neste estudo, onde a precipitação foi de 7 mm no primeiro dia de amostragem. Para ureia-NBPT os autores relatam que a hidrólise começou sete dias após a adubação, com perdas de amônia de 15,2% comparada a 25% da ureia, reações estas que dependem das condições ambientais e dos micro-organismos envolvidos. O fluxo de C-CO₂ quando o solo recebeu fertilizante foi menor que o encontrado por D'Andrea (2004) em áreas de café avaliando manejo de podas.

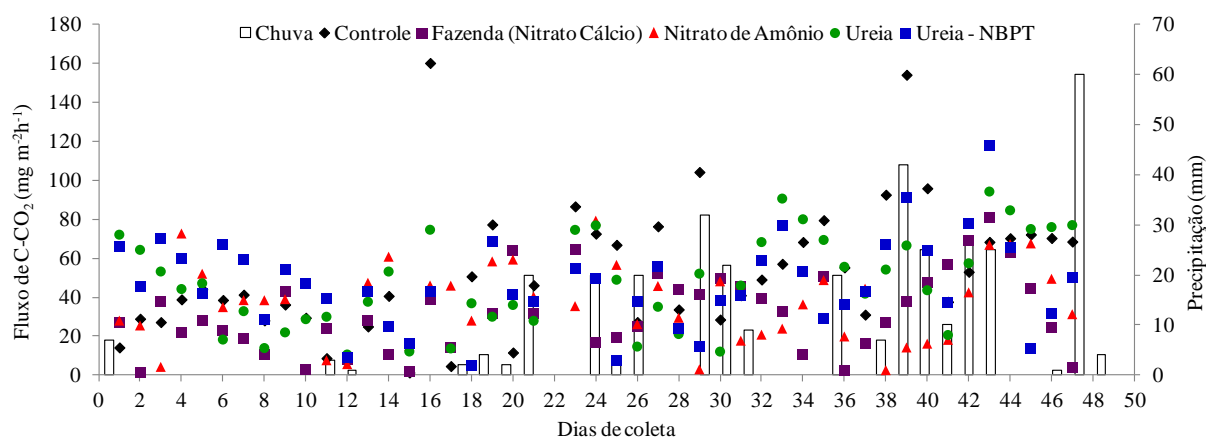


Figura 3.12 - Evolução do fluxo de C-CO₂ do solo (Controle) e das fontes nitrogenadas durante os 48 dias de coleta referente à primeira e segunda avaliação da adubação (50 kg ha⁻¹ de N)

3ª adubação

O fluxo de C-CO₂ dos tratamentos para a terceira adubação (100 kg ha⁻¹ de nitrogênio) foi maior no início da amostragem (Figura 3.13), diminuindo na segunda semana com aumento na emissão após precipitação de 49 mm no 14º dia.

A evolução do fluxo foi efeito da elevada umidade inicial do solo somado à entrada de nitrogênio no sistema, o que permitiu um efeito *priming* pela ativação dos micro-organismos envolvidos na mineralização do material vegetal depositado pela roçada, consumindo O₂ aumentando o fluxo de CO₂; além da reação de hidrólise da ureia no solo.

Os micro-organismos do solo apresentam ciclagem rápida e são influenciados pelo teor de umidade. Quando a umidade foi reduzida (9º ao 13º dia) diminuiu a atividade dos mesmos, retornando N orgânico no solo, mais oxigênio disponível e menor emissão de CO₂ (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

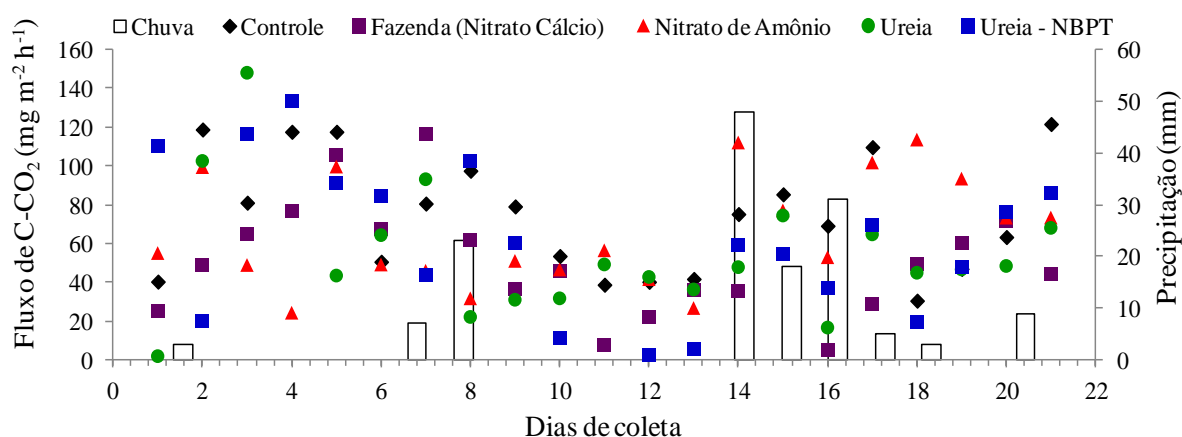


Figura 3.13 - Evolução do fluxo de C-CO₂ do solo (Controle) e das fontes nitrogenadas durante os 22 dias de coleta referente a terceira avaliação da adubação (100 kg ha⁻¹ de N)

4ª adubação

Os maiores picos de C-CO₂ ocorreram após os eventos de precipitação (Figura 3.14). A precipitação de 45 mm no quinto dia ativou os micro-organismos do solo, com aumento da atividade microbiana e consequente respiração, o que pode ser evidenciado principalmente para a ureia. Além de ter aumentado o espaço poroso preenchido por água criando sítios de anaerobiose e consequentemente maior emissão de C-CO₂.

A ureia com inibidor de urease apresentou seu maior pico entre o 22º e 30º dia, consequência da maior emissão de N-N₂O uma vez que a precipitação no início do

período amostral foi suficiente para incorporar a ureia no solo, mas com a presença do inibidor houve um atraso na hidrólise da mesma com aumento na produção de N_2O por nitrificação e desnitrificação refletindo na disponibilidade de O_2 no solo (HERGOUALC'H et al., 2007).

O tratamento nitrato de amônio foi a fonte que apresentou maior oscilação no fluxo de $C-CO_2$ apresentando seis picos de emissão ao longo do período amostral, sendo a maioria deles após 20º dia. A umidade do solo no início das coletas pode ter favorecido a desnitrificação do $N-NO_3^-$ aumentando a emissão de $C-CO_2$, assim como ativou os micro-organismos envolvidos na nitrificação do NH_4^+ aumentando a respiração do solo.

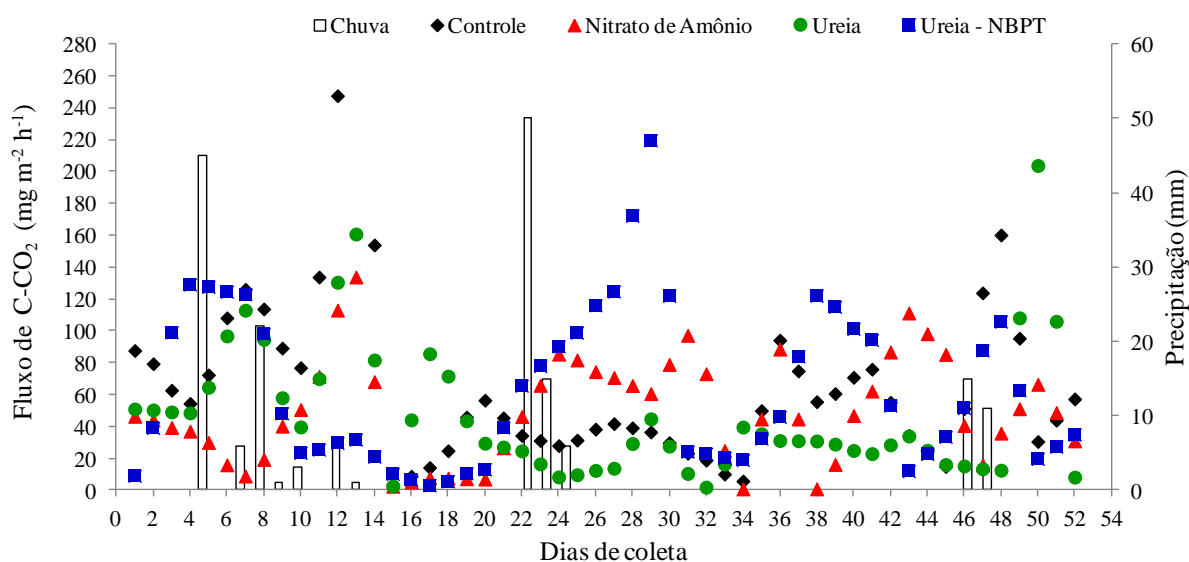


Figura 3.14 - Evolução do fluxo de $C-CO_2$ do solo (Controle) e das fontes nitrogenadas durante os 52 dias de coleta referente à quarta avaliação da adubação (100 kg ha^{-1} de N)

3.5.4 Fluxo de $N-N_2O$

1ª e 2ª adubação

A emissão de $N-N_2O$ do solo aumentou quando o mesmo foi adubado; independente da fonte nitrogenada utilizada (Figura 3.15), isto foi devido a maior quantidade de nitrogênio disponível somado a umidade do solo que estava inicialmente com 59% dos poros preenchidos por água (Figura 3.3), umidade favorável a nitrificação (BATEMAN; BAGGS, 2005) e a intensa atividade microbiana, o que leva a formar sítios de anaerobiose favorecendo a emissão de $N-N_2O$.

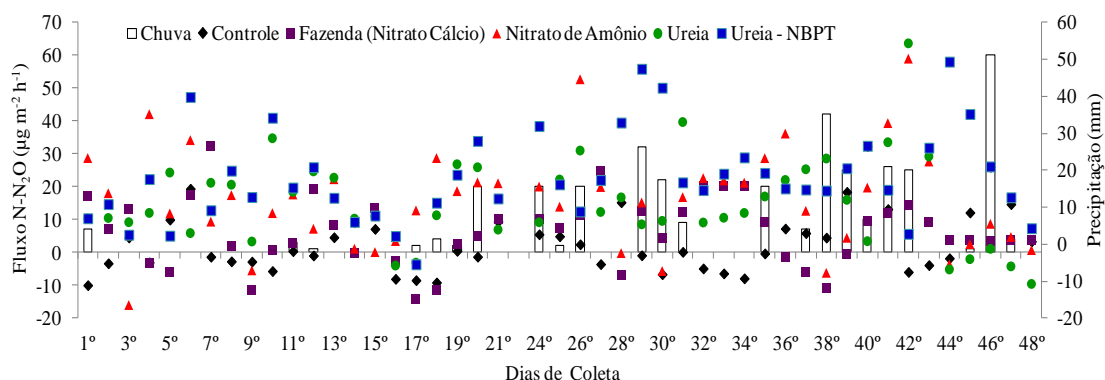


Figura 3.15 - Evolução do fluxo de N-N₂O do solo (Controle) e das fontes nitrogenadas durante os 48 dias de coleta referente à primeira e segunda avaliação da adubação (50 kg ha⁻¹ de N)

A fonte nitrato de cálcio (NC) foi a que apresentou a menor emissão de N-N₂O durante os primeiros 21 dias amostrais, mantendo o fluxo bem próximo ao do solo com o maior pico ao 7º dia (32,4 µg m⁻² h⁻¹ N-N₂O). O pico foi gerado por algum sitio específico de anaerobiose, uma vez que o solo apresentava baixa umidade (Figuras 3.3 e 3.6), pois era bem drenado não retendo a umidade inicial (20% EPPA), baixa emissão de CO₂ (Figura 3.11) e apresentava baixo teor de nitrato.

O nitrato de amônio (NA) apresentou vários picos de emissão ao longo do período amostral sendo o maior deles logo após a adubação no quarto dia (42 µg m⁻² h⁻¹ N-N₂O), influenciado pela pluviosidade de 7 mm que ativou os micro-organismos nitrificadores e desnitrificadores. No 13º dia houve uma redução na emissão, mas a mesma foi reativada com a precipitação no 18º dia, decrescendo até 21º dia, período em que a amostragem foi interrompida.

A ureia e ureia-NBPT apresentaram emissão inicial menor que a fonte nitrato de amônio, com fluxo similar do 7º ao 21º dia, quando iniciou a segunda amostragem.

A umidade elevada do solo no início da amostragem pode ter favorecido a volatilização de amônia uma vez que este processo ocorre poucas horas após a adubação (CABEZAS et al., 1997a; COSTA et al., 2003; DA ROS et al., 2005), ou ter sido incorporada ao solo pela precipitação de 5 mm após a adubaçã. O umedecimento do solo, imediatamente após a aplicação da ureia, é mais importante do que a condição de umidade do solo no momento da aplicação (CABEZAS et al., 1997b), principalmente quando a ureia é aplicada na superfície e sem incorporação ao solo.

A ureia-NBPT apresentou fluxo inicial de N-N₂O menor que a ureia até o sexto dia com pico de 39 µg m⁻² h⁻¹ N-N₂O, tal comportamento foi proporcionado pela ação do inibidor de urease que retardou a hidrólise da ureia. A partir daquele momento o amônio resultante da hidrólise da ureia estava sujeito a nitrificar, volatilizar, ou ser emitido na forma de N-N₂O durante a nitrificação, pois o solo de estudo era bem drenado e não houve ocorrência de chuva para gerar sítios de anaerobiose.

No início da segunda amostragem, aos 28 dias do início do experimento, o solo apresentou pico 16 µg m⁻² h⁻¹ N-N₂O após três dias chovendo; novos picos foram observados no 39º após chuva de 42 mm, e no 46º dia.

O nitrato de amônio aplicado na área antes utilizada com nitrato de cálcio apresentou apenas três picos de emissão, sendo o maior deles quatro dias após a adubação e chuva de 20 mm com fluxo de 25 µg m⁻² h⁻¹ N-N₂O. A sobreposição de fontes nitrogenadas (nitrato de amônio seguido a nitrato de cálcio) apresentou evolução do fluxo diferente do tratamento nitrato de amônio.

O nitrato de amônio, a ureia e ureia-NBPT apresentaram alta emissão no segundo dia após a adubação, coincidente com a alta umidade do solo, pois havia condições favoráveis à perda de nitrogênio por desnitrificação (STEVENS; LAUGHLIN, 1998) somado disponibilidade de N no solo. Os maiores picos de emissão da ureia e nitrato de amônio aconteceram no 41º dia de amostragem (19º dia após a segunda adubação) com fluxo de 63,6 e 58,9 µg m⁻² h⁻¹ N-N₂O, respectivamente.

A emissão de N-N-N₂O da ureia-NBPT no início da segunda avaliação foi cinco vezes maior a apresentada no início do experimento, mostrando que houve sobreposição com nitrogênio da primeira adubação (efeito residual).

A precipitação foi o fator que mais influenciou na emissão de N-N₂O, pois ativa os micro-organismos do solo assim como a hidrólise da ureia processos que envolvem a supressão de O₂ do solo, passando o nitrato a funcionar como receptor final de elétrons (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006) formando sítios anaeróbios momentaneamente. O mesmo comportamento foi verificado por Zebarth et al. (2008) em um estudo realizado no Canadá, e por Bateman; Baggs (2005) que encontraram maior correlação entre a emissão e espaço poroso preenchido por água do que com teor de nitrato no solo.

3ª adubação

O maior pico de emissão de N-N-N₂O para o solo ocorreu no 3º dia (71,5 µg m⁻² h⁻¹ N-N₂O) quando o mesmo apresentava 48% dos poros preenchidos por água (Figura

4), somado à deposição de material vegetal devido à roçada da área na semana que foi realizada a adubação, elevando a respiração do solo (Figura 3.16).

A fonte nitrato de amônio apresentou alta emissão logo no primeiro dia ($182,83 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) influenciado pela alta umidade do solo. Nos dias seguintes a evolução do fluxo foi menor, até mesmo que o do tratamento fazenda (nitrato de amônio), verificado na amplitude dos picos de emissão. A alta emissão para o nitrato de amônio no início da amostragem foi observada também por Signor (2010) em área de cana-de-açúcar considerando que esta fonte tem nitrato passível de sofrer desnitrificação e, amônio que durante a nitrificação produz uma pequena quantidade de N_2O em células microbianas (decomposição química de hidroxilamina) (BREMNER, 1997).

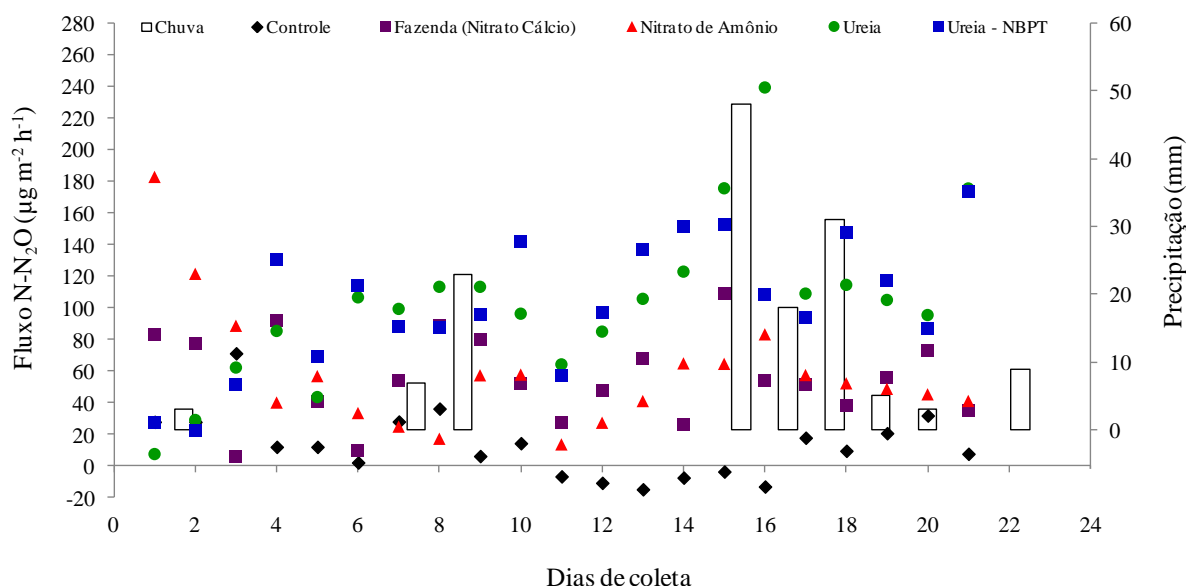


Figura 3.16 - Evolução do fluxo de $\text{N-N}_2\text{O}$ do solo (Controle) e das fontes nitrogenadas durante os 22 dias de coleta referente a terceira avaliação da adubação (100 kg ha^{-1} de N)

O nitrato de amônio (tratamento fazenda) apresentou seus maiores picos ao 4º e 15º dia com valores de $92,2$ e $109,3 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente; decrescendo em seguida até os 21 dias.

A ureia e seu análogo NBPT apresentaram fluxo semelhante ao longo de todo período amostral, com primeiro pico no 4º dia, sendo maior para a ureia-NBPT ($130 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1} \text{N-N}_2\text{O}$), ou seja, o inibidor não conseguiu segurar a reação da urease no solo disponibilizando nitrogênio no sistema, sendo rapidamente mineralizado susceptível a perdas.

No 8º dia, após precipitação de 23 mm foi observados novos picos de emissão para ureia e ureia-NBPT, com emissão de $239 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1} \text{N-N}_2\text{O}$ aos 16º dia para ureia. Ao final dos 22 dias amostrais as fontes nitrogenadas com ureia apresentaram emissão ascendente, indicativo da incompleta mineralização neste período.

4ª adubação

O solo apresentou picos de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ coincidente com períodos posteriores à chuva, exceção aos picos encontrados aos 17, 34 e 48 dias (Figura 3.17), os quais podem estar relacionados à decomposição de matéria orgânica depositada no solo quatro dias antes de iniciar o experimento, através da roçada de plantas daninhas na área.

A evolução dos fluxos diários para os diferentes tratamentos foi superior ao controle. A precipitação de 42 mm nos primeiros dias não aumentou emissão da ureia e ureia-NBPT, isso porque o volume de água foi suficiente para incorporá-los ao solo.

O inibidor de urease (NBPT) conseguiu retardar a emissão até o 6º dia, quando a precipitação foi de 42 mm (Figura 3.17) com emissão de $133,5 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1} \text{N-N}_2\text{O}$ (10º dia). Após esta data o fluxo manteve-se elevado, mas constante até o 25º dia, diminuindo em seguida e chegando próximo ao fluxo do controle aos 38 dias. A amplitude do fluxo da ureia-NBPT foi bem homogênea, com fluxo de 1,5 vezes menor que a ureia.

A ureia foi o fertilizante utilizado que apresentou três picos de emissão bem definidos para a dose de 100 kg de N, o primeiro deles foi no 15º dia, sendo o maior ao 20º dia, com emissão de $376,81 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1} \text{N-N}_2\text{O}$, ocorrendo posteriormente a uma precipitação de 52 mm. No 25º dia a emissão começou a diminuir e chegou até $9 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1} \text{N-N}_2\text{O}$ no 43º dia. A evolução do fluxo para ureia exemplifica a necessidade de aumentar o período de amostragem para esta fonte.

O nitrato de amônio foi o tratamento que apresentou menor fluxo médio. O maior pico ocorreu no 13º dia de coleta, não ultrapassando $66 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1} \text{N-N}_2\text{O}$. A partir do 41º dia o fluxo reduziu no nível do fluxo do controle. Esse valor foi bem próximo ao encontrado por Harmand et al. (2007) na Costa Rica em área com café, onde foram aplicados 180 kg ha^{-1} de N com emissão de $65 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1} \text{N-N}_2\text{O}$. Isto mostra a capacidade do nitrato em conter a emissão de N_2O .

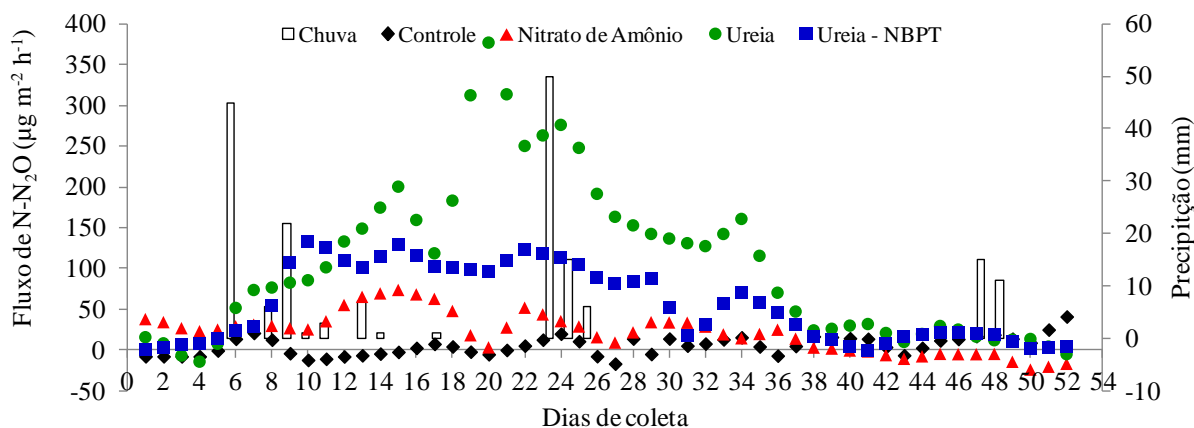


Figura 3.17 - Evolução do fluxo de N-N₂O do solo (Controle) e das fontes nitrogenadas durante os 52 dias de coleta referente a quarta avaliação da adubação (100 kg ha⁻¹ de N)

A maior parte das emissões de N-N₂O ocorreu no período após a aplicação do fertilizante nitrogenado, quando as concentrações de nitrogênio eram elevadas, somados a eventos de precipitação (RUSER et al., 2001; MCSWINEY; ROBERTSON, 2005; BURTON et al., 2008).

O fluxo de N-N₂O inicial na quarta adubação foi maior que o fluxo encontrado por Hergoualc'h et al. (2007) em área de café na Costa Rica para dose de 200 kg ha⁻¹ com 39 % do espaço poroso preenchido por água (EPPA) os quais relatam que o N-N₂O emitido foi proveniente principalmente da nitrificação até 76% EPPA, e por desnitrificação quando 87% do poros estão preenchidos por água, convertidos rapidamente em N₂.

Um fator importante a ser considerado na emissão de N-N₂O foi o teor de matéria orgânica do solo, que no início do experimento demonstrava ser baixo; mas ao longo do período houve aumento do mesmo em decorrência de chuvas assim como foram realizadas adubações de produção na lavoura do café, com isso o crescimento das plantas invasoras foi potencializado, obrigando a realização de operações de roçada mecanizada. O acúmulo de resíduo vegetal sobre o solo ocasionado pelas roçadas pode ter influenciado no teor de matéria orgânica ao longo do estudo, conseqüentemente a emissão de N-N₂O. O aumento na disponibilidade de carbono aumenta a respiração microbiana localizada do solo e diminui a disponibilidade de O₂ (ZEBARTH et al., 2008) favorecendo a emissão de N₂O.

Smith et al. (1998) observaram que a maior emissão de N-N₂O ocorreu devido a nitrificação em área onde havia recebido material orgânico (C) e com 55% do espaço poroso preenchido por água, correspondendo a 23% da emissão.

Correlação entre fluxo de N-N₂O e teor de N-NO₃⁻

O teor de nitrato do solo apresentou boa correlação com o fluxo médio acumulado para as fontes nitrato de cálcio, ureia e nitrato de amônio aos 14 dias após a primeira adubação ($r^2=1$ e 0,9) (Figura 3.18A).

O nitrato de cálcio apresentou correlação linear entre as variáveis analisadas, aumentando a emissão à medida que aumenta o teor de nitrato no solo, mas este aumento foi pouco expressivo uma vez que o coeficiente angular da equação é próximo de zero.

O nitrato de amônio apresentou ajuste polinomial indicando um pico máximo de emissão de N-N₂O foi para 0,61 g de nitrato no solo, a partir do qual a emissão desceu. Este valor diverge do apresentado por LIMMER; STEELE (1982) os quais reportaram 25 mg de N-NO₃ kg⁻¹ como sendo a concentração a partir da qual o fluxo de N₂O não mais aumentava.

A ureia e ureia-NBPT apresentaram fluxo de N-N₂O curvilíneo à medida que aumentou o teor de nitrato no solo. A presença do inibidor propiciou uma lenta mineralização da ureia e conseqüentemente retardou a emissão de N-N₂O em função da disponibilidade de nitrato no solo, com início da emissão em 0,6 g N-NO₃, crescendo rapidamente quando comparado à ureia (Figura 3.18A). O coeficiente de correlação para ureia-NBPT foi baixo ($r^2=0,49$) o que indica que não só o teor de nitrato tem correlação com a emissão.

Na terceira adubação, quando aumentou a dose de nitrogênio aplicado, o fluxo acumulado dos tratamentos avaliados apresentou boa correlação com teor de nitrato do solo ($r^2=1$) (Figura 3.18B). A diferença entre os tratamentos está na inclinação da reta; sendo maior para ureia e ureia-NBPT do que nitrato de amônio, ou seja, o aumento na emissão de N₂O por unidade de nitrato foi maior naqueles tratamentos, com emissões 1,6 e 2 vezes superior ao nitrato de amônio, respectivamente (Figura 3.18B).

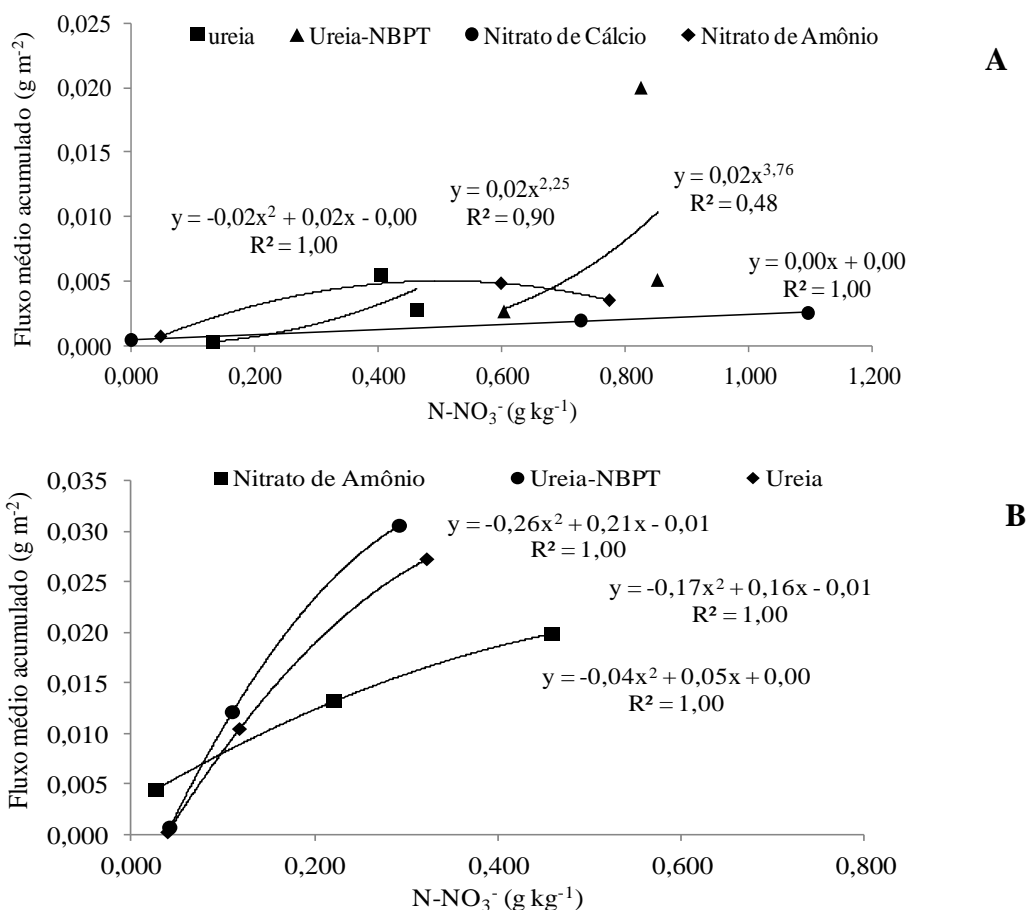


Figura 3.18 - Relação entre o fluxo médio acumulado (g m^{-2}) e o teor de N-NO_3^- (g kg^{-1}) no tempo 0, 7 e 14 dias após a primeira (A), terceira(B) adubação para diferentes fontes nitrogenadas

A melhor correlação, na quarta adubação, entre fluxo de $\text{N-N}_2\text{O}$ e nitrato no solo foi para ureia e nitrato de amônio $\text{N-N}_2\text{O}$ ($r^2=1$ e $0,99$), diferindo quanto à inclinação da reta sendo maior para ureia, ou seja, o aumento de uma unidade no teor de nitrato do solo reflete $0,05$ unidades a mais na emissão da ureia (Figura 3.19).

A baixa correlação para ureia-NBPT ($r^2= 0,72$) indica que não ocorreu incremento de N-NO_3^- no solo em 14 dias, nesse período a emissão foi devido a outros eventos que não somente a proporção de nitrato no solo (Figura 3.19). A velocidade da nitrificação foi possivelmente o fator que influenciou na baixa correlação entre o teor de N- NO_3^- e o fluxo acumulado de $\text{N-N}_2\text{O}$ nos 14 dias avaliados ureia com inibidor na primeira e quarta adubação (CARMO et al., 2005).

Os dados encontrados neste trabalho mostram que a melhor correlação para emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ após a adubação nitrogenada e N- NO_3^- foi melhor para as fontes nítricas do que para fonte amídicas. Zebarth et al. (2008) obtiveram alta correlação entre fluxo acumulado de $\text{N-N}_2\text{O}$ e teor de N- NO_3^- para a fonte nitrato de amônio, mas

também relataram picos de emissão em épocas onde os teores de N- NO_3^- eram baixo, mas com precipitação a correlação aumentou. Gomes et al. (2009) relataram que o teor de N inorgânico no solo influenciaram mais a emissão de N_2O que fatores ambientais.

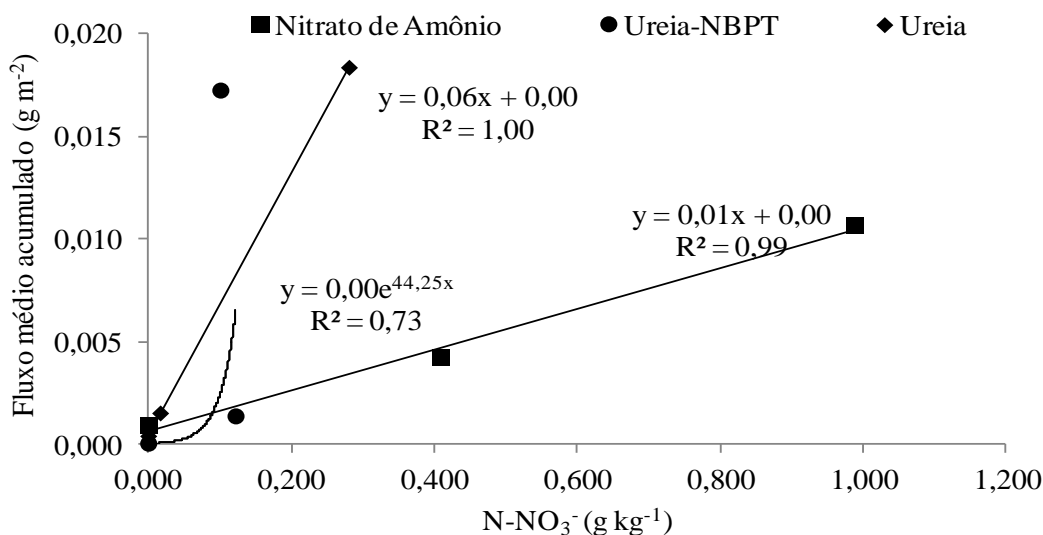


Figura 3.19 - Relação entre o fluxo médio acumulado (g m^{-2}) e o teor de N- NO_3^- (g kg^{-1}) no tempo 0, 7 e 14 dias após a quarta (C) adubação para diferentes fontes nitrogenadas

Fluxo médio acumulado e Integral de N- N_2O

O fluxo acumulado (somatório dos dias) e o fluxo total (integral dos dias) para os 20 dias da 1ª, 2ª e 3ª adubação e 52 dias da quarta estão apresentados na tabela (Tabela 3.3).

O menor fluxo acumulado foi obtido para o nitrato de cálcio e a maior foi para o nitrato de amônio e ureia-NBPT na primeira e segunda adubação, respectivamente.

A presença do inibidor de urease (tiofosfato de N-n-butiltriamida) durante a primeira adubação apresentou-se como um bom indicativo de que além de reduzir a volatilização de NH_3 , reduz também o fluxo de óxido nitroso para atmosfera, diminuindo perdas do nitrogênio aplicado e o impacto ambiental. Isto não foi verificado na segunda adubação uma vez que pode ter ocorrido sobreposição com o fluxo da primeira adubação logo no início da amostragem, visto que a ureia sem inibidor emitiu menos, mas esta pode ter sido perdida de outra forma, como por volatilização; ou ainda pode ser efeito da precipitação que foi mais intensa na época avaliada.

Tabela 3.3 – Fluxo médio, fluxo acumulado, integral dos fluxos de N-N₂O do solo e proveniente da aplicação de fertilizante nitrogenado em área de cultivo do café

Fluxos de N-N ₂ O dos Fertilizantes				
Fontes de N	Média	Acumulado	Integral	Integral – Solo
		$\Sigma(n+(n+1))_{N_2O}$	(ΣN_2O)	($\Sigma N_2O - Solo$)
	$\mu g m^{-2} h^{-1}$	$mg m^{-2} dia^{-1}$		$mg m^{-2}$
1 ^a adubação				
Controle	10,510 10 ⁻⁶	220,72 10 ⁻³	226,34 10 ⁻³	-
Fazenda (NC)	118,059 10 ⁻⁶	2.479,26 10 ⁻³	2.153,76 10 ⁻³	1.927,41 10 ⁻³
Nitrato de Amônio	350,455 10 ⁻⁶	7.359,55 10 ⁻³	6.762,27 10 ⁻³	6.535,93 10 ⁻³
Uréia	346,657 10 ⁻⁶	7.279,81 10 ⁻³	7.072,12 10 ⁻³	6.845,77 10 ⁻³
Ureia-NBPT	327,125 10 ⁻⁶	6.869,64 10 ⁻³	6.636,33 10 ⁻³	6.409,98 10 ⁻³
2 ^a adubação				
Controle	119,878 10 ⁻⁶	2.996,95 10 ⁻³	2.889,60 10 ⁻³	-
Fazenda (NA)	183,498 10 ⁻⁶	4.587,47 10 ⁻³	4.417,727 10 ⁻³	1.528,13 10 ⁻³
Nitrato de Amônio	420,338 10 ⁻⁶	10.508,45 10 ⁻³	10.259,06 10 ⁻³	7.369,47 10 ⁻³
Uréia	383,958 10 ⁻⁶	9.598,95 10 ⁻³	9.603,31 10 ⁻³	6.713,71 10 ⁻³
Ureia-NBPT	513,049 10 ⁻⁶	12.826,24 10 ⁻³	12.401,3710 ⁻³	9.511,77 10 ⁻³
3 ^a adubação				
Controle	310,857 10 ⁻⁶	6.527,99 10 ⁻³	6.098,62 10 ⁻³	
Fazenda (NA)	1.337.494 10 ⁻⁶	28.087,38 10 ⁻³	26.672,28 10 ⁻³	20.573,65 10 ⁻³
Nitrato de Amônio	1.394,45610 ⁻⁶	29.283,59 10 ⁻³	26.596,35 10 ⁻³	20.497,72 10 ⁻³
Uréia	2.455,799 10 ⁻⁶	51.571,80 10 ⁻³	49.375,54 10 ⁻³	43.276,91 10 ⁻³
Ureia-NBPT	2.458,954 10 ⁻⁶	51.638,03 10 ⁻³	49.229,73 10 ⁻³	43.131,10 10 ⁻³
4 ^a adubação				
Controle	290,473 10 ⁻⁶	6.933,54 10 ⁻³	6.528,07 10 ⁻³	
Nitrato de Amônio	519,888 10 ⁻⁶	27.034,18 10 ⁻³	26.782,00 10 ⁻³	20.253,93 10 ⁻³
Uréia	2.534,179 10 ⁻⁶	131.777,31 10 ⁻³	131.649,67 10 ⁻³	125.121,61 10 ⁻³
Ureia-NBPT	1.353,703 10 ⁻⁶	70.392,58 10 ⁻³	70.324,57 10 ⁻³	63.796,50 10 ⁻³

Nitrato de Cálcio(NC), Nitrato de Amônio (NA)

No tratamento fazenda, na segunda adubação, a emissão do nitrato de amônio foi menor em relação ao tratamento nitrato de amônio, o que pode evidenciar sobreposição de adubos neste tratamento ($10.508,45 \cdot 10^{-3} \text{ mg m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), visto que a fonte utilizada anteriormente era nitrato de cálcio prontamente disponível para planta, sem necessidade de transformações microbiológicas no solo.

A emissão do solo na segunda adubação apresentou um fluxo maior que o obtido durante a primeira avaliação consequência do volume de chuva para o mês de novembro, que apresentou a maior média entre os meses avaliados (Figura 3.6). A emissão do solo foi influenciada ainda pela adição de resíduos vegetais proveniente da roçada da área, fato já mencionado anteriormente. A adição de resíduos vegetais na superfície do solo pode conservar a umidade e também adicionar grandes quantidades de C e N lábil em pequeno volume de solo, o que aumenta consideravelmente a atividade biológica na superfície, gerando sítios de anaerobiose, favorecendo a desnitrificação (MORLEY et al., 2008; ZEBARTH et al., 2008).

Na terceira parcela da adubação, o nitrato de amônio apresentou praticamente o mesmo fluxo nos dois tratamentos (Fazenda e NA), o mesmo aconteceu com a ureia e a ureia-NBPT, com diferença no fluxo acumulado de aproximadamente $23.000 \cdot 10^{-3} \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1} \text{ N-N}_2\text{O}$, o que representa o dobro do fluxo do nitrato de amônio.

Na quarta adubação, o menor fluxo acumulado foi obtido pelo nitrato de amônio e o maior foi para ureia, o que representa quase duas vezes o fluxo da ureia-NBPT.

Com aumento da dose de nitrogênio aplicado aumentou o fluxo de $\text{N-N}_2\text{O}$ de todos os tratamentos passando da faixa de $6 \cdot 10^{-6} \text{ mg m}^{-2} \text{ dia}^{-1} \text{ N-N}_2\text{O}$ na primeira avaliação para $20,53 \cdot 10^{-3}$, $63,79 \cdot 10^{-3}$ e $125,12 \cdot 10^{-3} \text{ mg m}^{-2} \text{ dia}^{-1} \text{ N-N}_2\text{O}$ na última avaliação para as fontes nitrato de amônio, ureia-NBPT e ureia, respectivamente.

O fluxo acumulado ao final dos 21 dias para cada fonte nitrogenada está representado na figura 3.20. A estabilização do fluxo de $\text{N-N}_2\text{O}$ ao final do período avaliado foi obtida apenas para o nitrato cálcio para a primeira adubação, com comportamento bem semelhante ao solo, com fluxo crescente para as outras fontes nitrogenadas.

Na segunda avaliação da adubação, ao final da avaliação, a ureia-NBPT apresentou fluxo ascendente indicativo de que os processos de amonificação e nitrificação ainda estavam ocorrendo, ou seja, havia nitrogênio no solo, com indicativo de estabilização dos fluxos para as demais fontes avaliadas.

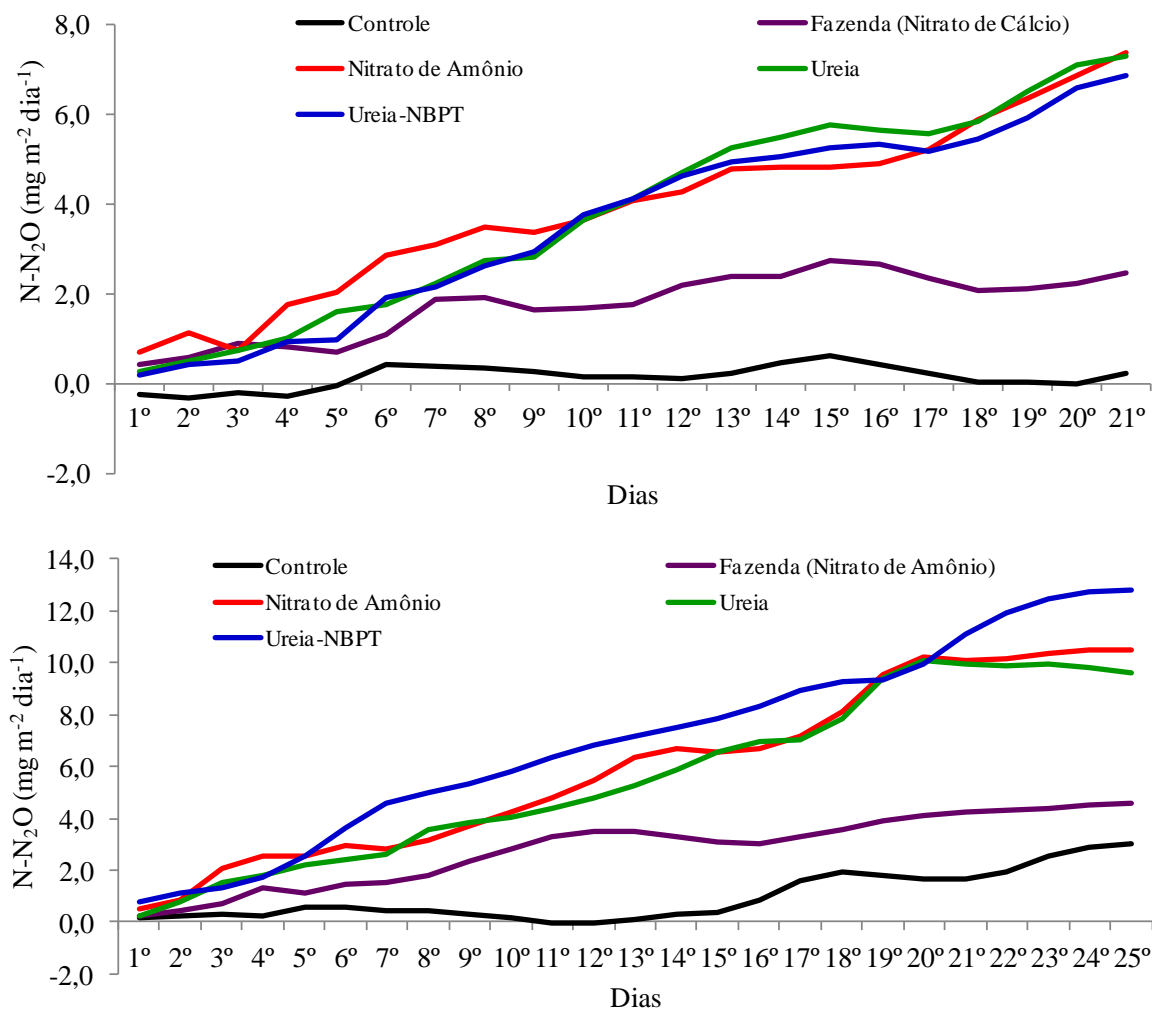


Figura 3.20 - Fluxo acumulado ($\text{mg m}^{-2} \text{dia}^{-1}$) para as diferentes fontes nitrogenadas na primeira e segunda etapa da adubação nitrogenada em área cultivada com café

Na terceira e quarta adubação a dose de nitrogênio aplicada foi duplicada, mas o período amostral na terceira avaliação manteve em 21 dias (Figura 3.21). Ao final do período amostral todos os fluxos apresentavam-se ascendentes, sendo maiores para ureia e seu análogo NBPT. Este comportamento indica que ao final do período amostral as reações de amonificação, nitrificação das fontes nitrogenadas ainda estavam ocorrendo com presecção de nitrogênio no solo susceptível a perdas, ou seja, não foi amostrado todo o fluxo de N-N₂O.

O fluxo de N-N₂O foi então avaliado por um período de 52 dias repetindo a mesma dose de 100 kg ha^{-1} de nitrogênio. A estabilização da emissão ocorreu aos 36 dias para o nitrato de amônio e aos 47 dias para a ureia e ureia-NBPT com diferença apenas no fluxo total acumulado de 70 e $132 \text{ mg m}^{-2} \text{dia}^{-1}$ N-N₂O, respectivamente.

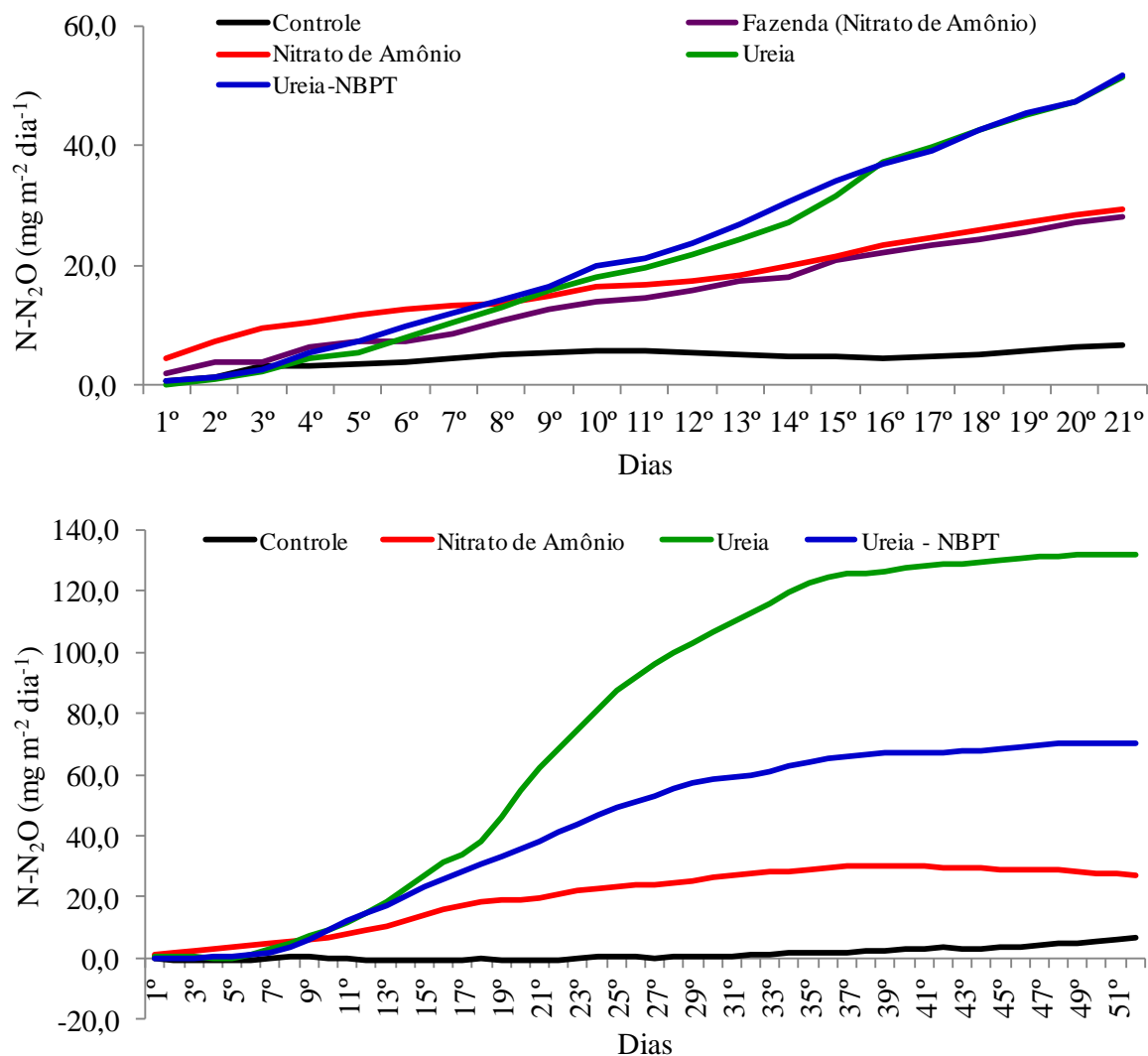


Figura 3.21 - Fluxo acumulado para 50 kg ha⁻¹(mg m⁻² dia⁻¹) para as diferentes fontes nitrogenadas terceira e quarta etapa da adubação nitrogenada em área cultivada com café

Durante todo o período experimental as emissões de N-N₂O variaram principalmente como resultado da aplicação de fertilizantes, coincidindo com os eventos de precipitação; o mesmo foi verificado por Allen et al. (2010) que avaliaram doses de N e relataram que a temperatura, precipitação e a quantidade de N mineral disponível no solo foram os fatores que influenciaram sobre as emissões de N-N₂O em todos tratamentos. Esses autores relataram que a emissão foi crescente com a dose de N aplicado, mas diminuiu quando as doses foram parceladas, comportamento semelhante ao obtido no presente trabalho e ao observado por Signor (2010) verificando incremento não linear na emissão N-N₂O.

Bergstrom et al. (2001) avaliando emissões de N₂O devido à aplicação de 100 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia, sulfato de amônio e nitrato de cálcio, realizado no Canadá,

não encontrou diferenças em função da fonte de N. Zanatta et al. (2009) utilizando dose 150 kg ha⁻¹ de N em área de milho no Sul do Brasil, encontrou os maiores picos de emissão para nitrato de amônio (8,59 mg m⁻² h⁻¹) e nitrato de cálcio (3,5 mg m⁻² h⁻¹), com fluxo bem superior ao encontrado neste estudo, mas para ureia com inibidor de urease o valor relatado é bem inferior (0,35 mg m⁻² h⁻¹).

Signor (2010) avaliando as doses 60, 90 e 120 kg ha⁻¹ de N em área de cana de açúcar observou maior emissão para nitrato de amônio quando a dose foi de 180 kg ha⁻¹ de N, mas não verificou diferenças estatísticas entre as fontes, ureia e nitrato de amônio.

Fração de nitrogênio emitido como N-N₂O

A fração de nitrogênio perdido na forma de N-N₂O foi calculada pela diferença entre a integral do fluxo de cada tratamento e o controle (solo) dividido pela quantidade de adubo aplicado (50 e 100 kg ha⁻¹ de N) (Tabela 3.4). Para as fontes amídicas, ureia e ureia-NBPT, foram consideradas as perdas de nitrogênio por volatilização, sendo de 40% e 20% de N para ureia sem e com inibidor de urease, respectivamente. Essas perdas corroboram médias citadas na literatura para as condições brasileiras (CANTARELLA, 2007, 2008; LEAL, 2010).

Uma vez que não foi possível quantificar todo o fluxo para nitrato de amônio na primeira adubação, e na terceira o fluxo foi interrompido aos 21 dias; nos quais não houve equilíbrio entre as fontes citadas e o controle. Vale ressaltar que a fração aqui apresentada reflete as perdas para este estudo e deve ser avaliada com cautela. Exceção para o adubo nitrato de cálcio na primeira adubação que apresentou emissão de N-N₂O estabilizada ao final dos primeiros 21 dias (Figura 3.20).

A fração de nitrogênio que foi perdido na forma de N-N₂O e que representa todo o fluxo obtido foi o da quarta avaliação com 52 dias de coleta, onde aos 36 dias os fluxos foram constantes e se igualam ao solo aos 49 dias (Figura 3.21). Não é prudente extrapolar esse valor para todo ano agrícola, visto que para diferentes parcelamentos da adubação o fluxo não variou somente com a dose aplicada, mas também com fatores climáticos como precipitação, temperatura, além da quantidade de material orgânico no solo.

O adubo nitrato de cálcio foi à fonte nitrogenada que apresentou a menor perda para a condição avaliada (0,01%). Quando foi aplicado nitrato de amônio logo em seguida (2^a adubação) a porcentagem de perda de N para esta fonte foi menor que o tratamento nitrato de amônio (Tabela 3.4), sendo um indicativo que para o tratamento

fazenda não houve sobreposição das fontes nitrogenadas na quantificação do fluxo de N-N₂O. O nitrato de amônio apresentou perda crescente de 0,01 unidades por adubação.

Tabela 4 – Fração de nitrogênio emitido como N-N₂O (%) proveniente da aplicação de fertilizante nitrogenado em área de cultivo do café em várias etapas da adubação

Fontes de N	Fração de N- N-N ₂ O (%)				Média _p *
	Adubações (kg ha ⁻¹) / aplicação				
	50(1 ^a)	50(2 ^a)	100(3 ^a)	100(4 ^a)	
Nitrato de Cálcio	0,01	-	-	-	0,01
Nitrato de Amônio	-	0,01	0,05	-	0,04
Nitrato de Amônio	0,03	0,04	0,06	0,05	0,05
Ureia	0,06	0,06	0,19	0,55	0,27
Ureia - NBPT	0,04	0,06	0,14	0,21	0,13

*Média ponderada

A ureia-NBPT apresentou perda de 0,5 unidades a mais que a ureia quando foram aplicados 100 kg ha⁻¹ de nitrogênio (3^a adubação). Na quarta avaliação, para a mesma quantidade de N avaliados por um período maior, a perda de N na forma de N-N₂O foi 2,5 vezes maior indicando que estas fontes foram subestimadas anteriormente.

O NBPT além de controlar a reação da urease no solo, influencia indiretamente no fluxo de N-N₂O, com emissão similar ao nitrato de amônio quando a quantidade de adubo aplicado ao solo é de 50 kg ha⁻¹, podendo ser uma alternativa viável na mitigação de gases de efeito estufa.

Os dados mostram que o parcelamento da adubação reduziu a quantidade de N perdido por desnitrificação, principalmente quando a fonte utilizada foi amídica. Allen et al. (2010) não observou efeito do parcelamento para dose de 100 kg ha⁻¹ de N (50N+50N), mas estes foram significativos para dose de 200 kg ha⁻¹ de N com redução de 6,7% para 2,95% na emissão.

Clayton et al. (1997) obtiveram fatores de emissão entre 0,2 e 2,2 % do N aplicado como fertilizante, considerando várias fontes minerais e uma fonte orgânica de N. Mosier et al. (2004) apresentam informações sobre fatores de emissão de 35 estudos realizados em sistemas agrícolas de clima temperado, nos quais a porcentagem de N adicionado ao solo que foi perdida como N₂O variou de 0,1 a 7,3 %.

Zanatta (2009) utilizando diferentes fontes nitrogenadas obteve perda de N-N₂O de 0,22 para ureia-NBPT, 0,32 para ureia, 1,03 para nitrato de cálcio e 2,47% para o nitrato de amônio, valores estes bem superiores ao encontrados no presente trabalho e aos obtidos por Signor (2010), com variação de 0,24 e 0,84%, respectivamente para aplicação de 60 kg ha⁻¹ de nitrato de amônio e ureia.

Os resultados obtidos neste trabalho foram inferiores ao proposto pela metodologia do IPCC, segundo a qual a quantidade de N perdida como N₂O equivale a 1 % do que é adicionado ao solo como fertilizante, pode-se verificar que este fator superestima as emissões para as doses até 100 kg ha⁻¹ de N como avaliado neste estudo.

Zanatta (2009) menciona que é possível reduzir as emissões de N₂O do solo por fertilizantes nitrogenados associando-se as condições de clima e solo à forma química do fertilizante empregado. Ou seja, quando o solo tem alta umidade deve-se preconizar o uso de fertilizantes amoniacais a amídicos. Por outro lado, fertilizantes baseados em formas nítricas devem ser utilizados quando as condições de solo e clima favorecem a nitrificação (BEAUCHAMP, 1997). Além do uso de inibidores que agem no retardamento da atividade microbiana e indiretamente no fluxo de N-N₂O.

A fração de N perdido como N₂O é um parâmetro importante na análise do *carbon footprint* (calculado para determinar quanto de GEE é emitido dentro de uma cadeia de produção de alimentos) uma vez que este é variável com manejo, condições climáticas, sistemas de cultivo, etc.

Equivalente CO₂

Para o balanço geral do GEE faz-se necessário realizar a conversão do fluxo de N₂O em CO₂ equivalente (CO₂ eq), uma vez que cada GEE possui um PAG diferente, para somá-los ao fluxo de CO₂ do sistema.

Esta pesquisa analisou uma etapa agrícola da produção do café, os fluxos de C-CO₂ provenientes da adubação nitrogenada não entram no cálculo, pois este gás é cíclico no sistema e pode ser reassimilado através da fotossíntese pela cultura do café (CERRI et al., 2004). Sendo assim temos o equivalente em CO₂ para as diferentes fontes nitrogenadas analisadas, não considerando a massa molar do gás e considerando a mesma.

A aplicação de 50 kg ha⁻¹ de nitrogênio resultou em 1 10⁻³ kg de C-CO₂ equivalente para o nitrato de cálcio e em 3 10⁻³ kg de C-CO₂ eq para nitrato de amônio e ureia - NBPT (Tabela 3.5). Este valor foi maior para a dose de 100 kg ha⁻¹ de nitrogênio

o que indica maior atividade microbiana envolvida nos processos de transformações do N no solo, com maior valor para a ureia ($59 \cdot 10^{-3}$ kg de CO_2 eq).

A quantidade de CO_2 eq foi variável com a fonte de nitrogênio aplicada ao solo devido à característica de cada fertilizante utilizado, com a dose de N aplicado e com o período amostral, observado nitidamente no fluxo de CO_2 eq do solo (controle) que apresentou variação de $1 \cdot 10^{-3}$ a $3 \cdot 10^{-3}$ kg de CO_2 eq.

Tabela 3.5 - Fluxo de N- N_2O convertidos em C- CO_2 equivalente para cada fertilizante nitrogenado aplicado em área de cultivo do café em quatro parcelas da adubação

Conversação de N- N_2O em C- CO_2 equivalente				
Fontes nitrogenadas	Adubações			
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
	N- N_2O (mg m^{-2})			
Fazenda (Nitrato de Cálcio)	$1,93 \cdot 10^{-6}$	$1,53 \cdot 10^{-6}$	$20,57 \cdot 10^{-6}$	-
Nitrato de Amônio	$6,53 \cdot 10^{-6}$	$7,37 \cdot 10^{-6}$	$21,96 \cdot 10^{-6}$	$20,25 \cdot 10^{-6}$
Uréia	$6,84 \cdot 10^{-6}$	$6,71 \cdot 10^{-6}$	$43,28 \cdot 10^{-6}$	$125,12 \cdot 10^{-6}$
Ureia-NBPT	$6,41 \cdot 10^{-6}$	$9,51 \cdot 10^{-6}$	$43,13 \cdot 10^{-6}$	$63,8 \cdot 10^{-6}$
	C- CO_2 eq (kg m^{-2})			
Fazenda (Nitrato de amônio)	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$10 \cdot 10^{-3}$	-
Nitrato de Amônio	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$10 \cdot 10^{-3}$	$9 \cdot 10^{-3}$
Uréia	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$20 \cdot 10^{-3}$	$59 \cdot 10^{-3}$
Ureia-NBPT	$3 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-3}$	$20 \cdot 10^{-3}$	$30 \cdot 10^{-3}$

3.6 Conclusões

O fluxo de N_2O do solo foi dependente não só do teor de nitrogênio como de fatores ambientais, além de variar com a característica de cada fonte nitrogenada utilizada.

Para avaliações da emissão de N_2O no campo são necessários mais de 20 dias para quantificar todo o fluxo até que o mesmo se estabilize.

A ureia foi a fonte nitrogenada que apresentou a maior emissão, mas quando utilizada com inibidor de urease (NBPT) o fluxo foi reduzido quase pela metade, sendo ainda superior ao nitrato de amônio.

O parcelamento da adubação em duas doses de 50 kg ha⁻¹ foi um fator importante para reduzir a emissão de N₂O principalmente para fonte amídica; refletindo positivamente em menor fator de emissão se comparado a dose de 100 kg ha⁻¹

O fator de emissão para 50 kg de N na fonte nitrato de cálcio foi 0,01%. Para o nitrato de amônio o fator de emissão variou de 0,03 a 0,06%, para ureia e ureia-NBPT a variação foi de 0,06 a 0,55% e 0,04 a 0,21%, respectivamente, com a dose de nitrogênio aplicada.

Referências

AGROTAIN. **Agrotain**: product information guidebook. Saint Louis, 2001. 55 p.

ALFAIA, S.S. Mineralização do nitrogênio incorporado como material vegetal em três solos da Amazônia Central. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 387-392, 1997.

ALLEN, D.E.; KINGSTON, G.; RENNENBERG, H.; DALAL, R.C.; SCHMIDT, S. Effect of nitrogen fertilizer management and waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 136 p. 209–217, 2010.

ALVAREZ, R.; DÍAZ, R.A.; BARBERO, N.; SANTANATOGLIA, O.J.; BLOTTA, L. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.33, p.17-28, 1995.

ASSOCIAÇÃO DOS CAFEICULTORES DA REGIÃO DE PATROCÍNIO.
Disponível em: <<http://www.acarpa.com.br/dados.php>>. Acesso em: 13 jul. 2010.

BATEMAN, E.J.; BAGGS, E.M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 41, p. 379-388, 2005.

BEAUCHAMP, E.G. Nitrous oxide emission from agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 77, p. 113-123, 1997.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest, Ecology and Management**, Amsterdam, v. 133, p. 13-22, 2000.

BERGSTROM, D.W.; TENUTA, M.; BEAUCHAMP, E.G. Nitrous oxide production and flux from soil under sod following application of different nitrogen fertilizers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 32, n. 3, p. 553-570, 2001.

BOCKMAN, O.C.; OLFS, H.W. Fertilizers, agronomy, and N₂O. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 52, n. 2/3, p. 165-170, 1998.

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

BREMMER, J.M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1/3, p. 7-16, 1997.

BREMNER, J.M.; AHMAD, N. Recent research on problems in the use of urea as a nitrogen fertilizer. **Nitrogen Economy in Tropical Soils**, Trinidad, v. 42, p. 321-329, 1995.

BRUMME, R.; BEESE, .F. Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO₂ and N₂O from a temperate forest. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 97, n. 12, p. 12851-12858, 1992.

BURGER, M.; JACKSON, L.E. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 29-36, 2003.

BURTON, D. L., LI, X.; GRANT, C. A. Influence of fertilizer nitrogen source and management practice on N₂O emissions from two Black Chernozemic soils. **Canadian Journal of Plant Science**, Ottawa, v. 88, p. 219-227, 2008.

CABEZAS, W.A.R.L.; COUTO, A.P. Imobilização de nitrogênio da ureia e do sulfato de amônio aplicado em pré-semeadura ou cobertura na cultura de milho, no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 739-752, 2007.

CABEZAS, W.A.R.L.; KORNDORFER, G.H.; MOTTA, S.A. Volatilização de amônia na cultura de milho: I Efeito da irrigação e substituição parcial de uréia por sulfato de amônio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 481-487, 1997a.

_____. Volatilização de amônia na cultura do milho: II Avaliação de fontes sólidas e fluídas em sistema de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 489-496, 1997b.

CABEZAS, W.A.R.L.; TRIVELIN, P.C.O.; KORNDORFER, G.H.; PEREIRA, S. Balanço nitrogenado da adubação sólida e fluida de cobertura na cultura de milho em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 363-376, 2000.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.

CANTARELLA, H.; MARCELINO, R. O uso de inibidor de urease para aumentar a eficiência da ureia. In: SIMPÓSIO SOBRE INFORMAÇÕES RECENTES PARA OTIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA, 1., 2006, Piracicaba. **Palestra...** Piracicaba: INPI, 2006.

CANTARELLA, H.; MATTOS J.R.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**, Dordrecht , v. 67, n. 3, p. 205-213, 2003.

CANTARELLA, H.; ROSSETO, R.; BARBOSA, W.; PENNA, M.J.; RESENDE, L.C.L. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia e resposta da cana-de-açúcar à adubação nitrogenada, em sistema de colheita de cana sem queima prévia. In: CONGRESSO NACIONAL DA STAB, 7., 1999, Londrina. **Anais...** Piracicaba: STAB, 1999. p. 82-87.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O.; CONTIN, T.L.M.; DIAS, F.L.F.; ROSSETTO, R.; MARCELINO, R.; COIMBRA, R.B.; QUAGGIO, J.A. Ammonia volatilization from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, n. 4, p. 397-401, 2008.

CARMO, J.B.; ANDRADE, C.A.; CERRI, C.C.; PICCOLO, M.C. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N₂O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 735-746, 2005.

CERNY, J.; BALÍK, D.P.; ZITKOVÁ, M. SÝKORA, K. The influence of organic and mineral nitrogen fertilizers on microbial biomass nitrogen and extractable organic nitrogen in long-term experiments with maize. **Plant Soil and Environment**, Slezská, v. 49, n. 12, p. 560-564, 2003.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; FELLER, C. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 20, n. 2, p. 248-254, 2004.

CIARLO, E.; CONTI, M.; BARTOLONI, N.; RUBIO, G. Soil N₂O emissions and N₂O/(N₂O+N₂) ratio as affected by different fertilization practices and soil moisture. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 44, n. 7, p. 991-995, 2008.

CLAYTON, H.; McTAGGART, I.P.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from fertilized grassland: a 2-year study of the effects of N fertilizer form and environmental conditions. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 25, n. 3, p. 252-260, 1997.

COMUNICAÇÃO NACIONAL. **Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção- Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima, 2010. 518 p.

CONTI, T.L.M. **Uréia tratada com o inibidor da urease NBPT Na adubação de cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo**. 2007. 58 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical)- Instituto Agronômico, Campinas, 2007.

COSER, T.R.; RAMOS, M.L.G.; AMABILE, R.F.; RIBEIRO JÚNIOR, W.Q. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de Cerrado com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 3, p. 399-406, 2007.

COSTA, F.S.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 323-332, 2008.

COSTA, M.C.G.; VITTI, G.C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 631-637, 2003.

D'ANDREA, A.F. **Fluxo de CO₂ do solo em áreas com cafeeiros e povoamentos florestais**. 2004. 97 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

DALIAS, P.; ANDERSON, J.M.; BOTTFNER, P.; COÛTEAUX, M.M. Temperature responses of net N mineralization and nitrification in conifer forest soils incubated under standard laboratory conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.34, p.691-701, 2002.

DAVIDSON, E.A.; SWANK, W.T. Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from two forested ecosystems via nitrification and denitrification. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 52, p. 1287-1292, 1986.

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

DINIZ, L.T. **Efeito adubação nitrogenada, via fertirrigação, no nitrogênio da biomassa microbiana do solo e na qualidade de grãos de cevada**. 2007.102 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

DOBBIE, K.E.; SMITH, K.A. The effects of temperature, waterfilled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 52, p. 667–673, 2001.

ENGEL, R.; LIANGR, D.L.; WALLANDER, R.; BEMBENEK, A. Influence of urea fertilizer placement on nitrous oxide production from a silt loam soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 39, p. 115–125, 2010.

FENILLI, T.A.B.; REICHARDT, K.; DOURADO-NETO, D.; TRIVELIN, P.C.O.; FAVARIN, J.L.; COSTA, F.M.P.; BACCHI, O.O.S. Growth, development, and fertilizer-¹⁵N recovery by the coffee plant. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.64, n.5, p.541-547, 2007.

GALDOS, M.V.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, p. 347-352, 2009.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. rev. e atual. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.159-170.

GOMES, J.; BAYER, C.; PICCOLO, M.C.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F.C.B. , SIX, J. Soil nitrous oxide emission as affected by long-term legume-based crop rotations in a subtropical agroecosystem. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 98, p. 36-44, 2009.

HARMAND, J.M.; ÁVILA, H.; DAMBRINE, E.; SKIBA, U.; MIGUEL, S.; RENDEROS, R.V.; OLIVER, R.; JIMÉNEZ, F.; BEER, J. Nitrogen dynamics and soil nitrate retention in a *Coffea arabica* —*Eucalyptus deglupta* agroforestry system in Southern Costa Rica. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 85, p. 125–139, 2007.

HATCH, D.J.; LOVELL, R.D.; ANTIL, R.S.; JARVIS, S.C. Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 30, p. 288-293, 2000.

HAYNES, R.J. Nitrification. In: KOZLOWSKI, T.T. (Ed.). **Mineral nitrogen in the plant-soil system**. Madison: Academic Press, 1986. p. 127-157.

HERGOUALC'H, K.; SKIBA, U.; HARMAND, J.-M.; OLIVER, R. Processes responsible for the nitrous oxide emission from a Costa Rica Andosol under a coffee agroforestry plantation. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 43, p. 787-795, 2007.

HODGE, A.; ROBINSON, D.; FITTER, A. Are microbes more effective than plants at competing for nitrogen? **Trends in Plant Science**, Oxford, v. 5, p. 304-308, 2000.

HUTCHINSON, G.L.; DAVIDSON, E.A. Processes for production and consumption of gaseous nitrogen oxides in soil. **Journal of the American Society of Agronomy**, Washington, v. 55, p. 79-93, 1993.

INSELSBACHER, E.; UMANA, N.H.; STANGE, F.C.; GORFER, M.; ELISABETH SCHÜLLER, E.; RIPKA, K.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S.; HOOD-NOVOTNY, R.; JOSEPH STRAUSS, J.; WANEK, W. Short-term competition between crop plants and soil microbes for inorganic N fertilizer. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 42, p. 360-372, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2008. Disponível em <<http://mapas.ibge.gov.br/solos/viewer.htm>>. Acesso em: 20 fev. 2010.

JACKSON, L.E.; BURGER, M.; CAVAGNARO, T.R. Roots nitrogen transformations, and ecosystem services. **Annual Review of Plant Biology**, Palo Alto, v. 59, p. 341-363, 2008.

JENKINSON, D.S.; LADD, J.M. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E.A.; LADD, J.M. (Ed.). **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1981. v. 5, p. 415-471.

KANDELER, E.; GERBER, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. **Biology and Fertility of Soils**, Hiedelberg, v.6, p.68-72, 1988.

KHALIL, M.I.; BAGG, E.M. CH₄ oxidation and N₂O emissions at varied soil water-filled pore spaces and headspace CH₄ concentrations. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 1785–1794, 2005.

LANNA, A.C.; SILVEIRA, P.M.; SILVA, M.B.; FERRARESI, T.M.; KLIEMANN, H.J. Urease activity as influenced by planting system and plant cover in soil under common bean. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 6, p. 1933-1939, 2010.

LEAL, L.; SALAMANCA, A.; SADEGHIAN, S. Urea volatilization losses from coffee plantations. **Better Crops with Plant Food**, Georgia, v. 94, n. 4, p.18-20, 2010.

LIMMER, A.W., STEELE, K.W. Denitrification potentials: measurement of seasonal variation using a short-term anaerobic incubation technique. . **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.14, p.179–184, 1982.

LIPSON, D.; NÄSHOLM, T. The unexpected versatility of plants: organic nitrogen use and availability in terrestrial ecosystems. **Oecologia**, Berlin, v. 128, p. 305-316, 2001.

MALAVOLTA, E. **Nutrição mineral e adubação do cafeeiro**: colheitas econômicas e máximas. São Paulo: Agronômica Ceres, 1993. 210 p.

MARTENS, R. Current methods for measuring microbial biomass-C in soil: Potential and limitations. **Biology and fertility of soils**, Berlin, v. 19, p. 87-99, 1995.

MCSWINEY, C.P.; ROBERTSON, G.P. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. **Global Change Biology**, Oxford, v.11, p.1712-1719, 2005.

MORLEY, N., BAGGS, E.M.; DÖRSCH, P.; BAKKEN, L. Production of NO, N₂O and N₂ by extracted soil bacteria, regulation by NO₂⁻ and O₂ concentrations. **Microbiology Ecology**, Amsterdam, v.65, n.1, p.102-112, 2008.

MOORE, J.M.; KLOSE, S.; TABATABAI, M.A. Soil microbial biomass carbon and nitrogen as affected by cropping systems. **Biology and fertility of soils**, Berlin, v. 31, p. 200-210, 2000.

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

MOSIER, A.R.; DELGADO, J.A.; KELLER, M. Methane and nitrous oxide fluxes in an acid oxisol in western puerto rico: effects of tillage, liming and fertilization. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v.30, n.14, p. 2087-2098, 1998.

MOSIER, A. Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 228, n. 1, p. 17-27, 2001.

MOSIER, A.R.; MORGAN, J.A.; KING, J.Y.; LECAIN, D.; MILCHUNAS, D.G. Soil-atmosphere exchange of CH₄, CO₂, NO_x and N₂O in the Colorado shortgrass steppe under elevated CO₂. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 240, p. 200–211, 2002.

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

MYROLD, D.D. Microbial nitrogen transformations. In: SYLVIA, D.M.; FUHRMANN, J.J.; HARTEL, P.G.; ZUBERER, D.A. (Ed.). **Principles and applications of soil microbiology**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1998. p. 259-294.

NEILL, C.; MELILLO, M. J; STEUDLER, P.A., CERRI, C.C., MORAES, J. F. L.; PICCOLO, M. C.; BRITO, M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the Southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, Washington, v. 4, p. 1216-1225, 1997.

PERDOMO, C.; IRISARRI, P.E.; ERNST, O. Nitrous oxide emissions from an Uruguayan argiudoll under different tillage and rotation treatments. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 84, n. 2, p. 119-128, 2009.

R. DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2010. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>. Acesso em 10 junho de 2012.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Agronômica Ceres; Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1991. 343 p.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Fundação IAC, 1996. 285 p.

RAWLUK, C.D.L.; GRANT, A.C.; RACZ, G.J. Ammonia volatilization from soils fertilized with urea and varying rates of urease inhibitor NBPT. **Canadian Journal of Plant Science**, Ottawa, v. 81, p. 239-246, 2001.

RENA, A.B.; MAESTRI, M. Ecofisiologia do cafeeiro. In: CASTRO, P.R.C.; FERREIRA, S.O.; YAMADA, T. (Ed.). **Ecofisiologia da produção agrícola**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1987. p. 119-147.

RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ, V.H. (Ed.) **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.

RUSER, R.; FLESSA, H.; SCHILLING, R.; BEESE, F.; MUNCH, J.C. Effect of crop-specific field management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 59; p. 177–191, 2001.

RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHMIDT, G.; BUEGGER, F.; MUNCH, J.C. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, n. 2, p. 263-274, 2006.

RUZICKA, J.; HANSEN, E.H. **Flow injection analysis**. New York: John Wiley, 1981. 130 p.

SÁ, J.C.M. **Manejo do nitrogênio na cultura do milho no sistema plantio direto**. Passo Fundo: Aldeia Norte, 1996. 24 p

SALEH-LAKHA, S.; SHANNON, K.E.; HENDERSON, S.L.; GOYER, C.; TREVORS, J.T.; ZEBARTH, B.J.; BURTON, B.L. Effect of pH and temperature on denitrification gene expression and activity in *Pseudomonas mandelii*. **Applied and environmental Microbiology**, Baltimore, v. 75, p. 3903–3911, 2009.

SALINAS-GARCIA, J.R.; HONS, F.M.; MATOCHA, J.E. Long-term effects of tillage and fertilization on soil organic matter dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.61, p.152-159,1997.

SCHIMMEL, J.P., BENNETT, J. Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. **Ecology**, Tempe, v. 85, p. 591-602, 2004.

SCHLOTTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, J.C. Indicators for evaluating soil quality. **Agriculture Ecosystems & Environment**, 2003, v.98, p.255-262.

SCIVITTARO, W.B.; GONÇALVES, D.R.N., VALE, M.L.C.; RICORDI, V.G. Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia e resposta do arroz irrigado à aplicação de ureia tratada com o inibidor de urease NBPT. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 6, p. 1283-1289, 2010.

SIGNOR, D. **Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba**. 2010. 119 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

SILVAN, N.; VASANDER, H.; KARSISTO, M.; LAINE, J. Microbial immobilization of added nitrogen and phosphorus in constructed wetland buffer. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 24, p. 143-149, 2003.

SIMEK, M.; COOPER, J.E. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 53, p. 345–354, 2002.

SIMEK, M.; HOPKINS, D.W. Regulation of potential denitrification by soil pH in long-term fertilized arable soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 30, p. 41–47, 1999.

SMITH, J.L.; PAUL, E.A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J.; STOTZKY, D. G. (Ed.). **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1990. v. 6, p. 357-396.

SMITH, K.A.; MCTAGGART, I.P.; DOBBIE, K.E.; CONEN, F. Emissions of N₂O from scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.52, p. 123–130, 1998.

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

STARK, J.M.; FIRESTONE, M.K. Mechanisms for soil moisture effects on the activity of nitrifying bacteria. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 61, p. 218–221, 1995.

STEHFEST, E.; BOUWMAN, L. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 74, n. 3, p. 207-228, 2006.

STEVENS, R.J.; LAUGHLIN, R.J. Measurement of nitrous oxide and di-nitrogen emissions from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 52, n. 2/3, p. 131- 139, 1998.

TERMAN, G.L. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments, and crop residues. **Advances in Agronomy**, New York, v. 31, p. 189-23, 1979.

TISDALE, S.L.; BEATON, J.D.; NELSON, W.L. **Soil fertility and fertilizers**. 4th ed. New York: Mac Millan, 1985. 754 p.

TIQUIA, S.M.; LLOYD, J.; HERMS, D.A.; HOITINK, H.A.J.; MICHEL JUNIOR, F.C. Effects of mulching and fertilization on soil nutrients, microbial activity and rhizosphere bacterial community structure determined by analysis of TRFLPs of PCR-amplified 16S rRNA genes. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 21, p. 31-48, 2002.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ, V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V.; COSTA, L.M. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; v. 2, p.195-276. 2002.

URQUIAGA, S.; MALAVOLTA, E. Uréia: um adubo orgânico de potencial para a agricultura orgânica. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v. 19, n. 2, p. 333-339, 2002.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 703-707, 1987.

VAN DEN HEUVEL, R.N.; BAKKER, S.E.; JETTEN, M.S.M; HEFTING, M.M. Decreased N₂O reduction by low soil pH causes high N₂O emissions in a riparian ecosystem. **Geobiology**, Hoboken, v. 9, p. 294–300, 2011.

VITTI, G.C.; TAVARES, J.E.; LUZ, P.H.C.; FAVARIN, J.L.; COSTA, M.C.G. Influencia da mistura de sulfato de amônio com uréia sobre a volatilização de nitrogênio amoniacal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 3, p. 663-671, 2002.

WARDLE, D.A. Controls of temporal variability of the soil microbial biomass: a global-scale synthesis. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 13, p. 1627-1637, 1998.

WATSON, C.J. Urease activity and inhibition: principles and practice. In: THE INTERNATIONAL FERTILIZER SOCIETY MEETING, 2000, London. **Proceeding** London: The International Fertilizer Society, 2000. n. 34, p. 1-39.

YANG, L.; CAI, Z. Effects of nitrogen application and maize growth on N₂O emission from soil. **Frontiers of Agriculture in China**, Beijing, v. 1, n. 1, p. 37-42, 2007.

ZAMAN, M.; CAMERON, K.C.; DI, H.J.; INUBUSHI, K. Changes in mineral N, microbial biomass and enzyme activities in different soil depths alter surface applications of dairy shed effluent and chemical fertilizer. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 63, p. 275-290, 2002.

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

ZEBARTH, B.J.; ROCHETTE, P.; BURTON, D.L. N₂O emissions from spring barley production as influenced by fertilizer nitrogen rate. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88; p. 197-205, 2008.

4 FLUXO DE CO₂ PROVENIENTE DA CALAGEM DO SOLO SOB CULTIVO DE CAFÉ

Resumo

Ao adicionar carbonato ao solo na forma de calcário o anión CO₃⁻² é responsável pela hidrólise da água e formação do íon (OH⁻) que irá neutralizar a acidez ativa do solo (H⁺), liberando CO₂. A reação do calcário no solo depende das características do corretivo utilizado. O objetivo desse trabalho foi quantificar o fluxo de CO₂ do solo devido à calagem no cultivo do café. Para tal, foram amostradas duas áreas cultivadas com café, uma que recebeu uma dose de 1.064 kg de calcário ha⁻¹ em janeiro de 2012 e outra que não recebeu calagem (calagem efetuada há 5 anos, na dose de 3.000 kg ha⁻¹). Iniciou-se a amostragem 44 dias após a calagem (março de 2012), com intervalo amostral de três dias entre uma coleta e outra, abrangendo um período de 52 dias, totalizando 16 coletas. Os fluxos de CO₂ no período avaliado foram de 49,5 e 68,6 mg m⁻² h⁻¹ para solo sem calcário e solo com calcário, respectivamente. Os fluxos acumulados do período foram de 64.713 e 58.692 mg de C-CO₂ m⁻² para os respectivos tratamentos. Para avaliar a reatividade do calcário no solo foi determinado o efeito residual do calcário pela avaliação dos teores de cálcio (Ca) trocável e não trocável. O teor de Ca residual da área que recebeu calcário foi expressivo até o terceiro dia de amostragem (57 dias após a adubação), reduzindo em seguida. Isto indica a rápida reatividade do calcário. A área que recebeu calcário em 2007 apresentou elevado teor de cálcio residual no solo 5 anos após sua aplicação. Isto possivelmente é consequência do histórico da área, da quantidade de calcário aplicada e da qualidade do calcário. O fluxo de CO₂ causado pela calagem pode ser considerado em parte um efeito direto do calcário, principalmente nos primeiros dias de avaliação, assim como pelos efeitos indiretos devido as melhores condições de pH do solo, favorecendo o desenvolvimento das raízes e a atividade microbiana. O calcário aplicado em grandes quantidades pode levar mais de dois anos para reagir, necessitando de um longo período de amostragem.

Palavras-Chaves: Calcário; Café; Cálcio residual; Dióxido de carbono

Abstract

After adding carbonate to the soil at the form of lime, the anion CO₃⁻² is responsible for the hydrolysis of water and formation of the ion (OH⁻) that will neutralize the soil active acidity (H⁺), releasing CO₂. The reaction of lime in the soil depends on the characteristics of the limestone used. The aim of this study was to quantify the flux of CO₂ from the soil due to liming in the cultivation of coffee. We sampled two areas cultivated with coffee, one that received lime (1,064 kg ha⁻¹) in January 2012 and another where lime was applied 5 years ago (3,000 kg ha⁻¹). The sampling began 44 days after liming (March 2012), every three days, covering a period of 52 days, totaling 16 times. The CO₂ fluxes during the period were 49.5 and 68,6 mg CO₂-C m⁻² h⁻¹ for the no limed and limed soil, respectively. The accumulated fluxes over the period were 64713.1 and 58691.6 mg CO₂-C m⁻² for the respective treatments. To evaluate the reactivity of lime in the soil, the residual effect was determined by the assessment of exchangeable and non-exchangeable calcium (Ca) contents. The Ca content of residual limestone in the area that received lime was significant until the third day of sampling (57 days after fertilization) reducing shortly thereafter. This indicates

the rapid reactivity of lime. The area that received lime in 2007 still showed high levels of soil residual calcium 5 years after application. This is possibly a consequence of the history of the area, the amount and quality of the applied lime. The CO₂ flux derived from liming can be considered in part as a direct effect of the lime, especially in the early days of evaluation, as well as by indirect effects due to better conditions of soil pH, favoring the development of roots and microbial activity. The lime used in large quantities can take over two years to react requiring a long sample period.

Keywords: Lime; Coffee crop; Residual calcium; Carbon dioxide

4.1 Introdução

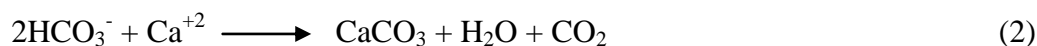
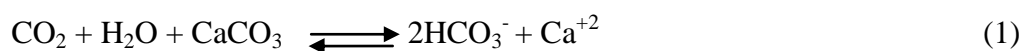
4.1.1 Fluxo de CO₂ do solo

A produção de CO₂ no interior do solo está relacionada à atividade biológica, incluindo a respiração das raízes e a decomposição da matéria orgânica do solo pela atividade microbiana, apresentando concentração na ordem de 10 a 100 vezes maior do que na atmosfera, (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A respiração radicular é responsável por 20 % desse aumento, os 80 % restantes são oriundos da atividade biológica do solo (MELILLO et al., 2002). A diferença de concentração entre o solo e a atmosfera cria um fluxo ascendente de CO₂ (BALL; SMITH, 1991).

A emissão de CO₂ é resultado da interação dos processos de produção e transporte desse gás no interior do solo (BALL; SMITH, 1991; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). O fluxo de CO₂ é altamente variável no espaço e no tempo, até mesmo em solos nus, onde a decomposição de carbono lábil é a única fonte emissora, sendo esta dependente da temperatura e umidade do solo (SCHWENDENMANN et al., 2003; EPRON et al., 2004; KOSUGI et al., 2007); assim como das propriedades física do solo, tais como porosidade e textura (DILUSTRO et al., 2005).

O CO₂ pode ser ainda incrementado na atmosfera pela prática agrícola da calagem, que objetiva corrigir a acidez do solo, tornando uma das fontes potenciais de CO₂ provenientes do solo (IPCC, 1997).

A adição de calcário ao solo após sofrer hidrólise com a água, resulta em 2 moles de bicarbonato que neutraliza o íon H⁺ e libera CO₂ (DE KLEIN, et al., 2006) (Equação 1 e 2).



A metodologia IPCC (2000) baseia-se no pressuposto de que todo o carbono do calcário adicionado ao solo retorna para a atmosfera, e utiliza para o cálculo das emissões a quantidade e a composição do calcário aplicado, no qual o fator de conversão é 0,12 para o calcário (CaCO_3) e de 0,13 para o calcário denominado comercialmente de dolomítico ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Alguns autores contestam esse fator, uma vez que também pode ocorrer precipitação ou reação em formas não gasosas (WEST; MCBRIDE, 2005; HAMILTON et al., 2007; BIASI et al., 2008).

Bernoux et al. (2003) estimaram a emissão brasileira devido ao uso de calcário em 4,9 e 9,4 Tg CO_2 ano⁻¹ para os anos de 1990-2000, respectivamente. Biasi et al. (2008) verificaram que 50% do CO_2 , emitido em um experimento de incubação, foi atribuído a utilização de carbonatos, mas encontraram valores menores quando o experimento foi repetido em condições de campo, com limite de detecção de 2 a 4 meses após a aplicação

4.1.2 Calagem

A expansão da cafeicultura brasileira, mais recentemente, ocorreu principalmente em área de cerrado. Desses plantios 40% encontram-se localizados em Latossolos que apresentam, entre outras características, baixas saturações por bases, elevada acidez, altos teores de alumínio (Al) e excesso de manganês (MALAVOLTA, 1986; MATIELLO, 1991).

Segundo RAIJ (1991) os solos podem ser naturalmente ácidos devido à pobreza de materiais de origem, desprovidos de bases; e às condições de pedogênese que favoreçam a remoção de elementos químicos do solo. Além disso, os solos cultivados podem ter sua acidez aumentada por erosão, por extração de cátions básicos pelas culturas e por lixiviação. A acidificação também pode ocorrer pela ação dos micro-organismos ou pela aplicação de fertilizantes, principalmente nitrogenados como nitrato e sulfato de amônio (SOUSA et al.; 2007).

A correção do alumínio trocável e a aplicação de fertilizantes nos cafezais são práticas recomendadas para que se obtenham boas produtividades (SOUZA et al., 1985). O sucesso da prática da calagem depende fundamentalmente de três fatores: da dosagem adequada, das características do corretivo utilizado e da aplicação correta (ALCARDE, 2005).

A alta disponibilidade de íons alumínio (Al) afeta de forma direta o desenvolvimento das raízes, principalmente porque este elemento tende a concentrar-se

na região apical, provocando morte de células e redução do sistema radicular, o que influencia na absorção de água e nutrientes pela planta (MENDONÇA, 2002).

Martinez; Monnerat (1991) observaram em cafeeiros que o Al acumula-se preferencialmente nas raízes, sendo uma pequena parte translocado para a parte aérea. Bracinni et al. (1998) relataram que o efeito inicial da toxidez pelo Al foi o retardamento no desenvolvimento do sistema radicular e posteriormente redução no crescimento da parte aérea, não sendo observado diferenças nas concentrações de Al entre os genótipos sensíveis e tolerantes nas raízes. A sensibilidade ao elemento foi associada à redução na absorção, acúmulo e na eficiência de utilização de Ca e P.

A calagem é uma prática comumente utilizada para precipitar o Al trocável além de fonte de Ca para as culturas, ao elevar pH do solo o Al^{3+} sofre hidrólise deixando vago sítios de troca de cátions, ou ainda ocasiona a dissociação do hidrogênio aumentando assim a CTC ao pH do solo (HOCHMAN et al., 1992).

A calagem aumenta o pH gradualmente de 0,2 até 1,4 unidades, promovendo um aumento simultâneo na saturação por bases (MATZNER, 1985; KREUTZER et al., 1991), além de aumentar a CTC e a atividade dos micro-organismos. Esta prática proporciona maior eficiência de absorção de água e nutrientes pelas plantas, consequência do maior alcance do sistema radicular, o que permite às culturas melhores produtividades (SOUSA et al., 2007), o que também depende do estado inicial do solo, quantidade e qualidade do calcário utilizado (BORKEN; BRUMME, 1997).

Siqueira; Pavan (1997) trabalhando com mudas de cafeeiros Mundo Novo, observaram que as plantas cultivadas em solos com acidez corrigida, apresentaram aumento no crescimento de suas raízes e com melhor distribuição destas no perfil de solo, mesmo existindo impedimentos físicos como a compactação, na camada subsuperficial.

Os calcários variam, geralmente, quanto às características mineralógicas, composições químicas e granulométricas, que conjuntamente determinam a capacidade total de neutralização da acidez do solo. Dentre as características relacionadas com a qualidade dos corretivos da acidez, apenas duas têm sido consideradas: o teor de neutralizantes e a granulometria (ARAÚJO, 2009). Pode-se afirmar que, quanto maior a granulometria (até o limite da peneira ABNT n.10 - partículas menores que 2 mm), maior seu efeito residual, valendo também o inverso. Isso porque a ação do calcário depende do contato com o solo. Assim, quanto menor a partícula (para um mesmo

calcário), maior o contato, mais rápida sua ação e, portanto, a correção da acidez. Contudo, o efeito residual será menor (BARBER, 1967).

Efeito residual de um corretivo é o tempo de duração da correção da acidez, ou seja, é a duração da calagem. O efeito residual depende de vários fatores: dose de corretivo usada na calagem, tipo de solo, adubações (os adubos nitrogenados acidificam o solo), intensidade de cultivo, dentre outros (ALCARDE, 2005).

A correção da acidez do solo para a cultura do cafeeiro se dá com base na análise de solo coletado na projeção da copa, local este onde concentra a maior parte do sistema radicular e ocorre a maior acidificação devido ao uso de fertilizantes nitrogenados (GUIMARÃES et al., 1999).

Quaggio et al. (1982); Oliveira et al. (1997), em condições de campo, indicaram que a reação máxima do calcário no solo ocorreu entre 18 e 33 meses após a aplicação. Resultados da Embrapa (1981), porém, indicaram que a reação máxima do calcário ocorreu aproximadamente quatro meses depois da aplicação. Oliveira; Pavan (1996) relataram redução de acidez, revelado pela elevação do pH e diminuição de Al^{3+} , até 40 cm de profundidade, após 32 meses da aplicação de calcário na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo.

Essa diferença no tempo de reação do calcário deve-se a diversos fatores, entre os quais o poder tampão do solo e o grau de homogeneização na incorporação do corretivo (WEIRICH NETO et al., 2000). Além disso, o regime hídrico do local pode afetar a velocidade de reação do calcário no solo ao longo do tempo.

4.2 Objetivo

O objetivo desse trabalho foi quantificar o fluxo de C- CO_2 do solo devido à prática da calagem no cultivo do café.

4.3 Material e Métodos

4.3.1 Apresentação da região de estudo

A instalação do experimento se deu em uma área selecionada da Fazenda Boa Vista localizada na Rodovia MG188-km16 na zona rural de Patrocínio-MG.

O município de Patrocínio-MG (latitude 18° 56' 27''S, longitude 46° 59' 22''O) está localizado na região do Alto Paranaíba a uma altitude média de 960 m, ocupando

uma área de 2.838 km² (8% da área ocupada pela cultura do café, com 80% da produção destinada à exportação) (ACARPA, 2010). O clima segundo a classificação de Köppen é CWA: Tropical em Altitudes elevadas, com temperatura média variando entre 7 °C e 35 °C , com índices pluviométricos que superam os 1.300 mm anuais. Os solos da região são predominantemente Latossolos (IBGE, 2008).

4.3.2 Seleção da área e amostragem de gás

O experimento para determinar a emissão de CO₂ provenientes da prática da calagem foi instalado no talhão BV8 - Setor D e E, em março de 2012 com café implantando com 4 metros de entrelinhas de plantio. Propôs-se inicialmente selecionar uma área que havia recebido calcário no ano de avaliação e outra que não havia recebido calcário recentemente.

O histórico da área para o setor D é que este havia recebido calcário em setembro de 2008, na dose de 3.040 kg ha⁻¹ de calcário, correspondendo a 1,2 kg m⁻¹ de plantio. O setor E recebeu 1.643 kg ha⁻¹ de calcário em 24 de janeiro de 2012, com o objetivo de se elevar a saturação por base em torno de 60%. Essa quantidade correspondeu a uma dose de 0,66 kg m⁻¹ de calcário aplicado (0,105 kg m⁻¹ de Ca).

A análise química do calcário aplicado em 2008 e 2012 foi fornecida pela Daterra Atividades Rurais Ltda. (Quadro 4.1). A diferença na composição do calcário quanto a % de CaO e MgO é um dos fatores indicados na literatura como fonte de incertezas na emissão de CO₂ proveniente do calcário.

Caracterização do calcário	
Óxido de Cálcio (CaO)	44,94%
Óxido de Magnésio (MgO)	8,47%
E _{CaCO₃}	99,69%
Umidade	0,33%
Peneira 10	100,00%
Peneira 20	96,20%
Peneira 50	75,50%
PRNT	88,41%

Quadro 4.1 – Caracterização do calcário utilizado no experimento

Considerando as diferenças existentes na literatura, quanto ao período da reatividade do calcário no solo, a amostragem de gás iniciou um mês e quatorze dias (44 dias) após a calagem (março de 2012) abrangendo um período de 52 dias, com intervalo amostral de três dias entre uma coleta e outra, totalizando 16 coletas.

Durante o período de coleta as áreas foram adubadas com nitrato de amônio e roçadas mecanicamente.

As amostras de gás para a determinação dos fluxos de CO₂ foram obtidas com uso de câmaras estáticas, instaladas sobre o solo na projeção da copa do cafeeiro, atingindo aproximadamente 2 cm de profundidade. As câmaras, adaptadas de BOWDEN et al. (1990) são compostas de duas partes: a base de metal é enterrada cerca de 2 cm no solo e possui uma canaleta com água na borda superior para assegurar a estanqueidade do sistema, enquanto que a tampa de PVC possui um orifício por onde foi efetuada a amostragem dos gases.

O local de instalação das câmaras de coleta (projeção da copa do cafeeiro) foi determinado em função do local onde se concentra o calcário quando aplicado mecanicamente, o que significa uma faixa de aproximadamente 50 cm de distância do caule da planta. Além disso, foi mantido 10 m de bordadura para minimizar o efeito do carreador. As câmaras foram instaladas com 5 m de distância uma da outra, abrangendo os dois lados da linha de plantio, conservando-se a cobertura do solo (Figura 4.1).

A coleta do gás foi realizada através de seringas de nylon de 20 mL, em intervalos de tempo pré-estabelecidos (0, 10 e 20 minutos). O gás foi em seguida transferido para frascos com vácuo para acondicionamento e transporte. Antes de cada amostragem efetuou a leitura da pressão atmosférica (barômetro), assim como a temperatura do ar (externa e interna da câmara) antes e depois de cada amostragem e do solo nas profundidades de 2,0; 5,0 e 10,0 cm.

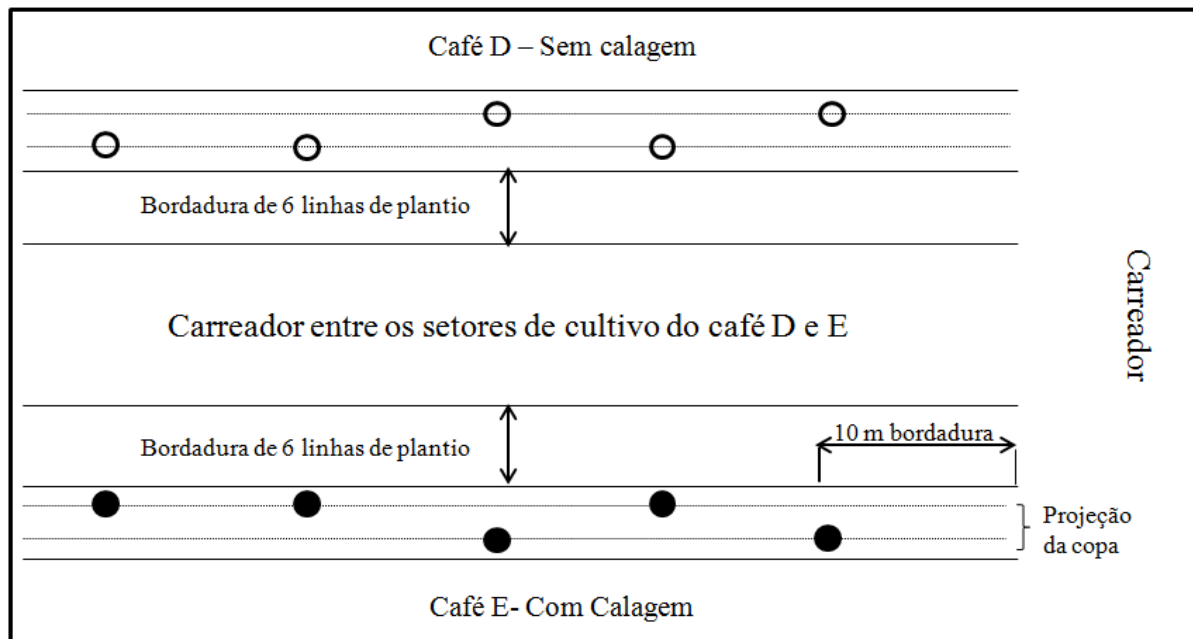


Figura 4.1 - Representação da distribuição das câmaras de amostragem de CO₂ proveniente da calagem nas áreas sob cultivo do café

4.3.3 Análise do Gás

A quantificação da concentração do CO₂ nas amostras foi feita por cromatografia gasosa, no cromatógrafo Shimadzu GC - 14^a. A calibração do equipamento foi realizada com dois padrões White-Martins, com concentrações mínimas e máximas de 268 e 2.091 ppm de dióxido de carbono, respectivamente.

As concentrações do CO₂ nas amostras foram analisadas em uma coluna empacotada operando a 65°C e detectada por ionização de chama (FID).

Os fluxos do CO₂ foram calculados pela alteração linear da concentração dos gases com o tempo de incubação no interior da câmara. A equação geral do cálculo do fluxo dos gases (1) pode ser definida como:

$$\text{Fluxo} = (d[\text{gás}]/dt) \times (V_h/A) \times ((1-e/P)/VM) \quad (1)$$

Onde: $(d[\text{gás}]/dt)$ = alteração da concentração do gás em função do tempo ($\text{mol gás mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$); V_h = volume da câmara utilizada na amostragem (m^3); A = área da câmara (m^2); e/P = pressão de água/pressão atmosférica na câmara (kPa/kPa); VM = volume molar da câmara ($\text{m}^3 \text{ mol}^{-1}$).

4.3.4 Amostragem de solo

Densidade do solo

As amostras de densidade do solo foram coletadas nas profundidades 0-5, 5-10, cm com auxílio de anel volumétrico. A massa de solo e a umidade foram determinadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA-USP) para auxiliar no cálculo da densidade (eq. 1), sendo posteriormente utilizados no cálculo do espaço poroso do solo.

$$\text{Densidade (g cm}^{-3}\text{)} = \text{massa (g)} / \text{volume do cilindro (cm}^3\text{)} \quad (2)$$

Umidade e Espaço Poroso preenchido por água (EPPA)

A umidade do solo foi determinada semanalmente, com o objetivo de monitorar o espaço poroso preenchido por água e correlacionar à emissão de CO₂. A determinação da umidade foi realizada em amostras coletadas (5 g de solo) na projeção da copa do café com profundidade de 0-10 cm.

Após a determinação da umidade foi realizada o cálculo do espaço poroso preenchido por água (EPPA) de acordo com a equação 4.

$$\text{EPPA (\%)} = \frac{\text{Densidade (g cm}^{-3}\text{)} \times \text{Umidade (\%)}}{[\text{Densidade do solo (g cm}^{-3}\text{)} / \text{Densidade de Partículas (2,65Mg m}^{-3}\text{)}]} \quad (3)$$

Entre 26° até o 39° dias de coleta não foi realizada a amostragem de solo devido a um problema de logística, não sendo possível obter a umidade do solo.

Teores de Ca e Mg trocáveis e residuais

As amostras de solo para a determinação dos teores de Ca e Mg trocáveis e residuais do solo foram coletadas semanalmente ao longo dos 52 dias (período de amostragem de gás), na projeção da copa e com profundidades de 0-10 e 10-20 cm,

As amostras foram levadas para o Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA-USP) onde foram secas e peneiradas (2 mm) para posterior análise química.

4.3.5 Análise Química

Teores de Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) trocáveis e residuais do solo.

A determinação do calcário residual no solo foi realizada de acordo com Quaggio et al. (1995). Os teores de Ca e Mg trocáveis do solo foram extraídos por percolação, com solução de KCl 1 mol L⁻¹, assim como os teores de Ca e Mg não-

trocáveis do solo, ou seja, a fração dos corretivos que ainda não havia reagido. Em um tubo percolador, foram colocados 10 cm³ de solo entre papéis de filtro (Wathman n° 42), posteriormente percolados com 100 mL da solução de KCl por amostra (primeira extração). Em uma alíquota de 1 mL do extrato obtido após a percolação, acrescentou-se 20 mL de óxido de lantânio a 0,1% e realizaram-se as leituras por espectrofotometria de absorção atômica dos teores de Ca e Mg. Os resultados, depois de descontados os valores da área que não recebeu calcário, indicam os teores de Ca e Mg trocáveis no solo, ou seja, a fração dos corretivos aplicados que já havia reagido no solo.

Após a primeira extração, o solo foi transferido para um erlenmeyer com adição de 30 mL de H₂O + 50 mL de HCl 0,8 mol L⁻¹. O conjunto foi fervido em chapa aquecedora por 5 minutos a 200°C. Dessa forma, mediante a fervura do solo, juntamente com a ação do HCl, o corretivo remanescente foi forçado a reagir. Na sequência, após resfriamento, o material foi filtrado (segunda extração) e em 1 mL do extrato foram acrescentados 20 mL de óxido de lantânio a 0,5 %. A leitura foi realizada por espectrofotometria, determinando-se os teores de Ca e Mg, referentes a valores estimados de Ca e Mg não-trocáveis. Os resultados, depois de descontados os valores da área que não recebeu calagem indicam a fração dos corretivos que ainda não havia reagido no solo (RAIJ et al.,1982; QUAGGIO et al., 1995), o que não foi possível devido ao histórico da área. A determinação de Ca e Mg nos extratos foi realizada na absorção atômica, diluindo as amostras com lantânio.

pH do solo.

O pH foi determinado semanalmente durante todo período amostral, quantificado em H₂O usando a relação solo:solução de 1:2,5.

4.4 Análises dos resultados

Os cálculos dos fluxos de gases foram realizados no Excel 2007, através das medianas entre as câmaras para cada tratamento. O cálculo da integral dos dados foi realizado pela interpolação linear entre as áreas adjacentes. A análise de variância foi efetuada para os parâmetros químicos usando teste de média (Tukey a 5% de probabilidade) no programa estatístico R.

4.5 Resultados e Discussão

4.5.1 Densidade do solo e EPPA

A densidade média do solo para a área experimental foi de 0,94 e 0,93 g cm⁻³ para o tratamento calagem e de 0,95 e 0,94 g cm⁻³ para o tratamento que não recebeu calcário, determinado a 0-5 e 5-10 cm de profundidade, respectivamente.

A densidade foi utilizada para determinar o espaço poroso do solo que estava preenchido por água e correlacioná-lo à emissão de C-CO₂. Não foi verificada diferença entre o volume de poros ocupados com água quando comparados os tratamentos, uma vez que eram talhões adjacentes (Figura 4.2). O espaço poroso ocupado por água de ambas as áreas foi 28 % nas duas primeiras semanas, aumentando posteriormente para 33% nas semanas seguintes.

Na 5ª semana de coleta de GEE não houve coleta de solo para determinação do EPPA, mas foram registrados 71 mm de chuva distribuída em três dias consecutivos (57, 58 e 59 dias); este fato foi a causa da elevação do EPPA a 40 %.

A umidade e a temperatura do solo têm influência direta na comunidade microbiana, afetando o crescimento de fungos e bactérias (TEIXEIRA et al.; 2011) e, conseqüentemente, no fluxo de C-CO₂. Embora outros fatores como a matéria orgânica, pH, capacidade de troca catiônica e o nível de oxigênio do solo também pode ser relacionados a esta atividade (FANG et al., 1998;. LA SCALA JR et al., 2000;. SAVIN et al., 2001; CERRI et al., 2009).

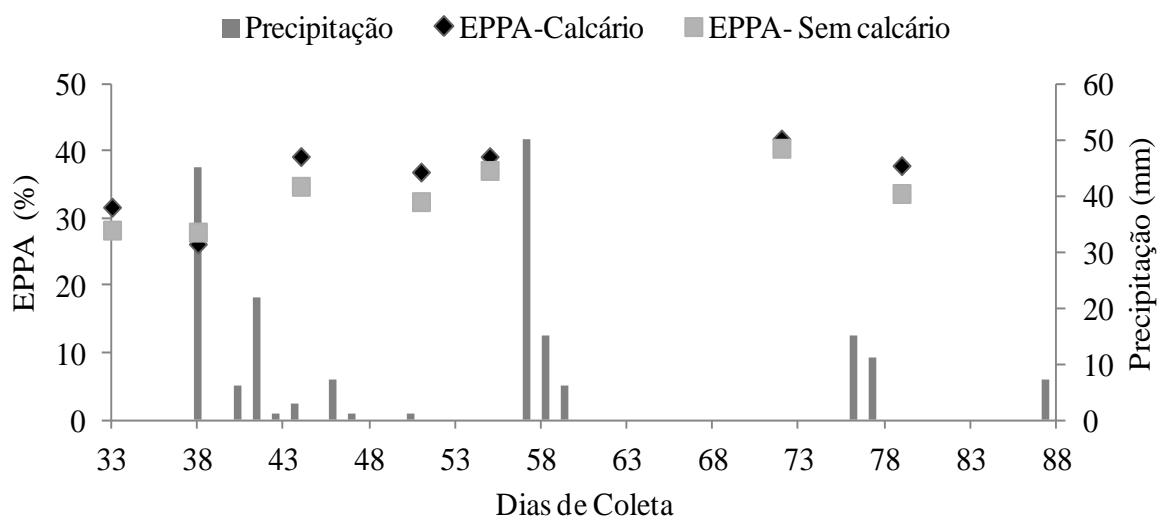


Figura 4.2 – EPPA (%) e precipitação (mm) durante as 8 semanas de avaliação da emissão de C-CO₂ devido a calagem na camada 0 - 10 cm

4.5.2 Análise química do solo

A análise química de terra para as áreas estudadas foram realizadas em agosto de 2011 e foi com base na mesma inferiu-se a necessidade ou não de calagem. As análises químicas de terra foram fornecidas pela fazenda e referem-se às amostragens realizadas na camada 0-20 cm (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 - Propriedades químicas do solo para áreas avaliadas a 0-20 cm de profundidade para os anos 2007, 2008, 2009, 2010, 2011

Ano	Propriedades químicas do solo										
	pH (CaCl ₂)	P(resina) mg dm ⁻³	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	H + Al	SB	CTC	Al	V	
			mmol _c dm ⁻³								
Sem Calagem (S/C)											
2007	4,6	19	1,8	13	6	58	21	79	1,0	26	
2008	4,6	5	1,5	5	3	49	10	58	2,0	17	
2009	5,6	22	2,9	26	15	27	44	71	0,0	62	
2010	6,0	17	2,8	47	22	22	72	94	0,0	77	
2011	5,9	24	2,3	42	17	27	61	89	0,0	70	
2012	5,2	30	2,1	41	16	34	59	93	0,0	64	
Com calagem (C)											
2007	5,0	30	1,9	26	11	42	39	81	0,0	48	
2008	5,1	41	2,8	26	12	34	40	74	0,0	54	
2009	5,5	21	1,9	29	15	30	46	76	0,0	61	
2010	5,2	12	2,2	22	9	34	33	67	0,0	49	
2011	5,6	23	1,2	43	16	31	60	90	0,0	66	
2012	5,0	27	1,9	36	11	45	49	93	0,0	52	

A fazenda tem adotado nos últimos anos um padrão de calagem que visa corrigir o solo para a adubação (outubro/novembro) do ano seguinte, ou seja, realiza a amostragem logo após a colheita e se necessário aplica calcário em agosto ou em janeiro. Usualmente, a aplicação ocorre em período seco e de menos atividade nas propriedades cafeeiras, e no pós-colheita (MATIELLO et al.; 2010).

Observando o resultado da análise para o ano de 2011, em ambas as áreas, têm-se valores de pH de 5,9 e 5,6, ausência de Al e saturação de bases de 70 e 66%, para café que não recebeu calagem (S/C) e café com calagem (C), respectivamente (Tabela 4.2).

A decisão de aplicar ou não de calcário foi realizada de acordo com o histórico da área. A área S/C recebeu 3.000 kg ha⁻¹ calcário em 2007, mas não foi verificado

resultado dessa prática na análise química de 2008, repetindo então a operação com 3.040 kg ha⁻¹ de calcário, a partir da qual os resultados foram evidentes em 2010, 2011 e 2012.

A omissão do resultado da prática da calagem no resultado da análise de solo de 2008 pode ser devido a alguns fatores: erro de amostragem, elevado poder tampão do solo, baixa reatividade do calcário utilizado na calagem. O resultado da calagem verificado na análise de 2010, 2011 e 2012 foi um indicativo da reatividade do calcário no solo em longo prazo, neste caso verificado após três anos da primeira aplicação.

Um fator a ser considerado quanto à calagem na cultura do cafeeiro é que esta é realizada na superfície do solo, necessitando de chuva para que ocorra a hidrólise do calcário e, conseqüentemente, neutralização da acidez (SOUSA et al., 2007) ao longo do perfil.

A área C havia recebido calagem a 5 anos, com nova aplicação em janeiro de 2012. A necessidade de calcário (NC) foi determinada em função das análises químicas para o ano de 2010 e 2011, os quais apresentaram resultados divergentes. Sendo assim, optou-se por aplicar a 1.064 kg ha⁻¹ de calcário para elevar a saturação de bases a 60%. O resultado da amostragem de solo nessa área, após a calagem (agosto de 2012) apresentou V% de 52, um indício de que a análise de 2010 correlacionava melhor com os parâmetros químico do solo, uma vez que nenhuma outra prática agrícola foi efetuada na área a ponto de aumentar a saturação de bases.

pH do solo

O pH do solo de ambas as áreas foi monitorado semanalmente durante o período de amostragem (Tabela 4.3). Não foi verificado diferença significativa no pH do solo entre os dias amostrais para a área que recebeu calcário a 0-10 cm, mas o foram na camada 10-20 cm onde o maior valor foi observado no início do experimento, aos 52 dias após a calagem, e o menor valor foi aos 66 dias.

Para a área que não recebeu calcário houve diferença em ambas as camadas, sendo o maior valor encontrado no primeiro dia de amostragem (52 dias após a calagem) e o menor valor aos 59 dias (T7), não diferindo dos demais a 0-10 cm. Na camada 10-20 cm os maiores valores foram obtidos no T0 e T48 (94 dias após a calagem) e os menores valores de pH aos 59 e 66 dias (T7 e T13).

Tabela 4.3 – pH em H₂O do solo para a área que recebeu e não recebeu calcário determinados ao longo dos 48 dias de avaliação (T= dias) nas camadas 0-10 e 10-20 cm

		pH do solo					
Prof	T0	T7	T13	T20	T24	T41	T48
cm	Calcário						
0-10	5,87	4,61	4,13	4,49 β	5,71	5,31	5,60a
10 - 20	5,86A	5,00AB	4,08B	4,67AB	5,85A	5,24AB	5,60ABa
	Sem calcário						
0-10	5,79A	4,59B	4,82AB	5,44AB α	5,66AB	5,35AB	5,64AB
10 - 20	6,13A	4,54B	4,88B	5,56AB	5,08AB	5,60AB	5,90A

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha (dentro de cada tratamento) e minúscula na coluna (dentro de cada tratamento) não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Médias seguidas de mesma letra grega na coluna (comparam tratamento em cada profundidade) não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) ($\alpha > \beta$)

Ao compararmos o pH entre os tratamentos não foi observado diferença significativa, exceção a camada 0-10 cm aos 20 dias de amostragem, onde o pH da área que não recebeu calcário foi maior.

A diferença no pH observada na camada 10-20 cm é devido a alta reatividade do calcário. Mendonça (2002) encontrou valores maiores de pH após 17 meses da aplicação de calcário a 0-20 cm. Oliveira; Pavan (1996) relataram redução de acidez, pela elevação do pH e diminuição de Al³⁺, até 40 cm de profundidade, após 32 meses da aplicação de calcário na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo.

Sousa et al. (2007) mencionam pH entre 5,5 a 6,3 para um bom crescimento e desenvolvimento da maioria das culturas, valores esse superiores aos neste estudo.

Ca e Mg: trocável e residual do calcário

A quantidade de cálcio e magnésio trocável do solo com calcário diminuiu ao longo do tempo sendo absorvidos pela planta, mas essa diferença não foi significativa entre os dias amostrais, para as camadas 0-10 e 10 -20 cm (Figura 4.3, A e B).

Os teores de Ca⁺² trocável no solo com calagem superaram o Mg⁺² variando de 6,7 a 35,6 mmol_c dm⁻³ na camada 0-10 cm, e de 5,8 a 23,4 mmol_c dm⁻³ na camada 10-20 cm, não sendo significativamente diferentes.

A quantidade de cálcio trocável para a área que não recebeu calagem foi maior que aquela que recebeu calagem, nas duas profundidades amostradas, com diferença

significativa apenas para a camada 0-10 cm; ou seja, após quatro anos da aplicação havia Ca^{+2} na solução do solo disponível para ser assimilado. Isto é consequência da quantidade de calcário aplicada em dois anos consecutivos.

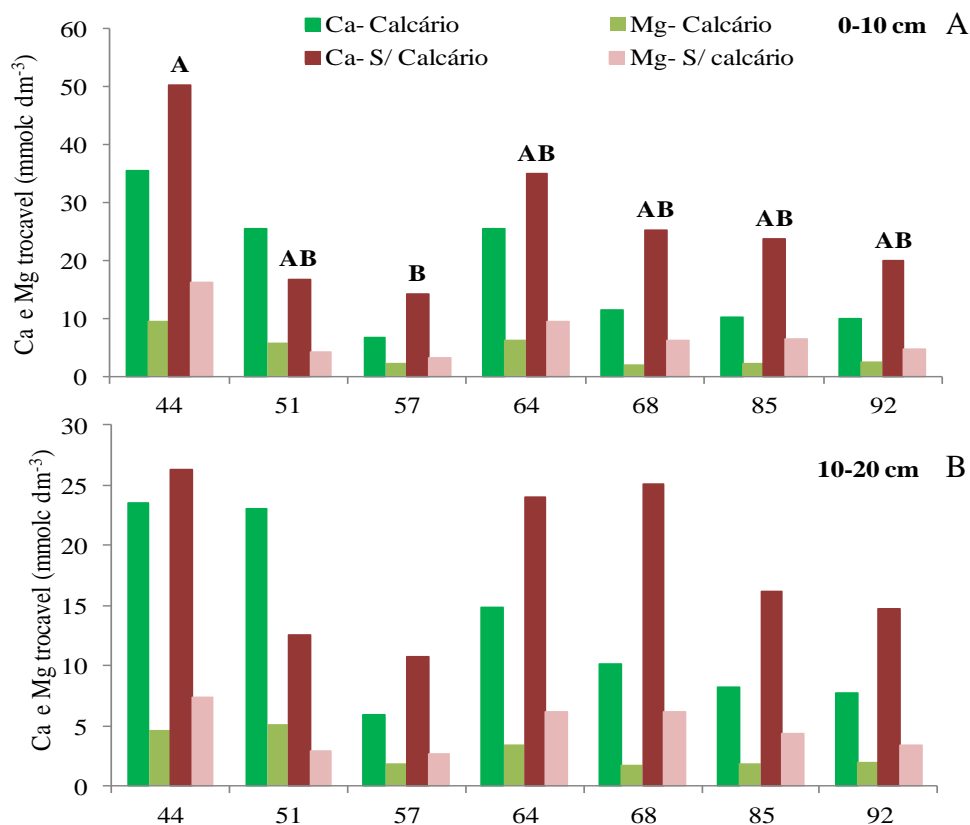


Figura 4.3 - Ca e Mg trocável para as áreas de café com calagem e sem calagem a 0-10 (A) e 10-20(B) cm de profundidade durante as 8 semanas de avaliação no campo

Os teores de cálcio e magnésio residual foram inferiores ao trocável (Figura 4.4, A e B). O menor efeito residual foi observado na área que recebeu calcário em 2012, mostrando a rápida reatividade do calcário aplicado ao solo a 0-10 cm (Figura 4.4A). Na camada 10-20 cm a proporção de cálcio no solo é maior que o magnésio em ambas as áreas (Figura 4.4B). Mesmo tendo ocorrido diferença nos teores de Ca e Mg residual essa diferença não foi significativa nas camadas avaliadas.

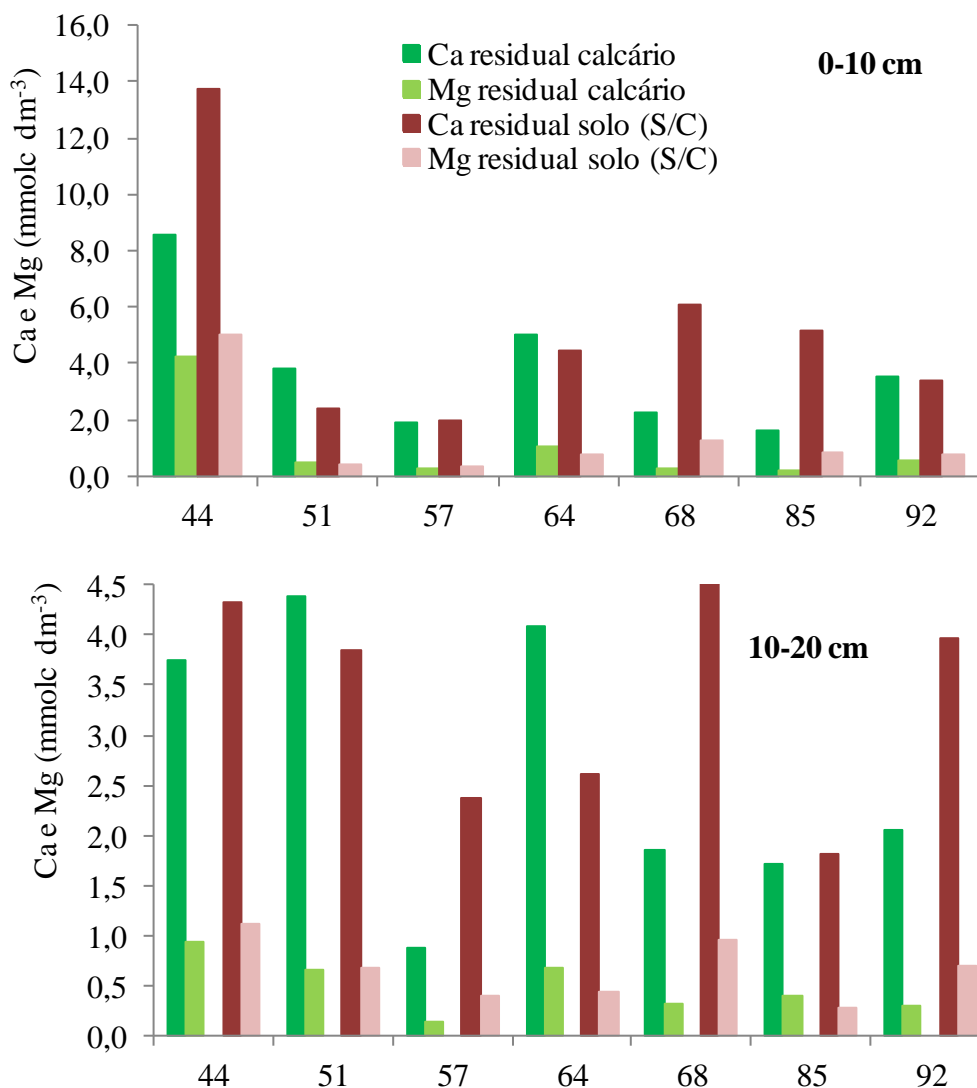


Figura 4.4 - Ca e Mg residual para as áreas de café com calagem e sem calagem a 0-10 (A) e 10-20(B) cm de profundidade durante as 8 semanas de avaliação no campo

Soratto et al. (2008) encontraram maiores teores de cálcio trocável que os residuais no campo 18 meses após aplicação de calcário, sob sistema de semeadura direta, indicando que a dissolução dos corretivos foi rápida. Mello et al. (2003) verificaram que o calcário mesmo quando aplicado em superfície, a parte mais fina do calcário, reage no solo em três meses enquanto que a fração mais grosseira continua reagindo.

A quantidade de cálcio e magnésio trocável como o residual concentra-se mais na camada superficial, sendo influência pela dose aplicada corroborando com os resultados obtidos por Araújo et al. (2009) que avaliou doses e diferentes reatividades do calcário.

Os teores de Ca e Mg residual, ao final do período avaliado, indica que é necessário um período maior que 90 dias para que ocorra a completa reação de 1.000 kg ha⁻¹ de calcário no solo, nas condições avaliadas neste experimento.

4.5.3 Fluxo de CO₂ do solo

O fluxo médio CO₂ do solo (S/C) para os 16 dias amostrados foi de 49,50 mg m⁻² h⁻¹ (Figura 4.5). No primeiro dia de coleta choveu 45 mm, um dos fatores responsável pela elevada emissão de CO₂ logo no início, pois a chuva saturou o solo momentaneamente, diminuindo a difusão de O₂. Os picos de CO₂ do solo foram coincidentes com a precipitação exceção ao observado aos 78 e 90 dias após a calagem.

A concentração de cálcio e magnésio residual no solo indica a quantidade de calcário que não reagiu. Para o período de avaliação observou-se que o teor de cálcio residual nesta área foi superior ao solo que recebeu calcário, isto foi outro fator para a emissão elevada já no primeiro dia (Figura 4.5).

No 58º dia (sexto dia de amostragem) a elevação no fluxo de CO₂ apresentou relação não só com a precipitação, mas também com a adição de resíduo vegetal ao solo, devido à roçada da área, esta prática retorna ao solo material vegetal e conseqüentemente aumenta o teor de C no solo. Segundo BERG (2000) a precipitação é um componente que controla, em escala regional, o processo de decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, a atividade dos micro-organismos. Quanto maior a atividade microbiana, maior é o consumo de O₂ e maior emissão de CO₂ (MOREIRA, SIQUEIRA, 2006).

O fluxo médio para a área que recebeu calcário foi 68, 61 mg m⁻² h⁻¹ C-CO₂, com amplitude dos picos semelhante ao solo, diferindo no início e no final da amostragem (Figura 4.5).

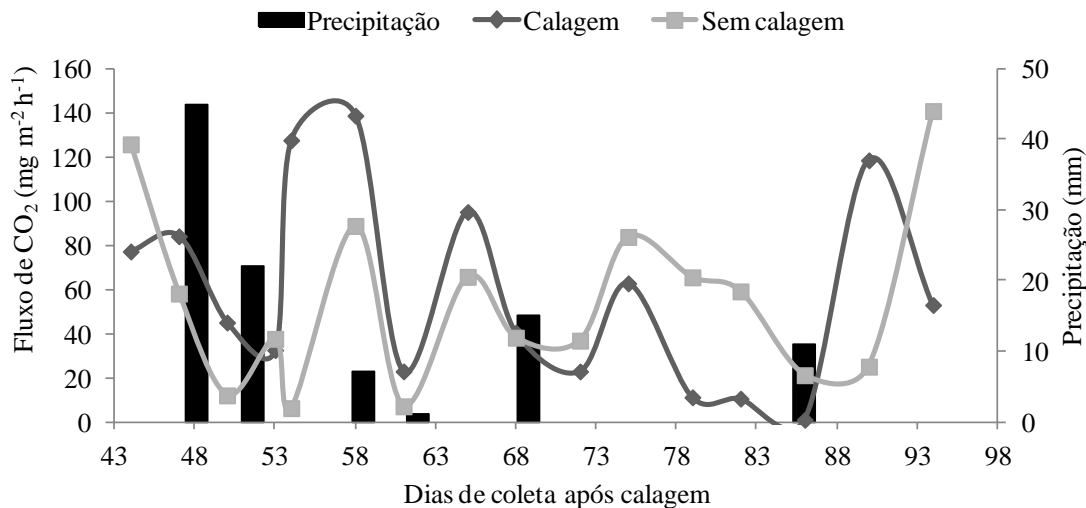


Figura 4.5 - Evolução do fluxo de C-CO₂ do solo (Controle) e da calagem durante 16 dias de coleta em área de cultivo de café, e a precipitação diária no período

A proporção de cálcio e magnésio residual devido à aplicação de 1.643 kg ha⁻¹ foi inferior à área que não recebeu calagem, indicando que praticamente todo calcário aplicado havia reagido (Figura 4).

O fluxo de C-CO₂ mais elevado em alguns pontos de coleta refere-se então a efeitos indiretos da calagem no solo, ocasionados pela correção da acidez, o que reflete no melhor desenvolvimento radicular e consequente respiração emitindo CO₂, além de beneficiar a atividade microbiana, elevando a respiração do solo, motivada pela maior mineralização da matéria orgânica (BORKEN; BRUMME; 1997).

Como as áreas foram adubadas durante o experimento, a entrada de N no sistema pode ter mudado o padrão de respiração da biomassa microbiana, alterando o fluxo de CO₂ (BOWLING et al., 2008; WEST; MCBRIDE, 2005; AMARAL et al.; 2004).

Marcelo et al (2012) avaliando a cultura do milho em sistema de semeadura direta encontraram efeito significativo de doses de calcário na emissão de C-CO₂ provenientes da respiração do solo até dois anos após a calagem.

A integral dos fluxos das áreas resultaram em uma emissão de 64,7 e 58,7 g m⁻² de C-CO₂ para os tratamentos com calcário e sem calcário, respectivamente, com uma diferença de 6,0 g m⁻² C-CO₂. A emissão do tratamento com calcário foi subestimada devido ao baixo teor de cálcio residual no solo no período da amostragem, ou seja, o período amostral foi superior ao período de máxima reatividade do calcário, para o qual praticamente todo calcário já havia reagido no solo.

Biasi et al. (2008) em experimento de laboratório, utilizando técnica isotópica, obtiveram que 53 a 70% do C-CO₂ emitidos foi devido a utilização de calcário, mas este valor pode variar de acordo com a acidez do solo e reatividade do mesmo. Estes autores citam que a contribuição do calcário para emissão de CO₂ quando avaliado no campo, foi significativa nos dois meses após a aplicação do calcário.

A eficiência da calagem está relacionada ao poder de neutralização (PN), teores de cálcio e de magnésio, a solubilidade, a granulometria, a reatividade e poder relativo de neutralização total do calcário. Sendo assim, faz-se necessário amostrar por um longo período de tempo e escolher áreas com o mínimo de efeito residual do calcário, além de avaliar solos sem presença de plantas para isolar o efeito da respiração das raízes no fluxo de C-CO₂.

O fluxo estimado de CO₂ devido a aplicação do calcário foi de 783,1 kg de CO₂, para o qual foi utilizado o valor *default* do IPCC (IPCC, 2006).

4.6 Conclusões

O fluxo de C-CO₂ do solo devido à calagem foi de 64,7 g de C-CO₂ m⁻², para um período amostral de 56 dias, reflexo do efeito direto e indireto da calagem.

O fluxo estimado de C-CO₂ devido à aplicação do calcário foi de 783,1 kg de CO₂.

O calcário aplicado ao solo reagiu em três meses, fato verificado pelos baixos teores de cálcio e magnésio residual.

Dependendo da quantidade de calcário aplicada e da reatividade do mesmo são necessários mais de dois anos para que se possa quantificar todo o fluxo de C-CO₂ originado da calagem.

Referências

ALCARDE, J. C. Corretivos da acidez dos solos: Características e interpretações técnicas. 2ª ed. – São Paulo:ANDA, 2005. 24p (Boletim técnico, 6).

AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I.; DESCHAMPS, F. C. Resíduos de plantas de cobertura e mobilidade dos produtos da dissolução do calcário aplicado na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.115-123, 2004.

ARAÚJO, S. R.; DEMATTÊ, J. A. M.; GARBUIO, F. J. Aplicação de calcário com diferentes graus de reatividade: alterações químicas no solo cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33; p.1755-1764, 2009.

ASSOCIAÇÃO DOS CAFEICULTORES DA REGIÃO DE PATROCÍNIO.
Disponível em: <<http://www.acarpa.com.br/dados.php>>. Acesso em: 13 jul. 2010.

BALL, B.C.; SMITH, K.A. Gas movement. In: SMITH, K.A.; MULLINS, C.E., eds. **Soil analysis: Physical methods**. New York, Marcel Dekker, 1991. p. 511-549.

BARBER, S. Liming materials and practices. In: DINAUER, R.C. (Ed.). **Soil acidity and liming**. Madison: American Society of Agronomy, 1967. p. 151-60.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.133, p.13 - 22, 2000.

BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; CARVALHO, M.C.S.; CERRI, C.C. CO₂ emissions from liming of agricultural soils in Brazil. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.17, p.1049, 2003.

BIASI, C.; LIND, S.E.; PEKKARINEN, N.M.; HUTTUNEN, J.T.; SHURPALI, N.J.; HYVÖNEN, N.P.; REPO, M.E.; MARTIKAINEN, P.J. Direct experimental evidence for the contribution of lime to CO₂ release from managed peat soil. **Soil Biology ; Biochemistry**, Elmsford, v. 4, p. 2660–2669, 2008.

BORKEN, W.; BRUMME, R. Liming practice in temperate forest ecosystems and the effects on CO₂, N₂O and CH₄ fluxes. **Soil Use and Management**, Oxford, v.13, p.251-257, 1997.

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

BOWLING, D.R.; PATAKI, D.; RANDERSON, J.T. Carbon isotopes in terrestrial ecosystem pools and CO₂ fluxes. **New Phytologist**, Cambridge, v.178, p. 24–40, 2008.

BRACCINI, M. C. L.; MARTINEZ, H. E. P.; PEREIRA, P. R. G.; SAMPAIO, N. F.; SILVA, E. A. M. Tolerância de genótipos de cafeeiro ao alumínio em solução nutritiva. I. Crescimento e desenvolvimento da parte aérea e sistema radicular. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 435-442, 1998.

BORKEN, W.; BRUMME, R. Liming practice in temperate forest ecosystems and the effects on CO₂, N₂O and CO₂ fluxes. **Soil Use and Management**, Oxford, v.13, p. 251-257, 1997.

CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M.V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agricultural and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 831-843, 2009.

DE KLEIN, C., NOVOA, R.S.A., OGLE, S., SMITH, K.A., ROCHETTE, P., WIRTH, T.C., MCCONKEY, B.G., MOSIER, A., RYPDAL, K., WALSH, M., WILLIAMS, S.A., 2006. Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application, in: Gytarsky, M., Hiraishi, T., Irving, W., Krug, T., Penman, J., (Eds.), **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. IPCC International Panel on Climate Change, Geneva, pp. 4:11.1–11.54. 2006.

DILUSTRO, J.J.; COLLINS, B.; DUNCAN, L.; CRAWFORD, C. Moisture and soil texture effects on soil CO₂ efflux components in southeastern mixed pine forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 204, p.87–97, 2005.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados. Relatório Técnico Anual. Planaltina, 1981 190p.

EPRON, D.; NOUVELLON, Y.; ROUPSARD, O.; MOUVONDY, W.; MABIALA, A.; SAINT-ANDRÉ, L.; JOFFRE, R.; JOURDAN, C.; BONNEFOND, J. M.; BERBIGIER, P.; HAMEL, O. Spatial and temporal variations of soil respiration in a Eucalyptus plantation in Congo. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.202, p.149–160, 2004.

FAN, S.; GLOOR, M.; MAHLMAN, J.; PACALA, S.; SARMIENTO, J.; TAKAHASHI, T.; TANS, P. A Large terrestrial carbon sink in North America implied by atmospheric and oceanic carbon dioxide data and models. **Science**, Washington, v.282, p. 442 , 1998.

GUIMARÃES, P. T. G.; GARCIA, A. W. R.; ALVAREZ VIEGAS, V. H.; PREZOTTI, L. C.; VIANA, A. S.; MIGUEL, A. E.; MALAVOLTA, E.; CORRÊA, J. B.; LOPES, A. S.; NOGUEIRA, F. D.; MONTEIRO, A. V. C. Cafeeiro. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ VIEGAS, V. H. (Ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p. 289-302.

HAMILTON, S.K.; KURZMAN, A.L.; ARANGO, C.; JIN, L.; ROBERTSON, G.P. Evidence for carbon sequestration by agricultural liming. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 21, GB2021, doi:10.1029/2006GB002738, 2007. Disponível em: <<http://www.agu.org/journals/gb/gb0702/2006GB002738/2006GB002738.pdf>>. Acessado em 12 setembro de 2012.

HOCHMAN, Z.; EDMENADE, D. C.; WHITE, E. Changes in effective cation exchange capacity and exchangeable aluminium with soil pH in lime-amended field soils. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.30, p. 177-187, 1992.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/solos/viewer.htm>>. Acesso em: 20 fev. 2010.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories reporting instructions (Vol. 1). In: HOUGHTON, J.T., MEIRA FILHO, L.G., LIM, B., TREANTON, K., MAMATY, I., BONDUKI, Y., GRIGGS, D.J., CALLENDER, B.A. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge. 1997.

_____. **Climate change 2000**. The Physical Science Basis: Summary for Policymakers. Emissions Scenarios. A Special Report of IPCC Working Group III. United Kingdom: Cambridge University Press, 2000. 27p.

_____. **Climate change 2006**. Guidelines for national greenhouse gas inventories: agriculture, forestry and other land use. Hayama: National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2006. v. 4, 110p.

KOSUGI Y, MITANI T, ITOH M, NOGUCHI S, TANI M, MATSUO N, TAKANASHI S, OHKUBO S, NIKAR. Spatial and temporal variation in soil respiration in a Southeast Asian tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v.147, p.35-47, 2007.

KREUTZER, K.; GOTTLEIN, A.; PROBSTLE, P. Dynamik und chemische Auswirkungen der Auflösung von Dolomitkalk unter Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.). In: *Ökosystemforschung HZglwald* (eds K. Kreutzer ; A. Gottlein). Forstwissenschaftliche Forschung, v.39, p.186- 204. In: BORKEN, W.; BRUMME, R. **Liming practice in temperate forest ecosystems and the effects on CO₂, N₂O and CH₄ fluxes**. Soil Use and Management, Oxford, v.13, p.251-257, 1997.

LA SCALA Jr, N.; MARQUES JÚNIOR J.; PEREIRA G. T.; CORÁ J. E. Short-term temporal changes in the spatial variability model of CO₂ emissions from a Brazilian bare soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Exeter, v.32, n.10, p.1.459-62, 2000.

MALAVOLTA, E. Nutrição, adubação e calagem para o cafeeiro. In: RENA, A.B.; MALAVOLTA, E.; ROCHA, M.; YAMADA, E. (Ed.) **Cultura do cafeeiro**: fatores que afetam a produtividade. Piracicaba: Instituto da Potassa ; Fosfato, 1986. p.165-274.

MARCELO, A. V.; CORÁ, J. E, LA SCALA JR., N. Influence of Liming on Residual Soil Respiration and Chemical Properties in a Tropical No-Tillage System. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 45-50, 2012.

MATIELLO, J.B. **O café do cultivo ao consumo**. São Paulo: Globo, 320 p., 1991.

MATIELLO, J. B.; SNATINATO, R.; GARCIA, A. W. R.; ALMEIDA, S. R.; FERNANDES, D. R. **Cultura de café no Brasil: manual de recomendações**. Edição 2010. Rio de Janeiro/Varginha, MAPA/PROCAFÉ, 2010. 542 p.

MARTINEZ, H.E.P.; MONNERAT, P.H. Níveis crescentes de alumínio em duas variedades de café cultivadas em solução nutritiva. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 23. Porto Alegre, 1991. Resumo. Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. p.109. **Anais...**

MATZNER, E. Auswirkungen von Dungung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldkosystemen im Solling. Allgmkne Forst Zeitung, v.41, p.1143-1147, 1985. In: BORKEN, W.; BRUMME, R. **Liming practice in temperate forest ecosystems and the effects on CO₂, N₂O and CH₄ fluxes**. Soil Use and Management, Oxford, v.13, p.251-257, 1997.

MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; ABER, J.D.; NEWKIRK, K.; LUX, H.; BOWLES, F.P.; CATRICALA, C.; MAGILL, A.; AHRENS, T. ; MORRISSEAU, S. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. **Science**, Washington, v. 298, p.2173-2176, 2002.

MELLO, J.C.A.; VILLAS BOAS, R.L.; LIMA, E.V.; CRUSCIOL, C.A.C.; BULL, L.T. Alterações nos atributos químicos de um Latossolo distroférico decorrentes da granulometria e doses de calcário em sistemas plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p. 553-561, 2003.

MENDONÇA, S. M. **Resposta de cultivares de café à calagem em solo com alto teor de alumínio**. 2002.92 p. Dissertação (Mestrado- Fitotecnia) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2º Ed. Editora UFLA:Lavras, 2006. 729p.

OLIVEIRA, E. L.; PARRA, M.S., COSTA, A. Resposta da cultura do milho, em um Latossolo Vermelho-Escuro álico, à calagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa v.21; p 59-64, 1997.

OLIVEIRA, E.L.; PAVAN, M.A. Control of soil acidity in non tillage system for soybean production. **Soil & Tillage Research**, London, v, 38, p.47-57, 1996.

QUAGGIO, J.A.; MASCARENHAS, H.A.A.; BATAGLIA, O.C. Resposta da soja à aplicação de doses crescentes de calcário em Latossolo Roxo distrófico de cerrado. II - Efeito Residual. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.6, p.113-118, 1982.

QUAGGIO, J. A.; RAIJ, B. van; GALLO, P. B.; MASCARENHAS, H. A. A. Agronomic efficiency of limestones with different acid-neutralizing capacity, under field condition. In: SYMPOSIUM ON PLANT-SOIL INTERACTIONS AT LOW pH 3. 1995, Brisbane. Proceeding. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 1995. p.491-496.

R. DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2010. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>. Acesso em 10 junho de 2012.

RAIJ, B. van **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Ceres, Potafos, 1991. 343 p.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; CAMARGO, A.P.; SOARES, E. Perdas de cálcio e magnésio durante cinco anos em ensaio de calagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.6, p.33-37, 1982.

SAVIN, M.C.; GÖRRES, J.H.; NEHER, D.A.; AMADOR, J. A. Biogeophysical factors influencing soil respiration and mineral nitrogen content in an old field soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 33, p.429–438, 2001.

SCHWENDENMANN, L.; VELDKAMP, E.; BRENES, T.; O'BRIEN, J.J.; MACKENSEN, J. Spatial and temporal variation in soil CO₂ efflux in an old-growth neotropical rain forest, La Selva, Costa Rica. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 64, p. 111–128, 2003.

SIQUEIRA, R.; PAVAN, M. A. Crescimento de raízes de cafeeiros em camadas compactadas de um solo ácido com e sem restrições químicas. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**. Curitiba, v. 40, n. 1, p. 1-8, 1997.

SORATTO, R. P.; CRUSCIOL, C. A. C. Métodos de determinação de cálcio e magnésio trocáveis e estimativa do calcário residual em um Latossolo submetido ‘a aplicação de calcário e gesso em superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.663-673, 2008.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N. OLIVEIRA, S. A. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. **Fertilidade do solo**. 1ª ed. Viçosa. 2007.

SOUZA, D.M.G.; CARVALHO L.J.C.B.; MIRANDA, L.N.. Correção da acidez do solo. In: GOEDERT, W. J. (Ed.) **Solos de cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. São Paulo: Nobel, 1985. p. 99-127.

TEIXEIRA, D. B.; PANOSSO, A. R. , CERRI, C. E. P.; PEREIRA, G. T., LA SCALA JR., N. Soil CO₂ emission estimated by different interpolation techniques. **Plant and Soil**, Dordrecht , v.345, p. 187–194, 2011.

WEIRICH NETO, P.H.; CAIRES, E.F.; JUSTINO, A.; DIAS, J. Correção da acidez do solo em função de modos de incorporação de calcário. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.30, p.257-261, 2000.

WEST, T.O.; Mc BRIDE, A. C. The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emissions in the United States: dissolution, transport, and net emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.108, p.145–154, 2005.

5 BALANÇO GERAL DOS GASES DE EFEITO ESTUFA PARA A PRODUÇÃO DE UMA SACCA DE CAFÉ

Resumo

No ano de 2011 o café exportado pelo Brasil representou mais de US\$8,7 bilhões de receita, configurando esta cultura como uma das mais importantes *commodities* agrícolas produzidas pelo país. Visando atender as exigências do mercado mundial quanto à redução do impacto ambiental na produção de alimentos, objetivou-se neste trabalho conhecer as fontes emissoras de gases de efeito estufa (GEE) na produção do café, a fim de encontrar parâmetros que possam definir estratégias mitigadoras. Para tanto, o estudo foi realizado para dois anos agrícolas nas condições da fazenda Boa Vista, produtora de café tipo exportação localizada em Patrocínio-MG. As fontes emissoras consideradas foram: combustível (L), fertilizantes nitrogenados (kg), adubo orgânico (kg), calcário (kg) e eletricidade (Kw). Os resultados encontrados indicaram que a maior fonte emissora da fazenda foi o uso de diesel (1.407 t CO₂eq) responsável por 52,2% da emissão total de GEE, seguido pelo calcário com 621 t CO₂eq. A quantidade de GEE gerado por área produtiva de café foi de 2,91 t de CO₂eq ha⁻¹, enquanto que por sacca produzida foram emitidos 41,03 kg de CO₂eq, correspondente a 0,68 kg de CO₂eq kg⁻¹ de café.

Palavras-Chave: Pegada do carbono; Gases de efeito estufa; Fertilizante nitrogenado; Sacca de café

Abstract

The coffee exported by Brazil in 2011 represented more than US\$ 8.7 billion recipe, setting this culture as one of the most important commodities exported by the country. With the perspective to achieve the demands of the world market in reducing the environmental impact of food production, of this study was to know the sources of emissions of greenhouse gases (GHG) in the production of coffee, in order to find parameters that can define mitigative strategies. Therefore, the study was performed in two cropping year at the farm Boa Vista located in Patrocínio- MG. The farm produces top quality coffee for exportation. Data related to fuel (L), nitrogen fertilizers (kg), organic fertilizers (kg), lime (kg) and electricity (Kw) consume were used for calculation. The results indicated that the largest emission source of the farm was the use of diesel (1.407 CO₂eq t) accounted for 52.2% of total GHG emissions, followed by limestone 621 eqCO₂ t. The amount of greenhouse gases generated by coffee production area was 2.91 eqCO₂ t ha⁻¹, while for bag produced were issued 41.03 eqCO₂ kg of , corresponding to 0.68 eqCO₂kg of coffee kg⁻¹

Keywords: Carbon footprint; Greenhouse gases; Nitrogen fertilizer; Coffee sack

5.1 Introdução

O Brasil está entre os maiores produtores de café do mundo sendo 68% da produção concentrada no estado de Minas Gerais, com representatividade de 66.325 mil sacas de café beneficiados para os anos de 2009-2011 (CONAB, BRASIL, 2012), para o qual o cerrado mineiro contribuiu com 14 % do volume produzido.

A importância da cafeicultura está relacionada à contribuição na exportação, movimentado a cadeia do agronegócio com US\$18.776.397 mil para o mesmo período (BALANÇA COMERCIAL, BRASIL, 2012).

A importância deste produto no contexto nacional do agronegócio despertou o interesse em quantificar o balanço de gases de efeito estufa ao longo da sua cadeia produtiva, visto que estes gases apresentam impactos a sustentabilidade dos sistemas agrícolas (BAGGS et al., 2006).

Compreender as emissões de GEE na cadeia de produção do café é importante para avaliar as opções de mitigação no setor, uma vez que são atributos específicos de cada local e envolve parâmetros específicos da cultura como: variedade, produtividade, demanda de nutrientes, estoque de carbono no solo, perda de nitrogênio entre outros (SALOMONE, 2003). As emissões para foram contabilizadas nos setores de produção para a Fazenda Boa Vista, localizada em Patrocínio, Minas Gerais.

O objetivo desse capítulo foi identificar a pegada do carbono para a produção de uma saca de 60 kg de café e inferir medidas mitigadoras para o processo.

A metodologia utilizada para determinar a pegada do carbono tem como base aquela utilizada para analisar o ciclo de vida de um produto e segue a ISO 14040/44 (WORLD RESOURCES INSTITUTE & WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT, 2009).

5.2 Objetivo

Determinar as emissões de gases do efeito estufa do sistema de produção do café e a pegada de carbono para a produção de uma saca de 60 kg de café, no biênio 2009 – 2011, visando estabelecer estratégias de mitigação das emissões.

5.3 Material e métodos

5.3.1 Apresentação da região de estudo

O estudo foi desenvolvido para a Fazenda Boa Vista localizada na Rodovia MG188-km16, zona rural de Patrocínio-MG. Para o biênio 2009-2011 (safras 2009/10 e 2010/11), considerou-se uma área de cultivo média de 925 ha e uma produção total de 65.753 sacas de café.

O município de Patrocínio-MG (latitude 18° 56' 27''S, longitude 46° 59' 22''O) está localizado na região do Alto Paranaíba a uma altitude média de 960 m, ocupando uma área de 2.838 km² (8% da área ocupada pela cultura do café, com 80% da produção destinada à exportação) (ACARPA, 2010). O clima segundo a classificação de Köppen é CWA: Tropical em Altitudes elevadas, com temperatura mínima e máxima variando de 7 °C e 35 °C , respectivamente. Os índices pluviométricos superam os 1.300 mm anuais.

5.3.2 Limites da análise

O cálculo das emissões totais de GEE e da pegada de carbono para a saca de 60 kg de café foi realizado no período de setembro de 2009 a agosto de 2011. O período considerado considera a bienalidade da cultura assim possíveis divergências de temperatura, precipitação, tratamentos culturais, etc.

As fontes de emissão de GEE incluídas no levantamento foram:

a) Fontes Diretas

- Combustíveis utilizados em fontes móveis: gasolina, diesel, biodiesel e etanol (litros);

- Fertilizantes minerais: adubos nitrogenados (NPK) e sulfato de amônio (Megagrama ou tonelada);

- Calcário (Megagrama ou tonelada);

- Fertilizantes orgânicos (Megagrama ou tonelada).

b) Fontes Indiretas pelo consumo de eletricidade

- Eletricidade: consumo mensal de eletricidade (KWh/ mês).

As informações sobre os dados de atividade obtidos no biênio 2009/2011 estão resumidas na tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Fontes de emissão de GEE na produção do café considerados para o ano 2009-2011

Fonte de emissão	Fontes de emissão (2009-2011)		
	Safra 2009/2010	Safra 2010/2011	Biênio 2009-2011
Combustível (L)			
Óleo diesel ¹	251.509	275.989	527.498
Gasolina ²	14.308	15.040	29.348
Etanol ³	4.769	5.013	9.783
Biodiesel ⁴	10.657	14.526	25.183
Fertilizante Sintético (Mg)	1.221	1.264	2.486
Fertilizante orgânico (Mg)	1.394	2.380	3.773
Calcário (Mg)	832	470	1.301
Eletricidade (KWh)	468.360	542.640	1.011.000

¹Diesel corrigido, ou seja, descontada a quantidade de biodiesel na mistura;

²Gasolina corrigida, ou seja, descontada a quantidade de etanol na mistura;

³Etanol anidro adicionado na gasolina (25%);

⁴Biodiesel adicionado no diesel (2% em 2009 e 5% em 2010 e 2011).

5.3.3 Quantificação das emissões

A metodologia utilizada para a estimativa das emissões foi o levantamento de dados das atividades seguido pela multiplicação pelos fatores de emissão de gases do efeito estufa. Os resultados para os gases N₂O e CH₄ foram convertidos em CO₂ equivalente, considerando a concentração e o Potencial de Aquecimento Global (PAG) de cada gás.

5.3.4. Fatores de emissão utilizados

A seguir estão apresentados os fatores de emissão de GEE utilizados neste estudo (Tabela 5.2). Foram consideradas somente as emissões diretas, ou seja, aquelas que ocorrem dentro do limite operacional da fazenda (dentro da porteira).

Tabela 5.2 - Fatores de emissão utilizados para o cálculo da pegada de carbono do cultivo de café, no biênio 2009-2011

Fatores de emissão				
Fonte de Emissão	Tipo de Emissão	Unidade	Valor	Referência
<u>Combustíveis</u>				
Óleo Diesel	Direta	kg CO ₂ e/ L diesel	2,68	IPCC, 2006
Gasolina		kg CO ₂ e/ L gasolina	2,33	IPCC, 2006
<u>Fertilizantes</u>				
Nitrogenados	Direta	kg N ₂ O-N/ kg N	0,0005	Valor obtido neste estudo
<u>Adubo Orgânico</u>				
	Direta	kg N ₂ O-N/ kg N	0,01	IPCC, 2006
<u>Calcário</u>				
	Direta	kg CO ₂ / kg calcário	0,048	IPCC, 2006
<u>Eletricidade</u>				
Set/2009			0,0162	
Out/2009			0,0179	
Nov/2009			0,0181	
Dez/2009			0,0194	
Jan/2010			0,0211	
Fev/2010			0,0280	
Mar/2010			0,0243	
Abr/2010			0,0238	
Mai/2010			0,0341	
Jun/2010			0,0506	
Jul/2010			0,0435	
Ago/2010	Indireta	tCO ₂ / MWh	0,0774	MCT, 2013
Set/2010			0,0907	
Out/2010			0,0817	
Nov/2010			0,0869	
Dez/2010			0,0532	
Jan/2011			0,0262	
Fev/2011			0,0288	
Mar/2011			0,0208	
Abr/2011			0,0198	
Mai/2011			0,0270	
Jun/2011			0,0341	
Jul/2011			0,0308	
Ago/2011			0,0301	

O cálculo das emissões em CO₂ equivalente para cada fonte de emissão analisada será apresentado a seguir.

Combustíveis

Para calcular as emissões de GEE provenientes dos combustíveis foram consideradas as emissões devidas à combustão (direta). Para calcular o total de GEE emitido pelo diesel e gasolina foram considerados os percentuais de biodiesel e etanol, adicionados respectivamente a estes combustíveis no biênio 2009 - 2011.

A seguir são apresentadas as equações para obtenção das emissões de GEE dos combustíveis em questão:

- **Emissões de GEE pela queima de Diesel**

$$\text{Emissão}_{\text{Diesel}} = Q_{\text{cor}_y} \times FE_{\text{Diesel}} \quad (1)$$

Onde,

$\text{Emissão}_{\text{Diesel}}$	Emissão de CO ₂ e pela queima de diesel, no biênio 2009-2011 (kg CO ₂ e);
Q_{cor_y}	Quantidade corrigida de diesel consumido em litros, no biênio 2009-2011 (descontada a fração de biodiesel misturada ao combustível no biênio 2009-2011) (Tabela 1);
FE_{Diesel}	Fator de emissão de CO ₂ e pela queima de diesel (kg CO ₂ e L ⁻¹) (Tabela 2).

- **Emissões de GEE pela queima de Biodiesel**

$$\text{Emissão}_{\text{Biodiesel}} = Q_{\text{BD}_y} \times FE_{\text{BD}} \quad (2)$$

Onde,

$\text{Emissão}_{\text{Biodiesel}}$	Emissão de CO ₂ e pela queima de biodiesel, no biênio 2009-2011 (kg CO ₂ e);
Q_{BD_y}	Quantidade biodiesel adicionada ao diesel em litros, no biênio 2009-2011 (Tabela 1);
FE_{BD}	Fator de emissão de CO ₂ e pela queima de biodiesel (kg CO ₂ e L ⁻¹) (Tabela 2).

- **Emissões de GEE pela queima de Gasolina**

$$\text{Emissão}_{\text{Gasolina}} = Q_{\text{cor}_y} \times FE_{\text{GA}} \quad (3)$$

Onde,

E_{Gasolina}	Emissão de CO_2e pela queima de gasolina, no biênio 2009-2011 ($\text{kg CO}_2\text{e}$);
$Q_{\text{cor } y}$	Quantidade corrigida de gasolina consumida em litros, no biênio 2009-2011 (descontada a fração de etanol misturada ao combustível no biênio 2009-2011) (Tabela 1);
FE_{GA}	Fator de emissão de CO_2e pela queima de gasolina ($\text{kg CO}_2\text{e L}^{-1}$) (Tabela 2).

- **Emissões de GEE pelo consumo de Etanol**

$$E_{\text{Etanol}} = (Q_{\text{anidro } y}) \times FE_{\text{Etanol}} \quad (4)$$

Onde,

E_{Etanol}	Emissão de GEE pelo consumo de etanol, no biênio 2009-2011 ($\text{kg CO}_2\text{e}$)
$Q_{\text{Anidro } y}$	Quantidade de álcool anidro adicionado à gasolina em litros, no biênio 2009-2011 (Tabela 1);
FE_{Etanol}	Fator de emissão de CO_2e pela queima de etanol ($\text{kg CO}_2\text{e L}^{-1}$) (Tabela 2).

Fertilizantes nitrogenados

O cálculo da emissão de GEE resultante da aplicação de fertilizantes nitrogenados no solo levou em consideração a emissão de N_2O por kg de N utilizado, conforme indicado na equação 5.

$$E_{\text{Nsintético}, y} = (F_{\text{NS}} * FE_{\text{NS}} * 44/28 * \text{PAG}_{\text{N}_2\text{O}}) \quad (5)$$

Onde,

$E_{\text{Nsintético}}$	Emissão de N_2O devido à aplicação de nitrogênio sintético aos solos agrícolas, no biênio 2009-2011 ($\text{kg CO}_2\text{e}$);
F_{NS}	Quantidade de nitrogênio aplicada ao solo agrícola na forma de fertilizante sintético, em kg de N por ano (Tabela 1);
FE_{NS}	Fator de emissão do nitrogênio aplicado aos solos agrícolas, em $\text{kg N}_2\text{O-N} / \text{kg N}$ aplicado (Tabela 2);

44/28	Razão de conversão de N para N ₂ O;
PAG _{N₂O}	Potencial de Aquecimento Global do N ₂ O (IPCC, 2007).

Adubo Orgânico

O cálculo da emissão de GEE, resultante da aplicação de adubo orgânico como fonte de N no solo, levou em consideração a emissão de N₂O por kg de N do adubo orgânico utilizado, com base na análise do resíduo analisado no período considerado.

Calagem

As emissões de CO₂ associadas ao uso de calcário foram estimadas conforme a metodologia do IPCC (2006). As quantidades de calcário aplicadas no biênio 2009-2011 foram multiplicadas pelo fator de emissão do calcário dolomítico (equação 6).

$$\text{Emissão}_{\text{calc.}} = Q_{\text{calc}} * \text{FE} \quad (6)$$

Onde,

Emissão _{calc}	Emissão de CO ₂ devido à aplicação de calcário em solos agrícolas, no biênio 2009-2011 (Mg CO ₂ e);
Q _{calc}	Quantidade de calcário aplicada em Mg ou tonelada (Tabela 1);
FE	Fator de emissão do calcário dolomítico (t CO ₂ / t CaMg (CO ₃) ₂) (Tabela 2);

Eletricidade

As emissões provenientes do consumo de energia elétrica foram calculadas com base no total de MW/h total consumido no biênio 2009-2011.

As emissões de CO₂ provenientes do consumo de eletricidade foram calculadas levando em conta o fator de emissão mensal do Sistema Interligado Nacional (MCT, 2011) para o período de setembro de 2009 a agosto de 2011. A seguir a equação 7 das emissões de CO₂ pelo consumo de eletricidade:

$$\text{Emissão}_{\text{Eletricidade}} = \sum_{2009-2011} (Q_{\text{EEem}} * \text{FE}_{\text{EEem}}) \quad (7)$$

Onde,

Emissão _{Eletricidade}	Emissão de CO ₂ pelo consumo de energia elétrica (EE), no biênio 2009-2011 (Mg CO ₂);
---------------------------------	--

Q_{EEEm}	Quantidade energia elétrica mensal consumida nos meses do biênio 2009-2011 (MWh/mês) (na tabela 1 consta apenas o consumo anual e bianual);
FE_{EEEm}	Fator de emissão de CO ₂ , para os meses do biênio 2009-2011 (MgCO ₂ .MWh ⁻¹) (Tabela 2).

5.4 Resultados e discussão

A emissão total de gases de efeito estufa para produção de café durante o biênio 2009-2011, compreendendo os meses de setembro de 2009 a agosto de 2011, foi estimada em 2.698 t CO₂ equivalente (Figura 5.1). A fonte com maior volume de emissões foi o consumo de óleo diesel (1.407 tCO₂e) seguido do uso de calcário (621 tCO₂e).

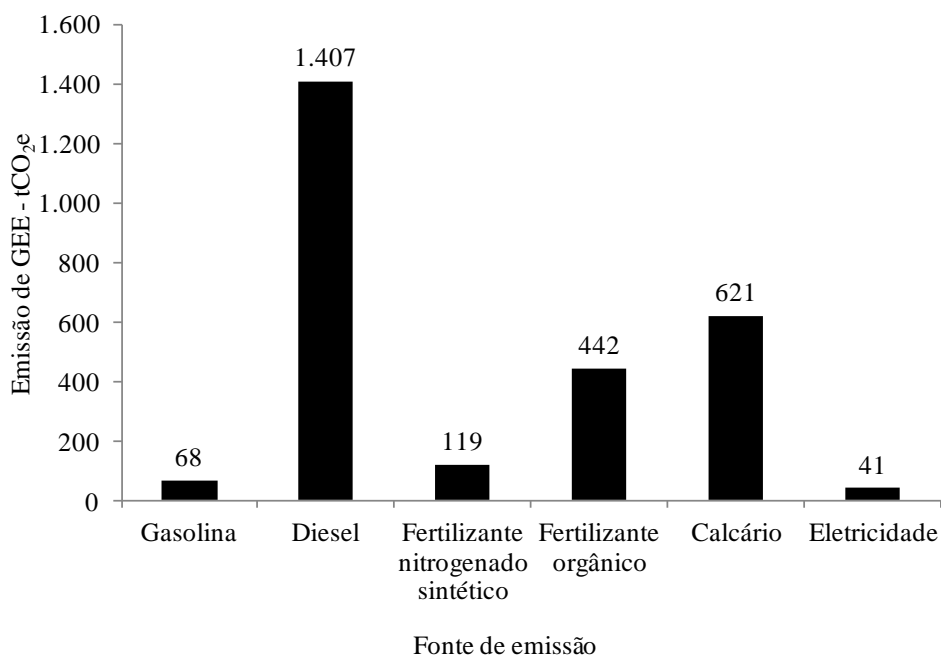


Figura 5.1 - Emissão total de gases de efeito estufa (tCO₂ e) na produção de café na região do Cerrado de Minas Gerais para o biênio 2009-2011

A maior emissão para o diesel refere-se ao aumento do consumo, ou seja, aumento da mecanização da fazenda a cada ano, uma vez que se tem buscado reduzir a mão de obra.

O fertilizante nitrogenado sintético apresentou menor emissão que o fertilizante orgânico neste estudo, isto porque o fator de emissão utilizado para o cálculo foi o

encontrado no presente trabalho, sendo inferior ao relatado na metodologia do IPCC (IPCC, 2006). Além disso, o fator de emissão encontrado não se aplica a fertilizante orgânico.

Se tivesse sido utilizado o fator de emissão para o fertilizante nitrogenado de 1%, do total de fertilizante nitrogenado sintético aplicado 1% foi perdido na forma de $N-N_2O$ (IPCC, 2006), a emissão total seria de 4.960 tCO₂e (Tabela 5.3) diferindo em 698 tCO₂e da emissão encontrada no presente estudo.

Nojonen et al. (2012) quando compilaram dados da produção de café convencional e orgânico na Costa Rica e Nicarágua obtiveram a maior emissão de GEE pela adição de nitrogênio orgânico e inorgânico no sistema, sendo que tais resultados foram influenciados pela escolha do fator de emissão, assim como neste estudo.

Uma super estimativa pode estar ocorrendo também para o calcário, uma vez que foi utilizado o fator de emissão do IPCC (2006) o qual considera que todo carbonato aplicado, após sofrer hidrólise com a água no solo é emitido na forma de C-CO₂.

Com base na quantidade de GEE emitida durante um biênio agrícola para a produção de café, calculou-se quanto foi emitido por saca (60 kg) de café. A área produtiva considerada foi de 926 ha e o volume de produção 65.753 sacas de café para o mesmo período. Para a área cultivada foram emitidos 2,91 t de CO₂eq ha⁻¹, o que convertidos para saca de café produzidos tem-se uma emissão de 41 kg de CO₂eq kg⁻¹ de café (Tabela 5.3).

A contribuição relativa de cada fonte emissora está representada na figura 5.2 com 52% das emissões para o diesel, 23% para o calcário, 16% para o fertilizante orgânico e 4% para o fertilizante sintético.

A pequena participação do fertilizante sintético para este estudo demonstra que o manejo da adubação com parcelamento das doses foi eficiente, assim como a escolha da fonte nitrogenada (nitrato de amônio).

Sendo assim, foi observado a necessidade de calcular os fatores de emissão que representem melhor as condições do ambiente de estudo, uma vez que a utilização dos fatores propostos pelo IPCC pode super estimar a emissão.

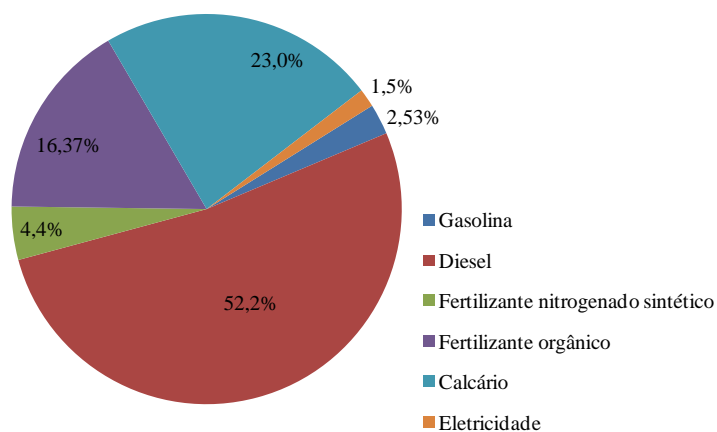


Figura 5.2 – Participação relativa das principais fontes de emissão de GEE na produção do café na região do Cerrado de Minas Gerais para o biênio de 2009/2011 (a soma da participação das emissões de GEE do etanol anidro e do biodiesel totalizou menos de 0,1%).

Tabela 5.3 – Emissões total em tCO₂ e para produção de 1 saca de 60 kg de café considerando fator diferente fator de emissão para fertilizante nitrogenado

PRODUÇÃO DE CAFÉ - Biênio 2009-2011										
Fator Emissão	Área total ha	Produção de café		Produtividade		Emissões Diretas				
		sacas	t	sacas ha ⁻¹	Kg ha ⁻¹	CO ₂ e (t)	tCO ₂ e/ha	kg CO ₂ e/kg café	kg CO ₂ e/sc café	tCO ₂ e/sc café
Tese	926	65.753	3.945	71	4.262	2.698	2,91	0,68	41,03	0,041
IPCC	926	65.753	3.945	71	4.262	4.960	5,36	1,26	75,43	0,075

5.5 Conclusões

O uso de óleo diesel foi a maior fonte emissora em CO₂eq (1.407 t CO₂eq) sendo responsável por 82% da emissão total de gases de efeito estufa no sistema de produção do café.

Dentre os insumos agrícolas o calcário foi a fonte que mais emitiu, seguido pelo fertilizante orgânico.

Para uma área produtiva de 926 ha foram emitidos 2,91 t de CO₂eq ha⁻¹. Para produzir uma saca de café foram emitidos de 41 kg de CO₂eq kg⁻¹ de café.

Referências

ASSOCIAÇÃO DOS CAFEICULTORES DA REGIÃO DE PATROCÍNIO. Disponível em: <<http://www.acarpa.com.br/dados.php>>. Acesso em: 13 jul. 2010.

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

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Fatores de emissão de CO₂ para utilizações que necessitam do fator médio de emissão do Sistema Interligado Nacional do Brasil, como, por exemplo, inventários corporativos**. Brasília, 2010. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/321144.html#ancora>>. Acesso em: 1 abril 2013.

INTERNATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. **Climate change 2006**. Guidelines for national greenhouse gas inventories: agriculture, forestry and other land use. Hayama: National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2006. v. 4, 110p.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. **Fatores de Emissão de CO₂ para utilizações que necessitam do fator médio de emissão do Sistema Interligado Nacional do Brasil, como, por exemplo, inventários corporativos**. Brasília: MCT, 2010. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/321144.html#ancora>>. Acesso em: 1 abril 2013.

NOPONEN, M. R. A.; EDWARDS-JONES, G.; HAGGAR, J. P.; SOTO, G.; ATTARZADEH, N.; HEALEY, J.R. Greenhouse gas emissions in coffee grown with differing input levels under conventional and organic management. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.151; p.6– 15, 2012.

SALOMONE, R. Life cycle assessment applied to coffee production: investigating environmental impacts to aid decision making for improvements at company level. **Food, Agriculture; Environment**, Columbus, vol.1, n.2, p. 295-300. 2003.

WORLD RESOURCES INSTITUTE; WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. **The greenhouse gas protocol initiative**: product life cycle accounting and reporting standard. Review Draft for Stakeholder Advisory Group, Washington, 2009. 111p.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho foi realizado em uma fazenda produtora de café na região do cerrado mineiro, onde foi avaliado o estoque de carbono no solo em função dos anos de implantação da cultura do café, assim como da adição de compostos orgânicos; as emissões de N₂O associadas ao uso de fertilizantes nitrogenados no processo produtivo do café; o fluxo de CO₂ devido à calagem e o balanço geral dos gases de efeito estufa para produção de 1 saca de 60 kg de café.

O estoque de carbono do solo não foi influenciado pelo espaçamento de plantio. O maior estoque foi observado para café implantado há mais tempo. A adição de composto orgânico não apresentou incremento no estoque de carbono do solo. Isto evidencia a necessidade de caracterizar o material orgânico utilizado para entender sua dinâmica no solo.

Este estudo também informou que a emissão de N₂O foi variável ao longo do tempo, devido a diferentes fontes de nitrogênio e doses de fertilizantes nitrogenados aplicados. A menor emissão foi encontrada quando fracionou a dose de fertilizante, sendo maior para ureia.

Para quantificar o fluxo de C-CO₂ devido a calagem, deve-se avaliar o efeito residual do calcário na área e a reatividade do mesmo ao longo do tempo para avaliar todo o fluxo de emissão. Os resultados encontrados no presente trabalho foram por efeitos indiretos da calagem no solo, ou seja, aumento da atividade microbiana, atividade das raízes, entre outros.

Finalmente, o *carbon footprint* associado emissão direta para a produção de 1 kg de café para o biênio 2009-2011 foi de aproximadamente 0,68 kg de CO₂ por kg de café beneficiado, sendo 39% da emissão devido à utilização de calcário e adubo orgânico.

Vale ressaltar que o fator de emissão utilizado para o cálculo da emissão do calcário e do adubo orgânico foi o proposto pela metodologia do IPCC, o qual não representa as condições de clima tropical, podendo superestimar as emissões, sendo necessário então quantificá-lo para cada estudo a ser realizado.

Os resultados deste estudo podem ser utilizados para melhorar a análise da emissão de gases de efeito estufa associado à fase de produção agrícola do café, principalmente quanto a emissão de fertilizantes nitrogenados.