

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS BOTUCATU

**EMIÇÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA E ESTOQUE DE
CARBONO NO SISTEMA SOLO-PLANTA EM ÁREA COM
APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE CALCÁRIO E GESSO EM
EXPERIMENTO DE LONGA DURAÇÃO**

TIARA MORAES GUIMARÃES

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da UNESP -
Campus de Botucatu, para obtenção do
título de Mestre em Agronomia
(Agricultura).

BOTUCATU - SP

Fevereiro - 2016

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS BOTUCATU

**EMIÇÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA E ESTOQUE DE
CARBONO NO SISTEMA SOLO-PLANTA EM ÁREA COM
APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE CALCÁRIO E GESSO EM
EXPERIMENTO DE LONGA DURAÇÃO**

TIARA MORAES GUIMARÃES

Orientador: Prof. Dr. Juliano Carlos Calonego

Coorientador: Prof. Dr. Carlos Alexandre Costa Crusciol

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da UNESP -
Campus de Botucatu, para obtenção do
título de Mestre em Agronomia
(Agricultura).

BOTUCATU - SP

Fevereiro - 2016

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

G363e Guimarães, Tiara Moraes, 1985-
Emissão de gases do efeito estufa e estoque de carbono no sistema solo-planta em área com aplicação superficial de calcário e gesso em experimento de longa duração / Tiara Moraes Guimarães. - Botucatu : [s.n.], 2016
ix, 83 f. : fots. color., grafs. color., ils. color., tabs.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2016
Orientador: Juliano Carlos Calonego
Coorientador: Carlos Alexandre Costa Crusciol
Inclui bibliografia

1. Sequestro de carbono. 2. Solos - Correção. 3. Plantio direto. I. Calonego, Juliano Carlos. II. Crusciol, Carlos Alexandre Costa. III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. IV. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA E ESTOQUE DE CARBONO NO SISTEMA SOLO-PLANTA EM ÁREA COM APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE CALCÁRIO E GESSO EM EXPERIMENTO DE LONGA DURAÇÃO.

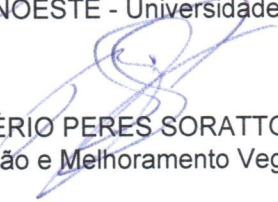
AUTORA: TIARA MORAES GUIMARÃES

ORIENTADOR: JULIANO CARLOS CALONEGO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em AGRONOMIA (AGRICULTURA), pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. JULIANO CARLOS CALONEGO
Centro de Ciências Agrárias / UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA


Prof. Dr. FÁBIO FERNANDO DE ARAÚJO
Agronomia / UNOESTE - Universidade do Oeste Paulista


Prof. Dr. ROGÉRIO PERES SORATTO
Dep de Produção e Melhoramento Vegetal / Faculdade de Ciências Agrômicas de Botucatu

Botucatu, 19 de fevereiro de 2016

*Aos meus amados pais Renine e Vanice
à minha querida irmã Vanine
e aos meus avós Renan, Sílvia, João e Dita*

DEDICO

*À toda a minha família
e aos meus amigos*

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

A Deus.

Aos amigos espirituais, pelas orientações e proteção.

À minha família sempre presente, pelo incentivo e amor incondicional.

Ao meu orientador prof. Dr. Juliano Carlos Calonego pela amizade, confiança, paciência e suporte no desenvolvimento deste projeto.

À Faculdade de Ciências Agrônômicas, pela oportunidade e suporte para a realização do mestrado.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa de estudos.

Aos membros da banca examinadora pela disponibilidade.

À coordenação do curso de Pós-Graduação em Agronomia (Agricultura), pela dedicação e qualidade de ensino.

Aos professores do Departamento de Produção e Melhoramento Vegetal – DPMV.

Aos funcionários do DPMV: Vera, Eliane, Dorival, Valéria, Célio, Mateus, Casemiro, Camargo e Cirinho, pelos serviços prestados e pela amizade.

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

Ao colega João Paulo Rigon pela ajuda e paciência que foram fundamentais na realização deste trabalho.

Aos colegas Antônio Carlos Carmeis, Igor Vilela e Michely Alves pela colaboração nas coletas, trabalho conjunto e companheirismo.

Aos colegas que fiz na pós-graduação, que indiretamente contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

Às minhas queridas amigas, Juliana Quintanilha, Maria Lúgia Lopes, Sílvia Capuani, Natália Rodrigues, Itaynara Batista, Deise Silva e Paula Caroline Moura pelas boas conversas, pelas risadas e incentivo.

Ao meu namorado Claudio, por seu amor, incentivo, ajuda e pela paciência nos momentos difíceis.

A todos aqueles que, de alguma maneira, contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS.....	VIII
LISTA DE TABELAS.....	IX
1 RESUMO.....	1
2 SUMMARY.....	3
3 INTRODUÇÃO.....	5
4 REVISÃO DE LITERATURA	8
4.1 Efeito estufa e emissão de GEE	8
4.1.1 Emissão de CO ₂ na agricultura	9
4.1.2 Emissão de CH ₄	11
4.1.3 Emissão de N ₂ O	13
4.2 Calagem no sistema semeadura direta (SSD)	16
4.3 Gessagem no sistema semeadura direta	18
4.4 Efeito do calcário e do gesso agrícola no balanço de C do solo	19
5 MATERIAL E MÉTODOS	20
5.1 Localização e caracterização da área experimental	22
5.2 Histórico da área experimental e caracterização do solo	23
5.3 Delineamento experimental e tratamentos utilizados	24
5.4 Características do calcário dolomítico e do gesso agrícola	25
5.5 Condução do experimento	25
5.6 Coleta e armazenamento das amostras de solo	26
5.7 Análises de carbono orgânico total e nitrogênio total do solo	26
5.8 Determinação do carbono e nitrogênio da biomassa microbiana	27
5.9 Coleta de gases de efeito estufa	29
5.10 Determinação das amostras de gases de efeito estufa	31
5.11 Temperatura e umidade	32
5.12 Porosidade do solo preenchida por água (PPA)	33
5.13 Coleta dos resíduos vegetais	33
5.14 Emissão de C equivalente por unidade de massa de grãos produzida pelo feijoeiro	34
5.15 Análises estatísticas	34

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
6.1 pH do solo	35
6.2 Aportes de matéria seca, carbono e nitrogênio pela palha	36
6.3 Carbono orgânico total do solo, carbono da biomassa microbiana e estoque de C no solo	38
6.4 Nitrogênio total do solo, nitrogênio da biomassa microbiana e estoque de N no solo	40
6.5 Emissão de gases de efeito estufa (GEE)	42
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	52
8 CONCLUSÃO	53
9 REFERÊNCIAS	54
10 ANEXO.....	83

LISTA DE FIGURAS

1. Precipitação pluviométrica e temperatura mínima e máxima diária entre setembro de 2014 e março de 2015, na fazenda experimental Lageado (FCA – UNESP).....	23
2. Esquema de montagem das câmaras estáticas para coleta das amostras de gases de efeito estufa	30
3. Detalhe das câmaras estáticas de coleta de gases de efeito estufa	31
4. Valores médios para a umidade e temperatura do solo	33
5. Fluxo de CO ₂ com gesso (A) e sem gesso (B) em função das doses de calcário (0 (—), 1000 (—), 2000 (—) e 4000 (—) kg ha ⁻¹). (SM = semeadura milho 02/10/2014, DM= dessecação do milho 04/11/2014, SF = semeadura feijão 01/12/2014 e AdN = adubação nitrogenada 17/12/2014). Barras verticais correspondem ao DMS pelo teste t a 5 % de probabilidade.....	45
6. Fluxo CH ₄ com gesso (A) e sem gesso (B) em função das doses de calcário (0 (—), 1000 (—), 2000 (—) e 4000 (—) kg ha ⁻¹). (SM = semeadura milho 02/10/2014, DM = dessecação do milho 04/11/2014, SF = semeadura feijão 01/12/2014 e AdN = adubação nitrogenada 17/12/2014). Barras verticais correspondem ao DMS pelo teste t a 5 % de probabilidade	46
7. Fluxo de N ₂ O com gesso (A) e sem gesso (B) em função das doses de calcário (0 (—), 1000 (—), 2000 (—) e 4000 (—) kg ha ⁻¹). (SM = semeadura milho 02/10/2014, DM= dessecação do milho 04/11/2014, SF = semeadura feijão 01/12/2014 e AdN = adubação nitrogenada 17/12/2014). Barras verticais correspondem ao DMS pelo teste t a 5 % de probabilidade	47
8. Umidade do solo (A), temperatura do solo (B) e porosidade preenchida por água PPA (C) nos dias das coletas dos GEE, em função das doses de calcário (0 (—), 1000 (—), 2000 (—) e 4000 (—) kg ha ⁻¹). (SM = semeadura milho 02/10/2014, DM = dessecação do milho 04/11/2014, SF = semeadura feijão 01/12/2014 e AdN = adubação nitrogenada 17/12/2014)	48

LISTA DE TABELAS

1. Características químicas do solo da área antes da instalação do experimento em 2002	24
2. Características granulométricas do solo da área antes da instalação do experimento em 2002.....	24
3. Características químicas e físicas do calcário e do gesso	25
4. Valores de pH do solo na camada de 0-0,10 m 53 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD	36
5. Aporte de matéria seca (Palha), teor de C na palha, acúmulo de C na palha (Ac C), teor de N na palha, acúmulo de N na palha (Ac N) e relação C/N, após 49 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD	37
6. Teores de carbono orgânico total (COT), carbono da biomassa microbiana do solo (C_{BMS}), relação entre o teor de carbono da biomassa microbiana e seu respectivo teor total (C_{BMS}/COT) e estoque de carbono no solo (Est C) na camada de 0-0,10 m, após 53 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD	39
7. Teores de nitrogênio total (NT), nitrogênio da biomassa microbiana do solo (N_{BMS}), relação entre o teor de nitrogênio da biomassa microbiana e seu respectivo teor total (N_{BMS}/NT), estoque de nitrogênio no solo (Est N) e relação C/N na camada de 0-0,10 m, após 53 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD	41
8. Emissão acumulada de C-CO ₂ , C-CH ₄ e N-N ₂ O e Yield Scaled, após 53 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD	50
9. Desdobramento das interações calcário x gesso, referente a yield-scaled, após 53 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD	50

1 RESUMO

A calagem destaca-se entre as práticas agrícolas mais eficientes em resolver os problemas relacionados à acidez do solo, entretanto resulta em emissões de gases de efeito estufa (GEE), principalmente CO₂. É possível que o aumento no desenvolvimento radicular no perfil do solo e da biomassa aérea, decorrente da aplicação de corretivos de acidez, como o calcário, e de condicionadores, como o gesso agrícola, promova maior retorno de C ao solo na forma de resíduos, o que pode favorecer a fixação do CO₂ da atmosfera no solo. Desta forma objetivou-se avaliar a emissão de gases de efeito estufa, bem como possíveis alterações no estoque de carbono do solo, em função da correção da acidez do solo utilizando calcário e gesso em sistema semeadura direta (SSD), além da emissão de carbono equivalente por unidade de massa de grãos produzida pelo feijoeiro. O presente trabalho é parte de um experimento de longa duração, instalado em 2002/03, na Fazenda Experimental Lageado, pertencente à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP, em Botucatu (SP). Após a colheita do trigo em julho de 2014 semeou-se em outubro do mesmo ano milho para produção de palha, e posteriormente a dessecação da área foi realizada a semeadura da cultura do feijão, no início de dezembro de 2014. O delineamento experimental foi em blocos casualizados no esquema de parcelas subdivididas, com 4 repetições. As parcelas foram constituídas por quatro doses de calcário (0, 1000, 2000 e 4000 kg ha⁻¹) e as subparcelas por duas doses de gesso agrícola (0 e 2100 kg ha⁻¹). Foram realizadas as seguintes avaliações: carbono orgânico total e nitrogênio total do solo, estoque de C e N do solo, C e N da biomassa microbiana do solo e teor de C e N na matéria seca. Foram determinados os fluxos de CO₂; CH₄ e N₂O por meio de câmaras estáticas, nos períodos 1; 3; 5; 8; 15; 30 dias após a semeadura do milho e 1; 3; 5; 8; 15; 21; 30; 60; 90 dias após a semeadura do feijão, totalizando 15 períodos de amostragens. Observou-se que as maiores emissões de CO₂ estão

relacionadas com o teor de C_{BMS} , que é um indicativo de imobilização/mineralização de C pelos microrganismos. Sendo assim quanto maior o teor de C_{BMS} , maior a imobilização de nutrientes no solo, maior a taxa de respiração e consequentemente maior emissão de CO_2 . A aplicação de gesso agrícola aumenta a oxidação de CH_4 no solo, favorecendo assim a mitigação de GEE. A emissão de N_2O está relacionada com a maior acidificação do solo e com o teor de água no solo.

Palavras-chave: sequestro de carbono, condicionadores de solo, sistema semeadura direta.

THE EMISSION OF GREENHOUSE GASES AND CARBON STORAGE IN THE SOIL-PLANT SYSTEM IN AREAS WITH SURFACE APPLICATION OF LIMESTONE AND PHOSPHOGYPSUM IN LONG-TERM EXPERIMENTS.

Botucatu, 2016, p. 88.

Dissertação (Mestrado em Agronomia/Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

Author: Tiara Moraes Guimarães

Adviser: Juliano Carlos Calonego

Co-adviser: Carlos Alexandre Costa Crusciol

2 SUMMARY

Liming stands out among the most efficient agricultural practices in solving the soil acidity-related problems, however results in emissions of greenhouse gases (GHGs), particularly CO₂. It is possible that the increase in root development in the soil profile and biomass, resulting from the application of soil correctives such as limestone and conditioners such as agricultural gypsum, promote greater return of C to the soil in the form of waste, which can promote the fixation of CO₂ from the atmosphere into the soil. Thus aimed to evaluate the emission of greenhouse gases, and possible changes in the stock of soil carbon, depending on soil acidity correction using lime and phosphogypsum in no-tillage, in addition to carbon emissions equivalent per unit mass of grain produced by bean plants. This work is part of a long-term experiment, installed in 2002/03, at Lageado Experimental Farm, belonging to the College of Agricultural Sciences - UNESP in Botucatu (SP). After the wheat harvest in July 2014 the millet was sown in October of that year to produce straw, and after the desiccation of the area its was held the sowing of bean crop in early December 2014. The experimental design was performed in randomized block, in a split plot scheme, with four repetitions. The plots consisted of four liming rates (0, 1000, 2000 and 4000 kg ha⁻¹) and the subplots of two rates of phosphogypsum (0 to 2100 kg ha⁻¹). The following evaluations were performed: total organic carbon and total soil nitrogen, stock of C and N of the soil, C and N microbial biomass of the soil and the contents of C and N in the dry matter. It were determined the CO₂ streams; CH₄ and N₂O by static chambers in the periods 1; 3; 5; 8; 15; 30 days after sowing of millet and 1; 3; 5; 8; 15; 30; 60; 90 days after sowing the beans, totaling 15 sampling periods. It was observed that the higher CO₂ emissions are related to the C_{MBS} content, which is indicative of immobilization / mineralization of the C by the microorganisms. Thus higher the C_{MBS} content, higher the immobilization of the nutrients in

the soil, higher the rate of breathing and consequently higher emissions of CO₂. The application of gypsum increases the CH₄ oxidation in the soil, favoring the mitigation of greenhouse gases. The N₂O emission is related to the higher soil acidification and the water content in the soil.

Key words: carbon capture, soil conditioners, no-till system.

3 INTRODUÇÃO

É crescente a preocupação mundial em relação às mudanças climáticas no planeta, atribuindo geralmente ao aumento das emissões dos gases do efeito estufa (GEE): dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e ao metano (CH_4). Apesar deste fenômeno do efeito estufa ser um processo natural, acredita-se que ocorra a intensificação deste processo principalmente pela ação antrópica, a qual conforme pesquisas, propiciou a elevação da temperatura média do globo em $0,6^\circ \text{C}$ no século passado, e exibe uma taxa de aquecimento de $0,21^\circ \text{C}$ por década (SCARPINELLA, 2002; IPCC, 2007).

O setor agrícola, em escala mundial, contribui com 22, 80 e 55% das emissões de CO_2 , N_2O e CH_4 , respectivamente, enquanto no Brasil, em função da vocação agrícola, a participação deste setor compreende em 75, 91 e 94% das emissões de CO_2 , N_2O e CH_4 , respectivamente (CERRI & CERRI, 2007).

Entretanto, estudos apontam que as atividades agrícolas, dependendo do manejo, podem ser uma atividade mitigadora das emissões de GEE. Neste sentido, os esforços tem se concentrado no desenvolvimento de sistemas de manejo capazes de reduzir as emissões dos gases ou até mesmo armazená-los temporariamente, como é o caso do sequestro de carbono. Dentre as práticas de manejo que aumentam o influxo de C no solo, o Sistema Semeadura Direta (SSD) tem se mostrado uma boa alternativa, uma vez que possibilita reduzir as emissões de CO_2 , principalmente quando associado a rotações de culturas com alto aporte de resíduos vegetais, proporcionando dessa forma uma decomposição lenta e gradual do material orgânico, que associado com a fração mineral do solo, favorece o acúmulo e a proteção da matéria orgânica (MOS). Essa alteração no ciclo de C no sistema solo-atmosfera reflete no aumento dos estoques de C orgânico no solo (BAYER; MIELNICZUK, 1997).

A calagem destaca-se entre as práticas agrícolas mais eficientes em resolver os problemas relacionados à acidez do solo. No entanto, como o calcário é considerado um material de baixa solubilidade e reatividade no solo, a mobilidade do carbonato ao longo do perfil é dificultada, principalmente em sistemas conservacionistas de manejo como a semeadura direta, onde o corretivo não é incorporado por meio de processos mecânicos. Diante disso, diversos resultados científicos demonstraram que a calagem superficial, a curto prazo, tem efeito limitado na correção da acidez do subsolo, limitando o desenvolvimento do sistema radicular das plantas e diminuindo a eficiência de uso de água e nutrientes pelas culturas agrícolas. Decorrente desta abordagem surge a necessidade de novas informações relacionadas aos efeitos desta prática em longo prazo, que referenciam a influência da correção da acidez e da melhoria da fertilidade do subsolo.

Com o intuito de favorecer o deslocamento do calcário aplicado na superfície, o gesso agrícola destaca-se como um importante componente complementar a calagem. Em razão das propriedades químicas, o gesso aplicado na superfície do solo movimenta-se ao longo do perfil por meio do processo de lixiviação. Como consequência da aplicação de gesso, ocorre aumento na disponibilidade de cálcio e redução da toxicidade do alumínio em subsuperfície.

A melhoria nos atributos químicos do subsolo decorrente da calagem e da gessagem, principalmente o aumento da saturação por cálcio, resulta em maior desenvolvimento do sistema radicular refletindo em maior absorção de água e nutrientes pelas raízes das plantas, ou seja, promove efeitos positivos na produção e rentabilidade das culturas agrícolas. Por outro lado, além da própria reação do calcário no solo, favorecer a emissão de CO_2 para a atmosfera, através da dissolução dos carbonatos (CaCO_3 e MgCO_3), a correção da acidez do solo também aumenta a atividade microbiana o que, consequentemente, gera um aumento na emissão de CO_2 via respiração. Além disso, em condições de elevados valores de pH, as reações de desnitrificação são mais aceleradas, o que promove maior emissão de N_2O .

É possível que esse aumento no desenvolvimento radicular no perfil do solo e da biomassa aérea, decorrente da aplicação de corretivos e condicionadores, promova maior retorno de C ao solo na forma de resíduos, o que pode favorecer a redução de CO_2 na atmosfera. No entanto, estudos sobre a influência dos corretivos agrícolas e condicionadores de solo no estoque de C e na emissão de gases de efeito estufa ainda são muito pouco realizados.

Sendo assim, esse trabalho, objetivou avaliar a emissão de GEE, a influência do uso de corretivos e condicionadores no balanço de C, avaliando o estoque de C

no sistema solo-planta e as perdas de CO₂ para atmosfera, bem como, os efeitos na emissão de C-equivalente por unidade de massa de grãos produzido pela cultura do feijoeiro em função da aplicação superficial de calcário e gesso na sucessão milheto/feijão.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Efeito estufa e emissão de GEE

O efeito estufa é um mecanismo natural de aquecimento da atmosfera responsável por manter a temperatura média do planeta em níveis adequados para a existência dos seres vivos na biosfera. Esse fenômeno ocorre quando uma parte da radiação solar refletida pela superfície terrestre é absorvida por determinados gases, denominados de “gases de efeito estufa - GEE”, presentes na atmosfera. Como consequência disso, a radiação infravermelha refletida pela terra fica retida na baixa atmosfera resultando no aquecimento do planeta (ESCOBAR, 2008). Os principais gases traços, também chamados de gases de efeito estufa (GEE), são o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), sendo esses responsáveis por mais de 80% da força radiativa promovida por todos os GEE (CIAIS et al., 2013).

A emissão desses gases em nível acima da capacidade de absorção pelos ecossistemas naturais, decorrente da interferência antrópica, resulta no aumento do efeito estufa e consequente elevação da temperatura global (IPCC, 2007b). Estima-se que, se a taxa atual de aumento de GEE continuar pelo próximo século no planeta, as temperaturas médias globais subirão $0,3^\circ\text{C}$ por década, com uma incerteza de $0,2^\circ\text{C}$ a $0,5^\circ\text{C}$ (COTTON & PIELKE, 1995). É esperado para o ano 2100 um aquecimento global na faixa de $1,0^\circ\text{C}$ a $3,5^\circ\text{C}$, e no ano de 2050 em $1,5^\circ\text{C}$ (EUROPEAN COMMISSION, 1997).

O aumento desses gases na atmosfera tem causado grandes discussões na comunidade científica e política nas últimas décadas. De acordo com o quinto relatório publicado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), as concentrações

atmosféricas de CO₂, CH₄ e N₂O são atualmente da ordem de 390,5 ppmv (partes por milhão expresso em volume), 1,803 ppbv (partes por bilhão expresso em volume) e 324,2 ppbv (partes por bilhão expresso em volume), respectivamente, e representam aumento de 11,7 ppmv, 29 ppbv e 5 ppbv em relação às concentrações desses gases em 2005, apresentadas no quarto relatório do IPCC (HARTMANN et al., 2013).

Segundo IPCC (1996), 20% do aumento do forçamento radiativo global é atribuído ao setor agrícola. O uso intensivo dos solos, principalmente se mal manejados, a queima de resíduos agrícolas, a criação de ruminantes em grandes rebanhos, o cultivo de arroz em campos inundados são exemplos de atividades agrícolas que contribuem para as emissões antrópicas de GEE. Porém, há outros setores como energia, processos industriais, mudanças no uso da terra e florestas e tratamentos de resíduos, que são responsáveis por incrementar a emissão dos GEE no Brasil (MCTI, 2013).

De acordo com Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI-2013), referente ao ano de 2010, tem-se as principais atividades poluidoras e suas respectivas percentagens de emissões de GEE em equivalente de CO₂: as atividades agropecuárias (35%), o uso das terras e florestas (22%), os setores relacionados à produção de energia (32%), aos processos industriais (7%) e aos tratamentos de resíduos (4%). Entretanto, percebe-se o incremento na participação do setor agrícola nas emissões de GEE, sendo 20% em 2005 e com 35% de participação nas emissões em 2010.

4.1.1 Emissão de CO₂ na agricultura

O solo é considerado o principal reservatório temporário de carbono no ecossistema (BRUCE et al., 1999), por apresentar, em média, 4,5 vezes mais carbono do que a biota e 3,3 vezes mais do que a atmosfera (LAL, 2004a). Porém, a concentração de CO₂ na atmosfera tem aumentado, principalmente, em virtude da queima de combustíveis fósseis e as mudanças de uso da terra (CIAIS et al., 2013).

Na agricultura, práticas como o desflorestamento, preparo do solo, calagem e irrigação, levam ao aumento da taxa de mineralização da matéria orgânica do solo (MOS), causando um decréscimo no teor de C do solo e consequente emissão de CO₂ para a atmosfera (SCHLESINGER, 1999; CERRI et al., 2001; READ et al., 2001).

Sendo assim, práticas de manejo que utilizam o revolvimento do solo, resultam no aumento do fluxo de CO₂ para a atmosfera (BRUCE et al., 1999), provocando fragmentação dos macroagregados em unidades menores (PALMEIRAS et al., 1999), promovendo um maior contato solo-resíduo e aumentando a temperatura do solo, que

favorecem a decomposição da MOS e as emissões de CO₂ (REICOSKY & LINDSTROM, 1993; BAYER et al., 2000a; LAL, 2003; LISBOA et al., 2006).

Iamaguti et al. (2015), avaliando a emissão de CO₂ em área cultivada com cana-de-açúcar sob diferentes tipos de preparo do solo (preparo convencional, subsolagem convencional e subsolagem localizada), constatou maiores emissões no preparo convencional. Do mesmo modo, La Scala et al. (2006) verificaram, avaliando a emissão de CO₂ após preparo convencional (PC), reduzido (PR) e solo sem preparo (SP) também em áreas sob cultivo de cana-de-açúcar, que a emissão total de CO₂ foi maior no PC quando comparado ao PR e SP. Aumentos na emissão de CO₂ induzido pelo preparo têm sido associados à intensidade do preparo do solo sendo um fator determinante da variabilidade do fluxo de CO₂ do solo em períodos curtos (LA SCALA et al., 2009; MORELL et al., 2010).

Segundo Sartori et al. (2006), o preparo também reduz temporariamente a densidade do solo, aumentando a porosidade total, promovendo condições favoráveis à decomposição da MOS. Poucos são os estudos que ligaram o impacto de diferentes tamanhos agregados sobre as características dos poros do solo e seu efeito sobre a emissão de GEE. Características dos poros, tais como tamanho, continuidade e forma afetam o transporte de fluidos (UDAWATTA E ANDERSON, 2008) e de gases e, portanto, aeração do solo (LUO et al., 2010), que é um importante determinante da atividade microbiana no solo. Estas características dos poros são muito influenciadas pelas propriedades texturais do solo (MOONEY E MORRIS, 2008) e as práticas de manejo (ZHOU et al., 2008). Mangalassery et al. (2013) avaliando o efeito de diferentes classes de tamanho de agregados sobre as propriedades físicas do solo e as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O, observaram que a porosidade total e o tamanho dos poros influenciaram significativamente a liberação de CO₂ e CH₄ do solo.

Contudo, os sistemas de manejo que aumentem a adição de resíduos vegetais e a retenção de C no solo se constituem em alternativas importantes para aumentar a capacidade de dreno biológico de CO₂ atmosférico e mitigação do aquecimento global (AMADO et al., 2001; LOVATO et al. 2004; BAYER et al., 2006; GOMES, 2006; CERRI et al., 2007; ZANATTA et al., 2007; COSTA et al., 2008a).

Maia et al. (2010a) avaliaram os efeitos dos sistemas de manejo nos estoques de C do solo e, conseqüentemente, os fatores de emissão de gases nos Estados de Mato Grosso e Rondônia. Segundo os autores, o SSD contribuiu significativamente para o aumento dos estoques de C do solo, sendo observado o oposto em áreas de cultivo

convencional. Os fatores de emissão estimados pelos autores dentro dessas situações contrastantes foram de $1,08 \pm 0,06$ e $0,94 \pm 0,04$ para SSD e PC respectivamente.

Porém, diversos trabalhos, encontraram resultados distintos quanto à magnitude das emissões de CO₂ em preparo convencional (PC) e SSD (REICOSKY et al., 1997, HENDRIX et al., 1998; CHAVEZ et al., 2008, SANHUEZA et al., 1994, FORTIN et al., 1996; CAMPOS, 2006; COSTA et al., 2008a). Esta variedade de resultados sugere que os efeitos do preparo nas emissões de CO₂ dependem de outros fatores, que variam de local para local, assim como o tipo de solo (LIU et al., 2006).

4.1.2 Emissão de CH₄

Dentre os GEE, o metano (CH₄) é um dos principais gases que contribuem com o aquecimento global, sendo o hidrocarboneto mais abundante na atmosfera, $1,21 \text{ mg m}^{-3}$ em média, apresentando uma ação entre 20 a 30 vezes maior do que a do CO₂ em relação à retenção do calor responsável por esse fenômeno (LE MER; ROGER, 2001; THANGARAJAN et al., 2013)

A abundância do CH₄ aumentou na troposfera numa taxa de aproximadamente 20 ppbv ou 1,3% ao ano durante os anos 70, e cerca de 13 ppbv ou 0,8% ao ano, na década de 80 (KHALIL; RASMUSSEN, 1994; PRATHER et al., 1995). Segundo Ciais et al. (2013), o aumento na concentração atmosférica de CH₄, a partir de 2007, tem várias causas: emissões em áreas naturalmente alagadas/corpos d'água, emissões em áreas agrícolas e aterros sanitários, queima de combustíveis fósseis, fluxos geológicos e queima de biocombustíveis e de biomassa.

Os ambientes anaeróbios são a principal fonte de CH₄ (MOSIER et al., 2004), devido aos microrganismos terem o CH₄ como produto final do metabolismo oxidativo anaeróbio do substrato orgânico (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Nestes locais, a emissão de CH₄ é condicionada pela textura do solo, sendo que os solos de textura mais arenosa apresentam maior oxidação do CH₄ do que os solos argilosos (BOECKX et al., 1997).

A metanogênese é aumentada com a adição de restos culturais ou pela adubação verde (YAGI & MINAMI, 1990), devido à maior disponibilidade de substratos fermentativos. Em solos em condição de aerobiose, pode ocorrer oxidação do CH₄, processo também chamado de absorção, com o solo atuando como um dreno (WANG & INESON, 2003) quanto a produção de CH₄ (metanogênese), de modo que este processo se concentra nos microsítios anaeróbicos. O fluxo de CH₄ é o resultado líquido entre a produção oriunda da

metanogênese e a oxidação por processos de metanotrofia (BALL et al., 1999; BAGGS et al., 2006).

O fluxo líquido de CH_4 irá variar de acordo com a natureza do sistema agrícola e as práticas de manejo adotadas (MOSIER et al., 2004). Vários autores relatam que ocorre diminuição na capacidade de absorção de metano pelo solo devido à mudança do uso da terra (SMITH & CONEN, 2004; POWLSON et al., 1997; STEUDLER et al., 1996). Segundo Ball et al. (1999) a taxa de absorção de metano pode ser reduzida pelo preparo do solo devido à perturbação dos microrganismos metanotróficos.

Geralmente, solos não perturbados são considerados como agentes oxidantes de CH_4 , porém, quando ocorre a conversão e a mobilização do solo para a exploração agrícola, normalmente o solo atua como fonte de CH_4 para a atmosfera. Steudler et al. (1996) verificaram na Amazônia que a conversão de floresta em pastagem alterou as trocas de CH_4 entre solo-atmosfera, de um dreno na floresta a uma fonte na pastagem.

A utilização de fertilizantes nitrogenados pode afetar diretamente o fluxo de CH_4 para a atmosfera (SUWANWAREE e ROBERTSON, 2005; MOJEREMANE et al., 2011). O uso desses fertilizantes nitrogenados inibe a ação de microrganismos metanotróficos, que são responsáveis pela oxidação do CH_4 no solo (HÜTSCH, 2001; LIU e GREAVES, 2009; ARONSON e HELLIKER, 2010; ACTON e BAGGS, 2011). Também existe um efeito indireto da adubação nitrogenada, que é a acidificação do solo, que extrapola os limites inferiores de pH para as bactérias metanotróficas (HÜTSCH, 1998).

Liu & Greaver (2009) reportaram aumento de $0,008 \pm 0,004 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na emissão de CH_4 com a aplicação de fertilizante nitrogenado em solos anaeróbicos. Banger et al. (2012) em solo cultivado com arroz irrigado, também observaram aumento da emissão de CH_4 por Kg de N aplicado na forma de fertilizante, variando de $0,27 \pm 0,06 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ por safra. Mosier et al. (1996) observaram que fertilizações nitrogenadas inibem a capacidade de oxidação do CH_4 nos solos temperados, podendo chegar até 13 anos após uma única aplicação.

Algumas estratégias agrícolas têm sido sugeridas para reduzir as emissões de CH_4 por meio da conservação do solo juntamente com sistemas de rotação de culturas, a ponto de restaurar o fator dreno dos solos agrícolas (USSIRI et al., 2009).

4.1.3 Emissão de N_2O

O óxido nitroso (N_2O) é um importante GEE. Embora suas emissões sejam numericamente menores quando comparadas a outros GEE, o N_2O é um contribuinte

importante (cerca de 15%) para o atual aumento no aquecimento global (ISERMANN, 1994), principalmente porque o potencial de aquecimento global do N_2O é de cerca de 296 vezes mais elevado do que o CO_2 (IPCC, 2007), sendo também responsável pela redução do ozônio estratosférico (CRUTZEN, 1981; CICERONE, 1987).

Estima-se que o N_2O tenha sido responsável por 5% do efeito estufa total ao longo dos últimos 100 anos (BOWMAN, 1990) e que sua concentração na atmosfera vem aumentando a uma taxa de 0,73 ppb por ano, nos últimos 30 anos. Isso pode ser explicado pela aplicação de fertilizantes nitrogenados em solos agrícolas, queima de combustíveis fósseis, biocombustíveis e biomassa, atividades industriais e deposição atmosférica de N (CIAIS et al., 2013).

Conforme estudos de Cerri et al. (2009), no Brasil, a contribuição da agricultura na emissão de N_2O para a atmosfera é de aproximadamente 87,2% das emissões. Sendo essas emissões oriundas principalmente dos solos, através da sua mudança de uso e manejo, representando cerca de 94% do total das emissões deste gás (CERRI; CERRI, 2007).

No solo, a maioria do N_2O é produzida pelos processos de nitrificação e desnitrificação (FIRESTONE & DAVIDSON, 1989; MATSON & VITOUSEK, 1990), embora o gás não seja o principal produto final desses processos (GIACOMINI, 2005). A nitrificação requer condições aeróbias e está diretamente relacionada ao suprimento de $N-NH_4^+$, pela oxidação biológica de formas reduzidas de N, mediada principalmente por bactérias autotróficas. Neste processo as bactérias oxidam o $N-NH_4^+$ no solo produzindo o $N-NO_3^-$. Já a desnitrificação ocorre em condições de anaerobiose por meio de bactérias heterotróficas facultativas, as quais dependem da disponibilidade de C orgânico e de $N-NO_3^-$ (BAGGS e PHILIPPOT, 2010). Essas biotransformações do N podem ocorrer concomitantemente no solo, já que no interior de um agregado, por exemplo, podem desenvolver-se zonas de aerobiose e anaerobiose (FARQUHARSON e BALDOCK, 2008; BAGGS e PHILIPPOT, 2010).

Além disso, inúmeros fatores como a temperatura, a umidade, a porosidade preenchida por água (PPA) e o pH têm sido identificadas como variáveis controladoras das emissões de N_2O em solos agrícolas (MAAG & VINTHER, 1996; WEITZ et al., 2001; DALAL et al., 2003).

Algumas práticas agrícolas favorecem as emissões gasosas a partir do solo, como desmatamento, queimada de biomassa, revolvimento do solo, implantação de culturas em áreas marginais (WASSMANN; VLEK, 2004). Entretanto, os solos agrícolas por serem os principais emissores de N_2O para a atmosfera, podem ser manipulados a fim de se

afetar os processos de nitrificação e desnitrificação e, conseqüentemente, interferirem na emissão dessa substância (SIGNOR; CERRI, 2013).

O aumento das perdas de N_2O está associado ao aumento de umidade no solo, ocasionando aumento na quantidade de espaço poroso ocupado por água e conseqüente diminuição no O_2 disponível (BRAGA et al., 2011). Em solos com textura argilosa evidencia-se uma maior emissão de N_2O , que pode estar associada à maior percentagem de poros preenchidos por água provocada pelo pequeno tamanho dos poros e altos conteúdos de umidade (SKIBA; BALL, 2002). Assim, nos solos, quando a difusividade dos gases é menor e a aeração é limitada, o N_2O será o produto dominante (DAVIDSON et al., 2000).

A disponibilidade de nitrato também é um fator essencial para que ocorram perdas de N na forma de N_2O (CARMO et al., 2005), assim como a temperatura, o pH do solo e a presença de NH_4^+ (JANTALIA et al., 2006).

Dentre as condições do solo citadas, segundo Jantalia et al. (2006) o fator dominante que regula a formação de N_2O nos solos é o espaço poroso ocupado por água aliado à temperatura. Assim, solos aerados que apresentem uma PPA de 35 a 60% têm formação de N_2O como um subproduto da nitrificação. Já quando a PPA está acima de 70%, são percebidas condições que facilitam as reações de desnitrificação ocorrendo uma maior emissão deste gás.

Em estudos realizados por Veldkamp et al. (1998), foram medidas perdas de N_2O com PPA acima de 75 %, em vários locais nos trópicos, incluindo áreas com pastagens, cana-de-açúcar e plantações de banana. Conforme o estudo de Aulakh et al. (1992), o processo de desnitrificação somente ocorre se o PPA for maior que 60 %. No estudo de Khalil et al. (2002), os maiores picos de N_2O foram detectados com valores de PPA entre 60 e 80 %, sendo as concentrações de N- N_2O iguais a $39,0 \pm 20,0$ e $37,0 \pm 7,0 \mu g \text{ kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, respectivamente, e entre 70–90 % por Pinto et al. (2004), avaliando o efeito da gradagem nos fluxos de N_2O .

Em relação ao preparo do solo, geralmente solos sob SSD têm maior umidade, carbono orgânico e populações microbianas mais concentradas perto da superfície do solo do que solos sob PC, condições que favorecem a produção de N_2O (LEMKE et al., 2004).

A maior disponibilidade de carbono orgânico solúvel e a atividade desnitrificadora relativamente superior no solo sob SSD podem ser responsáveis pelas maiores emissões de N_2O (LIU et al., 2007). Além destes, a maior emissão de N_2O a partir de

solos sob SSD, pode ser devido à compactação, porosidade reduzida, aumento da PPA e aumento da desnitrificação (GOMES, 2006; LIU et al., 2007).

Em sistemas de cultivos acumuladores de materiais orgânicos, sobretudo em sistemas de cultivo direto, aumenta-se a disponibilidade de fontes de carbono no solo. Entretanto, a rápida decomposição da matéria orgânica pode ocasionar anaerobiose no solo, devido ao consumo de oxigênio pelos microrganismos do solo (VELTHOF; KUIKMAN; OENEMA, 2002).

A anaerobiose proporcionaria condições satisfatórias para os organismos desnitrificantes, ocasionando a conversão do NO_3^- a N_2O e sua posterior volatilização para a atmosfera (PIMENTEL, 2014). Porém, os fluxos de N_2O parecem ter sua expressão relacionada com a disponibilidade primeiramente de nitrato no solo do que com o carbono do solo, pois, a desnitrificação demonstrou ser improvável de acontecer na ausência de íons nitrato e de ambiente anaeróbico (BRANCO, 1975), apesar da grande correlação entre o potencial de desnitrificação do solo e o suprimento de N e C encontrados em condições laboratoriais (CARMO et al., 2005).

A dimensão das emissões de N_2O varia dependendo da composição do resíduo (BAGGS et al., 2000) e da quantidade de biomassa adicionada ao solo (AULAKH et al., 1991), onde as maiores taxas de emissão foram encontradas naqueles com menor relação C:N (MÁRQUEZ et al., 2000; MILLAR et al., 2004). Segundo Zanatta (2009) espécies fabáceas apresentam maior emissão de N_2O do que as gramíneas, uma vez que as leguminosas, devido a constituição química da sua palhada (relação C:N, teor de lignina e polifenóis), apresentam uma mineralização do N mais rápida.

Além disso, existe influência da forma de N aplicada no solo nas emissões de N_2O (DOBBIE & SMITH, 2003). Fertilizantes nitrogenados adicionados nos sistemas de cultivo são rapidamente transformados pelos organismos do solo em nitrato. Este por sua vez, possui dinâmica muito intensa no solo, sendo facilmente lixiviado pelo perfil do solo ou desnitrificado para a forma gasosa (N_2O) e volatilizada do solo (FRYE, 2005).

Weitz et al. (2001) relataram que as maiores emissões de N_2O ocorrem após 10 dias da aplicação do fertilizante, ou seja, nas emissões de seis semanas consecutivas, havendo correlação com a umidade do solo. A revisão reportada por Dalal et al. (2003), mostra que solos agrícolas com condições de umidade favorável emitem aproximadamente 1,25 kg de N- N_2O a cada 100 kg de N aplicado via fertilizante.

Apesar da adubação nitrogenada adicionada aos solos representar uma importante fonte de emissão de N_2O , ela se constitui imprescindível para a alta qualidade

e quantidade da produção agrícola (FRYE, 2005). Entretanto, existem tecnologias que podem amenizar as emissões de N_2O , sendo uma delas os inibidores da nitrificação ou desnitrificação, que podem constituir de metodologias viáveis, podendo reduzir as emissões em até 96% (SNYDER et al, 2009).

4.2 Calagem no sistema semeadura direta (SSD)

A acidez do solo limita a produção agrícola em consideráveis áreas no mundo, em decorrência da toxidez causada por Al e Mn e da baixa saturação por bases (CAIRES, 2013). O calcário é o sal de reação alcalina mais empregado na agricultura para fins de correção da acidez do solo e quando aplicado de forma correta, reduz a acidez, incrementa os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} e neutraliza a toxidez por Al^{3+} e Mn^{2+} . Favorecendo assim o desenvolvimento do sistema radicular e o melhor aproveitamento dos nutrientes, o que tem refletido em maior produtividade e rentabilidade econômica (NICOLODI; ANGHINONI; GIANELLO, 2008; CASTRO; CRUSCIOL, 2013).

Em áreas sob SSD, a aplicação de calcário é realizada em superfície, sem que ocorra revolvimento do solo, o que promove a manutenção de agregados e evita a exposição da matéria orgânica do solo (MOS) (CAIRES et al., 2006a). No entanto, como os materiais corretivos da acidez utilizados são pouco solúveis, os produtos da reação do calcário com o solo têm mobilidade limitada, e assim a ação da calagem normalmente fica restrita às camadas superficiais do solo (CAIRES et al., 2011).

Caires et al. (1998) e Pöttker e Ben (1998) enfatizam que o calcário em superfície, após 28 e 34 meses da sua aplicação, respectivamente, corrige a acidez, aumentando o pH e elevando os teores de Ca e Mg trocáveis do solo até à profundidade de 0,05 m e, em menor grau, na camada de 0,05 – 0,10 m. Do mesmo modo, Corrêa et al. (2007) estudando o efeito de diferentes corretivos da acidez do solo, verificou que, aos 3 e 15 meses após a aplicação superficial, o calcário elevou o pH apenas nos primeiros 0,05 m e 0,10 m, respectivamente. Mello et al. (2003) destacam que em apenas 12 meses, os atributos químicos do solo (pH, H^+ , Al, Ca e Mg) podem ser alterados positivamente na camada de 0,00 – 0,10 m.

Contudo, alguns estudos têm demonstrado que os benefícios da calagem podem ocorrer na subsuperfície do solo, mesmo com aplicação superficial de calcário sem incorporação (OLIVEIRA; PAVAN, 1996; CAIRES et al., 1998, 1999; RHEINHEIMER et al., 2000; CORRÊA et al., 2007; SORATTO; CRUSCIOL, 2008c).

Caires et al. (2011) ao avaliarem o efeito da calagem em superfície, após 8 anos da aplicação, observaram redução da acidez até 0,60 m de profundidade. Costa e

Crusciol (2016), avaliando o efeito residual do calcário em um Latossolo Vermelho Distroférrico na região de Botucatu (SP), observaram elevação do pH do solo até 0,20 m aos 48 meses e até 0,10 m aos 60 meses da última aplicação do calcário, e elevação dos teores de Ca e Mg até 0,60 m aos 60 meses da última aplicação do calcário. Caires et al. (2015), avaliando os efeitos da calagem após 2, 4 e 6 anos da aplicação de doses calcário, num Latossolo Vermelho, constataram aumento linear do pH até a profundidade de 0,20 m.

A dissolução do calcário, em solos ácidos, promove a liberação de ânions (OH^- e HCO_3^-), os quais reagem com os cátions de reações ácidas da solução do solo (H^+ , Al^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+}), havendo posteriormente a formação e a migração de $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ e $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ para camadas mais profundas do solo (OLIVEIRA; PAVAN, 1996; RHEINHEIMER et al., 2000; CAIRES et al., 2005).

Dentre os fatores que podem contribuir para a movimentação do calcário e dos produtos de sua reação no SSD, destaca-se a preservação das propriedades físicas do solo (RHEINHEIMER et al., 2000; COSTA e ROSOLEM, 2007; CAIRES, 2010; GONÇALVES et al., 2011; CAIRES et al., 2011). Segundo Amaral et al. (2004), o deslocamento descendente de partículas de calcário para as camadas inferiores é favorecido pela maior estabilização dos agregados decorrente do maior volume de bioporos formados pela decomposição de raízes e mesofauna do solo, mantidos intactos em razão do não revolvimento.

Costa e Rosolem (2007), em estudos com calagem em SSD, verificaram aumento nos teores de Mg na solução do solo, em todo perfil do solo, indicando a movimentação para as camadas subsuperficiais do Mg oriundo da reação de hidrólise do calcário dolomítico aplicado em superfície. Esses resultados confirmaram a hipótese, estabelecida por Oliveira e Pavan (1996), de formação de pares iônicos entre o bicarbonato e o cálcio e o magnésio, facilitando sua movimentação no perfil do solo.

Quando o pH (em H_2O) da solução do solo alcança valores superiores à 5,5, a espécie HCO_3^- passa a estar presente como forma estável na solução e sua concentração aumenta até atingir valores máximos na faixa de pH 8,0 e 8,5 (BOHN; MCNEAL; O'CONNOR, 2001). Nessas condições, o HCO_3^- pode migrar com o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , corrigindo a acidez do solo além do local de aplicação do calcário (OLIVEIRA; PAVAN, 1996; COSTA; ROSOLEM, 2007). No entanto, enquanto existirem cátions ácidos, a reação de neutralização da acidez ficará limitada à camada superficial, retardando o efeito em subsuperfície (RHEINHEIMER et al., 2000). Assim, para que a neutralização da acidez

ocorra em subsuperfície, os produtos da dissolução do calcário devem primeiro corrigir a camada superficial do solo para depois serem lixiviados para camadas mais profundas.

4.3 Gesso no sistema semeadura direta

A acidez do subsolo tem sido considerada uma das principais causas de limitação à produtividade agrícola, por proporcionar restrição ao crescimento radicular e à absorção de água e nutrientes pelas culturas (PAVAN; BINGHAM; PRATT, 1982; RITCHEY; SILVA; COSTA, 1982; QUAGGIO, 2000). A deficiência de cálcio e a toxicidade de alumínio têm sido apontadas como as principais barreiras químicas ao crescimento de raízes em subsolos ácidos (RITCHEY et al., 1982; PAVAN et al., 1982). Sendo assim, uma estratégia adotada para reduzir esses fatores limitantes na produção agrícola, é a utilização do gesso agrícola em associação com o calcário (CAIRES et al., 2003; CAIRES et al. 2005; SORATTO; CRUSCIOL, 2008a; CAIRES et al., 2011).

O gesso agrícola ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) é um subproduto da indústria do ácido fosfórico, constituído principalmente por sulfato de cálcio (SUMNER, 1995; SOUSA; LOBATO; REIN, 1996), podendo ser utilizado como fonte de cálcio e enxofre para as plantas, ou como condicionador de subsuperfície do solo diminuindo a concentração do Al^{+3} (OLIVEIRA et al., 2009). A eficiência do gesso na redução dos efeitos da acidez no subsolo tem sido demonstrada por vários autores (RAIJ et al., 1998; CAIRES et al., 2003; CAIRES et al., 2005; CREMON et al., 2009; SORATTO; CRUSCIOL, 2010; CAIRES et al., 2011).

O gesso agrícola tem sido utilizado em solos ácidos como um produto complementar ao calcário (BRAGA; VALE; MUNIZ, 1995; SILVA et al., 1998). Sua alta mobilidade tem sido atribuída a sua maior solubilidade e à presença de um ânion estável (SO_4^{2-}). Este ânion forma um par iônico neutro com o íon Ca^{2+} , e com isto carrega o cálcio até a subsuperfície do solo. O íon SO_4^{2-} pode ainda formar $\text{Al}(\text{SO}_4)^+$, que é menos tóxico (PAVAN; BINGHAM; PRATT, 1982, 1984). A liberação de OH^- pelo SO_4^{2-} , mediante troca de ligantes, com a formação de estruturas hidroxiladas de alumínio, mecanismo chamado por Reeve e Sumner (1972) de “autocalagem” e a precipitação de alumínio, com os minerais Basaluminita e Alunita (ADAMS; RAWAJFIH, 1977), também têm sido indicadas. Isto demonstra que o gesso pode reduzir a atividade do alumínio em solução, e também aumentar os teores de Ca, e indiretamente, os valores de pH na subsuperfície do solo, em consequência do seu uso (SUMNER et al., 1986; FARINA; CHANNON, 1988).

Diante do pressuposto, a aplicação superficial de gesso agrícola no SPD, demonstra ser uma prática eficiente para incrementar os teores de Ca e S em todas as

camadas do perfil de solo, além de promover o deslocamento de cátions como K^+ e Mg^{2+} para as camadas inferiores, promovendo melhorias nos atributos químicos em subsuperfície, favorecendo o desenvolvimento de raízes em profundidade (RAMPIM et al., 2011), permitindo maior eficiência na absorção de água e nutrientes das camadas mais profundas do solo, conferindo às culturas maior resistência à seca em condições de limitação hídrica (RAIJ, 2008).

Resultados obtidos por Soratto e Crusciol (2008a) demonstraram que a aplicação de calcário superficial associado ao gesso agrícola promoveu incrementos nos teores de Ca^{2+} trocável e $S-SO_4^{2-}$, além de reduzir o teor de Al^{3+} trocável no solo, o que favoreceu o desenvolvimento radicular e consequentemente o rendimento de grãos.

Soratto e Crusciol (2008c) também demonstraram que a aplicação de gesso promoveu aumento no pH, e nos teores de Ca, S e reduziu os teores de Al trocável no solo até 18 meses após a aplicação. Os autores atribuíram esse efeito a uma reação de troca de ligantes na superfície das partículas de solo, envolvendo neutralização parcial da acidez (REEVE; SUMNER, 1972). Em outros trabalhos foram verificados aumentos nos teores de Ca no perfil do solo, lixiviação do Mg (CAIRES et al., 2001, 2003, 2004; CAIRES; FELDHAUS; BLUM, 2001; CAIRES; JORIS; CHURKA, 2011) e redução do Al trocável (CAIRES et al., 2001; SORATTO; CRUSCIOL, 2008b, 2008c), devidos à aplicação de gesso na superfície.

Apesar do grande potencial de uso do gesso agrícola na melhoria dos atributos químicos das camadas subsuperficiais dos solos, mediante elevação do teor de Ca e redução da atividade do Al, a indicação da gessagem em substituição à prática da calagem não é recomendada (SILVA et al., 1998).

4.4 Efeito do calcário e do gesso agrícola no balanço de C do solo.

Nos últimos anos, o ciclo do carbono tem sido avaliado em diversos estudos, uma vez que esse elemento desempenha papel chave nos processos que envolvem mudanças climáticas globais (CARVALHO et al., 2010). Sistemas de manejo capazes de manter ou até mesmo incrementar as frações de C orgânico no solo contribuem para a manutenção da capacidade produtiva e para a mitigação do incremento do CO_2 atmosférico (SIQUEIRA NETO et al., 2009). O carbono acumula-se no solo em frações ativas (lábeis) ou mais estáveis (PASSOS et al., 2007). Essa estabilidade do C no solo tem implicações quanto a seu efeito mitigador da elevação do CO_2 atmosférico, e também sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos (WOLF & WAGNER, 2005).

A fração lábil da MOS inclui resíduos de plantas em decomposição, formas solúveis em água, macrofauna edáfica e biomassa microbiana. A mineralização dos constituintes lábeis ocorre em poucas semanas ou meses (SILVA & MENDONÇA, 2007). Em contrapartida, os componentes mais estáveis da MOS, representados pelas substâncias húmicas (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e huminas), são resistentes ao ataque microbiano e podem persistir no solo por centenas de anos, seja por sua estrutura molecular recalcitrante ou por estarem fisicamente protegidos em complexos organominerais no interior dos agregados (PASSOS et al., 2007; SILVA & MENDONÇA, 2007).

O acúmulo de carbono nas frações lábeis e estáveis da MOS apresenta grande dinamismo e é influenciado pela composição química (relação C/N), pelo aporte de resíduos ao solo, por aspectos climáticos e, principalmente, pelo manejo adotado (SILVA & MENDONÇA, 2007; ZHONGKUI et al., 2010).

Sistemas de preparo ou cultivo que associam o plantio direto ao uso de forrageiras, para formação da palhada, apresentam grande potencial para mitigar a emissão de CO₂ atmosférico em regiões tropicais e subtropicais (NICOLOSO et al., 2008). A manutenção dos resíduos culturais na superfície, deixados por sistemas que contemplam o não revolvimento do solo, proporciona decomposição gradual e acúmulo do material orgânico no perfil do solo (FRANZLUEBBERS et al., 2007). A associação desse material com a fração mineral do solo favorece o aumento dos estoques de C no solo (SALTON et al., 2008). No entanto, a retenção do carbono no solo depende das condições climáticas, do tipo e da mineralogia do solo (MADARI et al., 2005), da quantidade e manejo dos resíduos culturais depositados (LOVATO et al., 2004), das culturas envolvidas no sistema de rotação (SANTOS et al., 2009), e do manejo da fertilidade (adubação e calagem) (NOLLA & ANGHINONI, 2006).

A calagem é uma das práticas agrícolas essenciais para solos tropicais, pois visa elevar o pH do solo, neutralizar a toxidez causada pelo Al³⁺ e Mn²⁺ trocáveis, elevar os teores de Ca²⁺ e Mg²⁺, aumentar a disponibilidade de nutrientes como o P e o Mo, além de melhorar a eficiência dos fertilizantes (CASTRO; CRUSCIOL, 2013b; CAIRES et al., 2015). Concomitantemente à elevação do pH do solo, há aumento da atividade microbiana (EKENLER; TABATABAI, 2003), a qual promove acelerada decomposição da MOS (YAO et al., 2009) e pode levar a significantes perdas de C, especialmente na fração mais leve (CHAN; HEENAN, 1999). Contudo, de médio a longo prazo, este efeito pode ser reduzido devido à elevada produção de biomassa por área, de raízes e parte aérea pela calagem

(RIDLEY et al., 1990; HATI et al., 2008; BRIEDIS et al., 2012b; CASTRO et al., 2015), e ocorre em consequência da melhoria da fertilidade do solo.

Castro et al. (2015), num Latossolo Vermelho, sob condições tropicais, estudaram o efeito da aplicação de corretivos de acidez do solo em superfície, e após 5 anos da aplicação, constataram incremento no C orgânico total do solo até a profundidade de 0,10 m. Sob condições subtropicais, num Latossolo Vermelho, Briedis et al. (2012c) observaram que a aplicação de calcário no SSD aumentou os teores de C orgânico até a profundidade de 0,20 m, após 15 anos da primeira aplicação dos corretivos e 7 anos da reaplicação. Os autores atribuíram esses efeitos a melhoria na fertilidade do solo, como o aumento na saturação por bases e o decréscimo na saturação por Al^{3+} trocável. Também em experimento de longa duração em solos com predominância de minerais de argila de baixa atividade (caulinita e ilita), sob condições tropicais, Hati et al. (2008) também observaram que a aplicação de calcário promoveu aumento significativo no C orgânico. Os autores atribuíram esses resultados ao maior aporte de resíduos culturais ao sistema produtivo em decorrência da calagem.

São escassos os trabalhos que reportam a influência da aplicação do gesso agrícola na atividade microbiana em solos ácidos, e os poucos resultados tem indicado que o gesso também pode exercer aumento na atividade, visto que, o Ca é um componente essencial para os microrganismos (NAHAS; DELFINO; ASSIS, 1997). Assim, também pode ocorrer aumento da decomposição da MOS, consequentemente, perdas de C. Por outro lado, além do suprimento por Ca, o íon SO_4^{2-} pode ainda formar $\text{Al}(\text{SO}_4)^+$, que é menos tóxico (PAVAN; BINGHAM; PRATT, 1982, 1984), promovendo maior crescimento radicular e acúmulo de biomassa, que pode reduzir as perdas de C a médio-longo prazo. Costa (2011), num Latossolo Vermelho distroférico, após 60 meses da reaplicação do calcário e gesso, observou pequeno aumento na MOS. Contudo, são escassos os estudos que reportam o efeito da aplicação de gesso ou de gesso combinado com a calagem nas frações da matéria orgânica.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1- Localização e caracterização da área experimental

O experimento está instalado, desde o ano agrícola 2002/2003, na Fazenda Experimental Lageado, pertencente à Faculdade de Ciências Agronômicas - UNESP, localizada no município de Botucatu (SP), apresentando como coordenadas geográficas 48° 23' de longitude Oeste de Greenwich e 22° 51' de latitude Sul, com altitude de 765 metros.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante na região é do tipo Cwa, que se caracteriza pelo clima tropical de altitude, com inverno seco e verão quente e chuvoso (LOMBARDI NETO; DRUGOWICH, 1994). Os dados diários referentes à precipitação pluvial e às temperaturas máximas e mínimas no período de realização do experimento foram coletados na Estação Meteorológica da Fazenda Experimental Lageado, pertencente ao Departamento de Recursos Naturais – Setor de Climatologia (Figura 1).

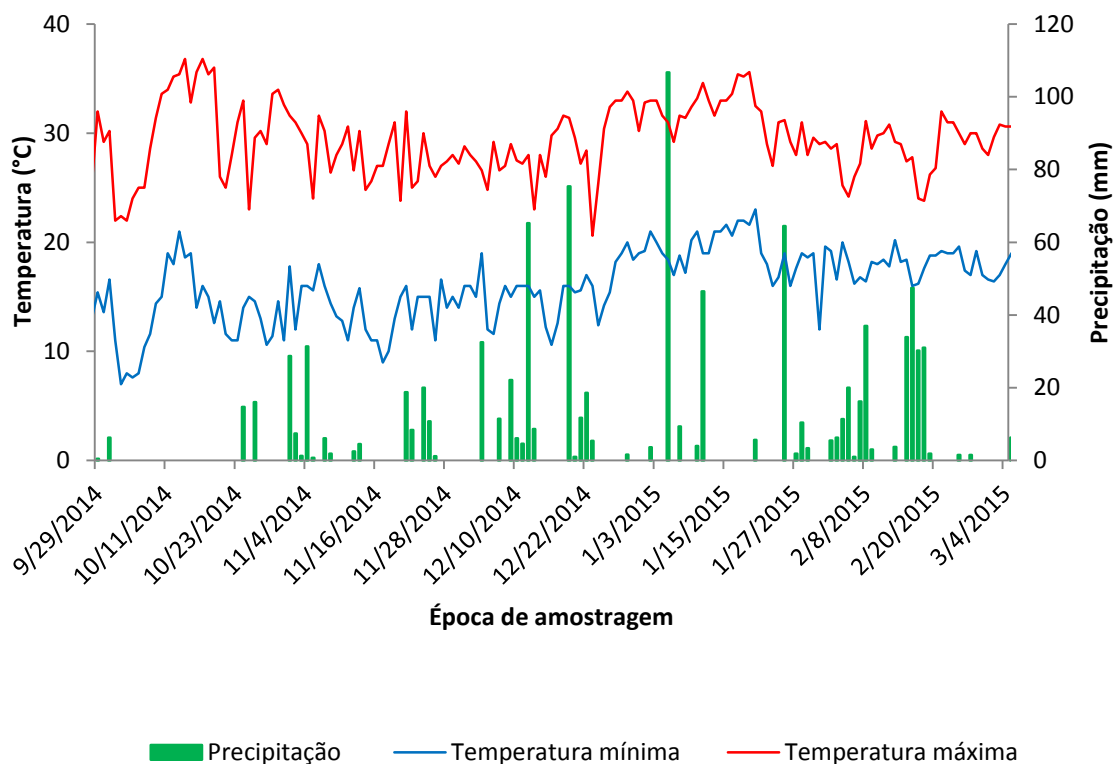


Figura 1. Precipitação pluviométrica e temperatura mínima e máxima diária entre setembro de 2014 e março de 2015, na fazenda experimental Lageado (FCA – UNESP).

5.2 Histórico da área experimental e caracterização do solo

Antes da instalação do experimento a área permaneceu em pousio nos anos de 1999 e 2000, sendo que em fevereiro de 2001 foi cultivada soja mediante preparo de solo convencional (uma aração e duas gradagens). Em outubro de 2001 a área experimental foi subsolada e semeou-se guandu (*Cajanus cajan* (L.) Mill sp.).

Nos anos agrícolas 2002/03, 2003/04, 2004/05, 2005/06, 2006/07, 2007/08, 2008/09, 2009/2010, 2010/2011, 2011/2012, 2012/2013, 2013/2014 foram cultivadas as seguintes culturas de safra e entressafra: arroz/aveia preta, feijão/aveia preta, amendoim/aveia branca, amendoim/aveia branca, milho/braquiária (brizantha), milho/braquiária (brizantha), soja/aveia preta, soja/sorgo granífero, milho/crambe - feijão-caupi, milho/crambe - feijão-caupi, feijão/trigo e feijão/trigo respectivamente.

Mediante levantamento detalhado (CARVALHO; ESPÍNDOLA; PACCOLA, 1983) e utilizando-se o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2006), o solo da área experimental é denominado de Latossolo Vermelho distroférico.

Antes da instalação do experimento, em agosto de 2002, o solo da área experimental tinha as seguintes características químicas e granulométricas, conforme informações contidas nas Tabelas 1 e 2 (SORATTO, 2005).

Tabela 1. Características químicas do solo da área antes da instalação do experimento em 2002*.

Prof.	pH (CaCl ₂)	M.O.	P(resina)	H + Al	Al	K	Ca	Mg	CTC	V
(m)		(g dm ⁻³)	(Mg dm ⁻³)	-----			(mmol _c dm ⁻³) -----			(%)
0-0,20	4,2	20,9	9,2	36,8	2,3	1,2	14,0	5,0	58,0	37,0

*Conforme metodologia proposta por Raij et al. (2001).

Tabela 2. Características granulométricas do solo da área antes da instalação do experimento em 2002*.

Profundidade	Areia	Argila	Silte
(m)	(g kg ⁻¹)		
0-0,20	545	347	108
0,20-0,40	513	360	127
0,40-0,60	495	383	122

*Conforme metodologia proposta por Embrapa (1997).

5.3 Delineamento experimental e tratamentos utilizados

O delineamento experimental foi em blocos casualizados, no esquema de parcelas subdivididas, com quatro repetições. As parcelas foram constituídas por quatro doses de calcário dolomítico e as subparcelas pela ausência ou aplicação de 2.100 kg ha⁻¹ de gesso agrícola. A dimensão de cada subparcela foi de 5,4 x 9,0 m, totalizando uma área de 48,6 m².

Em 2002 as doses de calcário foram definidas de acordo com análise química do solo na profundidade de 0-0,20 m, para elevar a saturação por bases a 50% (1.100 kg ha⁻¹), 70% (2.700 kg ha⁻¹), 90% (4.300 kg ha⁻¹) e um controle.

Em agosto de 2004 e outubro de 2010 as doses de calcário foram definidas para elevar a saturação por bases a 70% (2.000 kg ha⁻¹), metade da dose recomendada (1.000 kg ha⁻¹), o dobro da dose recomendada (4.000 kg ha⁻¹) e um controle (sem aplicação).

O cálculo da quantidade de gesso foi realizado de acordo com Raij et al. (1997), sendo a dose recomendada (kg ha^{-1}) igual ao teor de argila (g kg^{-1}) da camada 0,20-0,40 m (Tabela 2) multiplicado por 6.

5.4 Características do calcário dolomítico e do gesso agrícola

As características do calcário (dolomítico) e do gesso agrícola estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Características químicas e físicas do calcário e gesso.

Característica	Outubro 2002		Novembro 2004		Outubro 2010	
	Calcário (%)	Gesso (%)	Calcário (%)	Gesso (%)	Calcário (%)	Gesso (%)
S	-	16,0	-	16,0	-	16,0
Ca	-	20,0	-	20,0	-	20,0
CaO	23,3	-	23,3	-	23,3	-
MgO	17,5	-	17,5	-	17,5	-
PRNT	71,2	-	71,2	-	87,5	-

5.5 Condução do experimento

Em 02 de outubro de 2014 foi semeado milheto (*Pennisetum americanum*) para a formação de palhada. No início do mês de novembro foi realizada a dessecação da área experimental para a posterior semeadura do feijão, utilizando-se o herbicida glifosato, na dose de 1.800 gramas do ingrediente ativo (i. a.) ha^{-1} , utilizando volume de aplicação de 200 L ha^{-1} .

A semeadura do feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), cultivar Pérola, o qual possui hábito de crescimento indeterminado com ciclo médio de 95 a 100 dias, porte semiprostrado, foi realizada no dia 01 de dezembro de 2014. Utilizou-se aproximadamente 15 sementes por metro, num espaçamento entre linhas de 0,45 m. As sementes foram tratadas com inseticida (thiamethoxam) e fungicida (carboxina + tiram) nas doses de 105 g i.a. 100 kg sementes⁻¹ e 60 + 60 g i.a. 100 kg sementes⁻¹, respectivamente.

A adubação de semeadura, constituiu-se de 250 kg ha^{-1} da fórmula 4-20-20 (N-P₂O₅-K₂O) + 4,5% de S + 0,5% de Zn. A adubação de cobertura foi realizada quando as plantas encontravam-se no estágio V4.4 (quarta folha trifoliolada expandida), aplicando-se 100 kg ha^{-1} de N na forma de nitrato de amônio (31% de N), colocando-o a 10 cm da linha de cultivo em filete contínuo.

O controle de plantas invasoras, insetos-pragas e doenças foram realizados de acordo com a necessidade da cultura, sendo o detalhamento do manejo apresentado no anexo I.

A colheita do feijão foi realizada no dia 03 de março de 2015 (safra 2014/15), com arranquio manual, seguida de trilha mecanizada, utilizando colhedora automotriz de parcela, quando as plantas estavam com as hastes desfolhadas e 90% das vagens secas.

5.6 Coleta e armazenamento das amostras de solo

Em março de 2015, 53 meses após a última reaplicação de calcário e gesso, foram coletadas amostras de solo, em três pontos de cada subparcela, na camada de 0,00 - 0,10 m, para determinação do pH do solo (CaCl_2 0,01 mol L^{-1}), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo.

A determinação dos teores de COT e NT, os quais foram utilizados também para a determinação do estoque de C e N do solo, foi feita por meio de analisador elementar automático (Modelo TruSpec™ CHNS, da LECO®) (SWIFT, 1996).

Para a determinação do C e N da biomassa microbiana, as amostras foram peneiradas em peneira de malha de 2 mm e separadas em duas partes: parte de cada amostra foi submetida à determinação de umidade em estufa de 105°C e o restante armazenadas em congelador a -20°C, no interior de sacos plásticos, por aproximadamente 2 meses, conforme Stenberg et al. (1998).

5.7 Análises de carbono orgânico total e nitrogênio total do solo

Foram analisados os teores de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT), na camada de 0,00-0,10m de profundidade, no Laboratório de Relações Solo-Planta da FCA/UNESP, em Botucatu, SP. As amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas, passadas em peneira com malha de 2 mm e moídas em moinho de bola. Posteriormente foram submetidas às determinações de C e N totais em analisador elementar automático modelo TruSpec™ CHNS, da LECO®.

O princípio das análises de C e N em analisador elementar baseia-se na combustão da amostra em elevadas temperaturas (900-950°C), associada a um influxo de gás oxigênio. Todo o carbono é convertido em CO_2 e o nitrogênio em óxidos (NO_x). O CO_2 é mensurado em um detector infravermelho, ao passo que os óxidos de nitrogênio sofrem um

processo de remoção de oxigênio, formando gás N_2 . O nitrogênio é então quantificado através de condutividade térmica (LECO CORPORATION, 2011).

Com os valores da densidade do solo (dados não apresentados) e das concentrações de C orgânico e N totais foi possível calcular o estoque de C e N na camada amostrada (SILVA et al., 2004; MACHADO, 2005; JANZEN, 2005).

5.8 Determinação do carbono e nitrogênio da biomassa microbiana

Para determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (C_{BMS}) e do nitrogênio da biomassa microbiana do solo (N_{BMS}) utilizou-se o método de irradiação-extração (ISLAM; WEIL, 1998; MEDONÇA; MATOS, 2005), no Laboratório de Relações Solo-Planta da FCA/UNESP, Botucatu, SP.

O método de irradiação-extração tem como princípio a irradiação das amostras de solo em forno de micro-ondas, fornecendo energia eletromagnética que, ao ser absorvida, provoca a rotação das moléculas de água e a migração condutiva de íons dissolvidos em um campo eletromagnético, para gerar calor quase instantaneamente por fricção molecular. A alta temperatura e a pressão de vapor afetam a permeabilidade e a estabilidade da membrana plasmática de células microbianas, provocando a sua ruptura e liberando vários metabólitos intracelulares (ISLAM; WEIL, 1998). Em seguida, as amostras são submetidas a uma extração rápida, com K_2SO_4 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, um extrator fraco, procedendo-se em sequência às determinações de C e N (BROOKES et al., 1985; VANCE et al., 1987).

O C_{BMS} é calculado pela diferença entre o teor de C da mostra irradiada (C_I) e o teor de C da amostra não irradiada (C_{NI}). Analogamente, a diferença entre o nitrogênio de amostras irradiadas e não irradiadas fornece o N_{BMS} . Os resultados destas subtrações são então multiplicados (ou divididos) por um fator de correção referente à eficiência do extrator para o método e o elemento quantificado.

Após o período de armazenamento, as amostras foram retiradas do congelador e mantidas a 25°C até o equilíbrio com a temperatura ambiente, por cerca de 2 horas. Após atingirem o equilíbrio com a temperatura ambiente, foram submetidas à padronização de umidade, acrescentando-se água com auxílio de uma pipeta: as amostras foram corrigidas para 65% da umidade na capacidade de campo (CC). Na escolha deste valor foi considerada a umidade das amostras no momento de coleta, os valores de umidade recomendados pelos métodos de análise e a não necessidade de se secarem as amostras antes de umedecê-las novamente, para evitar variações bruscas na comunidade microbiana. Após a

padronização de umidade, as amostras foram deixadas em repouso por 24 horas em ambiente a 25°C em sacos plásticos vedados, para homogeneização da umidade e estabilização da atividade microbiana (GONÇALVES et al., 2002), iniciando-se a seguir os procedimentos de análise pelo método da irradiação-extração. As análises foram conduzidas em duplicatas.

Foram pesados o equivalente a 20 gramas de solo seco em copos de polipropileno de 150 mL resistentes à exposição a forno de micro-ondas. As amostras não irradiadas foram vedadas e permaneceram em repouso, enquanto as demais foram submetidas à irradiação. Utilizou-se um forno de micro-ondas Electrolux MEX 55®, em potência real de 623 W, calculada a partir da variação da temperatura de 1L de água após 2 minutos de irradiação. Procedeu-se a irradiação de duas amostras por vez, através do procedimento, recomendado por Islam e Weil (1998) para uniformizar a distribuição de energia e evitar superaquecimento do solo: 1) a amostra foi submetida à irradiação por metade do tempo de exposição determinado; 2) em seguida foi retirada do forno de micro-ondas, submetida a uma agitação manual leve para movimentar o solo no interior do copo de polipropileno e deixada em repouso até atingir temperatura ambiente; 3) e finalmente foi submetida à segunda metade do tempo de exposição à irradiação no forno de micro-ondas. Após cada seção de irradiação, a temperatura foi monitorada em algumas amostras com auxílio de um termômetro.

As amostras foram submetidas a um tempo de irradiação total de 120 segundos, de acordo com as recomendações de Islam e Weil (1998), adotando-se duas seções de 60 segundos, sempre respeitando a faixa de temperatura entre 80 e 88°C proposta pelos autores. Temperaturas inferiores podem levar a uma atividade biocida pouco eficiente, subestimando os teores de C e N, à medida que temperaturas superiores podem provocar o rompimento e a solubilização de moléculas humificadas de origem não microbiana.

Após a irradiação procederam-se, em ordem cronológica, a adição de 80 mL de solução de K_2SO_4 0,5 M sobre as amostras (irradiadas e não irradiadas), a agitação em agitador horizontal a 220 rpm por 30 minutos, o repouso por mais 30 minutos para permitir a sedimentação do solo no interior do copo e a filtragem dos extratos em papel filtro quantitativo. Após a filtragem, foram pipetados 10 mL do filtrado para a determinação do C_{BMS} pelo método de oxidação de dicromato, descrito por Mendonça e Matos (2005). Para a determinação do N_{BMS} , também foram pipetados 10 mL do extrato, realizando-se em seguida a determinação do N_{BMS} pelo método de Kjeldahl descrito por Mendonça e Matos (2005).

O carbono do carbono da biomassa microbiana (C_{BMS}) foi calculado pela equação (1):

$$C_{(BMS)} = \frac{C_I - C_{NI}}{K_C} \quad (1)$$

Equação 1:

$C_{(BMS)}$ = carbono da biomassa microbiana do solo em mg kg^{-1} de solo ou ppm;

C_I = quantidade de C (mg kg^{-1}) recuperada na amostra irradiada;

C_{NI} = quantidade de C (mg kg^{-1}) recuperada na amostra não irradiada;

k_c = fator de correção que representa a eficiência do extrator em extrair o C da biomassa microbiana do solo (adimensional).

O fator de correção k_c utilizado foi de 0,33 recomendado por Sparling e West (1988) e adotado por Ferreira et al. (1999). O nitrogênio da biomassa microbiana (N_{BMS}) foi calculado pela equação 2:

$$N_{(BMS)} = \frac{N_I - N_{NI}}{K_N} \quad (2)$$

Equação 2:

$N_{(BMS)}$ = nitrogênio da biomassa microbiana do solo em mg kg^{-1} de solo ou ppm;

N_I = quantidade de N (mg kg^{-1}) recuperada na amostra irradiada;

N_{NI} = quantidade de N (mg kg^{-1}) recuperada na amostra não irradiada;

K_N = fator de correção que representa a eficiência do extrator em extrair o N da biomassa microbiana do solo (adimensional).

Para o nitrogênio, não há um valor de K_N desenvolvido para o método de irradiação-extração. Então foi utilizado o valor proposto por Brookes et al. (1985) para o método de fumigação-extração: 0,54.

5.9 Coleta de gases de efeito estufa

A coleta das amostras de gases foi realizada de acordo com a metodologia de Bowden et al. (1990). Foram instaladas em cada subparcela uma câmara de coleta, composta por duas partes, sendo uma base de aço galvanizado, constituída por uma circunferência de centro aberto, com dimensões de 0,30 m de diâmetro e 0,13 m de altura, tendo na borda uma calha externa em forma de “U”, a qual recebeu água no momento da avaliação para vedação da câmara. A outra parte é composta por uma tampa plástica com 0,09 m de altura e 0,30 m de diâmetro, com um orifício no centro, com 5 mm de diâmetro, onde foi

colocada uma tampa de borracha, na qual se acopla a seringa para a retirada das amostras. Na Figura 2 consta um esquema da câmara de coleta dos gases.

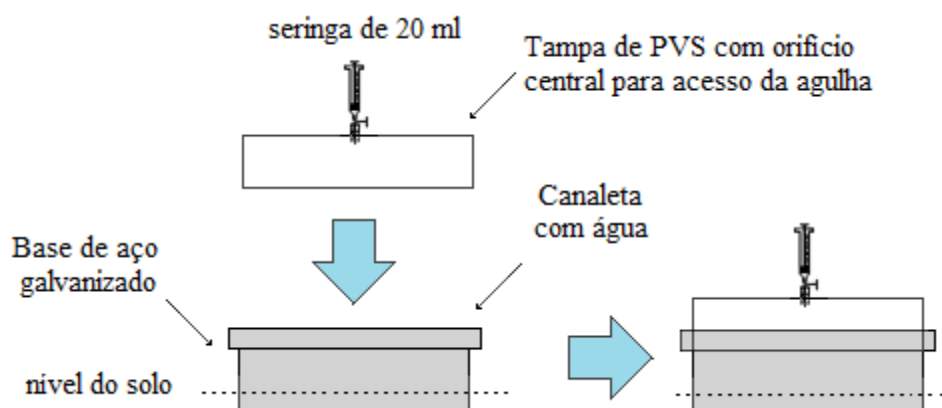


Figura 2. Esquema de montagem das câmaras estáticas para coleta das amostras de gases de efeito estufa.

As amostragens foram realizadas após a semeadura das culturas, pois, segundo La Scala Jr et al.(2009) e Teixeira et al. (2010) as maiores emissões de gases de efeito estufa ocorrem nos primeiros dias após manejos que envolvam a mobilização do solo. Levando em consideração que a reação que envolve corretivos de acidez no solo, é um processo lento e contínuo, as amostragens se estenderam no tempo.

As coletas foram no período da manhã, realizadas sempre no mesmo horário. As épocas de amostragens foram em função da data de semeadura das culturas.

O milho foi semeado no dia 02 de outubro de 2014 e os ciclos de coletas iniciados aos 1, 3, 5, 8, 15, 30 dias após a semeadura. Para a cultura do feijão, cuja semeadura foi realizada no dia 01 de dezembro de 2014 o ciclo de coletas iniciou-se no dia 02 de dezembro, repetindo-se as coletas aos 3, 5, 8, 15, 21, 30, 60 e 90 dias após a semeadura, conforme Figura 3.

Nas duas épocas de amostragens as câmaras foram instaladas um dia antes do início das amostragens, ou seja, logo após a semeadura das culturas e mantidas na área até a última data de amostragem.



Figura 3. Detalhe das câmaras estáticas de coleta de gases de efeito estufa

5.10 Determinação das amostras de gases de efeito estufa

A quantificação dos gases foi realizada por meio de cromatografia gasosa, utilizando cromatógrafo gasoso Shimadzu® - GC 2014, modelo “Greenhouse”, com fonte selada de Ni63. O princípio de detecção baseia-se no decaimento desse radionuclídeo, emissor puro de partículas β^- (beta negativo). O equipamento é provido de dois detectores: de ionização de chama (FID) o qual quantifica o CO_2 e CH_4 , com auxílio do metanador, o qual transforma o CO_2 em CH_4 para ser quantificado, enquanto que o detector por captura de elétrons (ECD), determina o N_2O . As condições cromatográficas empregadas foram: detector FID a 250°C , e detector ECD a 325°C , metanador a 350°C , coluna empacotada a 70°C , com gás de arraste N_2 , com sistema “back-flush” e injeção manual.

As curvas padrão foram realizadas por meio de quatro soluções gasosas padrão White Martins®, contendo as concentrações de 272, 918, 2063 e 7164 ppm de CO_2 ; 0,71, 2,06, 3,05 e 6965 ppm de CH_4 e 311, 693, 1092 e 1885 ppb de N_2O , sendo realizadas em replicata para melhor ajuste da curva.

A partir dos dados de concentração dos gases em cada tempo de incubação de ar no interior da câmara, ajustou-se regressões lineares e em seguida calculou-se o fluxo de emissão dos gases, utilizando a equação 1, proposta por Jantalia et al. (2008).

$$\text{Equação 1} \quad f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{v}{a} \times \frac{m}{V_m}$$

onde:

ΔC e Δt : correspondem ao coeficiente angular da equação de reta ajustada;

v e a : volume e área da câmara, respectivamente;

m e V_m : a massa molar do gás e volume molar.

O volume e a área da câmara correspondem, respectivamente, a 0,010206 m³ e 0,07068 m²; a massa molar dos gases CO₂, CH₄, N₂O são: 44,01; 16,042 e 44,0128 g mol⁻¹, respectivamente. Para o cálculo do volume molar, utilizou-se a equação do gás ideal (Equação 2).

$$\text{Equação 2} \quad f = P \times V = \eta \times R \times T$$

onde:

P e V : correspondem à pressão e o volume respectivamente;

η , R e T : correspondem a mols do gás; a constante universal dos gases e a temperatura do ar a 5cm, respectivamente.

5.11 Temperatura e umidade

Simultaneamente às coletas das amostras de GEE, foram monitoradas a temperatura e umidade do solo próximo às câmaras de coleta, na profundidade de 0 a 5 cm, em cada subparcela e em cada dia de coleta, por meio do equipamento ProCheck Soil Moisture e sensor 5TM (Decagon Devices), sendo os valores médios apresentados na Figura 4.

Este sensor está calibrado para emitir valores de umidade volumétrica (m³ m⁻³). Porém, para o cálculo da porosidade preenchida por água (item 6.11) os valores foram transformados em umidade gravimétrica (Ug) (kg kg⁻¹).

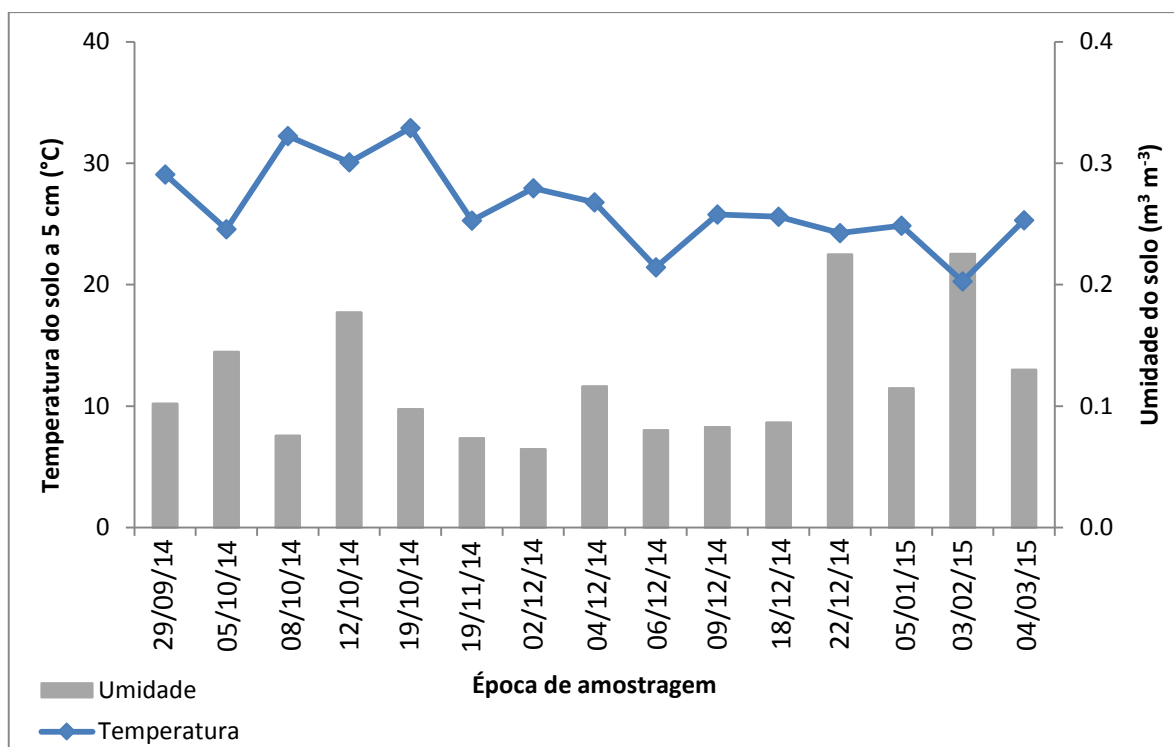


Figura 4. Valores médios para a umidade e temperatura do solo.

5.12 Porosidade do solo preenchida por água (PPA)

A porosidade preenchida pela água (PPA%) foi determinada em cada tratamento nos períodos de coleta partindo dos dados de umidade gravimétrica (U_g), juntamente com os de densidade do solo (D_s) e porosidade total (P_t), por meio da equação:

$$PPA (\%) = \frac{(U_g \times D_s)}{P_t}$$

Onde:

U_g = Umidade gravimétrica ($m^3 m^{-3}$)

D_s = Densidade do solo ($Mg m^{-3}$)

P_t = Porosidade total ($g g^{-1}$)

5.13 Coleta dos resíduos vegetais

As coletas das amostras de palha deixadas sobre o solo pela cultura do milho foram realizadas em novembro de 2014, 49 meses após a última reaplicação de calcário e gesso, por meio de um gabarito de dimensões 0,5 m x 0,4 m, sendo posteriormente acondicionadas em sacos de papel, e secas em estufa de aeração forçada a 60° C até atingirem massa constante. Procedeu-se a mensuração da massa de matéria seca em balança de precisão

(0,01 g) e posteriormente, as amostras foram moídas em moinhos elétricos tipo “Willey”, peneiradas (malha de 1 mm) e acondicionadas em sacos de papel. Em seguida, foram determinados os teores de C e N em analisador elementar (LECO-TruSpec® CHNS) e calculadas as relações C/N da palha e os acúmulos de C e N nesses resíduos vegetais a partir da massa de matéria seca da palha.

5.14 Emissão de C equivalente por unidade de massa de grãos produzida pelo feijoeiro

As emissões acumuladas de C-CH₄ e N-N₂O foram convertidas em equivalente carbono (C-eq) e somadas com a emissão acumulada de C-CO₂. Isso foi feito levando-se em consideração que o potencial relativo de aquecimento global do CH₄ é 23 vezes maior que a do CO₂ e o N₂O de 296 vezes, sendo o CO₂ considerado como referência (IPCC, 2001). Apesar de esses gases serem emitidos em taxas bem menores do que o CO₂, seus forçamentos radiativos são maiores. Os cálculos para a conversão das emissões de C-CH₄ e de N-N₂O em C-equivalente (C-eq) estão expressos nas equações (1) e (2), respectivamente (PAVEI, 2005).

- 1 kg C-CH₄ = 8,36 kg de C-CO₂
- 1 kg de N-N₂O = 126,86 kg de C-CO₂

$$\text{C-eq (C-CH}_4\text{)} = \text{C-CH}_4 \times (16/12) \times 23 \times (12/44) \quad (1)$$

$$\text{C-eq (N-N}_2\text{O)} = \text{N-N}_2\text{O} \times (44/28) \times 296 \times (12/44) \quad (2)$$

De posse dos resultados de C-eq e das produtividades da cultura do feijoeiro (dados não apresentados), calculou-se a quantidade emitida de C-equivalente por unidade de massa de grãos produzida (*yield scaled*), conforme Plaza-Bonilla et al. (2014).

5.15 Análises estatísticas

Os resultados foram submetidos à análise de variância e ao teste de comparação de médias t ao nível de 5% de probabilidade.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 pH do solo

Os tratamentos com aplicação superficial de calcário, associado ou não ao gesso, aumentaram o pH na camada de 0-0,10 m do solo 53 meses após a última aplicação (Tabela 4). A gessagem não alterou o pH do solo. Esses resultados corroboram os encontrados por Caires et al. (2005, 2011). Os autores verificaram que a aplicação superficial de calcário, sob SPD no sul do Brasil, foi efetiva na redução da acidez do solo em longo prazo em todo perfil avaliado após 120 meses da aplicação (0-0.20 m), e após 84 meses da aplicação (0-0.60 m), respectivamente.

Porém, cabe ressaltar que apesar desses resultados, é possível inferir que está ocorrendo acidificação do solo, uma vez que, os valores de pH foram menores comparativamente aos resultados obtidos por Costa (2015), que avaliou os atributos químicos do solo, nesta mesma área experimental, após 24 meses da última aplicação de calcário. Essa constatação também já havia sido observada pelo autor, concluindo que todo o calcário aplicado já havia reagido aos 24 meses.

Tabela 4. Valores de pH do solo na camada de 0-0,10 m 53 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD.

Variáveis	pH (CaCl ₂)
Doses de Calcário	
0	4,00 b
1000	4,12 b
2000	4,62 a
4000	5,00 a
Gesso	
Com	4,50 a
Sem	4,37 a
Probabilidade de F	
Calcário (C)	0,0011
Gesso (G)	0,1827
C x G	0,5885
CV ₁ (%)	7,97
CV ₂ (%)	5,63

*Médias seguidas de letras distintas na coluna diferem estatisticamente pelo teste t ($p < 0,05$).

6.2 Aportes de matéria seca, carbono e nitrogênio pela palha

Os resultados da análise de variância para o aporte de matéria seca, teores e quantidades de C e N adicionados ao solo, estão apresentados na Tabela 5. Observou-se que não houve diferença entre o aporte de palha em função da aplicação de gesso, porém em relação às doses de calcário verificou-se maior aporte de matéria seca com a aplicação de calcário na dose de 2000 kg ha⁻¹.

Tais resultados corroboram os obtidos por Carvalho & Nascentes (2014). Os autores avaliaram a produção de biomassa do milho, manejada aos 39 dias após emergência, em função da aplicação de calcário e gesso em SPD e apenas observaram efeito significativo com a calagem.

Possivelmente, a baixa produção de biomassa no milho foi influenciada pelo curto período de cultivo (32 dias) e deficiência hídrica (Figura 1). Segundo Nascente et al. (2013a), o acúmulo de biomassa seca por plantas de cobertura é proporcional ao período de desenvolvimento, ou seja, maior período de desenvolvimento da cultura, normalmente, resulta em maior produção de matéria seca. Frizzo Filho (2004), citado por Kollet, Diogo e Leite (2006), em estudo desenvolvido em Brasília-DF, com a forrageira milho, avaliando três diferentes idades de corte (40, 50 e 60 dias), observou maiores

produtividades nos cortes mais tardios, com 10.148 e 12.243 kg ha⁻¹ de matéria seca aos 50 e 60 dias após o plantio, respectivamente.

Além da quantidade de palhada, a persistência do resíduo como cobertura do solo é outro fator muito importante no sistema de semeadura direta. Estando esta diretamente relacionada com os teores de C e N na composição dos resíduos vegetais, expresso pela relação C/N, e também pelos fatores climáticos. Cabe destacar que nenhuma das variáveis analisada na Tabela 4 foram influenciadas pela gessagem. Estas podem ser atribuídas às baixas umidade no solo e temperatura (Figura 1) na época da semeadura e durante o desenvolvimento da cultura, que prejudicaram o desenvolvimento da planta.

Tabela 5. Aporte de matéria seca (Palha de milho), teor de C na palha, acúmulo de C na palha (Ac C), teor de N na palha, acúmulo de N na palha (Ac N) e relação C/N, após 49 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférrico, sob SSD.

Variáveis	Palha (kg ha ⁻¹)	Teor C (g kg ⁻¹)	Ac C (kg ha ⁻¹)	Teor N (g kg ⁻¹)	Ac N (kg ha ⁻¹)	Rel C/N
Doses de Calcário						
0	1631 b	347,6 a	584 a	20,75 a	33,13 a	17,08 b
1000	1940 ab	350,8 a	684 a	18,75 ab	35,16 a	19,09 b
2000	2278 a	365,8 a	823 a	17,50 b	39,13 a	21,06 ab
4000	2093 ab	333,0 a	708 a	13,37 c	28,96 a	24,96 a
Gesso						
Com	1912 a	351,3 a	672 a	17,62 a	32,84 a	20,61 a
Sem	2059 a	347,3 a	728 a	17,56 a	35,36 a	20,49 a
Probabilidade de F						
Calcário (C)	0,2095	0,8116	0,4402	0,0020	0,2970	0,0286
Gesso (G)	0,4344	0,7068	0,4881	0,9518	0,5131	0,8991
C x G	0,5209	0,0531	0,3983	0,8045	0,5249	0,1558
CV ₁ (%)	28,73	19,33	39,92	14,77	29,35	21,04
CV ₂ (%)	25,84	8,54	31,69	16,27	31,02	13,01

*Médias seguidas de letras distintas na coluna diferem estatisticamente pelo teste t (p<0,05).

Em relação ao teor e acúmulo de C e a quantidade de C não foram observadas diferenças entre as doses de calcário (Tabela 5). Os resultados de carbono foram semelhantes aos observados por Lima (2004), que não observou efeito da aplicação superficial de calcário em diferentes espécies de cobertura nos teores de C. Cabe ressaltar que os teores de C no presente estudo encontravam-se abaixo dos observados nos trabalhos de Lima (2004) e Soratto et al. (2012) para cultura do milho, 422 e 460 g kg⁻¹, respectivamente, que pode ser atribuído ao reduzido desenvolvimento da cultura discutido anteriormente.

O teor de N foi maior no controle e menor na dose de 4000, seguida das doses 2000 e 1000 kg de calcário ha⁻¹ (Tabela 5). A redução nos teores de N pode ser explicada pelo efeito de diluição do nutriente nos tecidos da planta, devido ao maior desenvolvimento das plantas com a calagem em relação ao controle, cerca de 19, 40 e 28% nas doses de 1000, 2000 e 4000 kg ha⁻¹, respectivamente. Essa afirmação pode ser validada pelo acúmulo de N no milho que não foram alteradas pela calagem.

Quanto à relação C/N, esta foi inversamente proporcional aos valores constatados nos teores de N, uma vez que os teores de C pouco variaram entre si, com maior valor obtido na dose de 4000 kg ha⁻¹. Esses valores foram próximos ao observado por Lima (2004) sob condições de restrições hídricas, entre 20,0 e 20,4, contudo, quando a cultura se desenvolveu sem nenhuma restrição hídrica o valor observado foi de 33,7, justificando os resultados observados no presente estudo.

6.3 Carbono orgânico total do solo, carbono da biomassa microbiana e estoque de C no solo

O teor de carbono orgânico total e o estoque de carbono no solo na camada de 0-0,10 m não apresentaram diferença entre as doses de calcário e de gesso, com médias de 14,48 g kg⁻¹ e 23,75 Mg ha⁻¹, respectivamente (Tabela 6). Wyngaard et al. (2012) avaliando a calagem em combinação com fertilizantes, não encontraram efeito da calagem sobre o estoque de carbono do solo após sete anos da aplicação do calcário. Costa (2012), também avaliando a aplicação de calcário em combinação com fertilizantes, não encontraram efeito dessa prática nos estoques de carbono do solo.

Porém, não há um consenso entre o efeito da aplicação de calcário no estoque de C do solo. Alguns autores observaram redução nos estoques de C após a aplicação do calcário (CHAN E HEENAN, 1999; CAIRES et al., 2006; KOWALENKO E IHNAT, 2013) e outros reportaram aumento nos estoques (SIMEK et al., 1999; BRIEDIS et al., 2012a, MUÑOZ et al., 2013).

Contudo, no início do experimento em 2002 o teor de matéria orgânica na camada de 0-0,10 m era de 25,95 g dm⁻³ (SORATTO, 2005), o que correspondia a um estoque de C de, aproximadamente, 16,86 Mg ha⁻¹, considerando que a matéria orgânica do solo contém 58% de C (NELSON; SOMMERS, 1996) e que a densidade do solo no início de experimento era de 1,12 g dm⁻³ (SORATO, 2005). Sendo assim, desde o início do experimento foram sequestrados em média 6,89 Mg ha⁻¹, independentemente dos tratamentos utilizados, com uma taxa anual de sequestro de 0,53 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, na camada de 0-0,10 m.

Briedis et al. (2012), em um Latossolo Vermelho sob clima subtropical, observaram variação de 0,19-0,51 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ com a aplicação de calcário, na camada de 0-0,20 m.

Tabela 6. Teores de carbono orgânico total (COT), carbono da biomassa microbiana do solo (C_{BMS}), relação entre o teor de carbono da biomassa microbiana e seu respectivo teor total (C_{BMS}/COT) e estoque de carbono no solo (Est C) na camada de 0-0,10 m, após 53 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD.

Variáveis	COT (g kg ⁻¹)	C _{BMS} (g kg ⁻¹)	C _{BMS} /COT (%)	Est C (Mg ha ⁻¹)
Doses de calcário				
0	13,83 a	0,193 ab	1,40 ab	22,69 a
1000	14,77 a	0,233 a	1,56 a	24,23 a
2000	15,71 a	0,196 ab	1,24 b	25,76 a
4000	13,61 a	0,159 b	1,17 b	22,32 a
Gesso				
Com	14,39 a	0,184 a	1,29 a	23,60 a
Sem	14,57 a	0,206 a	1,40 a	23,90 a
Probabilidade de F				
Calcário (C)	0,6102	0,2208	0,0327	0,6105
Gesso (G)	0,7060	0,1646	0,2816	0,7047
C x G	0,0804	0,7755	0,9150	0,0807
CV ₁ (%)	23,53	33,15	17,01	23,53
CV ₂ (%)	9,16	21,18	20,67	9,17

*Médias seguidas de letras distintas na coluna diferem estatisticamente pelo teste t (p<0,05).

O C_{BMS} do solo é uma fração biologicamente ativa da MOS sensível a fatores como mudanças sazonais de umidade e temperatura do solo, adição de C orgânico por restos culturais de raízes e parte aérea, exsudatos radiculares, dentre outros exercem influência na biomassa microbiana e sua atividade (ROSS, 1987; FRANZLUEBBERS et al., 1994). Assim, pouca influência que a aplicação de gesso agrícola exerceu na produção de matéria seca de parte aérea (Tabela 5), não alterou o C_{BMS}, com valor médio de 0,195 g kg⁻¹, na profundidade de 0-0,10 m.

Quanto às doses de calcário, o menor teor do C_{BMS} foi observado na dose 4000 kg ha⁻¹, com valor de 0,159 g kg⁻¹, e as demais doses e o controle foram semelhantes, com valor médio de 0,207 g kg⁻¹ (Tabela 6). Esses resultados divergem dos observados em diversos estudos que relatam o aumento da atividade microbiana com a calagem, conseqüentemente, maior C_{BMS} (IVARSON, 1977; SHAH et al, 1990; NEALE et al., 1997; ANDERSSON e NILSSON, 2001; BEZDICEK et al., 2003). Cabe ressaltar que, a dose de calcário de 4000 kg ha⁻¹ é o dobro da dose recomendada para elevar a saturação por bases a

70%. Essa “supercalagem” pode ter um efeito negativo sobre a produtividade das culturas e no aporte de C no solo. Além disso, pode ter efeito prejudicial na física do solo pelo efeito dispersivo sobre as partículas de argila, levantando a desestruturação e compactação do solo, prejudicando a produção de matéria seca pelas plantas, conseqüentemente, o aporte de matéria orgânica, tanto no curto quanto no longo prazo.

Valores semelhantes de C_{BMS} ($0,197 \text{ g kg}^{-1}$) foram encontrados por Raphael et al. (2016) na camada de 0-10 cm, avaliando a matéria orgânica do solo em área cultivada com milho em SSD, em um experimento conduzido próximo ao local do presente, portanto com condições de solo e clima semelhantes.

A relação C_{BMS}/COT indica a eficiência dos microrganismos em imobilizar C na sua biomassa, assim a aplicação de gesso não alterou a imobilização de C pela biomassa microbiana do solo. Porém em relação à calagem, foi observado menor valor na dose 4000 kg ha^{-1} e o maior na dose de 1000 kg ha^{-1} . O decréscimo na relação C_{BMS}/COT nas doses de calcário de 2000 e 4000 kg ha^{-1} pode indicar uma faixa de pH acima do pH ótimo para atividade dos microrganismos, encontrando-se assim a biomassa microbiana sob condições de estresse. A média da relação C_{BMS}/COT , considerando todos os tratamentos, foi de 1,34%, que podem ser consideradas baixas, uma vez que um solo equilibrado em termos de C_{BMS}/COT deve ter essa relação em torno de 2 a 5 % (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Valores muito abaixo desses indica que está havendo algum problema físico ou químico do solo, ou ainda algum problema relacionado ao manejo.

6.4 Nitrogênio total do solo, nitrogênio da biomassa microbiana e estoque de N no solo

O teor de nitrogênio total e o estoque de nitrogênio no solo na camada de 0-0,10 m não apresentaram diferenças com as doses de calcário e de gesso, com médias de $0,9055 \text{ g kg}^{-1}$ e $14,84 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente (Tabela 7). Os estoques semelhantes de N no solo, assim como a ausência de efeito significativo dos tratamentos para o acúmulo de N na palha fez com que também não houvesse diferenças nos teores de N_{BMS} . As diferenças nos valores de relação C/N da palha (Tabela 5) poderiam contribuir com maior ou menor imobilização de N na biomassa microbiana, porém isso não foi observado, talvez devido às relações C/N obtidas estarem abaixo de 30, valor indicado na literatura a partir do qual os resíduos vegetais não disponibilizam suficientemente N para os microrganismos do solo (TRINSOUTROT et al., 2000). Além disso, em sistemas de semeadura direta de longa

duração, o processo de imobilização/mineralização do N no solo é mais equilibrado, evitando alterações na população microbiana (SÁ, 1999).

Tais resultados corroboram os encontrados por Nyborg e Hoyt (1978) onde foi observado um declínio na taxa de mineralização de N após 3 anos da aplicação de calcário. Mulder (1950) também observou uma diminuição do N disponível após 5 anos da aplicação de calcário. Segundo esses autores as maiores taxas de mineralização do N foi observada logo após a aplicação do corretivo, declinando com o passar do tempo.

Costa (2015) avaliando a mesma área após 24 meses da última aplicação de calcário também não encontrou diferença no teor de NT na profundidade de 0-0,10m.

Tabela 7. Teores de nitrogênio total (NT), nitrogênio da biomassa microbiana do solo (N_{BMS}), relação entre o teor de nitrogênio da biomassa microbiana e seu respectivo teor total (N_{BMS}/NT) e estoque de nitrogênio no solo (Est N) e relação C/N na camada de 0-0,10 m, após 53 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD.

Variáveis	NT (g kg ⁻¹)	N_{BMS} (g kg ⁻¹)	N_{BMS}/NT (%)	Est N (Mg ha ⁻¹)	Relação C/N
Doses de calcário					
0	0,873 a	0,0253 a	2,91 a	14,32 a	16,12 a
1000	0,874 a	0,0222 a	2,54 ab	14,34 a	16,87 a
2000	1,042 a	0,0207 a	1,98 b	17,08 a	15,50 a
4000	0,832 a	0,0206 a	2,53 ab	13,64 a	16,50 a
Gesso					
Com	0,929 a	0,0225 a	2,47 a	15,23 a	15,75 a
Sem	0,882 a	0,0220 a	2,51 a	14,46 a	16,75 a
Probabilidade de F					
Calcário (C)	0,3787	0,5834	0,0389	0,3795	0,4559
Gesso (G)	0,3144	0,6771	0,8111	0,3125	0,1344
C x G	0,5614	0,2734	0,1833	0,5589	0,2705
CV ₁ (%)	27,06	33,95	20,93	27,07	10,46
CV ₂ (%)	13,98	14,89	16,53	13,98	10,84

*Médias seguidas de letras distintas na coluna diferem estatisticamente pelo teste t (p<0,05)

A relação N_{BMS}/NT não foi afetada pela aplicação de gesso, porém em relação à calagem foi observado menor valor na dose 2000 kg ha⁻¹ e maior no controle, 1,98 e 2,91% respectivamente. A relação N_{BMS}/NT encontra-se próxima do limite inferior da faixa de 1 a 5% normalmente encontrada nos solos (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Assim, é reforçada a possibilidade de que a biomassa microbiana esteja sob estresse ambiental.

Quanto à relação C/N do solo, não foi observada diferença significativa entre as variáveis, reflexo dos resultados observados no COT e o NT. O valor médio da relação C/N foi de 16,25, acima da faixa de 10 a 15 sugerida por Stevenson (1994) para solos tropicais sob manejo conservacionista, indicando uma deficiência no aporte de N pelas espécies vegetais utilizadas nas sucessões de culturas ao longo dos anos. Esses valores encontravam-se acima dos valores observados por Costa (2015), que constatou valor médio de 9,6, contudo também não observou efeito da aplicação da calagem e/ou gessagem, indicando que este parâmetro é pouco influenciado por esses tratamentos.

6.5 Emissão dos gases de efeito estufa (GEE)

As emissões de CO₂, CH₄ e N₂O, em função de cada tratamento e das épocas de amostragens, estão representadas nas Figuras 5 (A e B), 6 (A e B) e 7 (A e B), respectivamente.

As emissões de CO₂ durante o cultivo do milho foram mais baixas do que as observadas durante o cultivo de feijão, isso possivelmente aconteceu devido à baixa umidade do solo aliado a temperaturas elevadas (em torno de 30°C) nesse período (Figura 8 A-B), o que pode ter reduzido a atividade microbiana no solo (CARBONE et al. 2011). Outro fator que pode ter acarretado essa redução foram as condições climáticas desfavoráveis, reduzindo assim o desenvolvimento da cultura, e consequentemente a respiração radicular. Contudo, após a dessecação da área, 32 dias após a semeadura (DAS) do milho, houve um aumento na emissão de CO₂, que pode ser devido ao maior aporte de resíduos na superfície do solo, aumentando consequentemente a atividade dos microrganismos decompositores. A relação positiva entre a quantidade de CO₂ emitida pelo solo e o conteúdo de matéria orgânica, que está relacionado à adição de resíduos vegetais, é bem conhecida (OLIVEIRA et al., 2013; VARGAS et al., 2013; CIOTTA et al., 2004; COSTA et al., 2003; VARGAS e SCHOLLES 2000).

Foi observado um aumento da emissão de CO₂ cinco dias após a adubação nitrogenada, fato ocorrido possivelmente devido ao aumento da atividade microbiana no solo. Este comportamento também ocorreu no final do ciclo do feijão aos 64 e aos 93 DAS (Figura 5 A-B) coincidindo com condições de umidade e temperaturas do solo favoráveis a atividade microbiana (em torno de 23°C) (Figura 8 A-B).

Não houve diferença nas emissões em função da aplicação de gesso em relação ao Fluxo acumulado dos GEE após as 15 épocas de amostragem. Porém em relação ao calcário, a maior emissão de CO₂ foi observada na dose de 1000 kg ha⁻¹, enquanto

que a menor emissão foi no controle, com emissões de 2382 e 1943 kg ha⁻¹ C-CO₂, respectivamente (Tabela 8). Esses resultados são reflexos dos obtidos no carbono da biomassa microbiana (Tabela 6), que é um indicativo da taxa de imobilização/mineralização de C pelos microrganismos do solo (SINGH et al., 1989). Portanto, quanto maior o carbono da biomassa microbiana, maior a imobilização de nutrientes do solo, acompanhada por uma maior taxa de respiração, consequentemente maior emissão de CO₂. Além disso, a menor relação C/N da palha no tratamento sem aplicação de calcário contribuiu para as menores perdas de CO₂ para a atmosfera, já que, segundo Boddey et al. (2010), palhadas com maiores relações C/N não apresentam teores suficientes de N necessários para a transformação do C do material vegetal em matéria orgânica no solo. Segundo os autores, a matéria orgânica estável do solo apresenta relação C/N de 10/1, e quanto maior a relação C/N da palha depositada maior será a deficiência em N para a transformação desse resíduo em MO estável, havendo perda de C-CO₂ para que essa relação seja atendida.

A emissão C-CO₂ também é influenciada pelo aumento da acidez dos solos, conforme reportado por Persson e Wiren (1989). Os autores observaram redução na taxa de evolução de CO₂ em solos sob florestas de 83 e 78% com aumento da acidez de pH 3,8 para 3,4 e de pH 4,8 para 4,0, respectivamente. Dentro deste contexto, anterior ao início deste experimento, Costa (2015) constatou que todo o calcário aplicado já havia reagido aos 24 meses, pois comparativamente aos 12 meses os valores de pH eram menores, portanto já estava ocorrendo acidificação no solo. Assim, entre essas duas épocas de amostragem as maiores reduções nos valores de pH foram observadas com a aplicação de calcário nas doses de 2000 e 4000 kg ha⁻¹, o que pode justificar a menor emissão nestes tratamentos.

Cabe ressaltar que, a maioria dos estudos avaliam os efeitos da emissão de C-CO₂ logo após a aplicação dos corretivos (BRUMME E BEESE, 1992; DUMAKE et al., 2011; MARCELO et al., 2012) ou seja, apenas quando ainda está ocorrendo a correção do solo, e indicam maior emissão de C-CO₂ neste início. Assim, fica evidente a importância de estudos de longa duração, pois é provável que emissão acumulada de C-CO₂ se iguale com o tempo.

Quanto ao fluxo de CH₄, (Figura 6 A e B), houve oxidação para o solo em praticamente todos os períodos analisados, com exceção de dois momentos (dias 22/12/2014 e 03/02/2015). Inúmeros fatores são condicionantes do influxo de CH₄ no solo inclusive, intrínsecos ao próprio solo (SETYANTO et al., 2002), destacando as variáveis do clima. Pode-se observar que no geral, quanto maior a temperatura do solo maior a oxidação do CH₄ (Figura 8 B), concordando com Sainju et al., (2012) e Lenka e Lal (2013).

As emissões de metano para atmosfera no dia 22/12/2015 podem ter sido em virtude a adubação nitrogenada com nitrato de amônio cinco dias antes da coleta. Resultados semelhantes foram encontrados por Bayer et al. (2012), onde os autores sugerem que a adição de fertilizantes nitrogenados resultou em uma diminuição da atividade dos microrganismos metanotróficos, aumentando concomitantemente a metanogênese.

O efeito prejudicial, a curto prazo, da aplicação de fertilizantes nitrogenados amoniacais na atividade das bactérias metanotróficas em solos agrícolas foi descrito por diversos autores (ACTON e BAGGS, 2011; REAY e NEDWELL, 2004; SITAUTA et al, 2000;. SUWANWAREE e ROBERTSON, 2005). O efeito imediato do NH_4^+ na oxidação do CH_4 está relacionado com a competição entre os microrganismos metanotróficos e os nitrificantes pela enzima mono-oxigenase (BENDER e CONRAD, 1992; HUTSCH, 2001), enzima responsável pela primeira etapa do processo de oxidação do CH_4 . De acordo com Hutsch (1998a), a oxidação de CH_4 só voltará a ocorrer depois de cessada a nitrificação completa do NH_4^+ .

No dia 03/02/2015 também foi observada em alguns tratamentos emissão de CH_4 , possivelmente decorrente da alta umidade do solo no dia da coleta, encontrando-se o solo com aproximadamente 75% dos poros ocupados com água (Figura 8). Como a oxidação do CH_4 é dependente de O_2 , uma vez que, as bactérias metanotróficas são aeróbias, solos com alta porosidade preenchida por água (PPA) prejudicam a atividade dos microrganismos metanotróficos, devido menor difusão do O_2 , aumentando consequentemente a atividade metanogênica, elevando assim a emissão de CH_4 .

Analizando o fluxo de CH_4 acumulado durante as 15 épocas de amostragem observou-se maiores taxas de oxidação do CH_4 quando houve aplicação de gesso agrícola, independente da dose de calcário, conforme apresentado na Tabela 8. Os tratamentos que receberam gesso agrícola acumularam em média 37,4 g de C- CH_4 a mais do que os tratamentos que não receberam gessagem.

Ali et al. (2007) e Lueders e Friedrich (2002), em estudo de arroz irrigado por inundação conduzido na Coreia do Sul e Itália, respectivamente, também observaram redução na emissão total de CH_4 com aplicação de gesso agrícola. Isso ocorre porque a elevada concentração de sulfato no gesso agrícola (contem mais de 90% de $\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ em sua concentração) age como receptor de elétron e pode suprimir a metanogênese por acelerar a atividade da bactéria redutora do sulfato (HORI et al., 1990, 1993; LINDAU et al., 1998; DENIER VANDER GON e NEUE, 1994; CORTON et al., 2000).

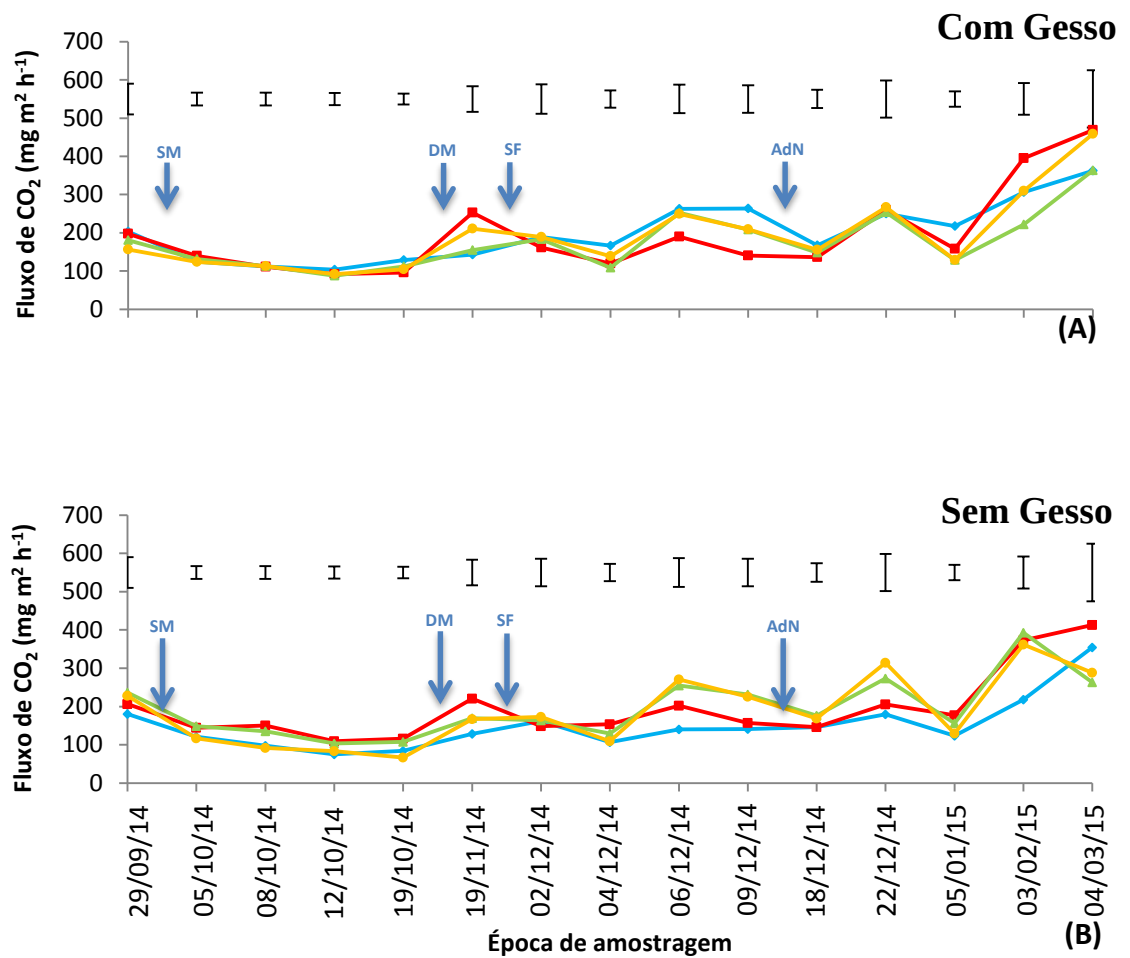


Figura 5. Fluxo de CO₂ com gesso (A) e sem gesso (B) em função das doses de calcário (0 (—), 1000 (—), 2000 (—) e 4000 (—) kg ha⁻¹). (SM = semeadura milheto 02/10/2014, DM= dessecação do milheto 04/11/2014, SF = semeadura feijão 01/12/2014 e AdN = adubação nitrogenada 17/12/2014). Barras verticais correspondem ao DMS pelo teste t a 5 % de probabilidade.

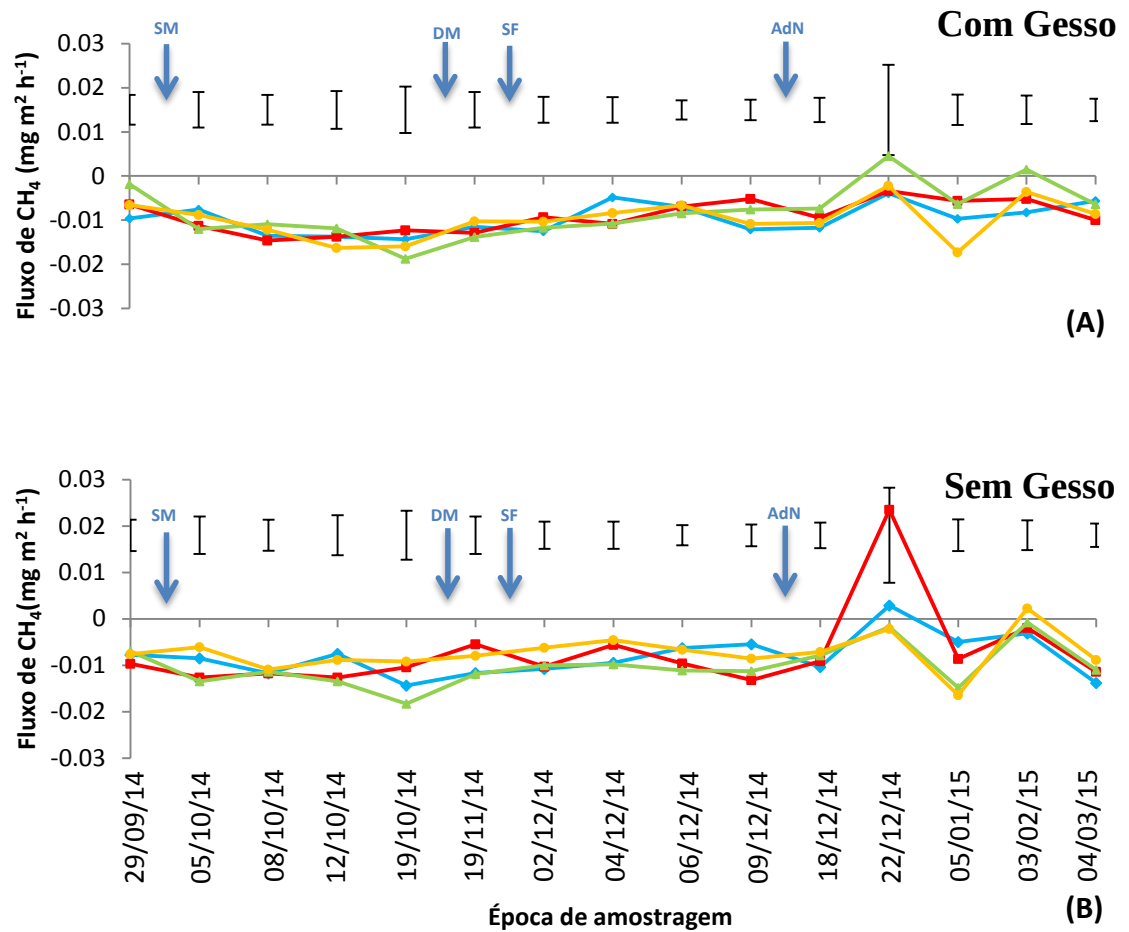


Figura 6. Fluxo CH_4 com gesso (A) e sem gesso (B) em função das doses de calcário (0 (—), 1000 (—), 2000 (—) e 4000 (—) kg ha^{-1}). (SM = semeadura milho 02/10/2014, DM = dessecação do milho 04/11/2014, SF = semeadura feijão 01/12/2014 e AdN = adubação nitrogenada 17/12/2014). Barras verticais correspondem ao DMS pelo teste t a 5 % de probabilidade.

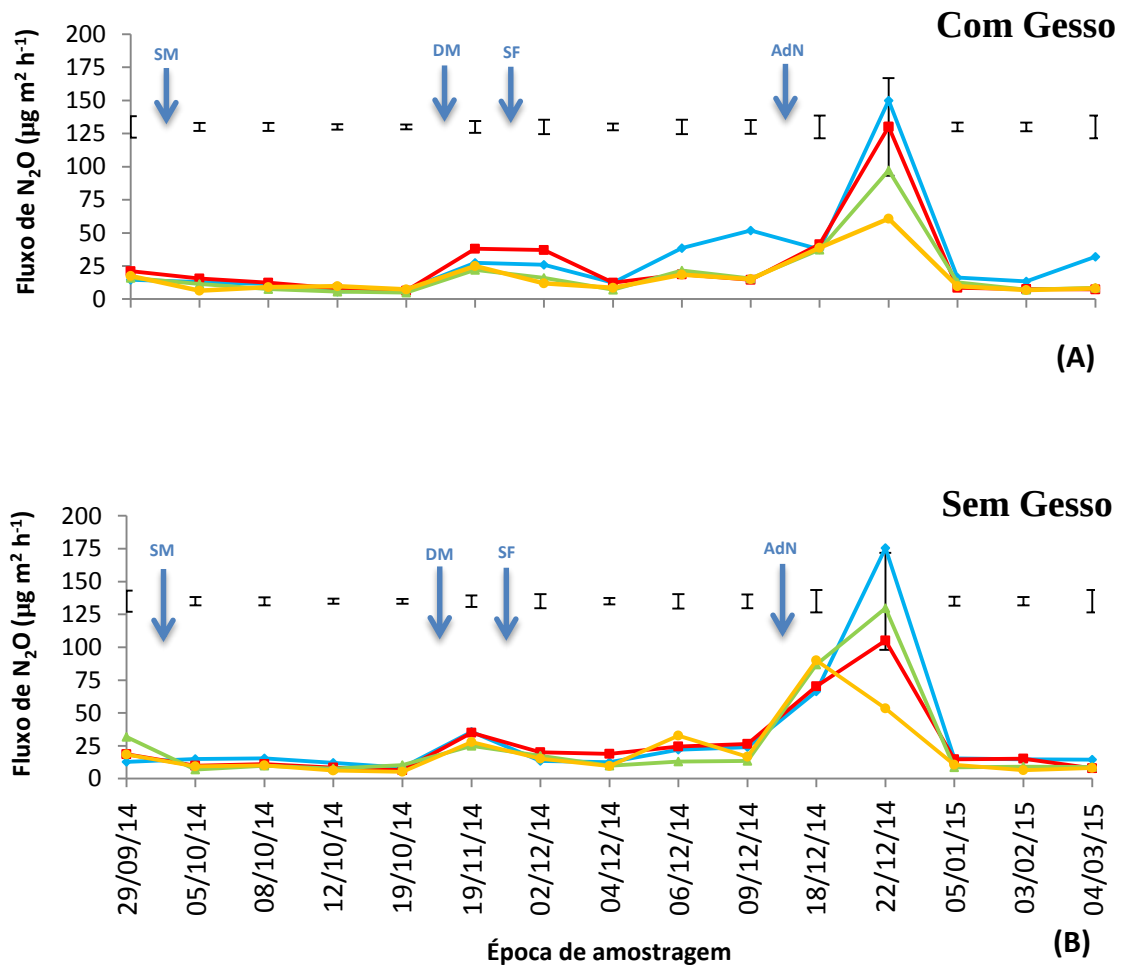


Figura 7. Fluxo de N_2O com gesso (A) e sem gesso (B) em função das doses de calcário (0 (—), 1000 (—), 2000 (—) e 4000 (—) $kg\ ha^{-1}$). (SM = semeadura milheto 02/10/2014, DM= dessecação do milheto 04/11/2014, SF = semeadura feijão 01/12/2014 e AdN = adubação nitrogenada 17/12/2014). Barras verticais correspondem ao DMS pelo teste t a 5 % de probabilidade.

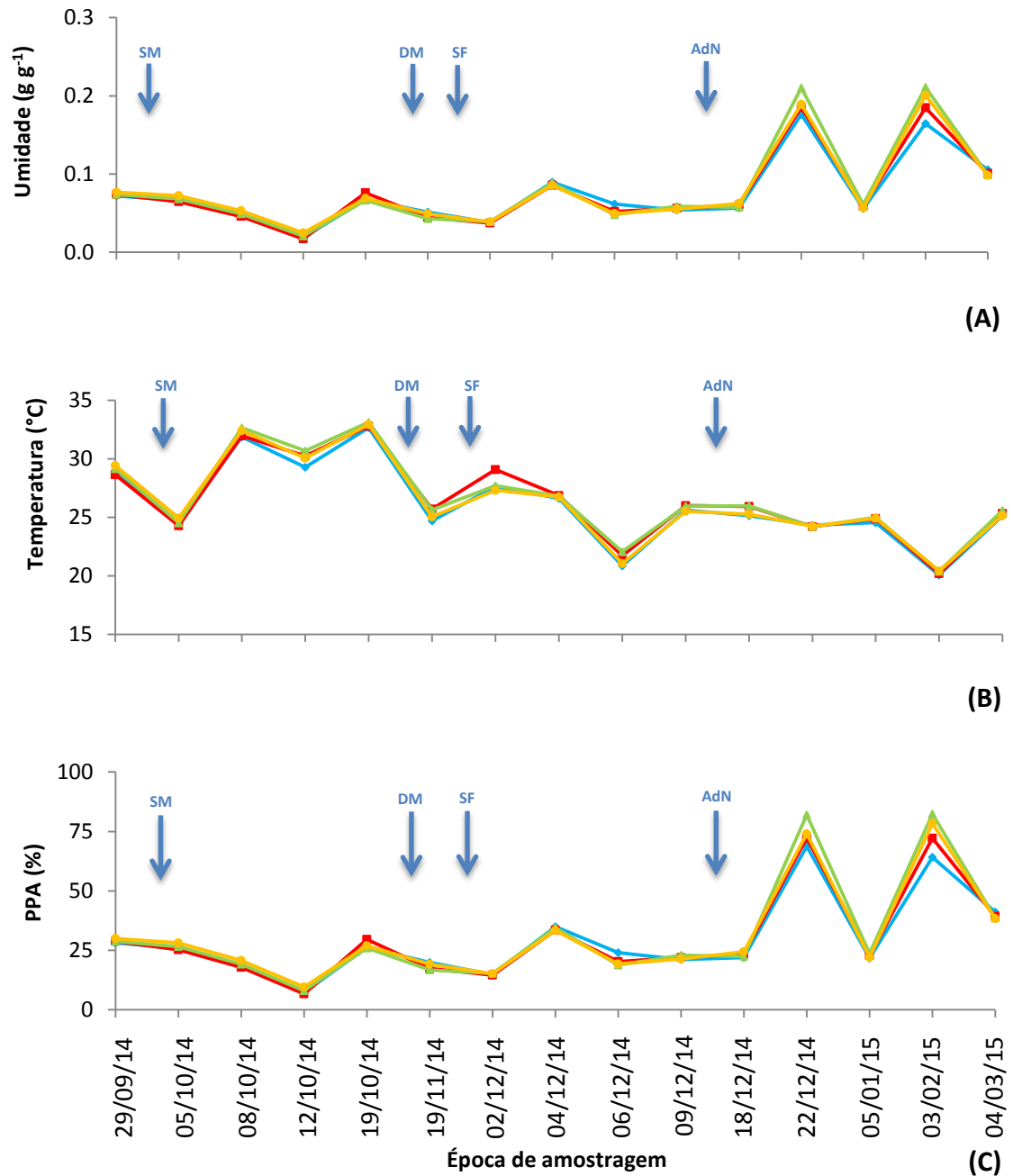


Figura 8. Umidade do solo (A), temperatura do solo (B) e porosidade preenchida por água (PPA) (C) nos dias das coletas dos GEE, em função das doses de calcário (0 (—), 1000 (—), 2000 (—) e 4000 (—) kg ha⁻¹). (SM = semeadura milho 02/10/2014, DM = dessecação do milho 04/11/2014, SF = semeadura feijão 01/12/2014 e AdN = adubação nitrogenada 17/12/2014).

Observou-se que as maiores emissões de N_2O foram relacionadas com a adubação nitrogenada, que aumenta a disponibilidade de N no solo, e com umidade do solo elevada (Figuras 7 e 8A), constatando a ocorrência de processos de nitrificação e desnitrificação (DAVIDSON et al. 2000). A magnitude das emissões é dependente principalmente da disponibilidade de N no solo, mas outros fatores como temperatura, umidade do solo, aeração, tipo de solo e cultivo podem alterar essa dinâmica (BAGGS et al. 2000). No geral os altos fluxos ocorrem após períodos de precipitação (DICK et al. 2001; NOVOA & TEJEDA, 2006).

Em estudo sobre as emissões de N_2O em solos com diferentes níveis de fertilidade cultivados com milho, Sehy et al. (2003) constataram emissões médias de $1,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ com emissão máxima de $33,6 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N_2O duas semanas após a aplicação de 15 g m^{-2} de N-fertilizante. Segundo Alves et al. (2010) o efeito da adubação nitrogenada se restringe praticamente ao primeiro mês após aplicação no solo.

Nas emissões de N_2O acumulada durante as 15 épocas de amostragens (157 dias) observou-se que as maiores emissões ocorreram no controle e as menores na dose de 4000 kg ha^{-1} , independente da aplicação de gesso (Tabela 8). Com a aplicação de calcário houve uma redução das emissões de N_2O de $0,1139 \text{ kg ha}^{-1}$ na dose de 1000 kg ha^{-1} , $0,1947 \text{ kg ha}^{-1}$ na dose de 2000 kg ha^{-1} e $0,2742 \text{ kg ha}^{-1}$ na dose de 4000 kg ha^{-1} quando comparado com a ausência de aplicação de calcário.

Resultados semelhantes foram observados por Barton et al. (2013). Os autores propuseram que a redução da acidez do solo, pela aplicação de calcário, como forma de mitigar a emissão de N_2O após chuvas de verão no semiárido australiano, quando a emissão for resultado da nitrificação. Esses resultados podem ser embasados pelos obtidos por Feng et al. (2003), que observaram rápida conversão do NO_2^- para NO_3^- com aumento do pH do solo via calagem, restringindo o NO_2^- disponível para redução a N_2O .

Tabela 8. Emissão acumulada de C-CO₂, C-CH₄ e N-N₂O e *Yield Scaled* ⁽¹⁾, após 53 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD.

Variáveis	Ac C-CO ₂ (kg ha ⁻¹)	Ac C-CH ₄ (kg ha ⁻¹)	Ac N-N ₂ O (kg ha ⁻¹)	<i>Yield-Scaled</i> (kg kg ⁻¹)
Doses de calcário				
0	1943 c	-0,2522 a	0,6733 a	3,46 a
1000	2382 a	-0,2102 a	0,5594 b	1,67 b
2000	2046 ab	-0,2490 a	0,4786 ab	0,95 c
4000	2152 b	-0,2421 a	0,3991 c	0,80 c
Gesso				
Com	2184 a	-0,2571 a	0,4999 a	2,02 a
Sem	2078 a	-0,2197 b	0,5553 a	1,42 b
Probabilidade de F				
Calcário (C)	0,0036	0,6669	0,0002	< 0,0001
Gesso (G)	0,0659	0,0214	0,0855	< 0,0001
C x G	0,0707	0,0883	0,6467	< 0,0001
CV ₁ (%)	8,05	31,07	13,64	19,12
CV ₂ (%)	6,98	16,78	15,85	10,27

*Médias seguidas de letras distintas na coluna diferem estatisticamente pelo teste t (p<0,05). ⁽¹⁾ Razão entre a quantidade de C equivalente emitido e a produtividade de grãos do feijoeiro.

Tabela 9. Desdobramento das interações calcário x gesso, referente a *yield-scaled*, após 53 meses da última reaplicação de calcário e gesso agrícola, num Latossolo Vermelho distroférico, sob SSD.

Gesso	Calcário (kg ha ⁻¹)			
	0	1000	2000	4000
Sem	2,46 aB	1,35 bB	1,10 bcA	0,77 cA
Com	4,48 aA	1,99 bA	0,83 cB	0,80 cA

*Médias seguidas de letras distintas, minúscula na linha e maiúscula na coluna, para cada variável, diferem estatisticamente pelo teste de t (P < 0,05)

Quanto a *yield-scaled*, medida métrica integrada que possui dois objetivos: proteção ambiental e segurança alimentar, foi observada interação significativa entre as variáveis analisadas (Tabela 8). No desdobramento do calcário dentro de cada nível de gesso (Tabela 9), observou-se os maiores valores no tratamento controle, cerca de 5,6 e 2,2 vezes maior em relação a dose recomendada de calcário (2000 kg ha⁻¹), quando associado ou não ao gesso agrícola, respectivamente. Quanto ao desdobramento de gesso dentro das doses de calcário, constatou-se os maiores coeficientes com a aplicação de gesso nas doses de 0 e 1000 kg ha⁻¹ de calcário, cerca de 1,8 e 1,5 vezes maior comparativamente ao tratamento que não recebeu gesso agrícola, respectivamente.

Esses resultados na dose recomendada de calcário estavam dentro da faixa de 0,98 a 1,13 relatada por Linquist et al. (2012), que analisaram dados de CO₂

equivalente nas culturas do milho, trigo e arroz. Fica evidente que, a calagem é uma prática agrícola que reduz a emissão de gases de efeito estufa por quilograma produzida de grãos, podendo assim garantir uma maior proteção ao meio ambiente, bem como, garantir a segurança alimentar mundial.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ainda são poucos os estudos que avaliam o efeito da aplicação, a longo prazo, de corretivos e condicionadores de solo nas emissões de GEE. Devido a isso, muitas vezes a calagem é vista como uma prática que contribui para o efeito estufa, já que, logo após a aplicação do corretivo, há um aumento das emissões, decorrente da própria reação do calcário com o solo e do aumento da atividade microbiana do solo. Porém, em longo prazo, nota-se que essa prática reduz as emissões de GEE, aumentando o sequestro de C.

8 CONCLUSÃO

As doses de calcário e a aplicação de gesso não alteraram os estoques de C e N no solo nem o aporte de C e N pela palha de milheto.

As maiores emissões de CO₂ ocorreram na dose de 1000 kg ha⁻¹ de calcário, independente da aplicação de gesso agrícola.

A aplicação de gesso agrícola aumentou a oxidação de CH₄ no solo, favorecendo assim a mitigação de GEE.

As maiores emissões de N₂O ocorrem na ausência de calcário, independente da aplicação de gesso agrícola.

A aplicação de calcário reduz a emissão de C-equivalente por unidade de massa de grãos de feijão produzida (*yield-scaled*) até a dose de 4000 kg ha⁻¹ na ausência de gesso e até a dose de 2000 kg ha⁻¹ na presença de gesso.

9 REFERÊNCIAS

ACTON, S., BAGGS, E., Interactions between N application rate, CH₄ oxidation and N₂O production in soil. **Biogeochemistry**, Dordrecht , v. 103, p. 15–26, 2011.

ADAMS, F.; RAWAJFIH, Z. Basaluminite and alunite: A possible cause of sulfate retention by acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 41, p. 686–692, 1977.

ALI, M. A.; LEE, C. H.; KIM, P. J. 2007. Effect of Phospho-gypsum on reduction of methane emission from rice paddy soil. **Korean Journal of Environmental Agriculture**, v. 26, p. 131-140.

ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; MADARI, B. E.; MACHADO, P. L. O .A.; FRANCHINI, J. C.; SANTOS, H. P.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Emissões de óxido nitroso de solos pelo uso de fertilizantes nitrogenados em áreas agrícolas. **Comunicado técnico 126 Embrapa Agrobiologia**. Seropédica, 2010.

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

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

AMARAL, A. S.; ANGHINONI, I.; HINRICHS, R.; BERTOL, I. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um Cambissolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 359-367, 2004.

ANDERSSON, S., NILSSON, S. I. Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 33, p. 1181–1191, 2001.

ARONSON, E. L., HELLIKER, B. R. Methane flux in non-wetland soils in response to nitrogen addition: a meta-analysis. **Ecology**, v. 91, p. 3242–3251, 2010.

AULAKH, M.S.; DORAN, J.W. & MOSIER, A.R. Soil denitrification - significance, measurement, and effects of management. **Advances in Soil Science**, v. 18, p. 1-57, 1992.

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

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**, Amsterdam, v. 90, p. 60-76, 2006.

BAGGS, E. M., PHILIPPOT, L. Microbial terrestrial pathways to nitrous oxide. *Nitrous Oxide and Climate Change* 256, 2010.

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

BALL, B. C. et al. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.53, p.29-39, 1999.

BANGER, K.; TIAN, H.; LU, C. Do nitrogen fertilizers stimulate or inhibit methane emissions from rice fields? **Global Change Biology**, Oxford, v. 18, p. 3259-3267, 2012.

BARTON, L.; MURPHY, D. V.; BUTTERBACH - BAHL, K. Influence of crop rotation and liming on greenhouse gas emissions from a semi-arid soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 167, p. 23-32, 2013.

BAYER, C. et al. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, n. 2, p. 237-245, 2006.

BAYER, C. et al. Methane emission from soil under long-term no-till cropping systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 124, p. 1–7, 2012.

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

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

BENDER, M.; CONRAD, R. Kinetics of CH₄ oxidation in oxicsoils exposed to ambient air or high mixing ratios. **FEMS Microbiology Ecology**, Amsterdam, v. 101, p. 261-270, 1992.

BEZDICEK, D. F., BEAVER, T., GRANATSTEIN, D. Subsoil ridge tillage and lime effects on soil microbial activity, soil pH, erosion, and wheat and pea yield in the Pacific Northwest, USA. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 74, p. 55–63, 2003.

BODDEY et al., Carbon accumulation at depth in Ferrasols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, p. 784-795, 2010.

BOECKX, P.; VAN CLEEMPUT; VILLARALVO, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 91-95, 1997.

BOHN, H. L.; MCNEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil chemistry**. 3rd. ed. New York: Wiley, 2001.

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**, v. 95, p.13997-14005, 1990.

BRAGA, D. M.; COSTA, M. K. L.; PONTES, T. L.; ALVES, B. J. R.; SHIGAKI, F. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso em função da adubação com uréia e vinhoto em cana-de-açúcar. Uberlândia/MG, 2011. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO – CBCS, 33., 2011, Uberlândia/MG, **Anais...** Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia/UFU, 2011, v. 1, p. 1-3.

BRAGA, F. A.; VALE, F. R.; MUNIZ, J. A. Movimentação de nutrientes no solo, crescimento e nutrição mineral no eucalipto, em função de doses de gesso e níveis de irrigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 19, p. 69–77, 1995.

BRANCO, S. A. Análise de alguns aspectos e soluções prováveis para o Lago Paranoá. **Revista DAE**, São Paulo, v. 26, n. 109, p. 38-45, 1975.

BRIEDIS, C., SÁ, J. C. M., CAIRES, E. F., NAVARRO, J. F., INAGAKI, T. M., BOER, A., Neto, C. Q., CANALLI, L. B., SANTOS, J. B. Changes in organic matter pools and increases in carbon sequestration in response to surface liming in an Oxisol under long-term no-till. **Soil Science Society**, Madison, v. 76, 151–160, 2012a.

BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. D. M.; CAIRES, E. F.; NAVARRO, J. D. F.; INAGAKI, T. M.; BOER, A.; NETO, C. Q.; FERREIRA, A. D. O.; CANALLI, L. B.; SANTOS, J. B. Dos. Soil organic matter pools and carbon-protection mechanisms in aggregate classes influenced by surface liming in a no-till system. **Geoderma**, Amsterdam, v. 170, p. 80–88, jan. 2012b.

BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. de M.; CAIRES, E. F.; NAVARRO, J.F.; INAGAKI, T. M.; FERREIRA, A. O. Carbono do solo e atributos de fertilidade em resposta à calagem superficial em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 7, p. 1007–1014, 2012c.

BROOKES, P. C. et al. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 20, p. 837-842, 1985.

BRUCE, J. P.; FROME, M.; HAITES, E.; JANZEN, H.; LAL, R.; Carbon sequestration in soil. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 54, p. 382-389, 1999.

BRUME, R.; BEESSE, F. 1992. Effects of Liming and Nitrogen Fertilization os Emissions of CO₂ and N₂O from a Temporate Forest. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 97, p. 12851-12858. 1992.

CAIRES, E. F.; ALLEONI, L. R. F.; CAMBRI, M. A. & BARTH, G. Surface application of lime for crop grain production under a no-till system. **Agronomy Journal**, Madison, v. 97, p. 791-798, 2005.

CAIRES, E. F.; BARTH, G.; GARBUIO, F. J. Lime application in the establishment of a no-till system for grain crop production in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 89, p. 3-12, 2006a.

CAIRES, E. F.; BLUM, G.; BARTH, F. J. Alterações química do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação do sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 275-286, 2003.

CAIRES, E. F.; CHUERI, W. A.; MADRUGA, E. F.; FIGUEIREDO, A. Alterações de características químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.22, p.27-34, 1998.

CAIRES, E. F. Correção da acidez do solo em sistemas de plantio direto. **Informações Agrônomicas – INPI**, n. 147, 1-13, 2013.

CAIRES, E. F. et al. Alterações químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação do sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 275-86, 2003.

CAIRES, E. F.; FELDHAUS, I. C.; BLUM, J. Crescimento radicular e nutrição da cevada em função da calagem e aplicação de gesso. **Bragantia**, Campinas, v. 60, n. 3, p. 213–223, 2001.

CAIRES, E. F.; FONSECA, A. F.; MENDES, J.; CHUEIRI, W. A.; MADRUGA, E. F. Produção de milho, trigo e soja em função das alterações das características químicas do solo pela aplicação de calcário e gesso na superfície, em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 1, p. 315–327, 1999.

CAIRES, E. F.; FONSECA, A. F.; FELDHAUS, I. C.; BLUM, J. Crescimento radicular e nutrição da soja cultivada no sistema plantio direto em resposta ao calcário e gesso na superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 1029–1040, 2001.

CAIRES, E. F.; GARBUIO, F. J.; CHURKA, S.; JORIS, H. A. W. Use of gypsum for crop grain production under a subtropical no-till cropping system. **Agronomy Journal**, Madison, v. 103, n. 6, p. 1804-1814, 2011.

CAIRES, E. F.; HALISKI, A.; BINI, A. R.; SCHARR, D. A. Surface liming and nitrogen fertilization for crop grain production under no-till management in Brazil. **European Journal of Agronomy**, v. 66, p. 41–53, 2015.

CAIRES, E. F.; JORIS, A. W.; CHURKA, S. Long-term effects of lime and gypsum additions on no-till corn and soybean yield and soil chemical properties in southern Brazil. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 27, p. 45–53, 2011.

CAIRES, E. F.; KUSMAN, M. T.; BARTH, G.; GARBUIO, F. J.; PADILHA, J. M. Alterações químicas do solo e resposta do milho à calagem e aplicação de gesso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 125–136, 2004.

CAIRES, E. F. Manejo da acidez do solo. In: PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R. (Ed.) **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes**. Piracicaba: IPNI, 2010, v. 1, p. 281-338.

CAMPOS, B. C. **Dinâmica do carbono em Latossolo Vermelho sob sistemas de preparo de solo e de culturas**. 2006. 188 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

CARBONE, M. S., STILL, C. J., AMBROSE, A. R., DAWSON, T. E., WILLIAMS, A. P., BOOT, C. M., SCHAEFFER, S. M., SCHIMEL, J. P. Seasonal and episodic moisture controls on plant and microbial contributions to soil respiration. **Oecologia**, Berlim, v. 167, p. 265–278, 2011.

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.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELO, C. R. de; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, v. 34, p. 277-290, 2010.

CARVALHO, M. C. S.; NASCENTE A. S. Calcário, gesso e efeito residual de fertilizantes na produção de biomassa e ciclagem de nutrientes de milho. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 44, n. 4, p. 370-380. 2014.

CARVALHO, W. A.; ESPÍNDOLA, C. R.; PACCOLA, A. A. **Levantamento de solos da Fazenda Experimental Lageado – Estação Experimental “Presidente Médici”**. [s.l: s.n.].

CASTRO, G. S. A.; CRUSCIOL, C. A. C. Effects of superficial liming and silicate application on soil fertility and crop yield under rotation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 195-196, p. 234–242, 2013b.

CASTRO, G. S. A.; CRUSCIOL, C. A. C.; CALONEGO, J. C.; ROSOLEM, C. A. Management Impacts on Soil Organic Matter of Tropical Soils. **Vadose Zone Journal**, Madison, v. 14, n. 1, 2015.

CERRI C. C.; BERNOUX M.; CARVALHO M. C. S.; VOLKOFF, B. Emissões e remoções de dióxido de carbono pelos solos por mudanças de uso da terra e calagem. **Relatórios de Referência do Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2001, 41 p.

CERRI, C.C. et al. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.

CERRI, C. C.; VERNOUNX, 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, p. 248-254, 2004.

CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, p. 83-99, 2007.

CHAN, K. Y. HEENAN, D. P. Lime-induced loss of soil organic carbon and effect on aggregate stability. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1841–1844, 1999.

CHAVEZ, L. F.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ESCOBAR, L. F.; FIORIN, J.; LA SCALA Jr., N. Emissões de Curto Prazo de CO₂ do Solo sob Sistemas de Preparo em Latossolo Vermelho do Rio Grande do Sul. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 17., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...**, 2008. 1 CD-ROM.

CIAIS P., SABINE C., BALA G., BOPP L., BROVKIN V., CANADELL J., CHHABRA A., DEFRIES R., GALLOWAY J., HEIMANN M., JONES C., LE QUÉRÉ C., MYNENI R. B., PIAO S., THORNTON P. Carbon and other biogeochemical cycles. In: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Medgley PM. editors. **Climate change 2013: The physical science basis**. Contribution of working group I to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge [UK]; New York [USA]: Cambridge University Press; 2013. p. 465-570.

CICERONE, R. J. Changes in stratospheric ozone. **Science**, v. 237, p. 35-42, 1987.

CIOTTA, M.N.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; FONTOURA, S.M.V.; WOBETO, C.; ALBUQUERQUE, J.A. Manejo da calagem e seu efeito sobre componentes da acidez de um Oxisol sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 317-326, 2004.

CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MARCELINO, R. Correção da acidez e mobilidade de íons em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 9, p. 1307–1317, 2007.

CORTON, T. M.; BAJITA, J. B.; GROSPÉ, F. S.; PAMPLONA, R. R.; ASSIS, C. A. Jr.; WASSMANN, R.; LANTIN, R. S.; BUENDIA, L. V. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 58, p. 1-394, 2000.

COSTA, A.; ROSOLEM, C. A. Liming in the transition to no-till under a wheat-soybean rotation. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 97, p. 207-217, 2007.

COSTA, C. H. M. **Calagem superficial e aplicação de gesso em sistema plantio direto de longa duração: efeitos no solo e na sucessão milho/crambe/feijão-caupi**. 2015. 109. Tese (Doutorado em Agronomia-Agricultura). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2015.

COSTA, C. H. M.; CRUSCIOL, C. A. C. Long-term effects of lime and phosphogypsum application on tropical no-till soybean-oat-sorghum rotation and soil chemical properties. **European Journal of Agronomy**, v. 74, p. 119-132, 2016.

COSTA, C. H. M. **Efeito residual da aplicação superficial de calcário e gesso nas culturas de soja, aveia-preta e sorgo granífero**. 2011. 90. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Agricultura). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2011.

COSTA, F.S.; ALBUQUERQUE, J.A.; BAYER, C.; FONTOURA, S.M.V.; WOBETO, C. Propriedades físicas de um Latossolo Bruno afetadas pelos sistemas de plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 527-535, 2003.

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, p. 323-332, 2008a.

COSTA, F. S. et al. 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. Soil and crop responses to lime and fertilizers in a fire-free land use system for smallholdings in the northern Brazilian Amazon. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 121, p. 27–37, 2012.

COTTON W. R., PIELKE R.A. **Human Impacts on Weather and Climate**. Cambridge University Press: New York. 1995.

CREMON, C.; ROSA JUNIOR, E. J.; SERAFIM, M. E.; ONO, F. B. Análise micromorfométrica de agregados de um Latossolo Vermelho distroférico em diferentes sistemas de manejo. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 31, p. 139-146, 2009.

CRUTZEN, P. J. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, included nitrogen oxide. In: **Denitrification, nitrification and N₂O**. Delwiche, C. C. (Ed.), New York: John Wiley and Sons, Ltd., p. 17-44, 1981.

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

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

DEBARBA, L.; AMADO, T. J. C. Desenvolvimento de sistemas de produção de milho no Sul do Brasil com características de sustentabilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 473-480, 1997.

DICK, J.; SKIBA, U.; WILSON, J. The effect of rainfall on NO and N₂O emissions from Ugandan agroforest soils. **Phyton Annales – Rei Botanicae**, Horn, v 41, p. 73-80, 2001.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled porosity and other controlling variables. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, p. 204-218, 2003.

DUMALE Jr., W. A.; MIYAZAKI, T.; HIRAI, K.; NISHIMURA, T. SOC Turnover and Lime-CO₂ Evolution during Liming of an Acid Andisol and Ultisol. **Open Journal of Soil Science**, v. 1, p. 49-53, 2011.

EMBRAPA - Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 306p, 2006.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Pesquisa do Solo. **Manual de métodos de análises de solo**. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

EKENLER, M.; TABATABAI, M. A. Effects of liming and tillage systems on microbial biomass and glycosidases in soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 39, p. 51-61, 2003.

ESCOBAR, L. E. **Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solo do planalto médio do Rio Grande do Sul**. 2008. 104. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria , Santa Maria – RS. 2008.

EUROPEAN COMMISSION (1997), Energy for the Future: Renewable Sources of Energy White Paper for a Community Strategy and Action Plan, COM(97)599 final (26/11/97).

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C. Amelior ating Soil Acidit y of Tropic al Oxisols by Liming For Sustainable Crop Production. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 99, p. 345-399, 2008.

FARINA, M. P. W.; CHANNON, P. Acid-subsoil amelioration. II. Gypsum effects on growth and subsoil chemical properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 175–180, 1988.

FENG, K.; YAN, F.; HUTSCH, B.; SCHUBERT, S.; 2003. Nitrous oxide emission as affected by liming an acidic mineral soil used for arable agriculture. **Nutrient Cycling Agroecosystems, Dordrecht**, v. 67, p. 283–292.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O. & VIDOR, C. Utilização de micro ondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 991-996, 1999.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soils. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMEL, D.S. (Org.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Nova Yorque, Wiley, 1989. p. 7-21.

FORTIN, M. C.; ROCHETTE, P.; PATTEY, E. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 1541-1547, 1996.

FRANZLUEBBERS, A. J.; HONS, F. M.; ZUBERER, D. A. Seasonal changes in soil microbial biomass and mineralizable c and n in wheat management systems. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 26, p. 1469-1475, 1994.

FRANZLUEBBERS, A. J.; SCHOMBERG, H. H.; ENDALE, D. M. Surface-soil responses to paraplowing of long-term no-tillage cropland in the Southern Piedmont USA. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 96, p. 303-315, 2007.

FRIZZO FILHO, O. **Produtividade e composição química de variedades de milho (Pennisetum glaucum (L.) R. BR.) em diferentes idades de corte visando à fenação**. 2004. 38 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2004.

FRYE, W. Nitrification inhibition for nitrogen efficiency and environment protection. In: IFA INTERNATIONAL WORKSHOP ON ENHANCED EFFICIENCY FERTILIZERS, v. 8, p. 28-30, 2005.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A. et al. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. cap. 11, p. 159-170.

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

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006, 126p. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

GONÇALVES, A. S. et al. Biomassa microbiana em amostras de solos secadas ao ar e reumedecidas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 5, p. 651-658, 2002.

GONÇALVES, J. R. P.; MOREIRA, A.; BULL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; VILLAS BOAS, R. L. Granulometria e doses de calcário em diferentes sistemas de manejo. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 33, p. 369-375, 2011.

HARTMAN D. L., KLEIN A. M. G., RUSTICUCCI M., ALEXANDER L. V., BRÖNNIMANN S., CHARABI Y., DENTENER F. J., DLUGOKENCKY E. J., EASTERLING D. R., KAPLAN A., SODEN B. J., THORNE P. W., WILD M., ZHAI P. M. Observations: Atmosphere and surface. In: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen

SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Medgley PM. editors. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, [UK] New York, [USA]: Cambridge University Press; 2013.p. 159-254.

HATI, K. M.; SWARUP, A.; MISHRA, B.; MANNA, M. C.; WANJARI, R. H.; MANDAL, K. G.; MISRA, A. K. Impact of long-term application of fertilizer, manure and lime under intensive cropping on physical properties and organic carbon content of an Alfisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 148, p. 173-179, 2008.

HENDRIX, P. F.; HAN, C. R.; GROFFMAN, P. M. Soil respiration in conventional and no-tillage agroecosystems under different winter cover crop rotations. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 12, p. 135-148, 1998.

HORI, K. K.; INUBUSHI, S. MATSUMOTO; WADA, H. Competition for acetic acid between methane formation and sulfate reduction in the paddy soil. **Japanese. Journal Soil Science Plant Nutrition**, v. 61, p. 572-578, 1990.

HORI, K. K.; INUBUSHI, S. MATSUMOTO; WADA, H. Competition for hydrogen between methane formation and sulfate reduction in a paddy soil. **Japanese Journal Soil Science Plant Nutrition**, v. 64, p. 363-367, 1993.

HÜSTCH, B. W. Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite and organic manure with respect to soil pH. **Biology and fertility of soils**, Berlim, v. 28, n. 1, p. 27-35, 1998.

HÜTSCH, B. W. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production-invited paper. **European Journal of Agronomy**, v. 14, p. 237–260, 2001.

IAMAGUTI, J. L.; MOITINHO, M.R.; TEIXEIRA, D. D. B.; BICALHO, E. S.; PANOSSO, A. R.; LA SCALA JR., N. Preparo do solo e emissão de CO₂, temperature e umidade do solo em area canavieira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 5, p. 497-504, 2015.

IPCC. 1996. In: **Climate change 1995**. The science of climate change. Cambridge University Press, Cambridge. 572 pp.

IPCC - **Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2001**: Contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge, Cambridge University Press. 881p.

IPCC. – **Intergovernmental Panel on Climate Change 2007**: Mitigation of climate change. Summary for policymakers. Bangkok. 2007b.35p. Working Group III contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report.

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

ISERMANN, K. Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. **Environmental Pollution**, Barking, v. 83, p. 95-111, 1994.

ISLAM, K. R. & WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 408-416, 1998.

IVARSON, K. C. Changes in decomposition rate, microbial population and carbohydrate content of an acid peat bog after liming and reclamation. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 57, p. 129– 137, 1997.

JANTALIA, C. P. et al. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: Avaliação das práticas usadas na produção de grãos no Sul do Brasil. In: ALVES, B. J. R. et al. **Manejo de sistemas agrícolas**: impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas; Porto Alegre: Gênese, 2006. 215p.

JANTALIA, C. P. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystem**, Dordrecht, v. 82, p.161–173, 2008.

JANZEN, H. H. Soil carbon: a measure of ecosystem response in a changing world? **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 85, p. 467-480, 2005.

KHALIL, M. A. K.; RASMUSSEN, R. A. Trends of atmospheric methane, **Pure and Applied Chemistry**, Oxford, v. 66, p. 143-147, 1994.

KHALIL, M.I.; ROSENANI, A.B.; van CLEEMPUT, O.; BOECKX, P; SHAMAHUDDIN, J. & FAUZIAH, C.I. Nitrous oxide production from an Ultisol of the humid tropics treated with different nitrogen sources and moisture regimes. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 36, p. 59-65, 2002.

KOLLET, J. L.; DIOGO, J. M. S.; LEITE, G. G. Rendimento forrageiro e composição bromatológica de variedades de milho (Pennisetum glaucum (L.) R. BR.). **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 35, n. 4, p. 1308-1315, 2006.

KOWALENKO, C. G., IHNAT, M. Residual effects of combinations of limestone, zinc and manganese applications on soil and plant nutrients under mild and wet climatic conditions. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 93, p. 113–125, 2013.

LAL, R. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. **Critical Review in Plant Science**, Boca Raton, v. 22(2), p. 151-184, 2003.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v.304, p. 1623-1626, 2004a.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 1-22, 2004b.

LA SCALA, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G. T. Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.91, p.244-248, 2006.

LA SCALA JR., N. et al. First-order decay models to describe soil C-CO₂ loss after rotary tillage. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 650-657. 2009.

LA SCALA, N.; LOPES, A.; SPOKAS, K.; ARCHER, D. W.; REICOSKY, D. First-order decay models to describe soil C-CO₂ loss after rotary tillage. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 650-657, 2009.

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

LEMER, J. AND ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils : a review. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 37, p. 25-50, 2001.

LEMKE, R.; SOLBERG, E.; IZAURRALDE, C.; NYBORH, M. **Seasonal nitrous oxide emissions from agricultural soils in the Parkland region of the Canadian Prairie**. 2004. Disponível em: <http://paridss.usask.ca/factbook/soilcrop/cesar1.html>. Acesso em: 19 nov. 2015.

LENKA, N. K.; LAL, R. Soil aggregation and greenhouse gas flux after 15 years of wheat straw and fertilizer management in a no-till system. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 126, p. 78-89, 2013.

LIMA, E. V. **Plantas de cobertura e calagem superficial na fase de implantação do sistema de plantio direto em região de inverno seco**. 2004. 121f. Tese (Doutorado em Agricultura) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas. Botucatu, SP, 2004.

LINDAU, C. W.; WICKERSHAM, P. DeLAUNE, R. D.; COLLINS, J. W.; BOLLICK, P. K.; SCOTT, L. M.; LAMBREMONT, E. N. 1998. Methane and nitrous oxide evolution and ^{15}N and ^{226}Ra uptake as affected by application of gypsum and phosphogypsum to Louisiana rice. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 68, p. 165-173, 1998.

LINQUIST, B.; GROENIGEN, K. J.; BORBE, M. A. A.; PITTELKOW, C.; KESSEL, C. Na agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops. **Global Change Biology**, Oxford, v. 18, p. 194-209, 2012.

LISBOA, C. C.; CERRI, C. C; CERRI, C. E. P.; CONANT, R. T.; FEIGL, B. E. Emissão de CO_2 de solos submetidos a um aumento de temperatura. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 16., 2006, Aracaju. **Anais...**, 2006. 1 CD-ROM.

LIU, L., GREAVES, T.L. A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: the CO_2 sink may be largely offset by stimulated N_2O and CH_4 emission. **Ecology Letters**, Oxford, v.12, p. 1103–1117, 2009.

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N_2O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, n. 39, p. 2362-2370, 2007.

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; ZHANG, F. S. The impact of nitrogen placement and tillage on NO , N_2O , CH_4 and CO_2 fluxes from a clay loam soil. **Plant Soil**, v. 280, p. 177-188, 2006.

LOMBARDI NETO, F.; DRUGOWICH, M. **Manual técnico de manejo e conservação de solo e água**. Campinas: CATI, v. 2, p. 168, 1994.

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

LUEDERS, T.; FRIEDRICH, M. W. Effects of amendment with Ferrihydrite and Gypsum on the structure and activity of Methanogenic populations in Rice field soil. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 68(5): p. 2484-2494, 2002.

LUO, L., LIN, H., LI, S. Quantification of 3-D soil macropore networks in different soil types and land uses using computed tomography. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 393, p. 53-64, 2010.

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

MACHADO, P. L. O. A. Carbono no solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A.; TORRES, E.; ANDRADE, A. G.; VALENCIA, L. I. O. No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferralsol from Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.80, p.185-200, 2005.

MAIA, S. F. M.; OGLE, S. M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Changes in soil organic carbono storage under diferente agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 106, p. 177-84, 2010a.

MANGALASSERY, S.; SJÖGERSTEN, S.; SPARKES, D. L.; STURROCK, C. J.; MOONEY, S. J. The effect of soil aggregate size on pore structure and its consequence on emission of greenhouse gases. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 132, p. 39-46, 2013.

MARCELO, A. V.; CORÁ, J. E.; LA SCALA, N. 2012. Influence of liming on residual soil respiration and chemical properties in a tropical no-tillage system. 2012. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 45-50, 2012.

MÁRQUEZ, T. C. L. L. S. M.; VASCONCELLOS, C. A.; PEREIRA FILHO, I.; FRANÇA, G. E.; CRUZ, J. C. Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização do nitrogênio em Latossolo Vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 30, p. 581-589, 2000.

MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Ecosystem approach to a Global Nitrous Oxide Budget. **BioScience**, Washington, v. 40, n. 9, p. 667-672, 1990.

MELLO, J. C. A.; VILLAS BÔAS, R. L.; LIMA, E. V.; CRUSCIOL, C. A. C.; BÜLL, 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, n. 3, p. 553–561, 2003.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. 1. ed. Viçosa-MG, UFV, 2005. 107p.

METAY, J. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil) **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, p. 78-88, 2007.

MILLAR, N.; NDUFA, J. K.; CADISCH, G.; BAGGS, E. M. Nitrous oxide emission following incorporation of improved-fallow residues in the humid tropics. **Global Biochemical Cycles**, v. 18, p. 1032-1041, 2004.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. MCTI. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, DF, 2013. Disponível em: <<http://gvces.com.br/arquivos/177/EstimativasClima.pdf>>. Acesso em: 19 nov. 2015.

MOJEREMANE, W.; REES, R. M.; MENCUCCINI, M. The effects of site preparation practices on carbon dioxide methane and nitrous oxide fluxes from a peaty gley soil. **Forestry**, v. 19, p. 1–15, 2011.

MOONEY, S. J., MORRIS, C. A morphological approach to understanding preferential flow using image analysis with dye tracers and X-ray Computed Tomography. **Catena**, Amsterdam, v. 73, p. 204–211, 2008.

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

MORELL, F. J.; ÁLVARO-FUENTES, J.; LAMPURLANÉS, J.; CANTERO-MARTÍNEZ, C. Soil CO₂ fluxes following tillage and rainfall events in a semiarid Mediterranean agroecosystem: effects of tillage systems and nitrogen fertilization. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 139, p. 167-173, 2010.

MOSIER, A. R.; PARTON, W. J.; VALENTINE, D. W.; OJIMA, D. S.; SCHIMEL, D. S.; DELGADO, J. A. CH₄ and N₂O fluxes in the Colorado shortgrass steppe: 1. Impact of

landscape and nitrogen addition. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 10, p. 387-399, 1996.

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**, v. 6, p. 11-49, 2004.

MULDER, E. G. Effect of liming on an acid peat soil on microbial activity. Int. Congr. **Soil Science**, Trans. 4th (Amsterdam) v. II, p. 117-121, 1950.

MUÑOZ, C., TORRES, P., ALVEAR, M., ZAGAL, E., 2013. Physical protection of C and greenhouse gas emissions provided by soil macroaggregates from a Chilean cultivated volcanic soil. **Acta Agriculturae Scandinavica Section B**, Copenhagen, v. 62, p. 739-748, 2013.

NASCENTE, A. S. et al. The no-tillage system and cover crops: alternatives to increase upland rice yields. **European Journal of Agronomy**, v. 45, n. 2, p. 124-131, 2013a.

NAHAS, E.; DELFINO, J. H.; ASSIS, L. C. Atividade microbiana e propriedades bioquímicas do solo resultantes da aplicação de gesso agrícola na cultura do repolho. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 54, n. 3, p. 160-166, 1997.

NEALE, S. P., SHAH, Z., ADAMS, W. A. Changes in microbial biomass and nitrogen turnover in acidic organic soils following liming. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 29, p. 1463-1474, 1997.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: SPARKS, D. L. et al. **Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods-SSSA Book Series nº 5**. Madison: Soil Science Society of America [etc.], 1996. p. 961-1010.

NICOLODI, M.; ANGHINONI, I.; GIANELLO, C. Indicadores da acidez do solo para a recomendação da calagem no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 237-247, 2008.

NICOLOSO, R. da S.; LOVATO, T.; CARNEIRO, T.J.; BAYER, C.; LANZANOVA, M.C. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.2425-2433, 2008.

NOLLA, A.; ANGHINONI, I. Critérios de calagem para soja no sistema plantio direto consolidado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p.475-483, 2006.

NOVOA, R. S. A.; TEJEDA, H. R. Evaluation of the N₂O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 75, p. 29-46, 2006.

NYSONC, M.; HOYR, P. B. Effects of soil acidity and liming on mineralization of soil nitrogen. **Canadian Journal Soil Science**, Ottawa, v. 58, p. 331-338, 1978.

OLIVEIRA, B.G.; CARVALHO J.L.N.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. **Geoderma**, Amsterdam, v. 200-201, p. 77-84, 2013.

OLIVEIRA, E. L. de; PAVAN, M. A. Control of soil acidity in no-tillage system for soybean production. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 38, p. 47-57, 1996.

OLIVEIRA, I. P.; COSTA, K. A. P.; FAQUIN, V.; MACIEL, G. A.; NEVES, B. P.; MACHADO, E. L. Efeitos de fontes de cálcio no desenvolvimento de gramíneas solteiras e consorciadas. **Ciência Agrotécnica**, v. 33, n. 2, p. 592-598, 2009.

PALMEIRAS, P. R. T.; PAULETTO, E. A.; TEIXEIRA, C. F. A.; GOMES, A. S.; SILVA, J. B. Agregação de um planossolo submetido a diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 189-195, 1999.

PASSOS, R. R.; RUIZ, H. A.; MENDONÇA, E. de S.; CANTARUTTI, R. B.; SOUZA, A. P. de. Substâncias húmicas, atividade microbiana e carbono orgânico lábil em agregados de um Latossolo Vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.1119-1129, 2007.

PAVAN, M. A.; BINGHAM, F. T.; PRATT, P. F. Toxicity of aluminum to coffee in ultisols and oxisols amended with CaCO₃, MgCO₃, and CaSO₄ . 2H₂O. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 46, n. July, p. 1201-1207, 1982.

PAVAN, M. A.; BINGHAM, F. T.; PRATT, P. F. Redistribution of exchangeable calcium, magnesium, and aluminum following lime and gypsum applications to a Brazilian Oxisol. v. 48, p. 33-38, 1984.

PAVEI, M. A. **Decomposição de resíduos culturais e emissão de gases do efeito estufa em sistemas de manejo do solo em Ponta Grossa (PR)**. 2005. 115f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2005.

PERSSON, T.; WIREN, A. Microbial activity in forest soils in relation to acid/base and carbon/nitrogen status. In *Air Pollution as Stress Factor in Nordic Forests* (F. N. Braekke, K. Bjor and B. Halvorsen, Eds), pp. 83-95. Norwegian Institute for Forest Research, Aas.1989.

PIMENTEL, L. G. **Emissão de óxido nitroso do solo em sistemas de sucessão de culturas e sua relação com a qualidade do resíduo vegetal**. 2014. 64f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Porto Alegre, RS, 2014.

PINTO, M.; MERINO, P.; DEL PRADO, A.; ESTAVILLO, J.M.; YAMULKY, S.; GEBAUER, G.; PIERTZAK, S.; LAUF, J. & OENEMA, O. Increased emissions of nitric oxide and nitrous oxide following tillage of a perennial pasture. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, Dordrecht, v. 70, p. 13-22, 2004.

PLAZA-BONILHA, D.; CANTERO-MARTÍNEZ, C.; BERECHÉ, J.; ARRÚE, J. L.; ÁLVARO-FUENTES, J. Soil carbon dioxide and methane fluxes as affected by tillage and N fertilization in dryland conditions. **Plant Soil**, v. 381, p. 111-130, 2014.

PRATHER, M. R.; DERWENT, D.; EHHALT, P.; FRASE, P.; SANHUEZA, E.; ZHOU, X. Other trace gases and atmospheric chemistry, In: HOUGHTON, J.T. et al (Ed.). **Climate Change: Radioative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios**, Cambridge University Press, New York, p. 74-126, 1995.

PÖTTKER, D.; BEN, J. R. Calagem para uma rotação de culturas no sistema plantio direto. **Revista Brasileira Ciência Solo**, Viçosa, v. 22, p. 675-684, 1998.

POWLSON, D. S.; GOULDING, K. W. T.; WILLISON, T. W.; WEBSTER, C. P.; HÜTSCH, B. W. The effect of agriculture on methane oxidation in soil. **Nutrient and Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 59-70, 1997.

QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2000.

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

RAIJ, B. van; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed Campinas: IAC, p.8 – 18, 1997 (Boletim Técnico 100).

RAIJ, B. van; FURLANI, P. R.; GUAGGIO, J. A.; PETTINELLI JR., A. Gesso na produção de cultivares de milho com tolerância diferencial a alumínio em três níveis de calagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 101-108, 1998.

RAIJ, B. van. **Gesso na Agricultura**. Informações Agronômicas, n. 122, 2008.

RAMPIM, L.; LANA, M. C.; FRANDOLOSO, J. F.; FONTANIVA, S. Atributos químicos de solo e resposta do trigo e da soja ao gesso em sistema semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1687-1698, 2011.

RAPHAEL, J. P. A.; CALONEGO, J. C.; MILORI, D. M. B. P.; ROSOLEM, C. A. Soil organic matter in crop rotations under no-till. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.155, p. 45-53, 2016.

READ, D.; BEERLING, D.; CANNELL, M.; COX, P.; CURRAN, P.; GRACE, J.; INESON, P.; JARVIS, P.; MALHI, Y.; POWLSON, D.; SHEPHERD, J.; WOODWARD, I. **The role of land carbon sinks in mitigating global climate change**. London: Royal Society, 27 p, 2001.

REAY, D. S.; NEDWELL, D. B. Methane oxidation in temperate soils: effects of inorganic N. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.36, p. 2059–2065, 2004.

REEVE, N. G.; SUMNER, M. E. Amelioration of subsoil acidity in Natal Oxisols by leaching of surface-applied amendments. **Agrochemophysica**, Pretoria, v. 4, p. 1–6, 1972.

REICOSKY, D. C.; LINDSTROM, N. J. Fall tillage method: effect on short-term carbon dioxide flux from soil. **Agronomy Journal**, Madison, v. 85, p. 1237-1245, 1993.

REICOSKY, D. C.; DUGAS, W. A.; TORBERT, H. A. Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 41, p. 105-118, 1997.

RHEINHEIMER, D. S.; SANTOS, E. J. S.; KAMINSKI, J.; BORTOLUZZI, E. C.; GATIBONI, L. C. Alterações de atributos do solo pela calagem superficial e incorporada a partir de pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p.797 - 805, 2000.

RIDLEY, A.M.; SLATTERY, W.J.; HELYER, K.R.; COWLING, A. The importance of the carbon cycle to acidification of a grazed annual pasture. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Melbourne, v.30, p.529-537, 1990.

RITCHEY, K. D.; SILVA, S. E.; COSTA, V. F. No TitCalcium deficiency in clayey B horizons of savannah Oxisolsle. **Soil Science**, v. 133, p. 378–382, 1982.

ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARWOOD, R. R. “Green-House Gases in Intensive Agriculture: Contributions of Individual Gases to the Radiative Forcing of the Atmosphere”, **Science**, v. 289, No. 5486, p. 1922-1925, 2001.

ROSS, D. J. Soil microbial biomass estimated by the fumigation-incubation procedure: Seasonal fluctuations and influence of soil moisture content. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p.397-404, 1987.

SAINJU, U. M. et al. Soil Greenhouse Gas Emissions Affected by Irrigation, Tillage, Crop Rotation, and Nitrogen Fertilization, **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 41 No. 6, p. 1774-1786, 2012.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; FABRICIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.11-21, 2008.

SANHUEZA, E.; CÁRDENAS, L.; DONOSO, L.; SANTANA, M. Effect of plowing on CO₂, CO, CH₄, N₂O, and NO fluxes from tropical savannah soils. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 99(D8), p. 16429-16434, 1994.

SANTOS, H. P.; FONTANELI, R. S.; TOMM, G. O.; SPERA, S. Efeito de sistemas de produção mistos sob plantio direto sobre fertilidade do solo após oito anos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p. 545-552, 2003.

SARTORI, F.; LAL, R.; EBINGER, M. H.; PARRISH, D. J. Potencial soil carbono sequestration and CO₂ offset by dedicated energy crops in the USA. **Critical Reviews in Plant Science**, v. 25, p. 441-472, 2006.

SCARPINELLA, G. A. **Reflorestamento no Brasil e o Protocolo de Quioto**. 2002. 162 f. Dissertação (Mestrado) – Programa Interunidades de Pós Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 2002.

SCHLESINGER, W. H. **Carbon and Agriculture** – Carbon sequestration in soils. Science, 284: 2095, 1999.

SEHY, U.; RUSER, R.; MUNCH, J.C. Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.99, p.97-111, 2003.

SETYANTO, P. et al.. Soil controlling factors of methane gas production from flooded rice fields in Pati District, Central Java. Indonesia. **Journal Agricultural Science**, v. 3 p. 20-31, 2002.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013.

SHAH, Z., ADAMS, W. A., HAVEN, C. D. V. Composition and activity of the microbial population in an acidic upland soil and effects of liming. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 22, p. 257–263, 1990.

SILVA, A. A.; VALE, F. R.; FERNANDES, L. A.; NETO, A. E. F.; MUNIZ, J. A. Efeitos de relações $\text{CaSO}_4/\text{CaCO}_3$ na mobilidade de nutrientes no solo e no crescimento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 451–457, 1998.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.275-374.

SILVA, J. E. et al. Carbon storage in clayey oxisol cultivated pastures in the “Cerrado” region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 357 363, 2004.

ŠIMEK, M., HOPKINS, D., KALCÍK, J., PICEK, T., ŠANTRUCKOVÁ, H., STANA, J., TRAVNIK, K., 1999. Biological and chemical properties of arable soils affected by long-term organic and inorganic fertilizer applications. **Biology and Fertility of Soils**, Elmsford, v. 29, p. 300–308, 1999.

SINGH, J.S.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH, R.S.; SRIVASTAVA, S.C. Microbial biomass act as source of plant nutrientes in dry tropical forest and savana. **Nature**, v. 388, p. 499-500. 1989.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. de C.; FEIGEL, B.J.; VENZKE FILHO, S. de P.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). II - Emissões de CO_2 e N_2O . **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, p.1023-1029, 2009.

SITAUULA, B. K.; HANSEN, S.; SITAUULA, J. I. B.; BAKKEN, L. R. Methane oxidation potentials and fluxes in agricultural soil: effects of fertilisation and soil compaction. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 48, p. 323-339, 2000.

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

SMITH, K. A.; CONEN, F. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 20, p. 255-263, 2004.

SNYDER, C. S. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystem & Environmental**, Amsterdam, v. 133, p. 247-266. 2009.

SORATTO, R. P. **Aplicação de calcário e gesso em superfície na implantação do sistema de plantio direto**. 2005. 189. Tese (Doutorado em Agronomia-Agricultura). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2005.

SORATTO, R. P.; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo decorrentes da aplicação em superfície de calcário e gesso em sistema plantio direto recém-implantado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 675-688, 2008c.

SORATTO, R.P.; CRUSCIOL, C. A. C. Dolomite and Phosphogypsum surface application effects on annual crops nutrition and yield. **Agronomy Journal**, Madison, v. 100, p. 261-270, 2008b.

SORATTO, R. P.; CRUSCIOL, C. A. C.; MELLO, F. F. C. Componentes da produção e produtividade de cultivares de arroz e feijão em função de calcário e gesso aplicados na superfície do solo. **Bragantia**, Campinas, v. 69, p. 965-974, 2010.

SORATTO, R. P.; CRUSCIOL, C. A. C. Nutrição e produtividade de grãos da aveia-preta em função da aplicação de calcário e gesso em superfície na implantação do sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 715-725, 2008a.

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

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E.; REIN, T. A. **Uso do gesso agrícola nos solos dos cerrados**, 1996.

SPAGNOLLO, E. **Plantas de cobertura intercalares ao milho em sistemas de Cultivo mínimo e convencional**. 2000. 121 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2000.

SPARLING, G. P.; WEST, A. W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: calibration in situ using microbial respiration and ¹⁴C labelled cells. **Soil Biology & Biochemistry**, Madison, v. 20, p. 337-343, 1988.

STENBERG, B. et al. Microbial biomass and activities in soil as affected by frozen and cold storage. **Soil Biology & Biochemistry**, Madison, v. 30, n. 3, p. 393-402, 1998.

STEUDLER, P. A. et al. Consequence of forest-to-pasture conversion on CH₄ fluxes in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 101, n. D13, p. 18547-18554, 1996.

SUMNER, M. E. Amelioration of subsoil acidity with minimum disturbance. In: JAYAWARDANE, N. S.; STEWART, B. A. (Ed.). **Subsoil management techniques**. [s.l: s.n.]p. 147–185, 1995.

SUMNER, M. E.; SHAHANDEH, H.; BOUTON, J.; HAMMEL, J. Amelioration of an acid soil prolife through deep liming an surface application of gypsum. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 50, p. 1254–1278, 1986.

SUWANWAREE, P.; ROBERTSON, G. P. Methane oxidation in forest, sucessional, and no-till agricultural ecosystems: effects of nitrogen and soil dirturbance. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 1722–1729, 2005.

SWIFT, R. S. Organic Matter Characterization. In: SPARKS, D. L. et al. (Ed.). **Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods-SSSA Book Series nº 5**. Madison: Soil Science Society of America [etc.], 1996. p. 1011-1069.

TEIXEIRA, L. G.; LOPES, A.; LA SCALA JR, N. Temporal variability of soil co₂ emission after conventional and reduced tillage described by an exponential decay in time model. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, p. 224-231, 2010.

THANGARAJAN, R.; BOLAN, N. S.; TIAN, G.; NAIDU, R.; KUNHIKRISHNAN, A. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, p. 1-25, 2013.

TRINSOUTROT, I.; RECOUS, S.; BENTZ, B.; LINÈRES, M.; CHÈNEBY N.B. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under non-limiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 918-926, 2000.

UDAWATTA, R. P., ANDERSON, S. H. CT-measured pore characteristics of surface and subsurface soils influenced by agroforestry and grass buffers. **Geoderma**, Amsterdam, v. 145, p. 381–389, 2008.

URQUIAGA, S. et al. Variações nos estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa em solos das regiões tropicais e subtropicais do Brasil: uma análise crítica. **Informações Agronômica**, v. 130, p.12-21, 2010.

USSIRI, D. A. N.; LAL,R.; JARECKI, M. K..Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 104, p. 247–255, 2009.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 6. p. 703-707, 1987.

VAN DER GON, H. A. C.; NEUE, H. U. 1994. Impacto f gypsum application on the methane emission from a wetland rice field. **Global Biogeochemistry Cycles**, v. 8, p. 127-134, 1994.

VARGAS, L.K.; SCHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C-CO₂ e N mineral de um Podzólico Vermelho-Escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p.35-42, 2000.

VARGAS, V.P.; CANTARELLA, H.; MARTINS, A.A.; SOARES, J.R.; CARMO, J.B.; ANDRADE, C.A Sugarcane crop residue increases N₂O and CO₂ emissions under high soil moisture conditions. **Sugar Tech**, v.16, p.174-179, 2013.

VELDKAMP, E.; KELLER, M.; NUÑEZ, M. Effects of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 12, p. 71-79, 1998.

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

WANG, Z.; INESON, P. Methane oxidation in a temperate coniferous forest soil: effects of inorganic N. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 35, n. 3, p. 427-433, 2003.

WASSMANN, R.; VLEK, P. L. G. Mitigating greenhouse gas emissions from tropical agriculture: scope and research priorities. **Environment, Development and Sustainability**, n. 6, p. 1-9, 2004.

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

WOLF, D. C.; WAGNER, G. H. Carbon transformation and soil organic matter formations. In: SYLVIA, D. M.; HARTEL, P. G.; FUHRMANN, J. J.; ZUBERER, D. A. **Principles and applications of soil microbiology**. 2nd ed. : Pearson Education, p.285-332, 2005.

WYNGAARD, N., ECHEVERRÍA, H. E., ROZAS, H. R. S., DIVITO, G. A. Fertilization and tillage effects on soil properties and maize yield in a Southern Pampas Argiudoll. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 119, p. 22–30, 2012.

YAGI, K., MINAMI, K. Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields. **Soil Science & Plant Nutrition**, Tokio, v. 36, n. 4, p. 599-610, 1990.

YAO, H. Y.; BOWMAN, D.; RUFTY, T.; SHI, W. Interactions between N fertilization, grass clipping addition and pH in turf ecosystems: implications for soil enzyme activities and organic matter decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.41, p.1425-1432, 2009.

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

ZANATTA, J. A. et al. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, p. 510-519, 2007.

ZHONGKUI, L.; WANG, E.; SUN, O.J. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis. **Geoderma**, Amsterdam, v.155, p.211-223, 2010.

ZHOU, X., LIN, H. S., WHITE, E. A. Surface soil hydraulic properties in four soil series under different land uses and their temporal changes. **Catena**, Amsterdam, v.73, p. 180–188, 2008.

ANEXO

ANEXO I. Defensivos agrícolas utilizados durante o manejo da cultura do feijão, safra 2014/15.

	Aplicação	Dia	Classe	Nome Comercial	Ingrediente Ativo	Quantidade (g i.a. ha ⁻¹)
Safra 2014/2015	1 ^a	15/12/2014	Herbicida	Fusilade 250	Fluazifope-P-Butílico	187,5
	2 ^a	15/12/2014	Herbicida	Amplo	Bentazona+Imaxamoxi	600+28
	1 ^a	16/12/2014	Inseticida	Actara 250 WG	Tiametoxam	62,5
	1 ^a	22/12/2014	Fungicida	Comet	Piraclostrobina	62,5
	2 ^a	22/12/2014	Inseticida	Orthene 750 BR	Acefato	225
	2 ^a	07/01/2015	Fungicida	Mertin 400	Hidróxido de Fentina	200
	3 ^a	07/01/2015	Fungicida	Folicur 200 EC	Tebuconazol	140
	3 ^a	07/01/2015	Inseticida	Engeo Pleno	Tiametoxam+ Lambda-cialotrina	21+16
	4 ^a	14/01/2015	Fungicida	Opera	Piraclostrobina+Epoxico nazol	79,8+30
	4 ^a	14/01/2015	Inseticida	Orthene 750 BR	Acefato	525
	5 ^a	26/01/2015	Inseticida	Lannate BR	Metomil	215
	6 ^a	26/01/2015	Fungicida	Comet	Piraclostrobina	62,5
	7 ^a	26/01/2015	Fungicida	Mertin 400	Hidróxido de Fentina	200
	6 ^a	02/02/2015	Inseticida	Engeo Pleno	Tiametoxam+ Lambda-cialotrina	21+16
	8 ^a	02/02/2015	Fungicida	Score	Difenoconazol	75
	9 ^a	02/02/2015	Fungicida	Bravonil	Clorotalonil	1.000
	7 ^a	10/02/2015	Inseticida	Orthene 750 BR	Acefato	750
	10 ^a	10/02/2015	Fungicida	Opera	Piraclostrobina+Epoxico nazol	79,8+30
	8 ^a	14/02/2015	Inseticida	Connect	Imidacloprido+Beta-Ciflutrina	100+12,5
	9 ^a	14/02/2015	Inseticida	Lannate BR	Metomil	215
	11 ^a	23/02/2015	Fungicida	Comet	Piraclostrobina	62,5

*Volume de aplicação de 200 L ha⁻¹ sendo a operação realizada com pulverizador tratorizado de barras com 12 m de comprimento, e bicos leque 110.02 espaçados de 0,50m.