Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba

Diana Signor

Dissertação apresentada, para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2010

Diana Signor
Engenheiro Agrônomo

Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba

Orientador:
Prof. Dr. **CARLOS EDUARDO PELLEGRINO CERRI**

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

Piracicaba
2010

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

Signor, Diana
Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba / Diana Signor. - - Piracicaba, 2010.
119 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2010.
Bibliografia.

1. Aquecimento global 2. Biomassa 3. Cana-de-açúcar 4. Efeito estufa 5. Fertilizantes nitrogenados 6. Gases 7. Matéria orgânica do solo 8. Nitrogênio I. Título

CDD 633.61
S578e

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

AGRADECIMENTOS

A Deus, o criador e regente do universo, pelo dom da vida e por todas as oportunidades que tem colocado em meu caminho.

Aos meus pais Cladir e Fatima, por todo o amor e carinho, pelo apoio incondicional e por nunca terem medido esforços para que eu pudesse perseguir meus sonhos; ao meu irmão André, pelo companheirismo e por todos os momentos compartilhados; aos meus avós Margarida e Fiorello pelo grande exemplo de dedicação e amor.

A Magnus Dall'Igna Deon por todo o apoio e incentivo, pelas importantes considerações e pelo auxílio ao longo das diversas etapas deste trabalho.

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

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela bolsa concedida.

Ao Professor Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri, por ter sido amigo além de orientador, pela grande dedicação aos orientados e por todos os ensinamentos transmitidos.

Aos colegas e "irmãos" de orientação com os quais tive o prazer de conviver: Rodrigo Vianei Czycza, Gilma Amparo Reina Sanchez, Carolina Brandani, Thalita Abbruzzini e, em especial, a Luísa Lorentz Magalhães Pissioni pelo imenso auxílio durante o experimento de campo.

Aos Professores Carlos Clemente Cerri e Brigitte Josefine Feigl pelas importantes contribuições a este trabalho, e à equipe do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA-USP) pelo auxílio em várias análises.

A Eleusa Cecília Bassi, técnica do Laboratório de Matéria Orgânica do Solo (ESALQ/USP), e aos estagiários Hugo Damasceno Filliage, Matheus Andia, Nastássia Yuri e Aline Paladini pela grande e fundamental ajuda durante as coletas e análises de solo e gases. A Daniel Teixeira pelo auxílio na implantação e condução do experimento de avaliação de CO_2.

Aos Professores Álvaro Pires e Newton La Scala Jr. pelo auxílio no planejamento e execução dos experimentos.

À Usina Iracema, através dos Srs. Paulo de Aguiar e Silva e Fabiano, pela concessão das áreas e auxílio durante as coletas.

À Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA) Pólo Centro Sul, na pessoa da Dra. Raffaella Rossetto, pelo fornecimento da área para realização do experimento e pela valiosa contribuição no planejamento das atividades.

Aos amigos que muito contribuíram nas diversas etapas que percorri até aqui: Priscila Giordani, Bruno de Moura Araújo, Lilian Beatriz Corrêa, Tatiana Comim, Fernanda Duran, Viviane de Oliveira Moraes, Ana Paula de Jesus Kowalski, Marilene Fatima Lunardi, Erica Shiono, Josiane Pires, Eloana Janice Bonfleur e Marília Mitie.

Aos demais colegas do programa de pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas por todos os momentos de convivência.

Aos professores da Universidade Federal do Paraná que me incentivaram no início desta etapa: Juarez Gabardo, Valmiqui Costa Lima, Vander de Freitas Melo, Jeferson Dieckow, Fabiane Vezzani, Luiz Antonio Biasi, Jorge Luiz Moretti de Souza, Jair Alves Dionísio e Antônio Carlos Vargas Motta.

A todos os que direta ou indiretamente contribuíram para que eu chegasse até aqui e aos que me incentivam a buscar sempre algo a mais,

Muito Obrigada!

“Quando a noite esconde a luz, Deus acende as estrelas”

Pe. Fábio de Melo, scj

"Sabemos que o que fizemos foi apenas uma gota d'água no oceano...

Mas se não o tivéssemos feito essa gota faltaria.”

Madre Tereza de Calcutá

SUMÁRIO

RESUMO 9
ABSTRACT 11
LISTA DE FIGURAS 13
LISTA DE TABELAS 15
1 INTRODUÇÃO 19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 23
2.1 Atmosfera terrestre e efeito estufa 23
2.2 Principais fontes de N_2O 24
2.2.1 Processos de formação do N_2O no solo 25
2.2.2 Fatores de influência na formação de N_2O no solo 33
2.3 Estoques de Carbono e Nitrogênio 44
2.4 Biomassa microbiana 47
3 MATERIAL E MÉTODOS 49
3.1 Estoques de carbono e nitrogênio no solo 49
3.1.1 Coleta das amostras de solo 49
3.1.2 Análises químicas 50
3.1.3 Análises físicas 51
3.1.4 Teores e estoques de C e N 52
3.1.5 Análise de biomassa microbiana 54
3.2 Emissão de gases do efeito estufa 55
3.2.1 Avaliação de N_2O em laboratório 56
3.2.2 Avaliação de N_2O no campo 59
3.2.3 Avaliação de CO_2 no campo 62
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 65
4.1 Estoques de carbono e nitrogênio 65
4.1.1 Análises químicas para caracterização do solo 65
4.1.2 Análises físicas 69
4.1.3 Teores e estoques de C e N 70
4.1.4 C e N na biomassa microbiana 83
4.2 Emissão de gases do efeito estufa 86

4.2.1 Avaliação de N_2O em laboratório 86
4.2.2 Avaliação de N_2O no campo 92
4.2.1 Avaliação de CO_2 no campo 100
REFERÊNCIAS 107

RESUMO

Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba

A concentração atmosférica dos gases do efeito estufa (GEE), como dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), tem aumentado significativamente desde o início da Revolução Industrial e a agricultura contribui de maneira expressiva para este aumento. O solo é um importante reservatório de carbono (C) e nitrogênio (N) e, em função do manejo, parte deste reservatório pode ser liberado para a atmosfera e contribuir para o aumento da concentração de GEE. Contudo, algumas práticas de manejo favorecem o aumento dos estoques de C e N no solo e são de grande importância para mitigar o aquecimento global. O sistema de colheita da cana-de-açúcar sem queima da palhada é uma prática que aumenta a deposição de resíduos sobre a superfície e afeta os estoques de C e N no solo, enquanto a adubação nitrogenada pode influenciar nas emissões de CO_2 e N_2O. A primeira etapa deste trabalho comparou os estoques de C e N totais e os teores de C na biomassa microbiana do solo em áreas de cana-de-açúcar colhidas com e sem queima da palhada. Nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm, os estoques de C e N foram maiores para o manejo sem queima. Na camada 0-30 cm, os estoques de C representaram 60 e 53 % e os de N representaram 55 e 50 % dos estoques totais acumulados na camada 0-100 cm, para as áreas sem queima e com queima, respectivamente. Em função da adoção do manejo sem queima a taxa de acúmulo de C no solo foi de 0,7 Mg ha^{-1} ano^{-1}, enquanto o N apresentou uma taxa de redução de 0,25 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Os teores microbianos de C entre 0 e 20 cm de profundidade variaram de 184,20 a 349,27 mg kg^{-1} nas áreas sem queima e de 198,85 a 291,77 mg kg^{-1} nas áreas com queima. O tempo de adoção do sistema sem queima favoreceu o aumento do conteúdo de C microbiano no solo. A segunda etapa deste trabalho consistiu na avaliação das emissões de GEE em função da adubação nitrogenada em cana-de-açúcar. Foram realizados três experimentos, onde se comparou o efeito de duas fontes de N mineral: uréia e nitrato de amônio. Em condições de laboratório, testaram-se as doses de 60, 80 e 120 kg ha^{-1} de N. Foram observadas influências das fontes e doses de N nas emissões de N_2O, sendo as maiores emissões associadas à uréia. Em condições de campo, testando as doses de 60, 90, 120 e 180 kg ha^{-1} de N, observou-se maiores emissões para o nitrato de amônio nas maiores doses. Um terceiro experimento, conduzido no campo, avaliou a influência destas mesmas fontes e doses de N nas emissões de CO_2. Alterações nas emissões de CO_2 foram observadas apenas em parcelas que receberam adição de uréia, embora a variabilidade dos dados tenha sido grande, comprometendo o ajuste da curva de regressão.

Palavras-chave: Matéria orgânica do solo; Cana-de-açúcar; Biomassa microbiana; Fertilização nitrogenada; Emissão de N_2O; Emissão de CO_2; Aquecimento global

ABSTRACT

Carbon and nitrogen stocks and greenhouse gases emissions from sugarcane areas in the Piracicaba region

Concentrations of greenhouse gases (GHG), such as carbon dioxide (CO_2), methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O), have increased since Industrial Revolution and the agricultural sector significantly contributes to the mentioned increase. Soils are important sinks of carbon (C) and nitrogen (N) and management practices could release part of these pools to the atmosphere and contribute to the increase of GHG concentrations in the atmosphere. However, some management practices promote increase in soil C and N stocks and are very important in mitigating global warming. No burning sugarcane harvest system is a practice that increases straw deposition at the soil surface and affects soil C and N stocks, while nitrogen fertilization could influence CO_2 and N_2O emissions from soils. The first part of this work compared C and N stocks and microbial biomass C content in sugarcane areas harvested with and without straw burning. In the 0-10 cm and 10-20 cm layers, C and N stocks were higher under no-burning system. In 0-30 cm layer, C stocks represented 60 and 53 % and N stocks accounted for 55 and 50 % of the total stocks accumulated in 0-100 cm depth, for areas under no-burning and burning systems, respectively. Due to no-burning adoption, soil C accumulation rate was 0.7 Mg ha^{-1} $year^{-1}$, while N presented losses of 0.25 Mg ha^{-1} $year^{-1}$. Carbon content in the microbial biomass for the 0-20 cm depth varied from 184.20 to 349.27 mg kg^{-1} at no-burning areas and from 198.85 to 291.77 mg kg^{-1} at burning sites. The period of time under no-burning favored an increase in the soil microbial C. The second part of this work consisted in the evaluation of GHG emissions from nitrogen fertilization under sugarcane cultivation. Three experiments were carried out, where the effects of two mineral N sources were compared: urea and ammonium nitrate. At laboratory conditions, the rates of 60, 80 and 120 kg ha^{-1} N were evaluated. Influences of sources and rates of N addition to the N_2O emissions were observed and the greater emissions were associated with urea. At the field conditions, testing rates of 60, 90, 120 and 180 kg ha^{-1} of N, showed greater emissions for ammonium nitrate at the bigger rates. A third experiment, carried out under field conditions, evaluated the influences of the same N sources and addition rates in the CO_2 emissions. Alterations in the emissions were observed only in plots that received urea, despite the large data dispersion, which compromises the regression adjustment.

Keywords: Soil organic matter; Sugarcane; Microbial biomass; Nitrogen fertilizer; N_2O emission; CO_2 emission; Global warming

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processos de transformação do nitrogênio afetando a produção de N_2 e N_2O no solo... 26
Figura 2 – Modelo "Hole-in-the-pipe" proposto por Firestone; Davidson (1989)..... 32
Figura 3 – Esquema de distribuição dos pontos de coleta nas áreas amostradas 50
Figura 4 – Indicação dos locais de coleta das amostras para análise de biomassa microbiana..... 54
Figura 5 – Material utilizado e sequência de procedimentos durante o experimento de incubação..58
Figura 6 – Experimento de avaliação de emissão de N_2O conduzido no campo.. 61
Figura 7 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) na camada 20-30 cm de profundidade sem correção e com as devidas correções pela massa de solo equivalente e pelo teor médio de argila. 81
Figura 8 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) na camada 0-30 cm de profundidade sem correção e com as devidas correções pela massa de solo equivalente e pelo teor médio de argila.. 82
Figura 9 – Teores de carbono (mg de C kg^{-1} de solo seco) nas camadas 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade.. 85
Figura 10 – Emissões acumuladas de N-N_2O ao longo do período de incubação para nitrato de amônio (a) e uréia (b). 89
Figura 11 - Emissões acumuladas de N-N_2O (µg N-N_2O g^{-1} solo) em função da dose de N (kg ha^{-1}) aplicada em amostras de solo incubadas..... 90
Figura 12 – Fluxos de N_2O no tratamento controle e precipitação observada no campo durante o período de avaliação do experimento conduzido em áreas cultivadas com cana-de-açúcar na região de Piracicaba-SP 93
Figura 13 – Evolução dos fluxos de N-N_2O (µg N-N_2O m^{-2} $hora^{-1}$) para nitrato de amônio (a) e uréia (b) e precipitação na área de estudo..... 95
Figura 14 – Regressões para as emissões de nitrato de amônio e uréia. Barras verticais indicam o erro-padrão da média (n=4) 96
Figura 15 – Emissões de CO_2 em função da aplicação de diferentes doses de nitrato de amônio e uréia ao solo 101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais fontes de N_2O para a atmosfera durante a década de 1990.....25
Tabela 2 – Parâmetros que influenciam as emissões de N_2O em solos agrícolas 35
Tabela 3 – Fatores de emissão associados ao uso de fertilizantes em diversas culturas 40
Tabela 4 – Reservas mundiais de carbono e nitrogênio nos solos 45
Tabela 5 – Caracterização do solo da área de implantação do experimento 60
Tabela 6 – Tratamentos utilizados na avaliação das emissões de N_2O em Piracicaba – SP 61
Tabela 7 – Resultados de medições de pH em água, pH em $CaCl_2$, H+Al ($mmol_c$ kg^{-1} de solo) e Al^{3+} ($mmol_c$ kg^{-1} de solo) para áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada 66
Tabela 8 – Resultados das análises para Ca ($mmol_c$ kg^{-1} de solo), Mg ($mmol_c$ kg^{-1} de solo), K ($mmol_c$ kg^{-1} de solo) e P (mg kg^{-1} de solo) para áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada.....67
Tabela 9 – Valores de Soma de Bases (SB) ($mmol_c$ kg^{-1} de solo), CTC Total (T) ($mmol_c$ kg^{-1} de solo), Saturação de Bases (V %) e Saturação de Alumínio (m %) em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada.....68
Tabela 10 – Quantidade de areia, silte e argila (g kg^{-1} de solo) para áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada 69
Tabela 11 – Valores de densidade (g cm^{-3}) para as profundidades 0-10, 10-20 e 20-30 cm para áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada 70
Tabela 12 – Avaliação da densidade (g cm^{-3}) ao longo do perfil do solo para áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada.....70
Tabela 13 – Valores dos teores totais de carbono (%) e nitrogênio (%) e da relação C/N do solo para as profundidades 0-10, 10-20 e 20-30 cm em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada.....71
Tabela 14 – Avaliação dos teores de carbono (%) e nitrogênio (%) e da relação C/N ao longo do perfil do solo em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada 73

Tabela 15 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada 74
Tabela 16 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) no perfil do solo em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada 74
Tabela 17 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) corrigidos pela massa equivalente de solo para áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada 75
Tabela 18 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) corrigidos pela massa equivalente ao longo do perfil do solo em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada 76
Tabela 19 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) corrigidos pelo teor médio de argila para as áreas de cana-de-açúcar colhidas sem queima e com queima da palhada 77
Tabela 20 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) corrigidos em função do teor médio de argila ao longo do perfil do solo em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada 78
Tabela 21 – Diferenças nos estoques de carbono e nitrogênio entre áreas de cana-de-açúcar com queima e sem queima da palhada, 1, 3 e 6 anos após a reforma 80
Tabela 22 – Valores médios de carbono (mg de C kg^{-1} de solo seco) na biomassa microbiana para áreas de cana-de-açúcar colhidas sem queima e com queima da palhada, com 1, 3 e 6 anos após a reforma 84
Tabela 23 – Comparação dos teores de carbono (mg de C kg^{-1}) seco na biomassa microbiana nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm em áreas de cana-de-açúcar colhidas com e sem queima da palhada, 1, 3 e 6 anos após a reforma 85
Tabela 24 – Equações ajustadas pelo modelo logístico para as emissões de N-N_2O em condições controladas, em função do dia de aplicação do fertilizante 86
Tabela 25 – Emissões máximas de N_2O (µg N-N_2O) em função de fontes e doses de N e fatores de emissão (%) obtidos durante o período de incubação 91
Tabela 26 – Emissões médias de N_2O e erro-padrão da média (n=4) para os tratamentos com nitrato de amônio e uréia 97
Tabela 27 – Fatores de emissão de N_2O associados a diferentes fontes e doses de N 98

Tabela 28 – Coeficiente de correlação de Pearson para as emissões de CO_2 em relação a dose de N, temperatura e umidade do solo 100

1 INTRODUÇÃO

Aquecimento global e o aumento na concentração de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera tem sido tema recorrente em pesquisas nas mais variadas áreas. Dentre os GEE destacam-se o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O). O aumento da concentração atmosférica de CO_2 deve-se em grande parte ao uso de combustíveis fósseis (LE TREUT et al., 2007). Na década de 1990, aproximadamente 80 % das emissões antropogênicas deste gás tiveram origem na queima de combustíveis fósseis, enquanto 20 % foram atribuídas ao desmatamento (DENMAN et al., 2007). Atividades como a agricultura e a pecuária também são responsáveis pela emissão de grandes quantidades de GEE para a atmosfera, sendo consideradas as principais fontes de N_2O e CH_4, respectivamente.

O problema do efeito estufa e a perspectiva de redução das reservas mundiais de petróleo têm estimulado a busca por fontes alternativas de energia (MARCOCCIA, 2007). O reconhecimento e a comercialização de um biocombustível como tal estão atrelados a certas especificações, dentre as quais o saldo negativo de carbono é uma das mais importantes, configurando-se como a grande vantagem desta fonte de energia sobre os combustíveis fósseis. Qualquer biocombustível que retire carbono da atmosfera para produção de biomassa via fotossíntese, pode apresentar saldo negativo de carbono já que uma porção da biomassa retorna ao solo em formas mais ou menos recalcitrantes (MATHEWS, 2008).

No Brasil, o principal biocombustível utilizado é o etanol derivado da cana-de-açúcar. Em 2007, a produção brasileira de cana-de-açúcar superou 549 milhões de toneladas colhidas em uma área superior a sete milhões de hectares (FAO, 2009; IPEADATA, 2009). Nesse mesmo ano a produção de etanol ficou próxima a 22,5 milhões de metros cúbicos (IPEDATA, 2009). Na safra 2009/2010, a área brasileira cultivada com cana-de-açúcar deve superar 7,5 milhões de hectares, um aumento de 6,7 % na área plantada em relação à safra anterior, enquanto a produção deve aumentar aproximadamente 7 % em relação ao mesmo período, superando os 612 milhões de toneladas (CONAB, 2009).

O principal objetivo do uso do etanol é diminuir a dependência de derivados de petróleo e mitigar as emissões de GEE (OMETTO et al., 2009). O etanol brasileiro de cana-de-açúcar apresenta uma redução média de 85 % nas emissões de GEE, enquanto o etanol americano derivado do milho apresenta uma redução média de apenas 25 %, em comparação aos combustíveis fósseis (BÖRJESSON, 2009). O etanol ainda apresenta a vantagem de ter um

menor custo de produção por litro em relação aos combustíveis fósseis (LUO; VAN DER VOET; HUPPES, 2009).

Contudo, o benefício associado ao uso de determinado biocombustível depende diretamente da economia de energia não-renovável proporcionada ao longo de todo o seu ciclo de vida (MACEDO et al., 2008; VON BLOTTNITZ; CURRAN, 2007). Para que um biocombustível possa substituir eficientemente um combustível fóssil é necessário levar em consideração as emissões de GEE associadas à combustão e ao processo produtivo como um todo, o que inclui as emissões ao longo do processo de produção da matéria-prima e de suas transformações até a geração do biocombustível.

No processo produtivo de biocombustíveis, há uso de combustíveis fósseis em máquinas agrícolas e em veículos que transportam a matéria-prima até a indústria (OMETTO et al., 2009). O uso de calcário e de fertilizantes, as operações de preparo do solo na implantação ou reforma do canavial, a colheita, que pode ou não ser precedida pela queima das plantas, também estão associados à emissão de GEE no processo produtivo de cana-de-açúcar (OMETTO et al., 2009).

A colheita da cana-de-açúcar quando precedida pela queima das folhas, facilita as operações de corte e transporte dos colmos, mas está associada à liberação de grandes quantidades de CO_2, N_2O e CH_4 para a atmosfera. Quando o sistema de colheita é feito sem o uso do fogo, evita-se a emissão destes gases e a palhada permanece sobre o solo e, à medida que a decomposição ocorre, os nutrientes dos restos vegetais circulam dentro do sistema, podendo ser reutilizados pelas plantas. Além disso, a colheita mecanizada é mais viável economicamente e vai ao encontro das exigências do mercado internacional, que tem imposto restrições às importações de álcool associado a impactos socioambientais severos (CAMARGO et al., 2008). Portanto, em linhas gerais, a contribuição efetiva do setor sucroalcooleiro brasileiro na redução da concentração de CO_2 atmosférico deve-se à substituição da gasolina pelo etanol e à adoção da colheita sem queima (CERRI et al., 2007).

A adoção do manejo sem queima é acompanhada, durante os primeiros anos, por um aumento no estoque de carbono do solo e redução nas emissões de CH_4, além de outros efeitos positivos, como aumento na quantidade e biodiversidade da macrofauna do solo, redução da perda de nutrientes e do risco de erosão do solo (FELLER; BERNOUX, 2008). O cultivo de cana-de-açúcar sem queima altera de forma significativa a qualidade da matéria orgânica do solo,

que pode afetar outras propriedades e processos como a agregação e estruturação do solo, o fornecimento de N para a cultura via mineralização e a atividade microbiana no solo.

No estado de São Paulo, a Lei Estadual n° 11.241/2002, estabelece que as áreas de cana queimada sejam completamente erradicadas até 2031 (SÃO PAULO, 2002), mas esta redução já é expressiva. Entre os anos de 1997 e 2004, a área de cana queimada no estado passou de 82 % para 63 % (SMEETS et al., 2008).

Outro ponto importante a ser considerado nas emissões de GEE é o uso de fertilizantes nitrogenados nas áreas de produção de cana-de-açúcar. Estes fertilizantes, em contato com o solo, passam por reações mediadas por microrganismos que podem levar à formação de N_2O. Em uma área de cana-de-açúcar colhida sem queima, a grande fonte de emissão de GEE estaria vinculada à quantidade de fertilizante mineral adicionada ao solo e à decomposição da palhada. Considerando que o N_2O apresenta um potencial de aquecimento global 298 vezes maior que o CO_2 (IPCC, 2007), é possível que, em algumas situações, as emissões associadas ao processo produtivo da cana-de-açúcar superem aquelas associadas à combustão da gasolina, questionando a verdadeira viabilidade ambiental do uso do etanol como biocombustível.

Diante do exposto, este trabalho apresenta dois objetivos principais:

1) Avaliar o comportamento dos estoques de carbono e nitrogênio no solo em função da adoção do manejo sem queima na região de Piracicaba;
2) Quantificar as emissões de gases do efeito estufa associadas ao uso de fertilizantes minerais nitrogenados no processo produtivo da cana-de-açúcar.

As hipóteses, em função dos objetivos mencionados, são: (i) a adoção da colheita sem queima da cana-de-açúcar incrementa os estoques de C e N no solo; (ii) o uso de fertilizantes nitrogenados altera o fluxo de gases do efeito estufa para a atmosfera, sendo que as emissões de N_2O dependem da forma e da quantidade de N mineral adicionado ao solo.

Em função dos objetivos supracitados enfocarem distintamente a dinâmica da matéria orgânica do solo com relação a sistemas de manejo e adubação, a apresentação da metodologia utilizada e a exposição e discussão dos resultados serão subdivididos, contemplando separadamente o estudo dos estoques de carbono e nitrogênio e a emissão de gases do efeito estufa.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Atmosfera terrestre e efeito estufa

A atmosfera é a camada gasosa que envolve o planeta Terra, sendo constituída principalmente por nitrogênio (N_2) (78 %) e oxigênio (O_2) (21 %) (LE TREUT, 2007). De toda a radiação solar e que atinge a porção superior da atmosfera, um terço é diretamente refletido de volta ao espaço. Os dois terços restantes são absorvidos pela superfície e, em menor quantidade, pela atmosfera. Para manter o balanço de energia constante, a Terra deveria irradiar a mesma quantidade de energia de volta ao espaço. Entretanto, esta energia é irradiada na forma de ondas longas, principalmente na faixa do infravermelho, e grande parte desta radiação termal é absorvida pela atmosfera e redirecionada para a Terra. Este fenômeno responsável pelo aquecimento da superfície do planeta é chamado de efeito estufa e torna a vida como conhecemos possível na Terra. Na sua ausência, a temperatura média na superfície seria menor que o ponto de congelamento da água (LE TREUT, 2007).

O vapor d'água e o CO_2 são os mais importantes gases do efeito estufa (GEE). Também são responsáveis pelo efeito estufa o CH_4, o N_2O, ozônio (O_3) e vários outros gases presentes na atmosfera em pequenas quantidades, como halocarbonetos, e as partículas de aerossóis (LE TREUT, 2007). O vapor d'água é o principal GEE, mas é, diretamente, pouco influenciado por atividades humanas (FORSTER et al., 2007). Por esta razão, CO_2, CH_4 e N_2O são os gases de maior relevância quanto ao efeito estufa. Os GEE possuem capacidade de absorver radiação infravermelha, aquecer-se e transmitir calor para a atmosfera. Contudo, a capacidade de aquecimento (ou o potencial de aquecimento global – PAG) é diferenciada entre estes gases (SNYDER et al., 2009). O PAG de determinado gás é dado em função de seu tempo de vida na atmosfera e do PAG do CO_2, uma vez que este é o GEE mais abundante na atmosfera. Deste modo, considerando um tempo de vida de 12 anos para CH_4 e de 114 anos para N_2O, os respectivos PAGs seriam 25 e 298 vezes o PAG do CO_2 (IPCC, 2007).

A concentração atmosférica de CO_2, que era de aproximadamente 280 ppm (partes por milhão) até 1750 (Revolução Industrial), chegou perto de 380 ppm em 2005, ou seja, em um período de 250 anos houve um aumento de 100 ppm na concentração atmosférica deste gás (DENMAN et al., 2007). Merece destaque a forma como esse crescimento tem se apresentado: os primeiros 50 ppm foram atingidos em mais de 200 anos após o início da Revolução Industrial, enquanto os 50 ppm restantes foram acumulados em aproximadamente 30 anos. O incremento

anual médio no período de 1960 a 2005 foi de 1,4 ppm ano^{-1} (FORSTER et al., 2007). A dinâmica do CO_2 na atmosfera envolve processos com escalas de tempo variáveis. Nos primeiros 30 anos, 50 % do conteúdo adicionado podem ser removidos; 30 % perduram por alguns séculos e 20 % podem permanecer na atmosfera por milhares de anos (DENMAN et al., 2007). O acúmulo de CO_2 na atmosfera é atribuído ao aumento do uso de combustíveis fósseis, à indústria de produção de cimento e a outras mudanças de uso da terra e de manejo, como a queima de biomassa, produção agrícola e conversão de áreas de pastagem para fins agrícolas (DENMAN et al., 2007). A atividade de desmatamento também é responsável pela liberação de CO_2, devido à decomposição do material vegetal e redução da fixação pelas plantas.

As emissões de CH_4 resultam do uso de combustíveis fósseis, queima de biomassa, cultivos em terras alagadas, aterros e criação de ruminantes (DENMAN et al., 2007; FORSTER et al., 2007). As concentrações atmosféricas de metano têm se mantido constantes nas últimas décadas porque as taxas de crescimento diminuíram, o que pode ser explicado pela reação que o gás sofre com os radicais livres de hidroxila, produzidos fotoquimicamente na atmosfera (FORSTER et al., 2007). Entretanto, estudos indicam que os níveis de CH_4 variaram entre 400 ppb (partes por bilhão) e 700 ppb nos períodos glaciais e interglaciais, respectivamente; enquanto que em 2005, a concentração média global de CH_4 era de 1.774,62 ± 1,22 ppb.

Já a concentração atmosférica de N_2O tem apresentado aumentos constantes (DENMAN et al., 2007; LE TREUT et al., 2007). As principais fontes de liberação de N_2O são o uso de fertilizantes agrícolas nitrogenados, a queima de combustíveis fósseis e processos naturais que ocorrem nos solos e nos oceanos. O tempo de vida deste gás na atmosfera é de 114 anos e a taxa anual de aumento na concentração atmosférica varia de 0,2 % a 0,3 %. Grande parte das emissões globais de N_2O entre 1978 e 1988 é atribuída a regiões tropicais. Considera-se que apenas os solos brasileiros sob floresta contribuam com 10 % da emissão global desse gás (FORSTER et al., 2007).

2.2 Principais fontes de N_2O

O N_2O é um importante GEE por apresentar elevado PAG e tempo de vida na atmosfera. A Tabela 1 apresenta as principais fontes de N_2O para a atmosfera durante a década de 1990, separando-as em fontes antrópicas e naturais. Das emissões totais, aproximadamente 37,85 % estão relacionadas a atividades antrópicas, sendo a agricultura a principal fonte, responsável por,

aproximadamente, 15,82 % das emissões totais. No Brasil, entre os anos de 1993 e 1995, estimam-se em 123,06±6,11 Gg de N_2O as emissões diretas provenientes de solos agrícolas (EMBRAPA, 2006).

Qualquer medida que vise à mitigação da emissão de GEE deve considerar também a redução das emissões de N_2O e, neste sentido, o ponto chave seria a agricultura.

Tabela 1 – Principais fontes de N_2O para a atmosfera durante a década de 1990

Fonte	N-N_2O (Tg N ano^{-1})
Fontes Antrópicas	
Queima de combustíveis fósseis e processos industriais	0,7
Aeronaves	-
Agricultura	2,8
Queima de biomassa e biocombustíveis	0,7
Excretas humanas	0,2
Rios, estuários e zonas costeiras	1,7
Deposição atmosférica	0,6
Total antrópico	**6,7**
Fontes naturais	
Solos sob vegetação nativa	6,6
Oceanos	3,8
Relâmpagos	-
Química atmosférica	0,6
Total natural	**11,0**
Total	**17,7**

Modificado de Denman et al. (2007)

2.2.1 Processos de formação do N_2O no solo

A emissão de gases nitrogenados (N_2 e N_2O) em solos aráveis deve-se a múltiplos processos simultâneos que ocorrem no ambiente edáfico (STEVENS; LAUGHLIN, 1998; BOCKMAN; OLFS, 2008). A maior parte do N_2O emitido pelos solos é produzida em dois processos biológicos: nitrificação e desnitrificação. Uma pequena quantidade provém de processos não biológicos, como a decomposição química do nitrito (quimiodesnitrificação) e a

decomposição química de hidroxilamina [NH_2OH; produto intermediário na conversão de amônio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-)] e reação desta com o nitrito (BREMMER, 1997). Esses quatro processos, bem como a fixação biológica do N_2 atmosférico estão resumidos na Figura 1.

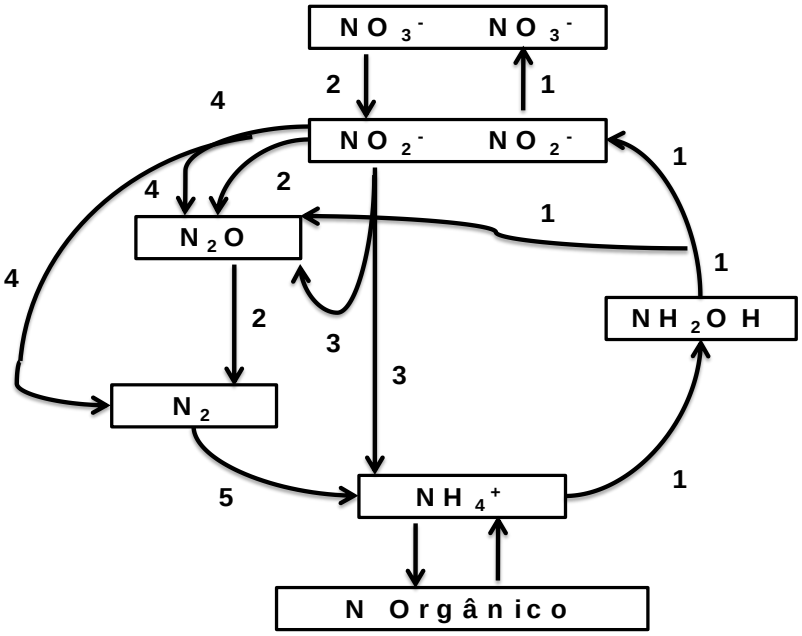


Figura 1 – Processos de transformação do nitrogênio afetando a produção de N_2 e N_2O no solo (1: nitrificação; 2: desnitrificação; 3: redução dissimilatória do nitrato a amônio; 4: quimiodesnitrificação; 5; fixação do nitrogênio. (Fonte: STEVENS; LAUGHLIN, 1998)

A redução dissimilatória de nitrato a amônio se dá porque bactérias fermentativas são capazes de reduzir nitrito a N_2O, assim como a amônio, embora não sejam capazes de reduzir N_2O a N_2. Este processo é favorecido quando há limitação de NO_3^-, enquanto a desnitrificação é favorecida por condições de limitação de C. Além disso, condições estritamente anaeróbicas, pH elevado e grandes quantidades de matéria orgânica facilmente decomponível favorecem a redução dissimilatória de NO_3^- a NH_4^+ (STEVENS; LAUGHLIN, 1998). A quimiodesnitrificação ocorre quando o NO_2^- se acumula no solo e reage com compostos orgânicos para produzir N_2 e N_2O. Condições de pH inferiores a 5 favorecem este processo (STEVENS; LAUGHLIN, 1998).

A formação e emissão de N_2O por processos microbianos é resultado de interações complexas entre diversos fatores, como temperatura, textura, estrutura e pH do solo, disponibilidade de N e de material orgânico degradável e conteúdo de água no solo (BOCKMAN; OLFS, 2008). Rotação de culturas, preparo do solo e período de aplicação de N têm fortes efeitos nas perdas de N_2O e suas interações significativas indicam o envolvimento de

processos sinérgicos (TAN et al., 2009). Os processos de nitrificação e desnitrificação, por serem os mais significativos nas emissões de N_2O nos solos, serão discutidos a seguir.

A nitrificação representa a oxidação aeróbica de amônio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-). O processo é realizado por bactérias quimioautotróficas e ocorre em duas etapas: nitritação, em que o NH_4^+ é oxidado a nitrito (NO_2^-) por ação de *Nitrosomonas* sp., *Nitrosospira* sp. e *Nitrosococcus* sp.; e nitratação, onde o NO_2^- é oxidado a NO_3^- por *Nitrobacter* sp., *Nitrospira* sp. e *Nitrococcus* sp. (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). De maneira geral, a nitrificação pode ser resumida pelas reações seguintes:

$$\text{Nitritação: } 2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2 + H_2O + 4H^+ + \text{Energia} \qquad (1)$$

$$\text{Nitratação: } 2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^- + \text{Energia} \qquad (2)$$

No decorrer do processo, a concentração de NO_2^- aumenta inicialmente, à medida que o NH_4^+ vai sendo oxidado e, em seguida, diminui à medida que o NO_3^- é formado, evitando o acúmulo de NO_2^- no solo. Contudo, em situações de anaerobiose, as taxas de oxidação de NH_4^+ e NO_2^- permaneceram praticamente constantes, favorecendo o acúmulo de NO_2^-, que é um composto tóxico no solo (KHALIL; MARY; RENAULT, 2004). Nestas situações o NO_2^- pode ser usado alternativamente pelos nitrificadores como aceptor final de elétrons, levando à formação de NO e N_2O, conforme a eq. (3) (SNYDER et al., 2009).

$$\begin{array}{ccccc} NH_4^+ & \rightarrow & NO_2^- & \rightarrow & NO_3^- \\ & & \downarrow & & \\ & & NO \rightarrow N_2O & \rightarrow & N_2 \end{array} \qquad (3)$$

A desnitrificação é o processo de oxidação do NO_3^- até N_2, mediado por bactérias anaeróbicas facultativas as quais representam de 0,1 a 5 % da população total de bactérias no solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Essa transformação pode ser completa, originando N_2, embora uma porção variável do N possa ser emitido como N_2O gasoso.

A rota de desnitrificação, na qual o nitrogênio vai sendo sucessivamente oxidado, ou seja, utilizado como receptor de elétrons, é representada pela sequência a seguir, na qual os números entre parênteses representam o número de oxidação do nitrogênio nos diferentes compostos.

$$2\,NO_3\ (+5) \rightarrow\ 2\,NO_2\ (+3) \rightarrow\ 2\,NO\,(+2) \rightarrow\ N_2O\,(+1) \rightarrow\ N_2(0) \qquad (4)$$

Tanto as reações de nitrificação quanto as de desnitrificação são afetadas por características do solo, como aeração, temperatura, umidade, reação do solo, fertilizantes, matéria orgânica, relação C/N e presença de fatores tóxicos aos microrganismos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; BREMMER, 1997; SNYDER et al., 2009). Davidson e Swank (1986) mostraram que os principais fatores que influenciam as emissões de N_2O derivado de reações de nitrificação são temperatura e densidade do solo. Já a produção de N_2O oriundo de desnitrificação parece ser influenciada principalmente por quantidade de poros preenchidos por água e pelo potencial redox (Eh) do solo. Apesar do Eh e da quantidade de poros preenchida por água estarem intimamente relacionados, o Eh reflete diferenças no consumo e na difusão de O_2.

O processo de nitrificação é estritamente aeróbico. A concentração de O_2 afeta primariamente a etapa de oxidação do NH_4^+, embora tanto esta quanto a oxidação do NO_2^- sejam marcadamente reduzidas quando a concentração de O_2 diminui (KHALIL; MARY; RENAULT, 2004). Alguns solos aráveis podem possuir microsítios com pressão de O_2 menor que a atmosférica, o que reduziria a taxa de nitrificação e aumentaria a proporção de N emitida como N_2O (KHALIL; MARY; RENAULT, 2004). Bremmer (1997) considerou trabalhos de diversos autores e concluiu que grande parte do N_2O emitido de solos bem aerados após a aplicação de fertilizantes nitrogenados deve-se à ação microbiana durante o processo de nitrificação, como mostrado na eq. (3).

Apesar de a desnitrificação ser um processo anaeróbico, Khalil, Mary e Renault (2004) observaram sua ocorrência em condições de laboratório mesmo em altas pressões de O_2, o que pode ser explicado pela presença de condições anaeróbicas em alguns agregados. Isto também pode ocorrer em solos aerados, onde há formação de microsítios anaeróbicos que favorecem a ocorrência concomitante de reações de nitrificação e desnitrificação.

Temperatura e umidade são fatores de grande influência nas reações de nitrificação e desnitrificação, pois afetam a atividade dos microrganismos que realizam os processos. Além disso, a umidade do solo relaciona-se à aeração. Quanto maior a quantidade de poros do solo preenchidos com água, menor será a aeração, favorecendo a desnitrificação. Além disso, a quantidade de poros do solo preenchida por água está correlacionada positivamente ao C disponível e ao potencial de mineralização, o que mostra o estímulo da umidade do solo à

atividade microbiana e, consequentemente, às reações de nitrificação e desnitrificação que produzem N_2O (DAVIDSON; SWANK, 1986). Portanto, em linhas gerais, quanto maior a umidade do solo, maior a emissão de N_2O (STEVENS et al., 1997; GIACOMINI et al., 2006; SIQUEIRA NETO et al., 2009b). Carmo et al. (2005) associaram os maiores fluxos de N_2O à presença de elevadas quantidades de NO_3^- e à maior umidade do solo.

O pH interfere na quantidade de N_2O que será produzida uma vez que pode alterar as enzimas que participam das reações de formação do N_2O no solo. A enzima que reduz N_2O a N_2 é inibida em baixo pH e na presença de O_2. Portanto, em baixo pH, a proporção de N_2O emitida seria maior, já que uma pequena quantidade seria reduzida a N_2 (CHARPUIS-LARDY et al., 2007). O aumento de uma unidade no pH pode reduzir 0,2 a fração molar de N_2O emitida e, portanto, manipular a interação entre nitrato disponível e pH do solo é a melhor maneira para minimizar os fluxos de N_2 e N_2O (STEVENS; LAUGHLIN, 1998). Segundo Bremmer (2007), em solos incubados, o acúmulo de N_2O pela desnitrificação é favorecido por alta concentração de NO_3^- e baixo pH. Contudo, o próprio processo de nitrificação, que ocorre em condições aeróbicas e que precede o processo de desnitrificação, favorece a redução de pH do solo, enquanto que a desnitrificação (anaeróbica) aumenta o pH do solo (KHALIL; MARY; RENAULT, 2004).

Gu et al. (2007), comparando solos agrícolas de várias regiões da China, observaram que, de maneira geral, as emissões de N_2O apresentaram significativa dependência com o conteúdo total de nitrogênio, o carbono orgânico e a densidade do solo e, dentre estes, o conteúdo de nitrogênio do solo foi o fator que mais afetou as emissões. O uso de fertilizantes nitrogenados afeta diretamente a quantidade de N disponível no solo. Quanto maior a quantidade de N na forma amoniacal fornecida pelo fertilizante, maior será a intensidade do processo de nitrificação (MOSIER, 2001; KHALIL; MARY; RENAULT, 2004; LIU et al., 2005). Consequentemente, maiores também poderão ser as perdas de N_2O, porque o NO_2^- formado durante a nitrificação pode ser usado como aceptor de elétrons em condições de aeração limitada e também porque a desnitrificação pode ocorrer após a nitrificação, caso as condições do solo sejam propícias. A proporção de N_2O emitida será maior quando a disponibilidade de NO_3^- no solo for elevada, porque este é preferido como aceptor de elétrons em relação ao N_2O (CHARPUIS-LARDY et al., 2007). Durante o processo de desnitrificação, maiores emissões de N_2O foram observadas em solos que apresentavam maior conteúdo de NO_3^- (CARMO et al., 2005; RUSER et al., 2006).

Contudo, o efeito da concentração de NO_3^- sobre as emissões de N_2O não é um consenso. Metay et al. (2007) não encontraram correlação entre as emissões de N_2O e a quantidade de NO_3^- nos solos do Cerrado brasileiro, o que é um indício de que neste caso a nitrificação foi a principal fonte de N_2O. Khalil; Mary; Renault (2004) observaram as maiores emissões de N_2O quando as concentrações de NO_3^- estavam reduzidas no solo. Embora o NO_3^- seja um importante substrato na desnitrificação, a aeração do solo parece ser extremamente importante no controle da taxa de redução do NO_3^- (DAVIDSON; SWANK, 1986). Ao que parece, baixas concentrações de NO_3^- atrasam o processo de desnitrificação enquanto altas concentrações o inibem quase completamente e este efeito inibitório aumenta sensivelmente com a redução do pH do solo. (STEVENS; LAUGHLIN, 1998; BREMMER, 1997). Apesar da influência de concentração de nitrato e pH do solo nas emissões de N_2O, um aumento da concentração de NO_3^- acima do Km da nitrato-redutase, ou redução do pH do solo de 7 para 5, terão um pequeno efeito na taxa de desnitrificação, mas aumentarão a fração de N_2O emitida (STEVENS; LAUGHLIN, 1998).

A desnitrificação em solos sob condições anaeróbicas é controlada largamente pelo suprimento de matéria orgânica solúvel ou facilmente decomponível, que será utilizada como fonte de energia pelos microrganismos (BREMMER, 1997). Contudo, o efeito do C orgânico depende do nível de anaerobiose gerado pelo metabolismo microbiano (STEVENS; LAUGHLIN, 1998). A presença de carbono prontamente disponível aos microrganismos exerce influência sobre as reações de nitrificação e desnitrificação, uma vez que este pode ser usado como fonte de energia. Consequentemente, a quantidade de matéria orgânica do solo exerce influência sobre a emissão de N_2O. Considerando uma condição onde a umidade e a disponibilidade de NO_3^- não sejam limitantes à produção de N_2O, os maiores fluxos seriam observados nos solos com maior quantidade de carbono orgânico disponível (RUSER et al., 2006). Passianoto et al. (2003) observaram picos de emissão de N_2O dependentes do incremento de C lábil adicionado ao solo pela decomposição das plantas. A adição de dextrose como fonte de C lábil em solos com adequado suprimento de NO_3^- resultou em incremento na produção de N_2O, indicando que a disponibilidade de C e de NO_3^- podem limitar a produção de N_2O pelo processo de desnitrificação (CARMO et al., 2005).

A relação C/N, tanto do solo quanto dos resíduos presentes no ambiente, afeta a disponibilidade de N e a atividade microbiana. Um solo com baixa relação C/N apresenta

predomínio do processo de mineralização do N em relação ao processo de imobilização, aumentando a quantidade de N disponível, que poderá ser absorvido pelas plantas ou ficar disponível para os processos microbianos, dentre eles a desnitrificação.

Firestone e Davidson (1989) propuseram um modelo que sintetiza a influência dos fatores microbiológicos e ecológicos atuando sobre as emissões de NO e N_2O nos solos. Este modelo, conhecido como "*hole-in-the-pipe*" (Figura 2), sugere que as produções de NO e N_2O são dadas em função da disponibilidade de nitrogênio no solo. A taxa de nitrogênio fluindo através do tubo ("*pipe*") é o primeiro nível de controle das emissões dos óxidos de nitrogênio (NO e N_2O) do solo e representa, de forma mais geral, o nitrogênio ciclando no ecossistema. As quantidades de NO e N_2O perdidas pelos buracos do tubo ("*hole*") representam o segundo nível de controle das taxas de emissão e são determinadas primariamente pelo conteúdo de água no solo. A água é importante porque controla o transporte de oxigênio para dentro do solo e de NO, N_2O e N_2 para fora. Então, as emissões destes gases dependem de um balanço entre produção, consumo e transporte por difusão do solo. Por exemplo, em solos secos e bem aerados, a nitrificação é o processo dominante e o gás na forma mais oxidada (NO) é emitido em maior quantidade. Além disso, em solos secos, a difusão dos gases é maior e isso permite que uma maior quantidade de NO seja emitida antes de ser consumida em outro processo. Já em solos úmidos, a taxa de difusão dos gases e a aeração são menores e, portanto, uma quantidade maior de NO reagirá no solo antes de ser emitida para a atmosfera. Nesta situação, o óxido mais reduzido (N_2O) será o produto final dominante. Em condições de solo super saturado e anaeróbico, grande parte do N_2O é reduzido a N_2 antes de ser emitido do solo (DAVIDSON et al., 2000).

É difícil obter a participação relativa do N_2O que é produzido por nitrificação e por desnitrificação, mas a literatura sugere que, sob condições aeróbicas ou semi-anaeróbicas, o N_2O é produzido por microrganismos nitrificantes (STEVENS et al., 1997), enquanto que, em condições de anaerobiose, ele é produzido por microrganismos desnitrificantes (BREMMER, 1997; KHALIL; MARY; RENAULT, 2004).

Além disso, a fração de N_2O no fluxo de gases nitrogenados varia com relação ao tipo de solo e às condições ambientais (STEVENS; LAUGHLIN, 1998). Em incubação com solos de pastagem da região Amazônica, por exemplo, 72 % da produção total dos gases nitrogenados foi liberada na forma de N_2 e não na forma de N_2O (CARMO et al., 2005). Apesar disso, a

desnitrificação foi o principal responsável pelas perdas de N_2O nesses solos. Neill et al. (2005) observaram que a nitrificação foi a principal fonte de N_2O em solos de floresta e a desnitrificação ocorreu apenas quando a umidade do solo estava elevada. Já em solos sob pastagem, a desnitrificação foi a principal fonte de N_2O nos solos onde havia disponibilidade de NO_3^-. Akiyama et al. (2000) observaram redução na quantidade de NH_4^+ e aumento no NO_3^- do solo durante o pico de emissão de N_2O, indicando que, neste caso, a nitrificação foi o principal processo de emissão de N_2O. Khalil; Mary; Renault (2004) observaram que a emissão de N_2O estabilizou-se justamente no período em que a nitrificação também se estabilizou e quando a concentração de nitrato estava reduzida no solo. Ruser et al. (2006) relatam que a desnitrificação é a principal fonte de N_2O quando mais de 70 % dos poros do solo estão preenchidos por água e que, quando este nível de umidade cai para 60 %, a nitrificação é principal processo de formação de N_2O no solo.

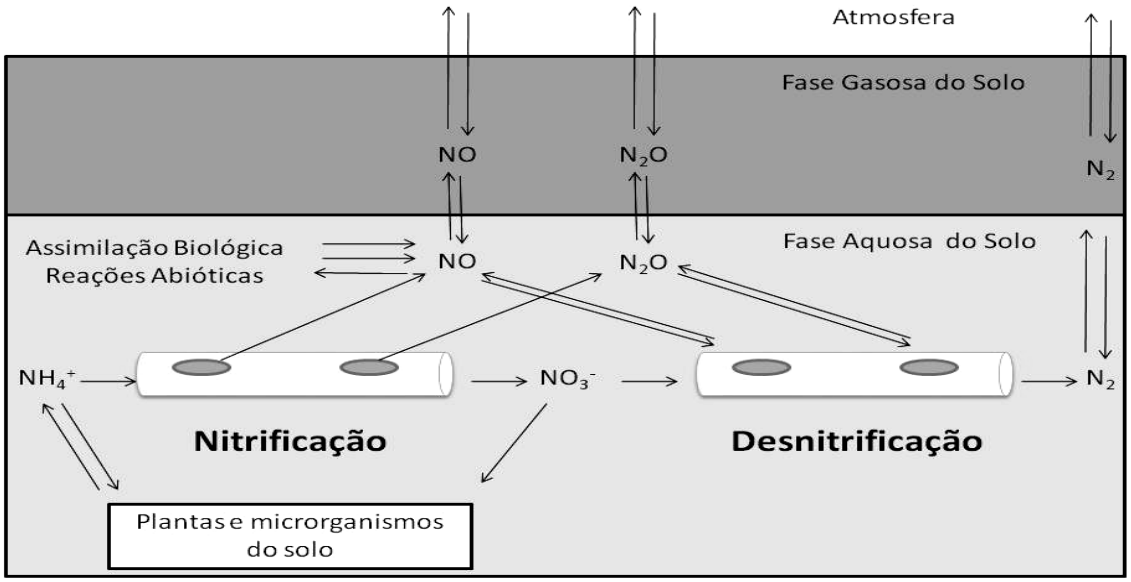


Figura 2 – Modelo "*Hole-in-the-pipe*" proposto por Firestone; Davidson (1989)

Todavia, o sistema edáfico pode consumir N_2O, assumindo a função dreno ao invés de fonte de N_2O para a atmosfera. Embora ainda pouco estudado, este ponto pode ser importante em vários sistemas e em diversas condições, inclusive em solos agrícolas. Os fatores que influenciam o consumo de N_2O nos solos ainda não estão bem esclarecidos, mas parecem estar

correlacionados negativamente com a disponibilidade de N mineral no solo, com o pH e com o conteúdo de O_2. Quanto mais tempo o N_2O permanece no solo, quer seja porque foi produzido em camadas mais profundas ou devido a fatores que restringem sua difusão no solo, maior quantidade de N_2O será usada como aceptor de elétrons e maior será a emissão de N_2. Fluxos negativos de N_2O têm sido encontrados em condições variadas, frequentemente, embora não sempre, associadas à baixa disponibilidade de N e de O_2 no solo, o que facilita a oxidação de N_2O a N_2. Em linhas gerais, o consumo de N_2O depende das propriedades do solo, da disponibilidade de N mineral (substrato para nitrificação e desnitrificação), do conteúdo de água e de oxigênio no solo, da temperatura do solo, do pH, de condições redox e da disponibilidade de C e N orgânico lábil (CHARPUIS-LARDY et al., 2007).

2.2.2 Fatores de influência na formação de N_2O no solo

Uma vez que a formação de N_2O no solo é mediada por ação de microrganismos e ocorre principalmente pelos processos de nitrificação e desnitrificação, todos os fatores que influenciam estes processos, tais como temperatura do ar e do solo, umidade, pH, textura, manejo do solo, rotação de culturas, quantidade de NH_4^+ disponível para as reações de nitrificação e de NO_3^- para desnitrificação (SNYDER et al., 2009), afetarão a formação e a emissão de N_2O (Tabela 2).

a) Fatores Ambientais

A temperatura determina as taxas nas quais os microrganismos realizam os processos de nitrificação e desnitrificação. Em temperaturas amenas, a taxa de conversão de compostos nitrogenados é baixa, aumentando à medida que a temperatura também aumenta. Zhang e Han (2008) observaram forte correlação entre a variação sazonal do fluxo de N_2O e a temperatura do solo: para temperaturas em torno de 5°C, as emissões de N_2O foram próximas a zero. Wolf; Brumme (2002) verificaram que a curva de emissão de N_2O comportou-se de maneira similar à curva de temperatura do solo. Akiyama et al. (2000) constataram variações nas emissões de N_2O com comportamento similar às variações nas temperaturas do solo e do ar. Davidson e Swank (1986) observaram que a difusão de N_2O no campo foi fortemente afetada pela temperatura e pela umidade do solo.

Perdomo et al. (2009) encontraram os maiores fluxos de N_2O geralmente após as chuvas e/ou durante períodos de alta temperatura do solo. Hao et al. (2001) verificaram os maiores fluxos no início da primavera e observaram incrementos com o aumento da temperatura. Resultados semelhantes com relação à temperatura foram encontrados por Akiyama et al. (2000).

Liu et al. (2006) associaram as maiores emissões de N_2O a eventos de precipitação ou irrigação. As taxas de difusão de N_2O do solo para a atmosfera aumentaram imediatamente após os eventos de precipitação e voltaram ao normal 3 dias após o fim da chuva. Ensaios de laboratório mostraram que a precipitação influencia as emissões de N_2O provenientes tanto de nitrificação quanto de desnitrificação (DAVIDSON; SWANK, 1986).

Apesar da umidade do solo apresentar relação direta com a emissão de N_2O (ABBASI; ADAMS, 2000; CARMO et al., 2005; CIARLO et al., 2008; DENMEAD et al., 2009; SIQUEIRA NETO et al., 2009b), há relatos de correlações negativas entre os fluxos de N_2O e a quantidade de poros do solo preenchida por água no período de pico de emissão (AKIYAMA et al., 2000).

De maneira geral, é amplamente divulgada no meio acadêmico que a formação de N_2O no solo é favorecida quando, aproximadamente, 80% dos poros estão preenchidos por água (BOCKMAN; OLFS, 2008; DENMEAD et al., 2009). A simulação de um aumento de 15 mm na precipitação no norte da China gerou um aumento na emissão de N_2O entre 0,28 e 0,30 kg N_2O ha^{-1} ano^{-1} (ZHANG; HAN, 2008). Portanto, sob a perspectiva de aumento de precipitação na região como conseqüência do aquecimento global, estima-se que as emissões de N_2O aumentarão no futuro (ZHANG; HAN, 2008).

A posição que determinada área ocupa no relevo influencia a drenagem do solo e também deve ser considerada na variabilidade das emissões. Os locais mais baixos são mais úmidos e apresentam maior quantidade de matéria orgânica que as regiões superiores do relevo e, portanto, o potencial para respiração microbiana e consumo de oxigênio é incrementado, o que irá influenciar os processos de produção de N_2O no solo (DAVIDSON; SWANK, 1986).

Tabela 2 – Parâmetros que influenciam as emissões de N_2O em solos agrícolas

Parâmetro	**Efeito nas emissões de N_2O**
Aeração do solo	Aeração intermediária: maior produção de N_2O Aeração baixa: pequena taxa de desnitrificação, produção principalmente de N_2
Conteúdo de água no solo	Aumento do conteúdo de água: aumentam as emissões de N_2O Sob condições muito úmidas: declínio nas emissões de N_2O Mudança de condição (umidecimento/secagem): maior produção
Disponibilidade de nitrogênio	Aumento nas concentrações de NO_3 e NH_4: emissões de N_2O aumentam
Textura do solo	De arenoso para argiloso: há aumento nas emissões de N_2O
Preparo do solo	Aração: menores emissões de N_2O Plantio direto ou preparo reduzido: maiores emissões de N_2O
Compactação	Aumentando-se a compactação: aumentam as emissões de N_2O
pH do solo	Quando a desnitrificação é a principal fonte de emissão de N_2O: aumento do pH resulta em redução nas emissões de N_2O Quando a nitrificação é a principal fonte de emissão de N_2O: aumento do pH resulta em aumento nas emissões de N_2O
Material orgânico	Aumento no conteúdo de carbono orgânico: aumentam as emissões de N_2O
Culturas e vegetação	Plantas, mas especialmente seus resíduos e raízes remanescentes após a colheita aumentam as emissões de N_2O
Temperatura	Aumento na temperatura: aumentam as emissões de N_2O
Estação do ano	Verão úmido: maiores produções de N_2O Degelo na primavera: elevada produção de N_2O Inverno: menores emissões de N_2O

Fonte: Brentrup et al. (2000)

Com relação à granulometria, de maneira geral, solos argilosos apresentam maiores fluxos de N_2O que solos arenosos. Tan et al. (2009) quantificaram os efeitos de várias práticas de manejo do solo nos fluxos de N_2O após um evento de chuva simulada em solos areno-argiloso e franco-argiloso. As perdas no solo franco-argiloso foram, aproximadamente, quatro vezes maiores. As maiores emissões de N_2O estariam relacionadas a menores frações de poros grandes e maior disponibilidade de C. Portanto, no solo argiloso a menor quantidade de macroporos favoreceria a presença de microsítios anaeróbicos, onde ocorreriam as reações de desnitrificação. Comparando as emissões de N_2O em solos de textura arenosa e argilosa, Neill et al. (2005) afirmam que as emissões em solos arenosos ocorrem em umidade maior que a necessária para a mesma emissão em solos argilosos.

b) Fatores de Manejo

Em solos agrícolas, além dos efeitos ocasionados pelas condições meteorológicas, as emissões de N_2O são amplificadas por práticas de manejo que aumentem a disponibilidade de N e C no solo e que propiciem condições satisfatórias para a atividade microbiana. Entre estas estão o retorno do N contido nos resíduos vegetais de culturas de cobertura, o revolvimento do solo, o cultivo de leguminosas, a aplicação de fertilizantes nitrogenados e orgânicos e a irrigação.

Os efeitos dos preparos de solo sobre as emissões de N_2O estão relacionados à influência na estrutura do solo, na atividade microbiana, na taxa de decomposição dos resíduos vegetais e de mineralização do N orgânico do solo, bem como na temperatura e umidade do solo.

O uso do solo em plantio direto (PD) tem sido apontado como uma prática que aumenta a emissão de N_2O à atmosfera, quando comparado a solos revolvidos (LIU et al., 2006; ROCHETTE, 2008; CARVALHO, 2009). Isso se deve à maior população desnitrificadora no solo em PD do que em plantio convencional (PC) (LINN; DORAN, 1984), à condição de maior adensamento do solo não revolvido (BALL et al., 1999), e a maior conservação da água (BAGGS et al., 2003; BAGGS et al., 2006), fatores que teriam reflexo negativo na difusão do O_2 no solo, favorecendo a desnitrificação (BALL et al., 1999; RUSER et al., 2006; BHANDRAL et al., 2007).

A disposição dos resíduos culturais sobre o solo em PD deve resultar em emissões de N_2O maiores do que aquelas verificadas pela incorporação dos resíduos culturais na camada revolvida do solo em PC. Isto ocorre porque a adição de resíduos vegetais à superfície do solo,

além de conservar a umidade, como reportado por Baggs et al., (2006), adiciona uma grande quantidade de C e N lábil em um pequeno volume de solo, o que aumenta sensivelmente a atividade biológica na superfície do solo, consome o O_2 disponível e cria sítios de anaerobiose, onde ocorre produção de N_2O por desnitrificação. Por outro lado, em PC, este efeito é diluído na camada revolvida do solo, possivelmente não resultando na exaustão de O_2 e levando a emissões de N_2O menores do que em PD, apesar da maior taxa de mineralização dos resíduos vegetais e da matéria orgânica do solo devido ao revolvimento (BAGGS et al., 2003, 2006). Porém em trabalho feito em laboratório a incorporação dos resíduos aumentou as emissões de N_2O e CO_2 (HUANG, 2004).

Todavia, nem todos os trabalhos que comparam emissões de N_2O em solos de PD e PC concordam que as emissões são maiores em PD. Metay et al. (2007) e Jantalia et al. (2008) não observaram diferenças nas emissões de N_2O entre PC e PD para as regiões do Cerrado e do Sul do Brasil, respectivamente. Liu et al. (2005) também não observaram diferenças nas emissões de N_2O entre PC e PD em solos cultivados com milho. Perdomo et al. (2009) encontraram emissões de N_2O em áreas de PC até quatro vezes superiores àquelas sob PD. Passianoto et al. (2003) estimando as emissões de GEE durante a reforma de pastagens na região Amazônica observaram maiores emissões em PC. Contudo, a reforma de pastagens conduzida em PD apresentou emissão de N_2O maior que as áreas de pastagens degradadas. Giacomini et al. (2006) comparando o efeito da aplicação de dejetos de suínos em áreas de PD e de preparo reduzido (PR) do solo observaram emissões de N_2O maiores em PR, embora este tratamento tenha apresentado menor quantidade de poros preenchidos por água. Apesar da menor umidade, as áreas de PR possuíam maior aeração, o que permitiu melhor difusão dos gases para a atmosfera. Isso seria um indicativo de que em PD a difusão de gases seria dificultada e o N_2O permaneceria mais tempo no solo, tendo maiores chances de ser reduzido a N_2. Nos Campos Gerais, as emissões de N_2O em áreas de PD com 12 e 22 anos de implantação não mostraram diferenças significativas entre si. Entretanto, o fluxo de N_2O varia em função da rotação de culturas na área (SIQUEIRA NETO, 2009a).

A presença de palha na superfície do solo também interage com outros fatores de manejo. Para uma mesma quantidade de N adicionada, a imobilização foi muito maior em áreas de cultivo reduzido que em áreas de cultivo convencional (D'HAENE et al., 2008). A qualidade do resíduo vegetal adicionado ao solo também é responsável por maiores ou menores níveis de emissão (GOMES et al., 2009). Em áreas com aporte significativo de N via fertilizantes, a

presença de palha na superfície favorece a imobilização do nitrogênio, devido à elevada relação C/N do material vegetal e reduz as reações de desnitrificação e as emissões de N_2O. No trabalho de Hao et al. (2001), a remoção de palha em solos fertilizados promoveu maiores taxas de emissão de N_2O. Toma (2007), em experimento de campo, concluiu que a emissão de N_2O foi maior em parcelas tratadas com resíduos de baixa relação C/N, possivelmente porque são facilmente decomponíveis. O que foi confirmado também em laboratório, onde a baixa relação C/N dos resíduos induziu a alta concentração de carbono orgânico dissolvido e levou a maiores emissões de N_2O (HUANG et al., 2004). O fator de emissão de N_2O se relaciona positivamente com a razão C/N quando a fonte de N é o resíduo vegetal. Quando se adiciona uréia, a emissão tem correlação negativa com a razão C/N do resíduo vegetal (HUANG et al., 2004).

Além disso, a relação entre variáveis do solo e emissão de N_2O depende do estágio fenológico da cultura ou do estágio de decomposição dos resíduos. Para a cultura da soja, as emissões de N_2O aumentaram durante o crescimento e foram mais evidentes entre o período de enchimento de grãos e a maturação comercial, representando em torno de 68 % das emissões totais de N_2O. Até o período da colheita o nitrato foi o principal limitante das emissões de N_2O. Durante a decomposição dos resíduos, a umidade do solo e o conteúdo de C solúvel apresentaram correlação significativa com as emissões de N_2O (CIAMPITTI et al., 2008). Pastagens com 4 a 10 anos de implantação apresentaram emissão de N_2O similares ou levemente menores que as áreas de floresta, enquanto pastagens com mais de 10 anos de implantação tiveram emissões menores que as florestas (NEILL et al., 2005).

c) Adubação nitrogenada

Uma vez que as emissões de N_2O por nitrificação ou desnitrificação são dependentes do conteúdo de N no solo (AKIYAMA et al., 2000), a taxa de emissão de N_2O também está relacionada ao fertilizante nitrogenado aplicado (PASSIANOTO et al., 2003; CHEN; HUANG; ZOU, 2008; BERGSTROM; TENUTA; BEAUCHAMP, 2001). De acordo com Zhang; Han (2008), a relação entre as emissões acumuladas de N_2O e a aplicação de N é linear e pode ser usada para estimar a emissão de N_2O em função da dose de N aplicada ao solo.

Antes de 1950, menos de 50% das emissões de N_2O resultavam direta ou indiretamente da adição de nitrogênio para a produção agrícola e a maior parte estava relacionada à produção animal. Como resultado do aumento da produção de alimentos e do uso de fertilizante

nitrogenado em maiores quantidades, em 1996 dois terços das emissões de N_2O estavam direta ou indiretamente relacionadas à produção vegetal (MOSIER, 2001).

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, sigla em inglês para *Intergovernmental Panel on Climate Change*) propõe uma metodologia para estimar as emissões de N_2O considerando as adições antrópicas líquidas de N ao solo e a mineralização de N na matéria orgânica. As fontes de N relacionadas às emissões diretas seriam: fertilizantes nitrogenados sintéticos; nitrogênio orgânico aplicado como fertilizante; N em resíduos culturais; mineralização de N associada a perdas de matéria orgânica do solo em função de mudança de uso da terra ou manejo de solos minerais; drenagem e manejo de solos orgânicos. Especificamente com relação aos fertilizantes minerais, orgânicos e mineralização de N dos resíduos culturais, a metodologia em questão propõe que 1% da quantidade de N aplicada é perdida na forma de N_2O, embora a faixa de incerteza esteja entre 0,3 % e 3 % (IPCC, 2006).

Este fator de emissão de 1% foi proposto inicialmente para facilitar as estimativas de emissões em estudos de análise de ciclo de vida de culturas agrícolas e seu objetivo era facilitar os cálculos devido à grande quantidade de fatores que influenciam as emissões (BRENTRUP et al., 2000). Contudo, este valor pode ser bastante variável e é contestado em vários trabalhos (Tabela 3). Além disso, o fator de emissão não leva em consideração a cultura e o clima da área, fatores importantes que interferem na produção de N_2O (FLYNN et al., 2005).

Alguns autores como Schils et al. (2008) e Zhang e Han (2008), que obtiveram fatores de emissão pequenos, relacionaram esta resposta ao baixo conteúdo de água no solo. No trabalho de Denmead et al. (2009) o fator de emissão de 21% para a cana-de-açúcar na Austrália resulta de uma combinação de fatores como alta porosidade do solo e elevado conteúdo de C orgânico, associados a chuvas frequentes e alagamento periódico do terreno, condicionando elevada quantidade de poros preenchidos por água e culminando com elevadas emissões de N_2O.

Tabela 3 – Fatores de emissão associados ao uso de fertilizantes em diversas culturas

(continua)

Cultura	Fator de Emissão (%)	Local	Referência
Colza, milho e cana-de-açúcar	3 a 5	Cálculo realizado com dados médios, baseados em outros trabalhos	Crutzen et al. (2008)
Soja	0,55 a 1,97	Argentina	Ciampitti et al. (2008)
Pastagem para corte (silagem)	0,28 a 0,62	Escócia	Smith et al. (1998)
Batata	0,86 a 1,9	Escócia	Smith et al. (1998)
Trigo de inverno	0,17	Escócia	Smith et al. (1998)
Trigo de inverno	1,68	China	Chen, Huang, Zou (2008)
Cevada de primavera	0,67	Escócia	Smith et al. (1998)
Floresta	0,1 a 0,03	EUA	Delaune et al. (1998)
Plantio direto	2,8	Brasil	Passianoto et al. (2003)
Plantio convencional	0,9	Brasil	Passianoto et al. (2003)
Pastagem (apenas com fertilizante mineral)	0,17	Países Baixos	Schils et al. (2008)
Pastagem (fertilizante mineral e esterco bovino)	0,29	Países Baixos	Schils et al. (2008)
Pastagem	0,35	China	Zhang; Han (2008)
Área de agricultura abandonada	0,52	China	Zhang; Han (2008)

Tabela 3 – Fatores de emissão associados ao uso de fertilizantes em diversas culturas

(conclusão)

Cultura	Fator de Emissão (%)	Local	Referência
Cana-de-açúcar (solo de drenagem ácida)	21	Austrália	Denmead et al. (2009)
Cana-de-açúcar (solo silto-argiloso)	2,8	Austrália	Denmead et al. (2009)
Plantio direto	0,2	Brasil	Giacomini et al. (2006)
Preparo reduzido do solo	0,25	Brasil	Giacomini et al. (2006)
Plantio direto e convencional no cerrado brasileiro	0,03	Brasil	Metay et al. (2007)
Pastagem na região Amazônica	2,80	Brasil	Neill et al. (2005)

Uma observação importante a ser feita é que o fator de emissão parece ser dependente da dose de N aplicada. Chen, Huang e Zou (2008) observaram que as emissões de N_2O cresceram linearmente com a quantidade de N aplicado ao solo. Contudo, o maior fator de emissão foi obtido quando as menores doses de N foram aplicadas no solo. Além disso, o sistema de rotação de culturas e o preparo do solo interferem no fator de emissão de N_2O, o que se deve a alterações na quantidade de carbono orgânico no solo e nos processos de mineralização do nitrogênio (em função do resíduo cultural deixado na área) e ainda da aeração do solo em função das operações de preparo (CHEN; HUANG; ZOU, 2008).

Siqueira Neto et al. (2009b) observaram emissões de N_2O maiores em áreas cultivadas com milho-trigo que naquelas cultivadas com a sucessão soja-trigo. As maiores emissões nas áreas de milho são explicadas pela quantidade de N-mineral aplicada ao milho, enquanto que a necessidade de N da soja é suprida por fixação biológica, evitando que, ao final do ciclo da cultura, haja N mineral disponível no solo passível de sofrer desnitrificação. Jantalia et al. (2008) verificaram que o uso de leguminosas como fonte de nitrogênio para as culturas subsequentes não afetou significativamente as emissões de N_2O. Nesse sentido, culturas leguminosas eficientes na

fixação biológica de nitrogênio podem ser eficazes na mitigação da emissão de N-N_2O em sistemas agrícolas, como demonstrado por Siqueira Neto et al. (2009a).

Além da quantidade de N aplicada na fertilização, o tipo do fertilizante também influencia as taxas de emissão de N_2O. Ciarlo et al. (2008) associaram o uso de uréia à redução do pH do solo e a menores emissões de N_2O. Contudo, isto contradiz as informações apresentadas por Bremmer (1997) e Charpuis-Lardy et al. (2007). Fernández-Luqueño et al. (2009), trabalhando com feijão, verificaram aumentos nas emissões de N_2O quando se adicionou uréia como fertilizante nitrogenado. A adição de fontes nítricas ao solo parece proporcionar emissões maiores e mais rápidas de N_2O que a adição de fontes amoniacais (ABBASI; ADAMS, 2000; CARMO et al., 2005; DELAUNE et al., 1998). Além disso, o efeito da adição de nitrato nos fluxos de N_2O é mais evidente em solos com menor disponibilidade deste ânion do que em solos onde ele já está presente em quantidades significativas (CARMO et al., 2005).

De maneira geral, fertilizantes amoniacais afetam as emissões de N_2O mais lentamente que fertilizantes nítricos quando a desnitrificação é o principal processo de formação de N_2O. Quando a nitrificação é a principal responsável pela formação de N_2O, fertilizantes amoniacais apresentam maiores relações com a quantidade de N_2O emitida.

O parcelamento da dose de N é indicado por alguns autores como um artifício para reduzir as emissões de N_2O. Em condições de solo saturado, mas não encharcado, aplicações parceladas de KNO_3 reduziram as emissões de N_2O em relação à aplicação total (CIARLO et al., 2008). Uma dose de fertilizante nitrogenado concentrada no plantio pode resultar em maiores emissões de N_2O quando há chuvas na sequência (TAN et al., 2009). A emissão de N_2O é reduzida em situações que contemplem baixa disponibilidade de N no solo, aumento na eficiência de absorção deste nutriente pelas plantas (YANG; CAI, 2007) e condições de baixa precipitação (PERDOMO et al., 2009). Neste sentido, a aplicação parcelada aumenta a eficiência no uso de N e reduz as perdas por lixiviação e desnitrificação, apresentando benefícios na mitigação de GEE e proporcionando uma produção sem desperdício de recursos e mais econômica (TAN et al., 2009).

A profundidade de aplicação do fertilizante nitrogenado também influencia as emissões de N_2O do solo, como demonstrado por Liu et al. (2006). Quando o fertilizante é aplicado a 10 cm de profundidade, as emissões são menores do que quando a aplicação é feita na superfície ou a 5 cm de profundidade. Nesta situação, o fertilizante aplicado em camadas mais profundas

permite que o N_2O que permaneça mais tempo no solo, o que aumenta as chances de ser oxidado a N_2 (CHARPUIS-LARDY et al., 2007).

A emissão de N_2O atinge valores elevados logo após a aplicação dos fertilizantes nitrogenados porque há aumento na disponibilidade de NH_4^+ ou de NO_3^- no solo. Quando a quantidade de NO_3^- se reduz no solo, a emissão de N_2O por desnitrificação também será reduzida (HELLEBRAND et al., 2008). Liu et al. (2006) e Schils et al. (2008) observaram os maiores fluxos de N_2O na primeira semana após a fertilização. Liu et al. (2005) verificaram picos de emissão de N_2O aproximadamente duas semanas após a fertilização. Passianoto et al. (2003) observaram emissões de N_2O intensas e concentradas após o evento de fertilização e os picos de emissão ocorreram associados à primeira chuva após a adubação. Logo, trabalhos que visem avaliar a influência da fertilização nas emissões de N_2O devem priorizar medições de gases nas primeiras duas semanas após a aplicação dos fertilizantes (SCHILS et al., 2008), já que o efeito da fertilização desaparece aproximadamente 2 meses após a aplicação de N (ZHANG; HAN, 2008). Ademais, a fertilização incrementa a produção das plantas, o que aumenta a quantidade de resíduos a ser depositada no solo e, consequentemente, a quantidade de carbono orgânico no solo, o que irá estimular a mineralização de N e afetar as emissões de N_2O por um longo período de tempo após a adubação (HELLEBRAND et al., 2008).

Além dessas considerações, deve-se observar que o efeito da adubação nitrogenada interage com outros fatores que também afetam a emissão de N_2O, como umidade e textura do solo. Adubações feitas com o tempo seco resultam em uma pequena emissão de N_2O enquanto aplicações em condições úmidas apresentam grande resposta no fluxo de N_2O (SMITH et al., 1998; SCHILS et al., 2008; ZHANG; HAN, 2008). Metay et al. (2007) mostraram que as maiores emissões de N_2O foram obtidas quando os eventos de fertilização coincidiram com eventos de precipitação. Ruser et al. (2006) mostraram que, para uma mesma dose de fertilizante aplicada ao solo, o fator de emissão aumenta com o aumento da quantidade de poros do solo preenchidos por água. Entretanto, o efeito da umidade parecer ser menos importante que a disponibilidade de N. Quando o conteúdo de N no solo estava reduzido, mesmo em condições de alta umidade, a emissão de N_2O foi limitada (DENMEAD et al., 2009).

O manejo do N eleva as perdas de N_2O particularmente em solos de textura fina e que não receberam preparo antes do plantio (TAN et al., 2009; CHEN; HUANG; ZOU, 2008). Isso ocorre porque a ausência de preparo do solo favorece formação de sítios aneróbicos, onde se

processam as reações de desnitrificação. Condições anaeróbicas também são favorecidas em solos de textura fina, já que a menor quantidade de macroporos dificulta a difusão de gases.

O sistema de preparo do solo também apresenta interação com a adubação nitrogenada e com as emissões de N_2O. As emissões de N_2O induzidas pelo uso de fertilizantes ocorreram por um período de tempo maior em PC que em PD. Contudo, o pico de emissão foi antecipado e maior em PD que em PC (LIU et al., 2005).

2.3 Estoques de Carbono e Nitrogênio

O carbono (C) é um elemento que está distribuído na atmosfera, nos ecossistemas terrestres e nos oceanos. Em termos quantitativos, a atmosfera guarda aproximadamente 730 Pg de C (1 Pg = 10^9 t) e os oceanos 40.000 Pg, enquanto a vegetação contém algo entre 470 e 655 Pg de C e o solo pode estocar de 1.500 a 1.600 Pg de C na camada de 0 a 100 cm. Considerando apenas a camada 0-30 cm de profundidade, o solo responde por um estoque aproximado de 800 Pg de C, ou seja, quase a mesma quantidade presente na atmosfera (CERRI et al., 2006). Neste sentido, mudanças nos estoques de C do solo podem causar impactos significativos na concentração de CO_2 na atmosfera (BERNOUX et al., 2002) e a possibilidade de aumentar a quantidade de C armazenada no solo é de grande interesse (BATJES; SOBROEK, 1997). O C armazenado na camada 0-30 cm nos solos tropicais equivale a aproximadamente 30 % do C armazenado nesta camada em todo o planeta (Tabela 4) e grande parte do C no solo está nas formas orgânicas.

No Brasil, o estoque de C corresponde a cerca de 5 % do total de C estocado no mundo na camada 0-30 cm de profundidade, sendo que a maioria das áreas apresenta estoques entre 3 e 6 kg de C m^{-2} (BERNOUX et al., 2002). Contudo, diante da dimensão continental do território brasileiro, este valor é muito variável e a localização geográfica passa a ter uma influência considerável nos estoques de C. Por exemplo, regiões com elevada quantidade de C no solo estão associadas à presença de solos úmidos (Pantanal ou Bacia Amazônica) ou a condições de clima mais ameno (Região Sul). Já no Nordeste do país, o clima semi-árido é o fator determinante dos baixos estoques de C. Na região Amazônica, áreas de floresta densa apresentam maiores estoques de C no solo que áreas de vegetação menos densa. No Cerrado, o tipo de solo influencia de maneira significativa os estoques de C.

O C atmosférico na forma de CO_2 é incorporado aos tecidos vegetais pelo processo de fotossíntese. Parte deste C nos tecidos vegetais pode ser usado pelas plantas como fonte de energia e o CO_2 retorna rapidamente à atmosfera. O material orgânico dos tecidos vegetais pode ser adicionado ao solo na forma de liteira ou servir de alimento para os animais, podendo então ser consumido durante a respiração, liberando CO_2 ou, posteriormente, ser depositado no solo como resíduos ou tecidos animais. Uma vez depositado no solo, o tecido animal ou vegetal é metabolizado por microrganismos e gradualmente o C retorna à atmosfera na forma de CO_2. O metabolismo microbiano no solo é responsável pela formação de compostos orgânicos de alta estabilidade, que permanecem no solo por longos períodos de tempo (BRADY; WEIL, 2002).

Tabela 4 – Reservas mundiais de carbono e nitrogênio nos solos (Pg de C e N, respectivamente)

Região	**Profundidade (cm)**	
	0-30	**0-100**
Regiões Tropicais		
Carbono no solo		
C-Orgânico	201-213	384-403
C-Carbonato	72-79	203-218
Total	273-292	587-621
Nitrogênio no solo	20-22	42-44
Mundo		
Carbono no solo		
C-Orgânico	684-724	1462-1548
C-Carbonato	222-245	695-748
Total	906-969	2157-2296
Nitrogênio no solo	63-67	133-140

Fonte: (BATJES, 1996)

A matéria orgânica do solo (MOS) é a principal forma de armazenamento de C no solo e engloba todos os componentes orgânicos, dentre os quais: biomassa viva (tecidos animais ou vegetais intactos e microrganismos), raízes mortas e outros tecidos vegetais que ainda podem ser reconhecidos, bem como uma grande mistura de substâncias orgânicas complexas que não podem mais ser identificadas como tecidos, o húmus do solo (BRADY; WEIL, 2002). A MOS influencia

diversas propriedades dos solos, como estabilidade de agregados, infiltração e retenção de água, resistência à erosão, atividade biológica, capacidade de troca de cátions, disponibilidade de nutrientes para as plantas, lixiviação de nutrientes, liberação de CO_2 e outros gases para a atmosfera, retenção de compostos orgânicos não-iônicos e de pesticidas (BATJES; SOMBROEK, 1997; MIELNICZUK, 2008).

Solos são ecossistemas frágeis e, quando manejados inadequadamente, o carbono orgânico pode ser mineralizado e transferido para a atmosfera na forma de CO_2. Contudo, sob condições adequadas de manejo, o sistema pode sequestrar C da atmosfera, sendo esta uma importante estratégia regional e global para compensar as emissões de CO_2 provenientes do uso de combustíveis fósseis e mitigar as mudanças climáticas (CERRI et al., 2006).

A perda de C orgânico do solo pode ser atribuída à redução nas entradas de matéria orgânica, ao aumento da decomposição de resíduos culturais e a efeitos de manejo que reduzem a proteção física dos agregados à decomposição (POST; KWON, 2000). A taxa de ciclagem dos diferentes compostos de C orgânico no solo varia em função de complexas interações entre processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem no ambiente edáfico (POST; KWON, 2000).

Costa et al. (2008) observaram como as práticas de manejo podem afetar o estoque de C do solo. Solos sob manejo convencional e sob plantio direto com baixo aporte de resíduos vegetais apresentam balanço negativo de C. Quando o plantio direto é associado a sistemas com alta adição de resíduos ricos em carbono e nitrogênio, observa-se um balanço positivo de C no solo. Na região dos Campos Gerais, no estado do Paraná, o sistema de rotação de culturas em plantio direto apresentou uma taxa de sequestro de CO_2 de 6 t ha^{-1} ano^{-1} (SIQUEIRA NETO et al., 2009 a). O balanço anual dos sistemas de cana-de-açúcar conduzidos com e sem queima da palhada mostra que esta forma de manejo supera aquela em dois sentidos: o carbono no solo aumenta (1625 g C) e as emissões líquidas de N_2O e CH_4 em CO_2 equivalente diminuem, resultando em benefício líquido de 1837 g C equivalente (FELLER; BERNOUX, 2008).

O nitrogênio (N) é um importante nutriente para as plantas e, assim como o C e outros nutrientes, está incorporado às moléculas orgânicas do tecido vegetal. As considerações feitas acerca do C com relação à decomposição e à formação de complexos mais estáveis no solo também são válidas para o N. Além do mais, as taxas de decomposição dos resíduos no solo são governadas pela proporção entre C e N nos tecidos, conhecida como relação C/N.

Aproximadamente 32 % no N total armazenado nos solos encontra-se em regiões tropicais (Tabela 4). A grande importância do N na nutrição de plantas e na formação de gases que podem ser perdidos para a atmosfera e provocar aquecimento global, como o N_2O, bem como sua interação no solo com o C justificam a inclusão destes dois elementos nos estudos sobre a dinâmica da MOS.

2.4 Biomassa microbiana

A porção viva da matéria orgânica presente no solo varia de 1 a 5 % e, desta fração, algo entre 60 e 80 % são microrganismos. Dessa forma, a maioria da matéria orgânica viva presente no solo é protoplasma microbiano, que é responsável pela quase totalidade da atividade biológica (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006) e pelo fluxo e rápida ciclagem de nutrientes no solo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). A biomassa microbiana pode ser definida como a parte viva da matéria orgânica do solo composta por organismos menores que 5×10^{-3} μm^3, tais como fungos, bactérias, actinomicetos, leveduras e protozoários. A biomassa representa o destino inicial do carbono em transformação no solo, sendo influenciada principalmente pela disponibilidade de carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, umidade do solo, aeração, pH e textura do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Por ser a fração ativa da MOS, a biomassa microbiana do solo (BMS) é mais sensível que os resultados de C orgânico e N total para aferir alterações na MOS causadas por manejo ou práticas de cultivo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Além disso, a biomassa microbiana é sensível a mudanças no manejo dos resíduos superficiais em um curto espaço de tempo (GALDOS; CERRI; CERRI, 2009) e pode ser utilizada como indicador de qualidade ambiental (SCHLOTER; DILLY; MUNCH, 2003).

Matsuoka, Mendes e Loureiro (2003) encontraram redução da biomassa microbiana e do teor de matéria orgânica em solos de cerrado submetidos a cultivos perenes e anuais. Todavia, as reduções nos teores de carbono na BMS foram mais acentuadas que as reduções na matéria orgânica, mostrando que o carbono da biomassa microbiana é mais sensível à remoção da cobertura vegetal nativa que a parte não viva da MOS. Por esta razão, pode ser utilizada como indicador de qualidade dos solos, permitindo detectar modificações antes mesmo que os teores de matéria orgânica se alterem significativamente. A quantificação da biomassa e a atividade microbiana, quando associadas a valores de pH, teores de C orgânico, N total, umidade e argila

do solo, permitem uma avaliação sistêmica do manejo empregado e a obtenção de índices de aferição de sustentabilidade (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008).

Há várias metodologias para estimativa da BMS. Os métodos mais recentes da fumigação-incubação e fumigação-extração têm sido preferidos por serem, de certa forma, de uso mais fácil e possibilitarem o acesso às quantidades dos elementos contidos dentro da BMS (CARDOSO, 2004). A medida direta da quantidade de C e nutrientes imobilizados pelos microrganismos é essencial para avaliar a função da BMS na dinâmica da MOS e ciclagem de nutrientes (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008).

As relações C microbiano:C orgânico e N microbiano:N total expressam a qualidade nutricional da matéria orgânica. Em solos com MOS de baixa qualidade nutricional, a biomassa microbiana está sob condições de estresse, tornando-se incapaz de utilizar totalmente o N e o C orgânico e, nesse caso, as relações C microbiano:C orgânico e N microbiano:N total diminuem. A biomassa microbiana poderá aumentar rapidamente, ainda que os níveis de C orgânico permaneçam inalterados, quando da adição de matéria orgânica de boa qualidade nutricional (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Uma relação C microbiano:C orgânico constante indica que o sistema está em equilíbrio (ANDERSON; DOMSCH, 1989). Anderson e Domsch (1989) sugerem que a relação C microbiano:C orgânico é maior em sistemas de rotação de culturas que em monoculturas e há ainda evidências de que adição de adubos orgânicos aumente essa relação.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Estoques de carbono e nitrogênio no solo

3.1.1 Coleta das amostras de solo

Amostras de solo foram coletadas em áreas sob cultivo de cana-de-açúcar pertencentes à Usina Iracema, na região de Iracemápolis – SP. As áreas de estudo formam duas cronossequências, uma colhida com queima e outra colhida sem queima da palhada (Quadro 1).

Identificação	Descrição	Localização	Tipo de Solo
CQ 1	Área de primeiro ano após a reforma, colhida com queima da palhada	22° 36,233’ S; 47° 32,997’ W	Latossolo Vermelho escuro
CQ 3	Área de terceiro ano após a reforma, colhida com queima da palhada	22° 30,725’ S; 47° 28,286’ W	Latossolo Vermelho escuro
CQ 6	Área de sexto ano após a reforma, colhida com queima da palhada	22° 32,605’ S; 47° 30,109’ W	Latossolo Vermelho escuro
SQ 1	Área de primeiro ano após a reforma, colhida sem queima da palhada	22° 32,770’ S; 47° 30,674’ W	Latossolo Vermelho escuro
SQ 3	Área de terceiro ano após a reforma, colhida sem queima da palhada	22° 33,927’ S; 47° 30,688’ W	Latossolo Vermelho-Amarelo
SQ 6	Área de sexto ano após a reforma, colhida sem queima da palhada	22° 33,105’ S; 47° 30,865’ W	Latossolo Vermelho escuro

Quadro 1 – Identificação, localização e tipos de solo das áreas amostradas, de acordo com informações da Usina Iracema

A principal vantagem do uso cronossequências é concentrar as amostragens em uma única ocasião, ao invés de esperar vários anos para avaliação temporal da dinâmica de carbono no

solo. Contudo, a variabilidade espacial dos atributos do solo em condições agrícolas pode ser um fator limitante ao uso desta metodologia (GALDOS; CERRI; CERRI, 2009).

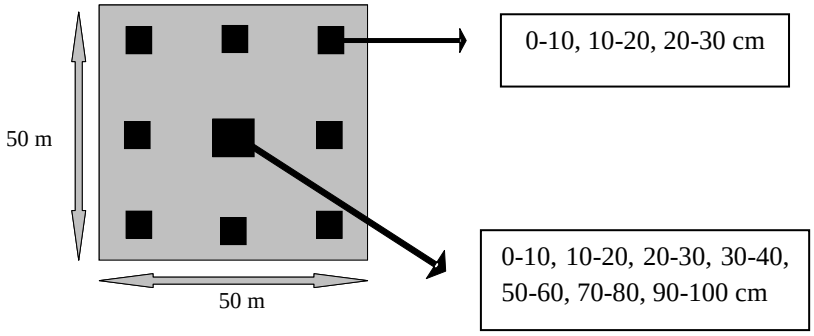


Figura 3 – Esquema de distribuição dos pontos de coleta nas áreas amostradas

As coletas foram realizadas em duas etapas. A primeira, nos dias 6 e 7 de abril de 2009, nas áreas SQ 1, SQ 6 e CQ 6, e a segunda nos dias 6 e 7 de julho de 2009, nas áreas CQ 1, CQ 3 e SQ 3. Em cada uma das áreas, foram coletadas amostras em uma trincheira central e em oito trincheiras periféricas, de acordo com a Figura 3. Na trincheira central foram coletadas amostras nas profundidades 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 50-60 cm, 70-80 cm e 90-100 cm. Nas trincheiras periféricas foram coletadas amostras nas profundidades 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm. As amostras foram levadas ao Laboratório de Matéria Orgânica do Solo (ESALQ – USP), onde foram secas ao ar e posteriormente passadas em peneira com abertura de 2 mm.

3.1.2 Análises químicas

A caracterização química das áreas foi feita a partir de análises de amostras coletadas em todas as profundidades na trincheira central e de uma amostra composta para cada profundidade das trincheiras periféricas. Dessa maneira, foram analisadas 10 amostras para cada área das cronossequências estudadas (sete profundidades da trincheira central e três das trincheiras periféricas). As análises foram realizadas nos laboratórios de Química e Fertilidade do Solo, no Departamento de Ciência do Solo (ESALQ/USP).

As determinações de pH foram feitas em H_2O e em $CaCl_2$, de acordo com metodologia de Anderson e Ingram (1989). A acidez total das amostras (H + Al) foi quantificada com solução

de acetato de cálcio 1 mol L^{-1} em pH 7,0 (EMBRAPA, 1979). Os conteúdos de cálcio, magnésio, potássio e fósforo trocáveis foram extraídos com resina trocadora de íons (RAIJ; QUAGGIO, 1983). As determinações de cálcio e magnésio foram feitas por espectrofotometria de absorção atômica; o potássio foi determinado por fotometria de emissão atômica e o fósforo por espectrofotometria.

Os valores médios das propriedades químicas analisadas foram comparadas entre manejos e entre profundidades pelo teste de Tukey (α = 0,05), através do programa estatístico SAS 9.0.

3.1.3 Análises físicas

A caracterização granulométrica foi feita com base em amostras das profundidades 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 50-60 cm, 70-80 cm e 90-100 cm. Para as profundidades 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm foram usadas amostras compostas da trincheira central e das trincheiras periféricas. Para as demais profundidades, trabalhou-se com amostras simples apenas da trincheira central. Os teores de areia, silte e argila foram determinados pelo método do densímetro. O método consiste em dispersar 40 g de solo com solução de hexametafosfato de sódio (10 g L^{-1}), mantendo as amostras sob agitação de 120 rpm por 16 horas. Em seguida, a amostra é passada em peneira de malha 2 mm para separar a areia dos demais componentes. A suspensão de hexametafosfato de sódio, silte e argila é transferida para proveta graduada de 1000 mL, agitada por 40 segundos e faz-se uma leitura com densímetro. Após duas horas faz-se uma segunda leitura. A primeira leitura do densímetro corresponde à presença de silte e argila e a segunda equivale apenas à argila, pois, no intervalo de duas horas, todo o silte já foi depositado no fundo da proveta (CAMARGO et al., 1986).

Na primeira coleta, a densidade foi avaliada em todas as profundidades para a trincheira central e para as oito trincheiras periféricas. Nas amostras coletadas na segunda etapa, avaliaram-se todas as profundidades na trincheira central e em cinco trincheiras periféricas, uma vez que se notou a baixa variabilidade espacial deste atributo do solo nas áreas de estudo.

As amostras foram coletadas com anel de volume conhecido e, em laboratório, determinaram-se as respectivas massas e umidade do solo contido no anel. A densidade de cada camada foi calculada de acordo com a eq. (5):

$$\text{Densidade } (g\ cm^{-3}) = \frac{\text{massa de solo } (g)}{\text{volume do cilindro } (cm^{-3})} \quad (5)$$

3.1.4 Teores e estoques de C e N

Os estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) foram calculados de acordo com a eq. (6) para todas as profundidades amostradas na trincheira central e nas trincheiras periféricas.

$$\text{Estoque } (Mg\ ha^{-1}) = \text{teor } (\%) \times \text{profundidade } (cm) \times \text{densidade } (g\ cm^{-3}) \quad (6)$$

Após o preparo inicial, aproximadamente 10 g de cada amostra foram moídos e passados em peneira de 100 mesh (0,149 mm). Os teores de C e N foram determinados pelo método de combustão (via seca) em aparelho LECO® CN 2000. A densidade em cada camada foi obtida conforme descrito no item anterior. Nos cálculos dos estoques, dentro de cada área, foram considerados os valores médios de densidade obtidos em todos os pontos amostrados. A profundidade considerada na eq. (6) equivale à camada amostrada no campo, ou seja, 10 cm.

Áreas submetidas a manejos diferentes possuem densidades diferentes, o que implica na comparação de massas diferentes de solo quando profundidades fixas em todas as áreas são usadas nos cálculos dos estoques de C e N. Para comparar os estoques de C e N entre massas iguais de solo é necessário um ajuste das profundidades, tomando-se uma das áreas como referência para as correções nas demais áreas (ELLERT; BETTANY, 1995; MORAES et al., 1996; LUCA et al., 2008; GALDOS; CERRI; CERRI, 2009). Neste trabalho, foi tomada como referência a área com queima de 6 anos. Esta área foi escolhida porque o objetivo deste trabalho é comparar os benefícios do manejo sem queima em relação ao manejo com queima e esta área, na cronossequência amostrada, representa o maior período de implantação do manejo com queima. A área de 1 ano foi reformada recentemente e, portanto, não apresenta características de solo, principalmente densidade, que representem fielmente o manejo com queima da palhada.

O cálculo de correção para a mesma massa de terra consiste em encontrar uma nova profundidade para cada área, que será usada no cálculo dos estoques, de modo que esta nova profundidade represente a mesma massa de solo em todas as áreas. Esta nova profundidade é calculada apenas na camada mais profunda em estudo, a fim de minimizar os erros de cálculos.

Os procedimentos para esta correção são os seguintes: i) fixa-se uma profundidade de solo na área de referência, ii) calcula-se a densidade média ponderada da área de referência (DMP_{ref}) em relação às suas respectivas camadas de solo, iii) calcula-se a densidade média ponderada (DMP) de cada situação em relação às suas respectivas camadas de solo, e iv) determina-se a profundidade corrigida de acordo com a eq. (7).

$$\text{Profundidade corrigida}(\text{cm}) = \frac{DMP_{ref}}{DMP_{área}} \times \text{profundidade de referência}(\text{cm}) \qquad (7)$$

O uso de cronossequências é uma ferramenta eficiente quando se deseja comparar o efeito de alterações de manejo no solo. Todavia, para comparar as áreas da cronossequência é necessário que elas possuam texturas similares entre si. Os teores de C são maiores quanto maior o teor de argila dos solos (LUCA et al., 2008; PINHEIRO et al., 2010), o que impede a comparação dos estoques de C e N entre áreas com grandes diferenças texturais. As áreas do presente estudo foram selecionadas a partir de informações do banco de dados da Usina Iracema e o primeiro critério de seleção era a similaridade de textura entre elas. Contudo, após as análises granulométricas, notou-se que esta similaridade não existia e, portanto, as áreas não atendiam a um requisito fundamental para comparação entre os estoques de C e N. Nessa situação, é necessário fazer uma correção pela quantidade média de argila de todas as áreas, que é feita de acordo com a eq. (8), onde: Est é o estoque de C ou N final corrigido, Est_0 é o estoque inicial de C ou N, teor médio de argila é a quantidade média de argila de todas as áreas amostradas para a camada que está sendo corrigida e teor de argila na camada é a quantidade de argila na camada que está sendo corrigida (MORAES et al., 1996).

$$\text{Est}\left(\text{Mg ha}^{-1}\right) = \text{Est}_0\left(\text{Mg ha}^{-1}\right) \times \frac{\text{Teor médio de argila}\,(\%)}{\text{Teor médio de argila na camada}\,(\%)} \qquad (8)$$

Após as devidas correções em função da massa de solo equivalente e do teor de argila, os resultados dos estoques de C e N do solo foram submetidos a análise de variância e teste de comparação de médias através do teste de Tukey (α=0,05), no programa SAS 9.0.

3.1.5 Análise de biomassa microbiana

As determinações dos teores de C na biomassa microbiana foram feitas com amostras coletadas nas camadas 0-10 e 10-20 cm da trincheira central e de quatro trincheiras periféricas (Figura 4). Após a coleta, as amostras foram imediatamente acondicionadas em sacos plásticos com respiro de papel, para permitir as trocas gasosas com o ambiente. O material foi levado ao Laboratório de Matéria Orgânica do Solo (ESALQ – USP) e as análises foram realizadas rapidamente para evitar alterações significativas nas populações microbianas.

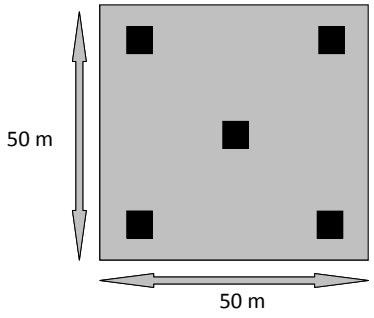


Figura 4 – Indicação dos locais de coleta das amostras para análise de biomassa microbiana

Para as avaliações, as amostras foram mantidas em umidade em torno de 55 % da capacidade de campo, que foi determinada da seguinte maneira: 30 g de solo foram colocadas em funil de vidro e saturadas com água deionizada. Após um período de quatro horas para drenagem natural da água, uma porção de 5 g do solo saturado foi levada à estufa a 105°C por dois dias. A capacidade de campo foi determinada por:

$$\text{Capacidade de campo} = \frac{\text{Peso úmido (g)} - \text{Peso seco (g)}}{\text{Peso seco (g)}} \qquad (9)$$

As estimativas da biomassa microbiana foram feitas pela metodologia de fumigação-extração descrita por Vance, Brookes e Jenkinson (1987), que consiste em comparar amostras fumigadas com clorofórmio e amostras controle (não fumigadas). O clorofórmio tem a função de matar e romper as células microbianas, sem afetar a matéria orgânica não viva e os constituintes celulares são liberados, podendo ser extraídos e quantificados. A diferença entre a quantidade de C em amostras fumigadas e não fumigadas representa o C imobilizado na biomassa microbiana.

De acordo com essa metodologia cada amostra deve ter três repetições fumigadas e três não fumigadas.

Para as amostras fumigadas, amostras de 25 g de solo foram colocadas em frascos de vidro e levadas ao dissecador, juntamente com um béquer contendo clorofórmio. Uma bomba de vácuo foi ligada ao dissecador por 30 minutos. Após este período, o dissecador permaneceu fechado e as amostras foram mantidas em presença de clorofórmio por, aproximadamente, 40 horas. Para as amostras não fumigadas, também foram pesadas 25 g de solo.

Para o procedimento de extração, amostras fumigadas e não fumigadas foram transferidas para erlenmeyers de 250 mL e adicionaram 100 ml de solução de sulfato de potássio 0,5 M. Então, as amostras foram agitadas por 20 minutos e em seguida centrifugadas a 1200 rpm. Os extratos foram retirados dos tubos de centrífuga com auxílio de uma seringa de 50 mL e passados por um filtro de poliéster com malha de 120 mesh (0,125 mm).

A determinação de C nas amostras foi feita por oxidação do C por dicromato de potássio em meio fortemente ácido. Uma alíquota de 8 mL do extrato foi colocada em erlenmeyer de 125 mL e adicionaram-se 2 mL de solução de 66,7 mM de dicromato de potássio, 10 mL de ácido sulfúrico e 5 mL de ácido fosfórico, ambos concentrados. As amostras foram aquecidas em banho-maria a 100°C por 20 minutos e, após esfriarem, foram adicionados 10 mL de água destilada. Em seguida, foram tituladas com solução de sulfato ferroso amoniacal a 0,4 M, utilizando-se difenilamina sulfonato de bário como indicador. O carbono extraível foi calculado considerando que 1mL da solução de dicromato de potássio equivale a 1200 µg de carbono. A quantidade de C microbiano foi estimada com o fator de correção de 0,38 proposto por Vance, Brookes e Jenkinson (1987).

Os resultados dos teores de C microbiano foram submetidos a análise de variância e teste de comparação de médias através do teste de Tukey (α=0,05), no programa SAS 9.0.

3.2 Emissão de gases do efeito estufa

Esta fase do trabalho consistiu na avaliação das emissões de N_2O e CO_2 em solos cultivados com cana-de-açúcar, em função do uso de diferentes fontes e doses de fertilizantes nitrogenados. A avaliação das emissões de GEE foi feita em três etapas: experimento de laboratório para avaliar as emissões de N_2O; experimento de campo para avaliar as emissões de N_2O e, por fim, um último experimento de campo avaliando as emissões de CO_2.

3.2.1 Avaliação de N_2O em laboratório

Esta etapa do trabalho se propõe a avaliar o fluxo de N_2O em condições controladas de laboratório antes de implantar experimentos no campo, tendo em vista que estudos de laboratório podem ser indicativos da relativa importância dos fatores que mais afetam a desnitrificação no campo (STEVENS; LAUGHLIN, 1998). Desta forma, resultados obtidos posteriormente podem ser explicados mais claramente a partir de resultados obtidos em laboratório, onde o número de fatores que não podem ser controlados é reduzido.

O solo utilizado neste experimento foi coletado na área sem queima de 6 anos (SQ 6). Após a coleta, o solo foi seco ao ar, passado em peneira de malha de 2 mm e armazenado em temperatura ambiente. Após um período de 15 dias de umedecimento e pré-incubação, 100 g de solo foram pesadas em anel de 1 cm^3 fechado na base com tela (180 fios por mm^2) para evitar perdas de solo. Os anéis foram levados à mesa de tensão (LIMA; SILVA, 2008) para correção da umidade a 60% da capacidade de campo (umidade equivalente a pressão de 0,06 bar).

Após atingir a umidade desejada, cada anel foi colocado dentro de um frasco de vidro de 600 ml, o qual foi fechado com tampa metálica. Cada tampa possuía um septo de borracha no centro para permitir a coleta das amostras de gases (Figura 5). Para garantir a perfeita vedação entre o septo de borracha e a tampa metálica foi utilizada cola de silicone.

Os fertilizantes testados foram uréia e nitrato de amônio, aplicados nas de 60, 80 e 120 kg ha^{-1} de N, considerando que uréia e nitrato de amônio possuem, respectivamente, 45 % e 35 % de N em sua composição. A dose de 80 kg ha^{-1} de N foi escolhida por ser a dose média empregada nas áreas da Usina Iracema, na safra 2008/2009, quando as amostras de solo foram coletadas. Como o objetivo do estudo é avaliar as emissões de N_2O em função de diferentes doses, foram fixados valores acima e abaixo desta dose média (60 e 120 kg ha^{-1} de N, respectivamente). Além disso, as doses 60 e 120 kg ha^{-1} de N correspondem, respectivamente, às doses mínima e máxima recomendadas para cana-soca no estado de São Paulo. A dose de 120 kg ha^{-1} de N é a dose máxima na qual a produção de cana-de-açúcar ainda apresenta respostas lineares em função da adubação nitrogenada (CANTARELLA; TRIVELIN; VITTI, 2007).

Os fertilizantes foram aplicados ao solo em forma de solução, para minimizar possíveis dificuldades de incorporação e homogeneização, tendo em vista que a quantidade de adubo aplicada em 100 g de solo foi muito pequena. As soluções foram preparadas em diferentes

concentrações, de modo que em 1 mL de solução estivesse contida a quantidade equivalente a cada uma das doses testadas, e foram aplicadas em cada anel com uso de pipeta automática. Dessa forma, o volume de solução aplicada em cada frasco foi o mesmo, alterando de maneira inexpressiva e nas mesmas proporções a umidade de todas as amostras de solo. Em seguida, os frascos foram fechados e levados ao incubador, sob temperatura controlada (20°C). Cada tratamento foi testado com quatro repetições. Também foram incubados frascos em branco (sem solo) e controle (com o solo, mas sem adição de fertilizante). Todos os tratamentos foram repetidos quatro vezes.

As medições das emissões de gases foram feitas diariamente pela manhã, começando no quarto dia após a incubação das amostras. As amostras foram coletadas em seringas BD de 20 ml, acopladas a uma válvula de 3 vias e a uma agulha hipodérmica (0,70 x 25) (Figura 5). Após as coletas diárias, os frascos eram abertos em local ventilado por aproximadamente 5 minutos. Em seguida, eles eram novamente fechados e retornavam ao incubador, onde permaneciam sob temperatura constante até a próxima coleta. Dessa forma, a quantificação diária das emissões equivale à quantidade de N_2O acumulada em cada frasco em um período de 24 horas.

As concentrações de N_2O nas amostras foram determinadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA – USP), em cromatógrafo GC-mini 2 Shimadzu, conectado a um computador por meio de um módulo de comunicação (CBM – 102 Shimadzu) (Figura 5). Os resultados das leituras das amostras no cromatógrafo foram utilizados para calcular os fluxos de N_2O, em µg N-N_2O g^{-1} de solo $hora^{-1}$, e estes valores foram posteriormente expressos em µg N-N_2O g^{-1} de solo, acumulados ao longo do período de incubação.

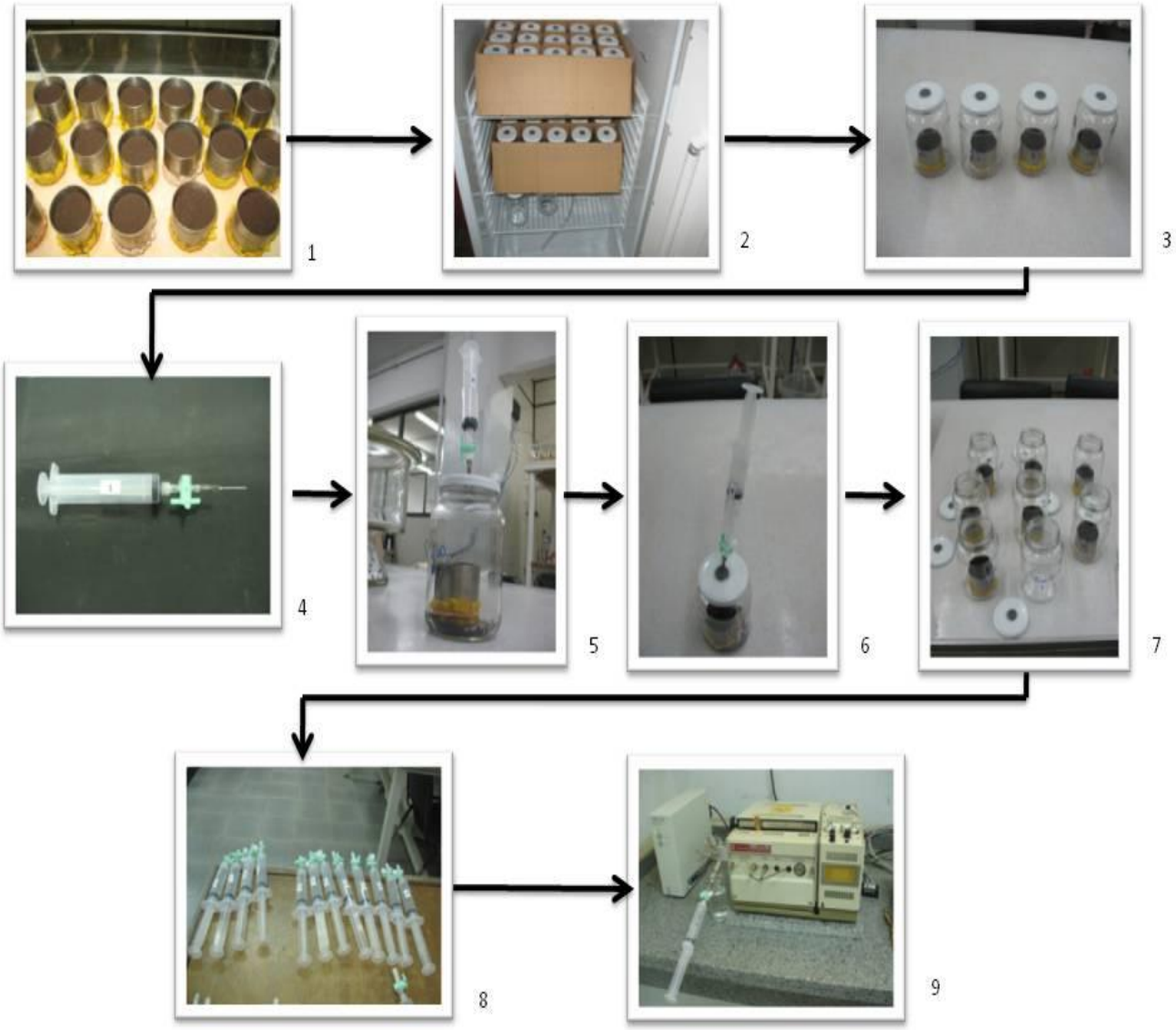


Figura 5 – Material utilizado e sequência de procedimentos durante o experimento de incubação. 1: correção da umidade das amostras na mesa de tensão; 2: amostras no interior do incubador com controle de temperatura; 3: frascos fechados para coleta; 4: seringa e agulha usadas nas coletas; 5: frasco antes da coleta; 6: frasco durante a coleta; 7: frascos abertos após a coleta; 8: seringas com amostras coletadas; 9: cromatógrafo utilizado nas análises dos gases coletados

Com o auxílio do programa SAS 9.0, para cada tratamento foi ajustado um modelo matemático adequado ao comportamento da curva de emissão acumulada de N_2O em função do dia de aplicação dos fertilizantes ao solo. Todos os tratamentos foram ajustados a um modelo de

equação logística, que pode ser representado pela seguinte equação geral (SIT; POULIN-COSTELLO, 1994):

$$y = \frac{A}{1 + e^{B(dia-C)}} \qquad (10)$$

Nesta equação, A, B e C são coeficientes ajustados para cada tratamento. O parâmetro "A" corresponde ao ponto de máximo da curva e "C" é ponto de inflexão, ou seja, ao momento em que a concavidade da curva é alterada. A variável "y" corresponde à emissão acumulada de $N\text{-}N_2O$ g^{-1} de solo e o termo "dia" é a quantidade de dias após a aplicação do fertilizante no solo. Este modelo permite que se compreenda a dinâmica das emissões de N_2O.

A partir das emissões acumuladas em todo o período de avaliação, foram calculadas as emissões médias de cada tratamento e, com estes dados ajustou-se uma curva de regressão em função das doses de fertilizantes aplicadas ao solo.

3.2.2 Avaliação de N_2O no campo

A influência de fontes e doses de adubação nitrogenada nas emissões de N_2O também foi estudada no campo. Para tanto, conduziu-se um experimento em Piracicaba – SP, em área pertencente à Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA). Esta área foi escolhida tanto em função do histórico de cultivo com cana-de-açúcar por um longo período de tempo (mais de 20 anos), quanto em função da proximidade com o laboratório de Biogeoquímica Ambiental, onde foram feitas as análises, o que permitiu que as amostras fossem coletadas e analisadas no mesmo dia.

A variedade de cana-de-açúcar plantada na área era SP 81-3250 e, durante o período de condução do experimento, encontrava-se no terceiro ciclo (cana-soca de terceiro corte). A quantidade de palhada presente na área era de 15 Mg ha^{-1}, similar ao reportado por Abramo Filho et al. (1993). As quantidades de areia, silte e argila na camada 0-10 cm foram de 442, 49 e 509 g kg^{-1}, respectivamente; na camada 10-20 cm estes valores foram de 433, 32 e 535 g kg^{-1}, respectivamente. Dados da caracterização do solo até 20 cm de profundidade na área do experimento são apresentados na Tabela 5.

As medições dos fluxos de gases foram feitas com o uso de câmaras estáticas, constituídas por uma base de metal parcialmente enterrada no solo (aproximadamente 5 cm de profundidade), e por uma tampa de PVC com uma abertura para o acoplamento da seringa onde eram coletadas as amostras de gases. Na parte superior da base, para facilitar o encaixe da tampa de PVC, havia uma calha com 2 cm de altura, onde se colocava uma pequena quantidade de água antes do início das coletas a fim de garantir a perfeita vedação da câmara (Figura 6).

Tabela 5 – Caracterização do solo da área de implantação do experimento

Profundidade (cm)	pH água	pH KCl	Matéria Orgânica	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	Al^{3+}	H+Al	P
			($g\ kg^{-1}$)			($mmol_c\ kg^{-1}$)			($mg\ kg^{-1}$)
0-10	5,1	4,6	27	38	22	1,1	1	35	10
10-20	4,7	4,0	24	21	12	0,6	7	49	7

O experimento foi implantado em 21 de outubro de 2009. Foram testados nove tratamentos (Tabela 6), com quatro repetições. Os fertilizantes foram aplicados em superfície, ao lado da linha da cana-de-açúcar (aproximadamente 10 cm de distância) simulando a aplicação em áreas de cultivo comerciais. As quantidades de fertilizantes correspondentes às doses testadas foram aplicadas em 10 metros lineares. Como existiam quatro repetições de cada tratamento, havia no campo quatro linhas de 10 metros para cada tratamento e as avaliações foram feitas apenas nas duas linhas centrais.

As amostragens diárias consistiam na coleta de três seringas com amostras de gás de cada câmara. Imediatamente após o fechamento da câmara, coletava-se a primeira seringa (tempo zero); dez minutos após o fechamento da câmara era coletada a segunda amostra (tempo 10); e 30 minutos após o fechamento da câmara era coletada a terceira amostra (tempo 30). As seringas eram levadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA – USP), para serem analisadas em cromatógrafo GC-mini 2 Shimadzu, conectado a um computador através de um módulo de comunicação (CBM – 102 Shimadzu). A variação nas concentrações de N_2O nas amostras em função do tempo após o fechamento da câmara (0, 10 e 30 minutos), associada às informações do volume e da área da câmara, da temperatura do solo e da pressão atmosférica foram utilizados para o cálculo do fluxo de N_2O em µg $N\text{-}N_2O\ m^{-2}\ hora^{-1}$.

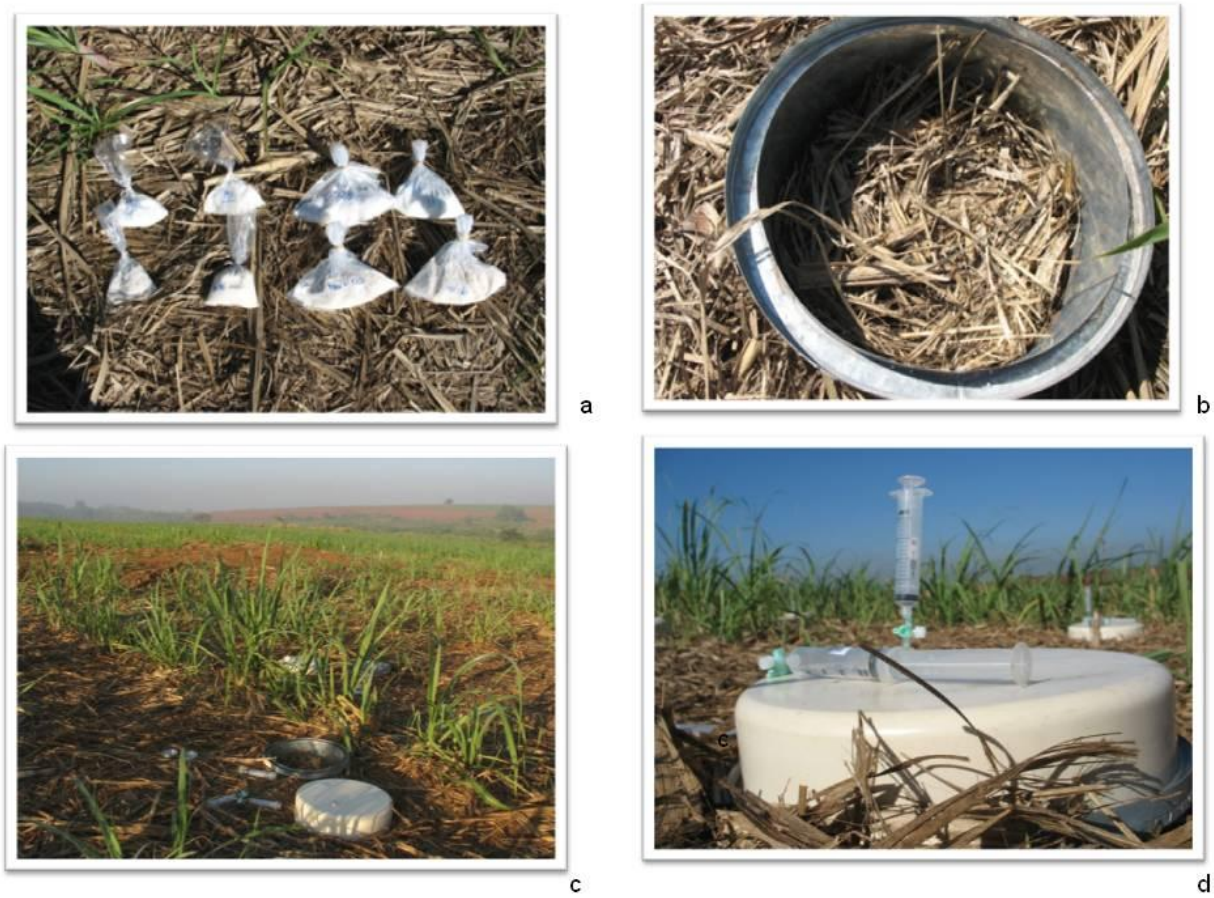


Figura 6 – Experimento de avaliação de emissão de N_2O conduzido no campo: (a) fertilizantes aplicados na área experimental; (b) base da câmara instalada no solo; (c) câmara aberta antes da coleta; (e) câmara fechada e seringas durante a amostragem de gases

Tabela 6 – Tratamentos utilizados na avaliação das emissões de N_2O em Piracicaba – SP

Fonte de Nitrogênio	Dose de nitrogênio	Identificação
Uréia	60	U60
	90	U90
	120	U120
	180	U180
Nitrato de Amônio	60	N60
	90	N90
	120	N120
	180	N180
Controle		C

Os resultados dos fluxos foram tabulados em planilha eletrônica e, para cada parcela, foi feito um cálculo de integração destes valores ao longo do período de avaliação, obtendo-se então a quantidade de N_2O emitida no período. A partir destas informações calcularam-se as emissões médias de cada tratamento, que foram relacionadas à dose de N aplicada através do ajuste de uma equação regressão exponencial na forma:

$$Y = a\,e^{bx} \qquad (11)$$

Onde:

Y = emissão de N_2O no período avaliado (g m^{-2});

x = quantidade de fertilizante aplicado na área avaliada (kg ha^{-1});

a = o intercepto do eixo Y;

b = parâmetro que determina a forma da curva;

Os dados foram ajustados com o programa SAS 9.0, através do procedimento *glm*, à forma linearizada do modelo (SIT; POULIN-COSTELLO, 1994), que é:

$$\ln(Y) = b_0 + b_1 X \qquad (12)$$

Sendo:

$a = e^{b_0}$; $b = b_1$

A partir da linearização foram obtidos os parâmetros "b_0" e "b_1" da eq. (12), permitindo na sequência a obtenção dos parâmetros "a" e "b" da eq. (11).

Com as informações das emissões médias foi possível calcular também os fatores de emissão de cada tratamento e compará-los através do teste de Tukey com auxílio do programa estatístico SAS 9.0.

3.2.3 Avaliação de CO_2 no campo

A aplicação de fertilizantes nitrogenados ao solo altera a relação entre C e N disponível e afeta diversas reações microbianas. Um segundo ensaio foi conduzido na área do APTA para verificar a influência da adubação nitrogenada na emissão de CO_2 do solo. As considerações sobre a variedade de cana-de-açúcar plantada na área são as mesmas feitas para o experimento anterior. Os tratamentos utilizados, seguindo a denominação da Tabela 6, foram U90, U120, U180, N90, N120, N180 e controle. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com seis repetições, resultando em 63 parcelas (7 tratamentos e 6 repetições).

As avaliações das emissões de CO_2 foram feitas diariamente, no período de 01 a 12 de dezembro de 2009, usando uma câmara de solos LI-COR 8100 (HEALY et al., 1996). Neste caso, a câmara, um colar de PVC inserido no solo, é acoplada ao sistema que quantifica a concentração de CO_2 por espectroscopia de absorção óptica na região espectral do infravermelho. As câmaras foram inseridas no solo um dia antes do início das avaliações, a fim de evitar quaisquer alterações nos fluxos de CO_2 em função de distúrbios provocados no solo pela inserção das mesmas.

Simultaneamente às análises de gases, foram avaliadas a temperatura e a umidade a 20 cm de profundidade em cada ponto amostrado. As temperaturas foram determinadas através de termômetro digital e as umidades obtidas por método indireto, com uso de *Time Domain Reflectometer* (TDR – Hydrosense System).

Os resultados dos fluxos de CO_2 obtidos nas leituras feitas no campo foram tabulados em planilha eletrônica. Os fluxos diários de cada parcela e os valores de umidade e temperatura foram submetidos a análise de variância e de correlação com o uso do SAS 9.0.

As curvas dos fluxos diários de CO_2 de cada parcela foram integradas para obtenção das emissões totais durante o período de avaliação. Análises de variância e de regressão foram feitas para as emissões em função das doses de N de cada fonte testada.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estoques de carbono e nitrogênio

4.1.1 Análises químicas para caracterização do solo

Os resultados das análises químicas para caracterização das áreas de estudo são apresentados nas Tabelas 7, 8 e 9.

De maneira geral, os valores de pH em água e em $CaCl_2$ foram maiores nas áreas colhidas sem queima, confirmando os resultados obtidos por Canellas et al. (2003) e Pinheiro et al. (2010). Os valores de H+Al ($mmol_c$ kg^{-1}) não diferiram entre os manejos nem entre as profundidades. Os teores de alumínio trocável foram maiores na área com queima de 6 anos (Tabela 7).

Os teores de Ca ($mmol_c$ kg^{-1}) nas camadas 0-10 cm e 20-30 cm foram superiores na área sem queima de 6 anos, confirmando os resultados de Canellas et al. (2003) e Pinheiro et al. (2010). Os teores de Mg ($mmol_c$ kg^{-1}) e P (mg kg^{-1}) diferiram entre manejos apenas na área com queima de 6 anos para as profundidades 20-30 cm e 0-10 cm, respectivamente. Pinheiro et al. (2010) verificaram maiores teores de Ca e Mg em áreas de cana-de-açúcar manejadas sem queima por 14 anos. Os teores de K ($mmol_c$ kg^{-1}) foram maiores nas áreas sem queima de 1 e de 6 anos, possivelmente como resultado da aplicação de vinhaça (Tabela 8). Os valores de soma de bases também foram superiores nas áreas sem queima de 1 e 6 anos. Os valores calculados para CTC a pH 7 (T) e V% do solo foram maiores nas áreas sem queima. A saturação por alumínio (m %) na área com queima de 6 anos foi superior às demais áreas, refletindo o elevador teor de Al trocável nesta área (Tabela 9).

Os sistemas com maior aporte de matéria orgânica, como os de cana-de-açúcar colhida sem queima, apresentam benefícios ambientais e econômicos, dentre os quais a eliminação da perda de nutrientes atribuídas à queima da palhada na ocasião da colheita (CANELLAS et al., 2003). Isso explica os maiores teores de bases trocáveis e, consequentemente, dos parâmetros T e V% observados nas amostras de áreas sem queima.

Tabela 7 – Resultados de medições de pH em água, pH em $CaCl_2$, H+Al ($mmol_c$ kg^{-1} de solo) e Al^{3+} ($mmol_c$ kg^{-1} de solo) para áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Profundidade cm	**Áreas**					
	Sem Queima			**Com queima**		
	1	**3**	**6**	**1**	**3**	**6**
			pH H_2O			
0-10	6,24 Aab	5,56 Abc	6,39 Aa	5,49 Abc	4,88 Acd	4,58 Ad
10-20	6,23 Aa	5,48 Ab	6,26 Aa	5,54 Ab	4,75 Ac	4,38 Ac
20-30	5,89 Aab	5,38 Abcd	6,37 Aa	5,49 Abc	4,75 Acd	4,67 Ad
30-40	5,88	5,17	6,64	5,55	5,01	5,2
50-60	5,68	5,35	6,79	5,6	4,55	5,7
70-80	5,65	5,37	6,77	5,82	5,05	5,86
90-100	5,41	5,56	6,52	6,02	5,29	5,5
			pH $CaCl_2$			
0-10	5,45 Aa	5,14 Aab	5,69 Aa	5,44 Aa	4,55 Abc	3,85 Ac
10-20	5,26 Aab	5,17 Aab	5,40 Aa	5,50 Aa	4,43 Abc	3,78 Ac
20-30	5,35 Aab	5,10 Abc	5,49 Aa	5,32 Aab	4,35 Ac	4,03 Ac
30-40	5,12	4,88	5,85	5,63	4,22	4,72
50-60	4,97	5,05	6,07	5,81	4,6	5,29
70-80	4,96	5,13	6,14	5,68	4,56	5,34
90-100	4,76	5,21	5,99	5,8	4,63	4,85
			H+Al ($mmol_c$ kg^{-1})			
0-10	54,80 Aa	45,00 Aa	41,60 Aa	32,70 Aa	51,20 Aa	65,40 Aa
10-20	51,90 Aa	39,90 Aa	41,80 Aa	36,80 Aa	51,70 Aa	64,10 Aa
20-30	51,00 Aa	35,60 Aa	34,60 Aa	43,40 Aa	49,50 Aa	50,80 Aa
30-40	56,2	33,8	27,4	22	40	39,4
50-60	76,4	25	23,2	14	53	32,8
70-80	46	21	21,4	10	51	31,2
90-100	52,4	20,4	22,2	38	58	39,2
			Al^{3+} ($mmol_c$ kg^{-1})			
0-10	1,70 Ab	0,15 Ab	1,60 Ab	0,45 Ab	2,80 Ab	16,50 Aa
10-20	1,55 Abc	0,15 Ac	1,65 Abc	0,20 Ac	3,05 Ab	17,70 Aa
20-30	1,75 Ac	< 0,10 Ad	1,75 Ac	0,25 Ad	3,45 Ab	9,50 Aa
30-40	1,7	0,4	1,4	0,1	3,5	2,6
50-60	2,2	0,3	1,3	0,5	0,9	1,9
70-80	2,1	0,1	1,2	< 0,10	0,8	1,6
90-100	2,8	< 0,10	1,3	< 0,10	0,4	2,1

Nas profundidades 0-10, 10-20 e 20-30, os valores correspondem às médias obtidas nas trincheiras central e periféricas. Letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tabela 8 – Resultados das análises para Ca ($mmol_c$ kg^{-1} de solo), Mg ($mmol_c$ kg^{-1} de solo), K ($mmol_c$ kg^{-1} de solo) e P (mg kg^{-1} de solo) para áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Profundidade cm	**Áreas**					
	Sem Queima			**Com queima**		
	1	**3**	**6**	**1**	**3**	**6**
			Ca ($mmol_c$ kg^{-1})			
0-10	49,81 Aab	46,23 Aab	55,99 Aa	25,22 Aab	22,44 Aab	5,61 Ab
10-20	50,92 Aa	40,09 Aa	43,31 Aa	20,48 Aa	12,04 Aa	4,02 Aa
20-30	31,52 Bab	22,62 Aab	40,60 Aa	12,74 Aab	8,41 Ab	5,56 Ab
30-40	35,84	11,97	47,57	20,55	10,48	15,36
50-60	27,37	12,76	46,43	7,77	13,65	18,89
70-80	23,7	8,95	24,69	13,48	13,04	20,63
90-100	20,31	6,8	21,52	13,43	11,71	20,07
			Mg ($mmol_c$ kg^{-1})			
0-10	22,74 Aa	23,13 Aa	23,02 Aa	14,63 Aa	6,92 Aa	3,23 Aa
10-20	20,84 Aa	20,48 Aa	12,55 Ba	11,11 Aa	5,06 Aa	2,45 Aa
20-30	12,91 Aa	8,66 Aab	9,68 Bab	6,72 Aab	3,28 Aab	2,09 Ab
30-40	14,75	4,82	9,44	7,33	13,94	20,44
50-60	12,1	5,02	9,23	2,72	16,41	25,56
70-80	11,86	3,81	6,95	3,63	15,96	27,77
90-100	9,92	2,84	7,11	3,4	14,57	26,62
			K ($mmol_c$ kg^{-1})			
0-10	156,01 Aa	71,61 Ab	140,67 Aa	46,04 Abc	7,41 Ac	1,77 Ac
10-20	136,83 Aa	39,64 Bb	118,93 Aa	26,22 Ab	5,62 Ab	1,00 Ab
20-30	102,31 Aa	19,95 Bb	113,81 Aa	39,01 Ab	4,86 Ab	1,00 Ab
30-40	14,75	4,82	92,07	41	4	0,64
50-60	12,1	5,02	86,96	66	2	0,36
70-80	11,86	3,81	81,84	8	2	0,28
90-100	9,92	2,84	86,96	2	1	0,41
			P (mg kg^{-1})			
0-10	57,92 Aab	69,12 Aa	74,67 Aa	39,46 Aab	9,12 Bb	6,84 Ab
10-20	48,86 Aa	63,95 Aa	54,40 ABa	30,65 Aa	6,91 Ba	3,86 Aa
20-30	18,87 Aa	41,83 Aa	33,46 Ba	38,78 Aa	15,30 Aa	2,51 Aa
30-40	29	21,32	24,14	129,8	12	1,16
50-60	12,78	17,59	14,14	5,73	5,05	1,16
70-80	8,73	3,86	1,7	2,68	6,75	0,62
90-100	3,32	2,68	1,16	2	3,02	1,16

Nas profundidades 0-10, 10-20 e 20-30, os valores correspondem às médias obtidas nas trincheiras central e periféricas. Letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Tabela 9 – Valores de Soma de Bases (SB) ($mmol_c$ kg^{-1} de solo), CTC Total (T) ($mmol_c$ kg^{-1} de solo), Saturação de Bases (V %) e Saturação de Alumínio (m %) em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Profundidade cm	**Áreas**					
	Sem Queima			**Com queima**		
	1	**3**	**6**	**1**	**3**	**6**
			Soma de Bases ($mmol_c$ kg-1)			
0-10	163,27 Aa	78,55 Ab	148,57 Aa	50,03 Abc	10,35 Ac	2,66 Ac
10-20	144,01 Aa	45,69 Bb	124,52 Aa	29,38 Abc	7,33 Bbc	1,60 Bc
20-30	106,75 Aa	23,07 Bb	118,84 Aa	40,95 Ab	6,03 Bb	1,80 Bb
30-40	175,91	30,09	149,08	68,8	17,52	21,08
50-60	141,77	30,06	142,62	76,99	18,45	25,92
70-80	135,3	21,71	113,48	24,79	17,49	28,05
90-100	127,41	17,05	115,59	18,88	15,85	27,03
			T ($mmol_c$ kg-1)			
0-10	218,07 Aa	123,55 Abc	190,17 Aab	84,35 Ac	61,55 Ac	68,06 Ac
10-20	195,19 Aa	85,59 Bbc	166,32 Aab	82,73 Ac	59,03 Ac	65,70 Ac
20-30	157,75 Aa	58,67 Bb	153,44 Aa	66,18 Ab	55,53 Ab	52,60 Ab
30-40	232,11	63,89	176,48	91,2	57,32	60,48
50-60	218,17	55,06	165,82	91,19	71,45	58,72
70-80	181,3	42,71	134,88	34,39	68,69	59,25
90-100	179,81	37,45	137,79	56,48	73,45	66,23
			V (%)			
0-10	75,01 Aa	63,59 Ab	78,12 Aa	61,15 Ab	16,90 Ac	3,91 Ad
10-20	73,99 Aa	53,27 Ab	75,12 Aa	49,01 Ab	12,42 ABc	2,44 Bc
20-30	67,56 Aa	39,16 Babc	77,37 Aa	43,56 Aab	10,87 Bbc	2,42 Ac
30-40	75,79	47,1	84,47	75,44	30,56	34,85
50-60	64,98	54,59	86,01	84,43	25,83	44,14
70-80	74,63	50,83	84,13	72,08	25,46	47,34
90-100	70,86	45,53	83,89	33,43	21,58	40,81
			m(%)			
0-10	1,05 Ab	0,19 Ab	1,07 Ab	0,89 Ab	19,90 Ab	85,89 Ba
10-20	1,06 Ac	0,34 Ac	1,31 Ac	0,99 Ac	29,31 Ab	91,68 Aa
20-30	1,65 Ac	< 0,01 Ac	1,47 Ac	0,44 Ac	36,33 Ab	84,08 Ba
30-40	0,96	1,31	0,93	0,15	16,65	10,98
50-60	1,53	0,99	0,9	0,65	4,65	6,83
70-80	1,53	0,46	1,05	0	4,37	5,4
90-100	2,15	0	1,11	0	2,46	7,21

Nas profundidades 0-10, 10-20 e 20-30, os valores correspondem às médias obtidas nas trincheiras central e periféricas. Letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

4.1.2 Análises físicas

As quantidades de areia, silte e argila nas amostras analisadas são apresentadas na Tabela 10. Um importante critério de seleção durante a escolha das áreas era a similaridade nos teores de argila. Em função da discrepância entre as áreas foram necessários cálculos para as correções dos estoques de C e N em função do teor de argila, conforme descrito anteriormente.

Tabela 10 – Quantidade de areia, silte e argila (g kg^{-1} de solo) para áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

		Com queima			Sem queima		
Idade	Profundidade	Areia	Silte	Argila	Areia	Silte	Argila
	cm	g kg-1					
1	0-10	18	16	67	38	23	39
	10-20	19	12	69	38	22	40
	20-30	19	7	74	35	13	52
	30-40	18	14	68	33	14	53
	50-60	18	13	68	30	12	58
	70-80	19	14	67	27	5	68
	90-100	17	15	68	27	5	68
3	0-10	44	13	43	44	16	40
	10-20	43	15	42	46	9	45
	20-30	42	15	44	45	8	47
	30-40	45	11	44	43	11	46
	50-60	45	14	41	44	11	45
	70-80	44	12	44	41	11	48
	90-100	38	9	53	36	16	48
6	0-10	48	20	32	41	22	37
	10-20	52	17	30	42	19	39
	20-30	48	16	35	42	25	33
	30-40	45	17	38	43	14	43
	50-60	40	19	40	40	15	45
	70-80	38	14	48	35	13	52
	90-100	32	13	55	39	9	52

Os valores de densidade para as áreas analisadas são apresentados nas Tabelas 11 e 12. Diferenças de densidades entre manejos foram observadas nas áreas de 1 e 3 anos e diferenças entre as idades só não ocorreram para o manejo com queima na profundidade 20-30 cm (Tabela 11).

Tabela 11 – Valores de densidade (g cm^{-3}) para as profundidades 0-10, 10-20 e 20-30 cm em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Idade	Sem Queima	Com Queima	Sem Queima	Com Queima	Sem Queima	Com Queima
	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm	
1	1,00♦ Bb	1,25♦♦ Ba	0,93 Cb	1,22 Ba	0,89 Cb	1,37 Aa
3	1,50♦♦ Aa	1,44♦♦ Ab	1,50 Aa	1,45 Aa	1,49 Aa	1,38 Aa
6	1,09♦ Ba	1,19♦ Ba	1,23 Ba	1,28 Ba	1,26 Ba	1,31 Aa

Para cada profundidade, letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05) ♦: n=9; ♦♦: n=5

Tabela 12 – Avaliação da densidade (g cm^{-3}) ao longo do perfil do solo em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Profundidade	Áreas					
	Sem Queima			Com Queima		
(cm)	1♦	3♦♦	6♦	1♦♦	3♦♦	6♦
0-10	1,00 A	1,50 A	1,09 A	1,25 B	1,44 B	1,19 A
10-20	0,93 A	1,50 A	1,23 A	1,22 C	1,45 A	1,28 A
20-30	0,89 A	1,49 B	1,26 A	1,37 A	1,38 C	1,31 A
30-40	1,03	1,60	1,29	1,29	1,30	1,55
50-60	1,13	1,55	1,10	1,17	1,62	1,54
70-80	1,06	1,52	1,15	1,15	1,55	0,78
90-100	1,10	1,49	1,19	1,13	1,26	1,26

Para as profundidades 0-10, 10-20 e 20-30, os valores correspondem às médias obtidas das trincheiras central e periféricas. Valores entre parênteses indicam o desvio padrão da média (♦: n=9; ♦♦: n=5). Letras maiúsculas comparam as médias na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05)

4.1.3 Teores e estoques de C e N

Os teores de C nas áreas de cana-de-açúcar das cronossequências avaliadas variaram de 1,01 a 1,61 % para as áreas com queima e de 1,77 a 2,62 % para as áreas sem queima (Tabela 13). Nas camadas 0-10 e 10-20 cm, observa-se que o teor de C nas áreas sem queima foi superior ao observado nas áreas com queima. Na profundidade 20-30 cm não houve diferenças nos teores de C entre os manejos, independentemente da idade considerada. Não foram observados incrementos nos teores de C em função do tempo de adoção de nenhum dos manejos.

Tabela 13 – Valores dos teores totais de carbono (%) e nitrogênio (%) e da relação C/N do solo para as profundidades 0-10, 10-20 e 20-30 cm em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Idade	Sem Queima	Com Queima	Sem Queima	Com Queima	Sem Queima	Com Queima
	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm	
			C (%)			
1	2,58 Aa	1,54 Ab	2,12 Aa	1,43 Ab	1,91 Aa	1,41 Aa
3	2,19 Aa	1,61 Ab	2,07 Aa	1,44 Ab	1,82 Aa	1,31 Aa
6	2,62 Aa	1,14 Ab	2,18 Aa	1,07 Ab	1,77 Aa	1,01 Aa
			N (%)			
1	0,16 Aa	0,10 Bb	0,15 Aa	0,09 Ab	0,14 Aa	0,09 Ab
3	0,12 Ba	0,13 Aa	0,11 Ba	0,12 Aa	0,10 Ba	0,12 Aa
6	0,18 Ab	0,11 ABa	0,15 Aa	0,11 Ab	0,13 Aa	0,10 Aa
			C/N			
1	15,53 ABa	16,12 Aa	14,28 Ba	15,68 Aa	13,69 Aa	15,81 Aa
3	19,21 Aa	12,16 ABb	20,79 Aa	11,79 ABb	17,22 Aa	11,30 ABb
6	14,67 Ba	10,17 Bb	14,49 ABa	9,77 Ba	13,27 Aa	9,31 Ba

Em cada profundidade, letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05) (n=9)

Galdos, Cerri e Cerri (2009) também observaram maiores teores de C em áreas de cana-de-açúcar sem queima em comparação com áreas colhidas com queima. Canellas et al. (2003) reportam que áreas de cana crua e queimada podem apresentar teores de C de 2,23 e 1,31 %, respectivamente, similares aos obtidos neste trabalho (Tabela 13). Luca et al. (2008), trabalhando em um Latossolo Vermelho distroférrico cultivado com cana-de-açúcar no estado de São Paulo, obtiveram teores de C na camada 0-20 cm equivalentes a 1,80 % em áreas sem queima e a 1,54 % em áreas com queima. Em Pernambuco, os teores de C no solo foram maiores em áreas de cana-de-açúcar colhidas sem queima que em áreas com queima em Pernambuco (RESENDE et al., 2006).

Os teores de N variaram de 0,09 a 0,13 % e de 0,10 a 0,18 % para as áreas com e sem queima, respectivamente (Tabela 13). Luca et al. (2008) observaram que os teores de N da camada 0-20 cm, variaram de 0,10 a 0,13 % e de 0,13 a 0,14 % em áreas com e sem queima, respectivamente. No presente trabalho, a área sem queima de 1 ano apresentou maiores teores de N que a área com queima, em todas as profundidades consideradas na Tabela 13. Nas áreas sem queima, os teores de N diminuíram entre as áreas com 1 e 3 anos e aumentaram entre as áreas com 3 e 6 anos em todas as profundidades.

Comparando o efeito de longa duração do manejo cana crua com o manejo cana queimada, Canellas et al. (2003) verificaram um acréscimo da ordem de 70 e 77 % de C nas camadas superficial (0-20 cm) e subsuperficial (20-40 cm), respectivamente. No presente trabalho, os teores de C aumentaram em média 59% e 62% nas camadas 0-10 cm e 10-20 cm, respectivamente, em função do uso do manejo sem queima. Canellas et al. (2003) observaram teores de N 47 e 50 % maiores nas camadas 0-20 cm e 20-40 cm, respectivamente, em áreas sem queima. No presente estudo, os aumentos médios nos teores de N no solo foram de 60 %, 40 % e 36 % para as camadas 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm da área de 1 ano e 38 %, 26 % e 23 % na área de 6 anos. Nas áreas de 3 anos, os teores de N não apresentaram diferenças entre manejos.

Os valores da relação C/N do solo variaram de 13,27 a 20,79 e de 9,31 a 16,12 para as áreas sem queima e com queima, respectivamente. A relação C/N aumentou da idade 1 para a idade 3 e depois foi reduzida na idade 6 do manejo sem queima, nas camadas 0-10 e 10-20 cm. Para as áreas com queima, a relação C/N do solo diminuiu com o tempo de adoção dos manejos em todas as profundidades. A relação C/N foi maior em algumas áreas sem queima quando comparadas a áreas com queima, o que pode ser atribuído ao efeito da adição dos resíduos com alta relação C/N ao solo. Luca et al. (2008) e Czycza (2009) também observaram maior relação C/N na camada superficial de áreas sem queima em relação a áreas com queima. Contudo, Resende et al. (2006) não verificaram diferenças na relação C/N entre os manejos de colheita.

Graham, Haynes e Meyer (2002) obtiveram valores de relação C/N do solo entre 15 e 19 para áreas de cana-de-açúcar na África do Sul. Os valores encontrados no presente trabalho apresentam uma amplitude maior (9,31 a 20,79) do que os citados por estes autores. Contudo, diferenças nas condições edafoclimáticas dos locais avaliados, bem como nas cultivares de cana-de-açúcar podem explicar a produção de resíduos qualitativa e quantitativamente diferentes, o que justificaria as diferenças na relação C/N entre os dois trabalhos. Canellas et al. (2003) observaram que os valores da relação C/N do solo em áreas com e sem queima da palhada variaram de 7,6 a 10,2, mostrando a presença de matéria orgânica estável.

Na Tabela 14 são apresentados os teores de C e N e da relação C/N até a profundidade de 100 cm. Não foram encontradas diferenças significativas para nenhum destes parâmetros em função da profundidade.

Tabela 14 – Avaliação dos teores de carbono (%) e nitrogênio (%) e da relação C/N ao longo do perfil do solo em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Profundidade	Áreas					
	Sem Queima			Com Queima		
cm	1	3	6	1	3	6
			C (%)			
0-10	2,58 A	2,19 A	2,62 A	1,54 A	1,61 A	1,14 A
10-20	2,12 A	2,06 A	2,18 A	1,43 A	1,44 A	1,07 A
20-30	1,91 A	1,81 A	1,77 A	1,41 A	1,31 A	1,01 A
30-40	1,91	1,02	1,57	0,74	1,3	0,93
50-60	1,42	0,94	1,33	0,52	1,43	0,88
70-80	1,26	0,76	0,73	0,43	1,11	0,87
90-100	1,19	0,68	0,68	0,41	0,84	0,90
			N (%)			
0-10	0,16 A	0,12 A	0,18 A	0,10 A	0,13 A	0,11 A
10-20	0,15 A	0,11 A	0,15 A	0,09 A	0,12 A	0,11 A
20-30	0,14 A	0,10 A	0,13 A	0,09 A	0,12 A	0,10 A
30-40	0,12	0,08	0,11	0,06	0,12	0,11
50-60	0,11	0,08	0,1	0,04	0,14	0,10
70-80	0,09	0,06	0,07	0,03	0,11	0,10
90-100	0,09	0,05	0,07	0,03	0,08	0,10
			C/N			
0-10	15,53 A	19,21 A	14,67 A	16,12 A	12,15 A	10,17 A
10-20	14,28 A	20,79 A	14,49 A	15,68 A	11,79 A	9,77 A
20-30	13,69 A	17,22 A	13,27 A	15,81 A	11,30 A	9,31 A
30-40	15,64	12,10	14,39	11,80	10,80	8,78
50-60	12,40	11,70	13,21	13,20	10,40	8,77
70-80	13,19	13,20	10,40	15,80	10,10	8,26
90-100	12,83	13,40	9,56	11,80	10,90	8,68

Em cada profundidade, letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05) (n=9)

Com base nos teores de C e N e na eq. (6) foram calculados os estoques de C e N nas camadas de solo amostradas (Tabela 15 e Tabela 16). Os estoques de C nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade variaram de 13,30 a 23,32 Mg ha^{-1} e de 17,08 a 32,72 Mg ha^{-1} para as áreas com e sem queima, respectivamente.

Após os cálculos dos estoques de C e N, foram feitas as devidas correções em função da massa de solo equivalente. Para reduzir os erros em função da correção, os estoques foram corrigidos apenas para a camada mais profunda e, portanto, estes diferem dos estoques calculados anteriormente apenas nas camadas 20-30 cm (Tabela 17) e 90-100 cm (Tabela 18).

Tabela 15 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Idade	Sem Queima		Com Queima		Sem Queima		Com Queima		Sem Queima		Com Queima	
	0-10 cm				10-20 cm				20-30 cm			
					Estoque de C (Mg ha^{-1})							
1	25,88	Ba	19,24	ABa	19,81	Ba	17,45	Aa	17,08	Aa	19,34	Aa
3	32,72	Aa	23,32	Ab	31,02	Aa	20,88	Ab	27,12	Aa	18,06	Aa
6	28,71	Aba	13,50	Bb	26,77	Aba	13,77	Ab	22,40	Aa	13,30	Aa
					Estoque de N (Mg ha^{-1})							
1	1,65	Aa	1,27	Ba	1,38	Ba	1,16	Ba	1,23	Ba	1,27	Aa
3	1,80	Aa	1,92	Aa	1,61	Aba	1,77	Aa	1,52	ABa	1,61	Aa
6	1,95	Aa	1,32	Bb	1,85	Aa	1,42	ABb	1,68	Aa	1,43	Aa

Em cada profundidade, letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05) (n=9)

Tabela 16 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) no perfil do solo em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Profundidade	Áreas					
	Sem Queima			Com Queima		
cm	1	3	6	1	3	6
			Estoque de C (Mg ha^{-1})			
0-10	25,88 A	32,72 A	28,71 A	19,24 A	23,32 A	13,50 A
10-20	19,81 A	31,02 A	26,77 A	17,45 A	20,88 A	13,77 A
20-30	17,08 A	27,12 A	22,40 A	19,34 A	18,06 A	13,30 A
30-40	19,75	16,39	20,33	9,58	16,97	14,46
50-60	16,11	14,52	14,72	6,20	23,12	13,65
70-80	13,37	11,63	8,37	5,01	17,31	6,81
90-100	13,09	10,22	8,17	4,71	10,56	11,44
			Estoque de N (Mg ha^{-1})			
0-10	1,65 A	1,80 A	1,95 A	1,27 A	1,92 A	1,32 A
10-20	1,38 A	1,61 A	1,85 A	1,16 A	1,77 A	1,42 A
20-30	1,23 A	1,52 A	1,68 A	1,27 A	1,61 A	1,43 A
30-40	1,26	1,36	1,41	0,81	1,57	1,65
50-60	1,30	1,24	1,11	0,47	2,22	1,56
70-80	1,01	0,88	0,80	0,32	1,72	0,83
90-100	1,02	0,76	0,86	0,40	0,97	1,32

Em cada profundidade, letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05) (n=9)

Os estoques de C e N corrigidos pela massa de solo equivalente aumentaram nas áreas SQ 1 e SQ 6 e diminuíram nas áreas SQ 3, CQ 1 e CQ 3. As áreas onde os estoques corrigidos aumentaram apresentaram densidades menores que as da área tomada como referência (CQ 6),

enquanto aquelas que tiveram o estoque corrigido menor que o original possuíam densidade maior que a da área de referência.

Tabela 17 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) corrigidos pela massa equivalente de solo para áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Idade	Sem Queima		Com Queima		Sem Queima		Com Queima		Sem Queima		Com Queima	
	0-10 cm				10-20 cm				20-30 cm			
					Estoque C corrigido (Mg ha^{-1})							
1	25,88	Ba	19,24	ABa	19,81	Ba	17,45	Aa	24,22	Aa	18,55	Aa
3	32,72	Aa	23,32	Ab	31,02	Aa	20,88	Ab	24,09	Aa	17,31	Aa
6	28,71	ABa	13,50	Bb	26,77	ABa	13,77	Ab	23,21	Aa	13,30	Aa
					Estoque N corrigido (Mg ha^{-1})							
1	1,65	Aa	1,27	Ba	1,38	Ba	1,16	Ba	1,75	Aa	1,22	Ab
3	1,80	Aa	1,92	Aa	1,61	ABa	1,77	Aa	1,36	Aa	1,55	Aa
6	1,95	Aa	1,32	Bb	1,85	Aa	1,42	ABb	1,74	Aa	1,43	Aa

Em cada profundidade, letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05) (n=9)

Após as correções pela massa de solo equivalente e pelo teor médio de argila, os estoques de C variaram de 21,83 a 35,41 Mg ha^{-1} e de 11,24 a 23,24 Mg ha^{-1} nas áreas sem queima e com queima, respectivamente. Os estoques de N variaram de 1,37 a 2,50 Mg ha^{-1} nas áreas sem queima e de 0,78 a 2,07 Mg ha^{-1} nas áreas com queima (Tabela 19 e Tabela 20).

Nas áreas colhidas sem queima, o tempo de adoção do manejo aumentou os estoques de C nas profundidades 10-20 cm e 20-30 cm. Nas áreas com queima, o tempo após a reforma incrementou os estoques de C nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm. Foram observados aumentos nos estoques de N em função do tempo para os dois manejos em todas as profundidades consideradas. Czycza (2009) não observou diferenças nos estoques de C na camada 0-10 cm, em função do tempo após a reforma (6 e 12 anos) em áreas de cana-de-açúcar e diferenças nos estoques de N em função do tempo ocorreram apenas em áreas sob cultivo sem queima.

Tabela 18 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) corrigidos pela massa equivalente de solo ao longo do perfil do solo em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

	Áreas					
Profundidade	Sem Queima			Com Queima		
cm	1	3	6	1	3	6
	Estoque de C (Mg ha^{-1})					
0-10	25,88 A	32,72 A	28,71 A	19,24 A	23,32 A	13,50 A
10-20	19,81 A	31,02 A	26,77 A	17,45 A	20,88 A	13,77 A
20-30	24,22 A	24,09 A	23,21 A	18,55 A	17,31 A	13,30 A
30-40	19,75	16,39	20,33	9,58	16,97	14,46
50-60	16,11	14,52	14,72	6,20	23,12	13,65
70-80	13,37	11,63	8,37	5,01	17,31	6,81
90-100	15,09	8,67	8,70	5,27	10,64	11,44
	Estoque de N (Mg ha^{-1})					
0-10	1,65 A	1,80 A	1,95 A	1,27 A	1,92 A	1,32 A
10-20	1,38 A	1,61 A	1,85 A	1,16 A	1,77 A	1,42 A
20-30	1,23 A	1,52 A	1,68 A	1,27 A	1,61 A	1,43 A
30-40	1,26	1,36	1,41	0,81	1,57	1,65
50-60	1,30	1,24	1,11	0,47	2,22	1,56
70-80	1,01	0,88	0,80	0,32	1,72	0,83
90-100	1,18	0,65	0,91	0,45	0,98	1,32

Em cada profundidade, letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05) (n=9)

Czycza (2009) observou diferenças nos estoques de C entre os manejos apenas em áreas com 12 anos após a reforma. Neste trabalho, na camada 0-10 cm, os estoques de C e N foram maiores para o manejo sem queima, com exceção do estoque de N na área de 3 anos (CQ 3 = 1,91 Mg ha^{-1} e SQ 3 = 1,94 Mg ha^{-1}).

Na camada 10-20 cm, os estoques de C foram maiores nas áreas sem queima, enquanto os estoques de N apresentaram diferenças entre manejos apenas nas áreas de 1 ano. Na camada 20-30 cm o estoque de C foi superior para o manejo sem queima apenas na área de 6 anos, enquanto os estoques de N foram maiores nas áreas sem queima de 1 e 6 anos.

Luca et al. (2008) observaram estoques de N na camada 0-20 cm equivalentes a 3,37 e 3,74 Mg ha^{-1} para áreas de cana-de-açúcar com queima e sem queima da palhada. Neste trabalho os valores médios dos estoques de N foram de 3,06 e 3,74 Mg ha^{-1}, respectivamente. Czycza (2009) observou estoques de N similares em áreas de cana-de-açúcar com e sem queima até a

profundidade de 100 cm e diferenças entre manejos ocorreram apenas entre áreas com 12 anos após a reforma.

Os resultados mostram que, em camadas mais profundas, as diferenças nos estoques de C e N entre diferentes manejos são menos evidentes. A matéria orgânica é muito importante na determinação dos estoques de C e N no solo e está concentrada em camadas mais próximas à superfície. A contribuição dos resíduos de cana-de-açúcar diminui com o aumento da profundidade (RESENDE et al., 2006). Portanto, os incrementos nos estoques proporcionados por diferentes manejos são mais evidentes na superfície em razão da influência da matéria orgânica (RESENDE et al., 2006; LUCA et al., 2008; DIECKOW et al., 2009; GALDOS et al., 2009; PINHEIRO et al., 2010).

Tabela 19 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) corrigidos pelo teor médio de argila para as áreas de cana-de-açúcar colhidas sem queima e com queima da palhada

Idade	Sem Queima		Com Queima		Sem Queima		Com Queima		Sem Queima		Com Queima	
	0-10 cm				10-20 cm				20-30 cm			
	Estoque C corrigido (Mg ha^{-1})											
1	28,37	Aa	12,38	Bb	21,83	Ba	11,24	Bb	22,15	Ba	11,91	Aa
3	35,41	Aa	23,24	Ab	30,59	Aa	21,82	Ab	24,40	ABa	18,74	Aa
6	33,40	Aa	18,07	ABb	30,21	Aa	20,10	Ab	33,44	Aa	17,86	Ab
	Estoque N corrigido (Mg ha^{-1})											
1	1,81	Ba	0,82	Bb	1,52	Ba	0,75	Bb	1,60	Ba	0,78	Bb
3	1,94	Aba	1,91	Aa	1,59	Ba	1,85	Aa	1,37	Ba	1,67	Aa
6	2,27	Aa	1,77	Ab	2,09	Aa	2,07	Aa	2,50	Aa	1,92	Ab

Para cada profundidade, letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05) (n=9)

Após as correções dos estoques de C e N em função da massa equivalente de solo e dos teores de argila, não foram verificadas diferenças nos estoques em função do aumento de profundidade dentro de cada área (Tabela 20). Os estoques de C na camada 0-30 cm representaram em média 60 e 53 % dos estoques acumulados na camada 0-100 cm nas áreas sem queima e com queima, respectivamente. Já os estoques de N na camada 0-30 cm representaram 55 e 50 % dos estoques na camada 0-100 cm nas áreas sem queima e com queima, respectivamente. Pinheiro et al. (2010) mostraram que os estoques de C na camada 0-40 cm representaram 44 e 43 % dos estoques na camada 0-100 cm, para áreas de cana-de-açúcar colhida sem e com queima, respectivamente. Para o N, estes mesmos autores encontraram valores de 45

% para áreas com e sem queima. Na região Amazônica, o estoque de C na camada 0-30 cm equivale a 52 % do estoque de C na camada 0-100 cm (BATJES; DIJKSHOORN, 1999).

Estas informações sugerem que as amostragens até a profundidade de 30 cm podem subestimar os estoques de C e N no solo em áreas de cana-de-açúcar, tendo-se em vista que, nas condições deste trabalho, quase metade dos estoques esteve além dos 30 cm de profundidade. Portanto, seria adequado que estudos futuros acerca do potencial de acúmulo de C em solos sob cultivo de cana-de-açúcar avaliassem vários pontos até a profundidade de 100 cm dentro de uma mesma área, e não apenas uma trincheira central.

Tabela 20 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) corrigidos em função do teor médio de argila ao longo do perfil do solo em áreas de cana-de-açúcar com 1, 3 e 6 anos após a reforma, colhidas com e sem queima da palhada

Profundidade	Áreas					
	Sem Queima			Com Queima		
cm	1	3	6	1	3	6
	Estoque de C (Mg ha^{-1})					
0-10	28,37 A	35,41 A	33,40 A	12,38 A	23,24 A	18,07 A
10-20	21,83 A	30,59 A	30,21 A	11,24 A	21,82 A	20,10 A
20-30	22,15 A	24,40 A	33,44 A	11,91 A	18,74 A	17,86 A
30-40	18,12	17,30	22,91	6,91	18,69	18,47
50-60	13,71	16,09	16,09	4,52	28,06	16,84
70-80	10,76	13,26	8,72	4,07	21,35	7,74
90-100	12,69	10,33	9,58	4,45	11,50	11,96
	Estoque de N (Mg ha^{-1})					
0-10	1,81 A	1,94 A	2,27 A	0,82 A	1,91 A	1,77 A
10-20	1,52 A	1,59 A	2,09 A	0,75 A	1,85 A	2,07 A
20-30	1,60 A	1,37 A	2,50 A	0,78 A	1,67 A	1,92 A
30-40	1,16	1,44	1,59	0,59	1,73	2,10
50-60	1,11	1,37	1,22	0,34	2,69	1,92
70-80	0,82	1,01	0,84	0,26	2,12	0,94
90-100	0,99	0,77	1,00	0,38	1,06	1,38

Para cada profundidade, letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05) (n=9)

Na Figura 7 e Figura 8 são apresentadas comparações entre os estoques de C e N, considerando todas as correções realizadas. A Figura 7 apresenta os estoques para a camada 20-30 cm, onde foram feitas as correções pela camada de solo equivalente. A camada 90-100 cm também foi corrigida em função da massa equivalente, mas devido à ausência de repetições, não foi possível analisar diferenças estatísticas entre os resultados. A Figura 8 apresenta os estoques

de C e N para a camada 0-30 cm, cujos valores foram obtidos pelo somatório dos estoques nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm.

Nas duas figuras, os estoques de C e N não corrigidos e corrigidos pela camada de solo equivalente são os mesmos na área CQ 6, uma vez que esta área foi tomada como referência para o cálculo de correção. Os estoques corrigidos pela massa de solo equivalente foram menores que os valores originais nas áreas CQ 1, CQ 3 e SQ 3, onde as densidades na camada 20-30 cm eram inferiores à densidade da camada de referência (Tabela 11). Os estoques corrigidos pela massa de solo equivalente foram maiores que os estoques originais nas áreas SQ 1 e SQ 6, já que a densidade destas áreas na camada corrigida foi inferior à densidade da camada de referência (Tabela 11). Os estoques corrigidos em função do teor médio de argila diminuíram nas áreas cujo teor original era maior que o teor médio (CQ 1 e SQ 1) e aumentaram onde o teor original era menor que o médio (CQ 3, CQ 6, SQ 3 e SQ 6).

Considerando que as diferenças nos estoques de C e N entre as áreas sem queima e com queima representam os acúmulos de C e N em função da mudança de manejo, o sistema sem queima incrementou os estoques de C na camada 0-30 cm em 36,82; 26,60 e 41,02 Mg ha^{-1} nas áreas de 1, 3 e 6 anos, respectivamente (Tabela 21). Isto representa um aumento de 4,2 Mg ha^{-1} em seis anos de manejo sem queima, ou o equivalente a 0,7 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Contudo, é preciso considerar que a dispersão associada a este valor é elevada.

Em áreas de cana-de-açúcar na região de Ribeirão Preto, Czycza (2009) observou acúmulo de C entre 0,43 e 0,54 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Na Índia, o aumento nos estoques de C até 30 cm de profundidade em áreas de cana-de-açúcar foi de 0,47 Mg ha^{-1} ano^{-1} (SUMAN et al., 2009). A taxa de aumento do estoque de C no estado de Pernambuco foi de 0,156 Mg ha^{-1} ano^{-1} em solos cultivados com cana-de-açúcar (RESENDE et al., 2006). As áreas de produção de cana-de-açúcar do Nordeste brasileiro são muito distintas daquelas da região Centro-Sul e esta diferença nas taxas de aumento de estoques de C no solo confirma essa disparidade. Bayer et al. (2006a) verificaram que, em função da adoção do sistema de plantio direto em latossolo de textura média no Centro-Oeste do Brasil, houve incremento de C da ordem de 0,6 Mg ha^{-1} ano^{-1}.

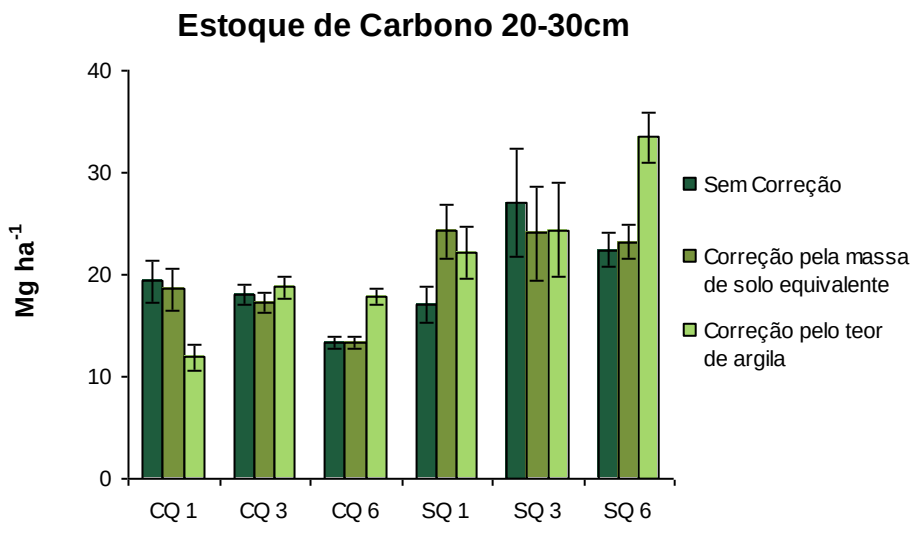
Seguindo este mesmo raciocínio, o estoque de N no solo diminui 1,48 Mg ha^{-1} em seis anos, o que significa uma taxa de redução de 0,25 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Czycza (2009) observou incremento de N em solo sob cana-de-açúcar da ordem de 0,25 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Apesar da redução nos estoques de N, deve-se levar em conta que este trabalho avaliou uma cronossequência por um

curto intervalo de tempo e que a quantidade de N total no solo pode sofrer grande interferência pela adição de fertilizantes nitrogenados e absorção pelas plantas. Como não se considerou o estádio de crescimento da cana-de-açúcar na escolha das áreas, no momento da amostragem algumas áreas estavam próximas ao período de colheita enquanto outras já estavam rebrotando (maior demanda de N). Então, os menores estoques de N nas áreas de 3 e 6 anos podem ser explicados por diferenças na demanda de N pela cultura e os maiores estoques nas áreas de 1 ano podem estar relacionados à adubação feita durante a reforma do canavial.

Tabela 21 – Diferenças nos estoques de carbono e nitrogênio entre áreas de cana-de-açúcar com queima e sem queima da palhada, 1, 3 e 6 anos após a reforma

Profundidade (cm)	Idade (anos)		
	1	3	6
	Carbono (Mg ha^{-1})		
0-10	15,99±6,71	12,17±8,96	15,33±5,52
10-20	10,59±5,84	8,77±10,20	10,11±5,08
20-30	10,24±8,40	5,66±14,39	15,58±7,61
0-30	36,82±12,24	26,60±19,79	41,02±10,69
	Nitrogênio (Mg ha^{-1})		
0-10	0,99±0,30	0,03±0,53	0,50±0,28
10-20	0,77±0,33	-0,26±0,51	0,02±0,37
20-30	0,82±0,46	-0,30±0,35	0,58±0,32
0-30	2,58±0,64	-0,53±0,82	1,10±0,56

Pinheiro et al. (2010), para um período de estudo de 14 anos, observaram um aumento nos estoques de C do solo (até 40 cm de profundidade) entre 4 e 6 Mg ha^{-1}, em função da adoção do sistema sem queima no estado do Espírito Santo. Isso significa um incremento aproximado de 0,36 Mg ha^{-1} ano^{-1} de C devido à colheita de cana sem queima. Embora este valor seja inferior ao observado no presente estudo, deve-se considerar que foram obtidos em solos arenosos (quantidade de areia equivalente a 890 g kg^{-1}) e que o C acumula-se em solos argilosos a uma taxa maior que em solos arenosos (BAYER et al., 2006b).



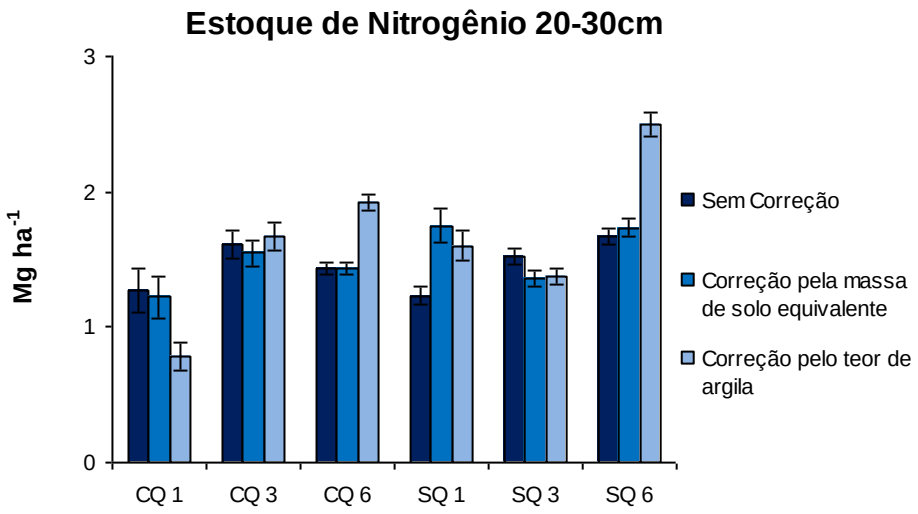
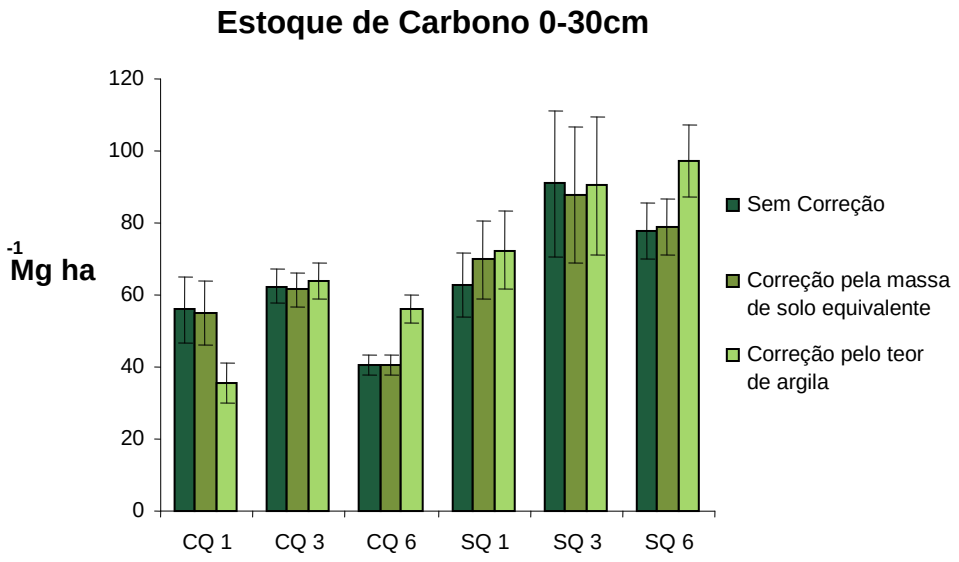


Figura 7 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) na camada 20-30 cm de profundidade sem correção e com as devidas correções pela massa de solo equivalente e pelo teor médio de argila. CQ 1: área com queima de 1 ano; CQ 3: área com queima de 3 anos; CQ 6: área com queima de 6 anos; SQ 1: área sem queima de 1 ano; SQ 3: área sem queima de 3 anos; SQ 6: área sem queima de 6 anos. Barras verticais correspondem ao erro padrão da média (n=5)



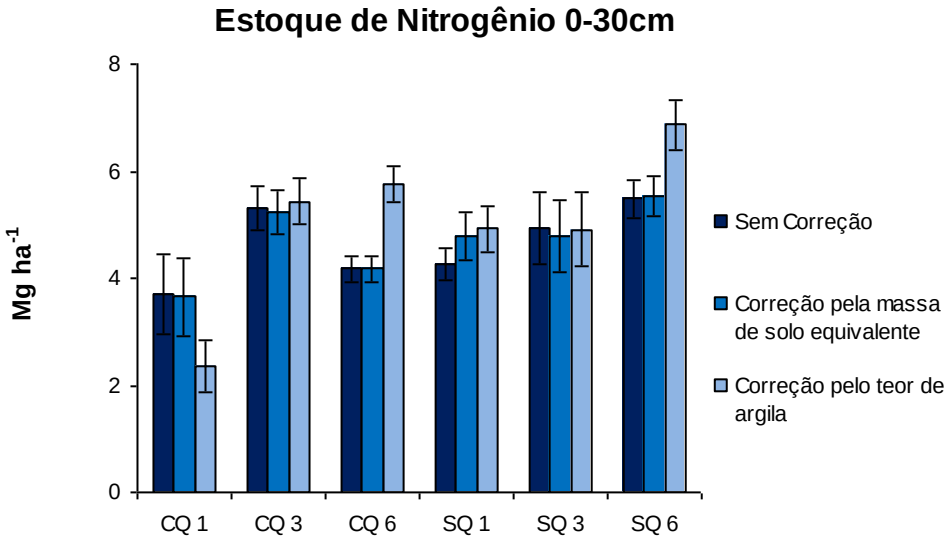


Figura 8 – Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) na camada 0-30 cm de profundidade sem correção e com as devidas correções pela massa de solo equivalente e pelo teor médio de argila (estoques na camada 0-30 cm equivalem à soma dos estoques nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm). CQ 1: área com queima de 1 ano; CQ 3: área com queima de 3 anos; CQ 6: área com queima de 6 anos; SQ 1: área sem queima de 1 ano; SQ 3: área sem queima de 3 anos; SQ 6: área sem queima de 6 anos. Barras verticais correspondem ao erro padrão da média (n=5)

4.1.4 C e N na biomassa microbiana

Os resultados das análises de C na biomassa microbiana são apresentados na Tabela 22. Os teores microbianos de C até 20 cm de profundidade variaram de 184,20 a 349,27 mg kg^{-1} para as áreas sem queima e de 198,85 a 291,77 mg kg^{-1} para as áreas com queima. Na camada 0-10 cm, para a cronossequência sem queima, a área de seis anos apresentou teor de C microbiano (349,27 mg de C kg^{-1} de solo) superior às demais áreas. Para o manejo com queima não houve diferenças entre as idades de 1, 3 e 6 anos em nenhuma profundidade. A ausência de diferenças tanto entre idades quanto entre manejos também ocorreu na profundidade 10-20 cm.

Em nenhuma das profundidades foram encontradas diferenças entre os manejos. À medida que as amostragens se afastam da linha de plantio, o carbono na biomassa microbiana diminui (GRAHAM; HAYNES, 2006). Portanto, a variabilidade dos dados pode ser explicada pela coleta de algumas amostras próximas ao sistema radicular e de outras em regiões mais afastadas das raízes, explicando a ausência de diferenças estatísticas entre áreas com diferentes períodos após a reforma e submetidas a diferentes manejos.

Apesar desses resultados, muitos trabalhos mostram que a adição de resíduos ao solo e a colheita de cana-de-açúcar sem queima contribuem para que existam diferenças no teor de C microbiano entre os manejos. Graham; Haynes (2006) observaram que o efeito de práticas agrícolas no nível de matéria orgânica do solo é mais evidente nas frações de C lábil ou no tamanho e atividade da comunidade microbiana do que simplesmente no conteúdo de C orgânico do solo. Graham; Haynes; Meyer (2002) obtiveram uma resposta positiva da concentração de C microbiano em função da adição de palha e da adubação em áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Conceição et al. (2005) observaram redução no C da biomassa microbiana em solos mantidos descoberto e sem adição de resíduos. Galdos; Cerri; Cerri (2009) também observaram que áreas de cana-de-açúcar sob o sistema sem queima apresentaram maior C microbiano em comparação a áreas com queima. A adição de resíduos orgânicos no solo proporciona um aumento não linear na biomassa e na atividade microbiana (STARK et al., 2008).

A ausência de diferenças do C microbiano entre os manejos também pode ser explicada pelas condições de umidade do solo no momento da coleta. Uma chuva de 10 mm no dia 28 de março foi o último evento de precipitação antes da coleta das amostras das áreas SQ 1, SQ 6 e CQ 6 (nos dias 06 e 07 de abril de 2009). No dia 02 de julho houve uma chuva de 4 mm, ou seja, 4 dias antes da coleta das amostras das áreas SQ 3, CQ 1 e CQ 3. Embora essas precipitações

tenham ocorrido em dias não muito distantes das datas de coleta das amostras, a intensidade e a boa drenagem dos solos garantiu que até o período da amostragem o solo estivesse seco novamente. Como a biomassa microbiana é um compartimento que responde rapidamente a alterações de manejo, mudanças nas condições ambientais também podem ocasionar alterações nas populações de microrganismos no solo. Czycza (2009) não verificou diferenças nos teores de C microbiano em função de diferentes manejos e idades de implantação de cana-de-açúcar, no período seco.

Não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre profundidades para nenhum dos tratamentos analisados. Apesar disso, o manejo sem queima aumentou o C microbiano na camada 0-10 cm, para as condições em que este trabalho foi realizado (Tabela 22 e Figura 9). Fernandes et al. (2005) verificaram maior concentração de C na biomassa microbiana na camada de 0-10 cm em comparação com a camada de 10-20 cm.

Venzke Filho et al. (2008) verificaram que aumentos nos teores de argila favorecem os teores de C e N microbianos. Quando foram escolhidas as áreas para formar as cronossequências deste trabalho, um importante critério era o teor similar de argila entre elas para que as devidas comparações dos resultados pudessem ser feitas. Contudo, a área CQ 1 era mais argilosa que as demais. Para os teores de C e N microbianos não foram feitas as mesmas correções adotadas nos cálculos dos estoques de C e N, o que dificulta a comparação entre os resultados obtidos e talvez explique a falta de diferença estatística observada.

Tabela 22 – Valores médios de carbono (mg de C kg^{-1} de solo seco) na biomassa microbiana para áreas de cana-de-açúcar colhidas sem queima e com queima da palhada, com 1, 3 e 6 anos após a reforma

	Sem queima		Com queima		Sem queima		Com queima	
Idade	0-10 cm				10-20 cm			
1	211,76±68,74	Ba	262,39±168,14	Aa	225,16±130,88	Aa	271,35±170,66	Aa
3	212,71±84,49	Ba	250,51±94,31	Aa	184,20±76,29	Aa	198,85±108,27	Aa
6	349,27±169,71	Aa	291,77±102,16	Aa	257,65±109,26	Aa	255,09±54,64	Aa

Para cada profundidade, letras maiúsculas comparam as médias na vertical e letras minúsculas comparam as médias na horizontal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05)

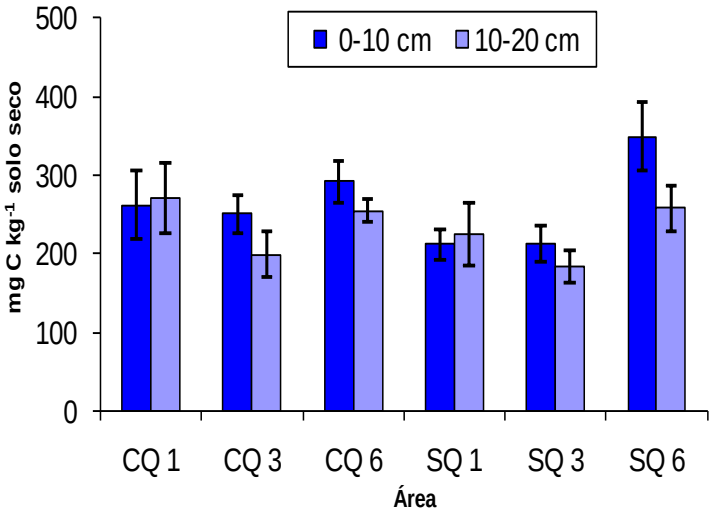


Figura 9 – Teores de carbono (mg de C kg^{-1} de solo seco) nas camadas 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade. CQ 1: área com queima de 1 ano; CQ 3: área com queima de 3 anos; CQ 6: área com queima de 6 anos; SQ 1: área sem queima de 1 ano; SQ 3: área sem queima de 3 anos; SQ 6: área sem queima de 6 anos. Barras verticais indicam o erro-padrão da média (n=5).

Tabela 23 – Comparação dos teores de carbono (mg de C kg^{-1}) seco na biomassa microbiana nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm em áreas de cana-de-açúcar colhidas com e sem queima da palhada, 1, 3 e 6 anos após a reforma

Profundidade (cm)	Idade (anos)					
	1		3		6	
	Sem queima					
0-10	211,76±68,74	A	212,71±84,49	A	349,27±169,71	A
10-20	225,16±130,88	A	184,20±76,29	A	257,65±109,26	A
	Com queima					
0-10	262,39±168,14	A	250,51±94,31	A	291,77±102,16	A
10-20	271,35±170,66	A	198,85±108,27	A	255,09±54,64	A

Para cada idade, as letras comparam as médias na vertical. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05)

4.2 Emissão de gases do efeito estufa

4.2.1 Avaliação de N_2O em laboratório

Este item apresenta os resultados de emissão de N_2O em função da adubação nitrogenada obtidos em condições de laboratório. O ajuste do fluxo acumulado ao longo do período de incubação foi feito de acordo com o modelo descrito no item 3.2.1 e as equações ajustadas são apresentadas na

Tabela **24**.

Modelos de regressão linear expressam a qualidade de seu ajuste através do coeficiente de determinação, também conhecido como R^2, mas em regressões não lineares este parâmetro não é definido facilmente, já que há necessidade de um intercepto, inexistente em muitos destes modelos. Uma medida correspondente ao R^2 em modelos não lineares é o Pseudo-R^2, que pode ser calculado por (SIT; POULIN-COSTELLO, 1994):

$$\text{Pseudo-}R^2 = 1 - \frac{\text{Soma de quadrados do resíduo}}{\text{Soma de quadrados total}} \qquad (13)$$

Tabela 24 – Equações ajustadas pelo modelo logístico para as emissões de N-N_2O em condições controladas, em função do dia de aplicação do fertilizante

Controle (C)	$y = \frac{4{,}4374}{1+e^{0{,}3046\times(\text{dia}-16{,}3379)}}$	(Pseudo-R^2 = 0,48)
Nitrato de amônio 60 kg ha^{-1} de N (N60)	$y = \frac{36{,}6045}{1+e^{0{,}2926\times(\text{dia}-12{,}1616)}}$	(Pseudo-R^2 = 0,97)
Nitrato de amônio 80 kg ha^{-1} de N (N80)	$y = \frac{32{,}2260}{1+e^{0{,}3705\times(\text{dia}-10{,}4292)}}$	(Pseudo-R^2 = 0,99)
Nitrato de amônio 120 kg ha^{-1} de N (N120)	$y = \frac{57{,}9732}{1+e^{0{,}2519\times(\text{dia}-14{,}1418)}}$	(Pseudo-R^2 = 0,98)
Uréia 60 kg ha^{-1} de N (U60)	$y = \frac{57{,}7271}{1+e^{0{,}4496\times(\text{dia}-9{,}4567)}}$	(Pseudo-R^2 = 0,98)
Uréia 80 kg ha^{-1} de N (U80)	$y = \frac{72{,}7333}{1+e^{0{,}4277\times(\text{dia}-9{,}5009)}}$	(Pseudo-R^2 = 0,99)
Uréia 120 kg ha^{-1} de N (U120)	$y = \frac{147{,}20}{1+e^{0{,}4153\times(\text{dia}-9{,}7479)}}$	(Pseudo-R^2 = 0,99)

De acordo com as equações ajustadas, os valores de máxima emissão para os tratamentos N60 e N80 foram muito próximos (36,6045 e 32,2260, respectivamente) e o comportamento das curvas foi praticamente idêntico (Figura 10). Portanto, o aumento da dose de nitrato de amônio de 60 para 80 kg ha^{-1} de N praticamente não aumentou as emissões de N-N_2O, enquanto o aumento de 80 para 120 kg ha^{-1} de N proporcionou um aumento significativo nas emissões. A emissão máxima para o tratamento N120 foi 59 % maior que a emissão máxima média dos tratamentos N60 e N80. Portanto, nas condições em que este experimento foi realizado, o aumento da dose de nitrato de amônio refletiu-se em um aumento nas emissões de N-N_2O apenas quando a maior dose de fertilizante foi aplicada ao solo.

As emissões máximas para os tratamentos U60 e U80 (57,7271 e 72,7333, respectivamente) não foram similares, como ocorreu com estas doses quando se usou nitrato de amônio. O ponto de máxima emissão aumentou 26 % quando a dose de uréia foi aumentada de 60 para 80 kg ha^{-1} de N. Quando a dose de uréia passou de 80 para 120 kg ha^{-1} de N, o aumento nas emissões de N-N_2O foi maior que 100 %. Portanto, para a uréia, em todas as situações o aumento da dose resultou em aumento nas emissões de N-N_2O e este aumento foi maior para doses mais elevadas de N.

O ponto de inflexão para os tratamentos com nitrato de amônio ocorreu, em média, 12 dias após a aplicação do fertilizante, enquanto para os tratamentos contendo uréia isso ocorreu aos 9 dias, demonstrando que a dinâmica das emissões de N-N_2O está relacionada à fonte de N mineral aplicada ao solo.

O pseudo-R^2 apresentou valores elevados, acima de 0,97 para os tratamentos testados, embora para o controle o ajuste não tenha sido tão bom (Pseudo-R^2 = 0,48), provavelmente em razão da menor quantidade de N disponível no solo e passível de ser emitido como N_2O.

Na Figura 10 são apresentados os dados observados para as emissões acumuladas ao longo do período de incubação e o comportamento das curvas propostas para o ajuste dos dados. Liu et al. (2005), em trabalho de campo, em áreas de milho, observaram curvas de emissão de N_2O com comportamento semelhante aos da Figura 10. Há uma diferença de magnitude nas emissões em função da fonte de nitrogênio aplicada ao solo. Os tratamentos com uréia apresentaram emissões bem maiores que os tratamentos com nitrato de amônio, independentemente da dose de N testada. Comparando-se as duas fontes na dose de 120 kg ha^{-1} de N, o ponto de máxima emissão foi 2,5 vezes maior para a uréia.

Antes da implantação do experimento esperava-se que as emissões de N-N_2O ocorreriam mais rapidamente nos tratamentos com nitrato de amônio. Todavia, os resultados obtidos mostraram emissões mais rápidas e mais intensas para os tratamentos com uréia. Diante deste fato, é possível que a maior parte do N_2O emitido tenha origem nas reações de nitrificação e não no processo de desnitrificação como era esperado. A uréia apresenta todo o seu conteúdo de nitrogênio na forma amídica, que será empregada pelos microorganismos nas reações de nitrificação, enquanto o nitrato de amônio apresenta metade de seu conteúdo de N na forma nítrica (que pode sofrer diretamente desnitrificação) e metade na forma amoniacal, que estaria disponível para os processos de nitrificação. Logo, a uréia apresenta maior conteúdo de N disponível para as reações de nitrificação que o nitrato de amônio, o que explicaria as maiores emissões de N-N_2O por esta fonte se considerarmos que a nitrificação foi o principal processo de emissão deste gás.

Ciarlo et al. (2008) observaram em experimento incubado emissões maiores para tratamentos que receberam N na forma de nitrato do que para tratamentos com adição de uréia. Contudo, estes autores utilizaram amostras de solo indeformadas na avaliação da emissão de gases e, sob estas condições, as emissões de N_2O provavelmente ocorreram por desnitrificação, enquanto no presente estudo, em função do uso de amostras de solo deformadas e passadas em peneira de malha 2 mm, o principal processo de formação de N_2O provavelmente foi a nitrificação.

Amostras deformadas e tamisadas a 2 mm também foram usadas em experimento de incubação por Zhang et al. (2009). Estes autores verificaram que a adição de uma fonte de N amoniacal se correlacionou positivamente com as emissões de N_2O do solo, embora o efeito da umidade tenha sido maior que o efeito da concentração de N na forma de NH_4^+.

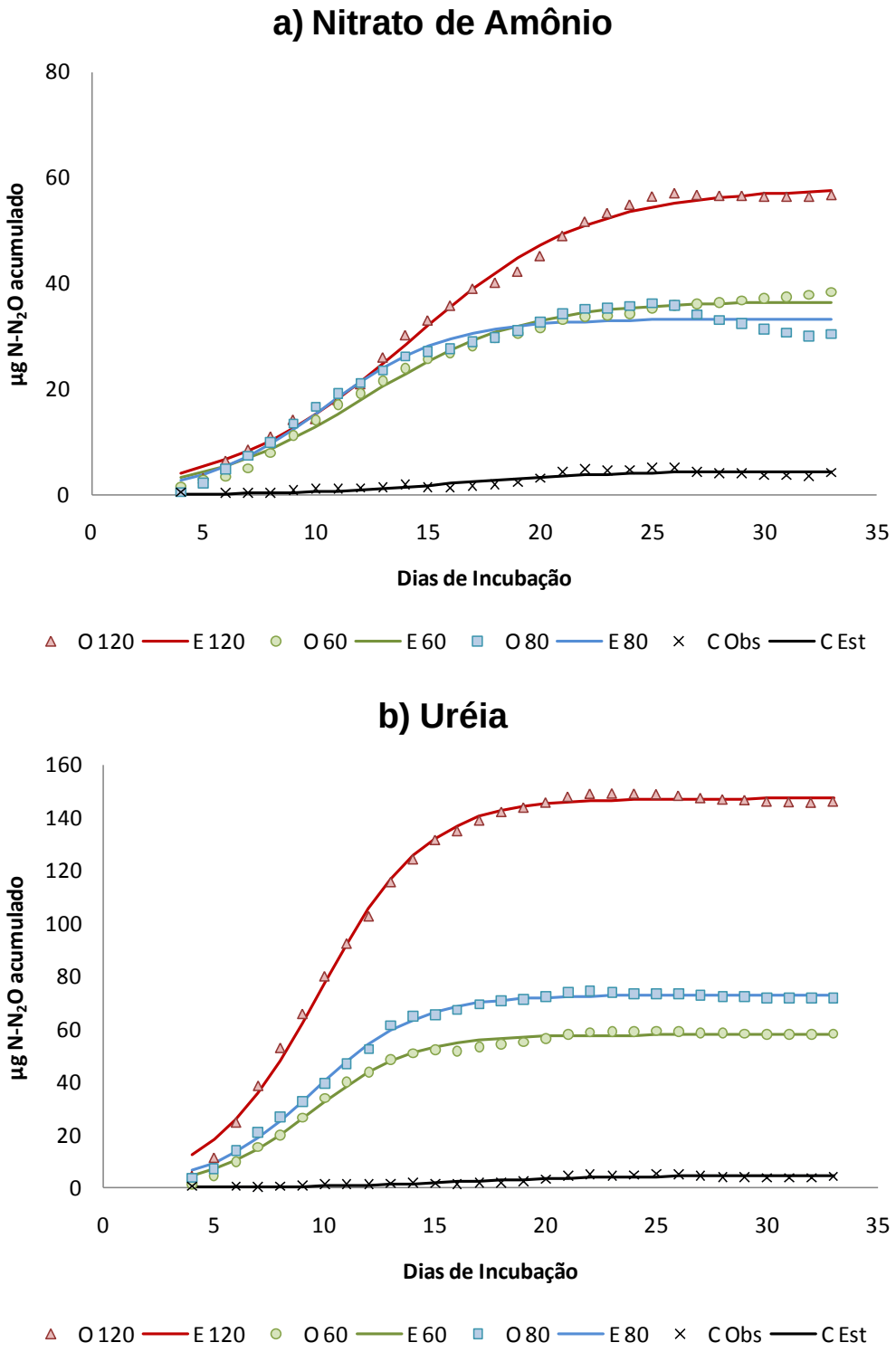


Figura 10 – Emissões acumuladas de N-N_2O ao longo do período de incubação para nitrato de amônio (a) e uréia (b). O 120: emissões observadas para a adição de 120 kg ha^{-1} de N; E 120: emissões estimadas para a adição de 120 kg ha^{-1} de N; O 80: emissões observadas para a adição de 80 kg ha^{-1} de N; E 80: emissões estimadas para a adição de 120 kg ha^{-1} de N; O 60: emissões observadas para a adição de 60 kg ha^{-1} de N; E 60: emissões estimadas para a adição de 60 kg ha^{-1} de N; C Obs: emissões observadas para o tratamento controle; C Est: emissões estimadas para o tratamento controle

As emissões acumuladas ao longo do período de incubação foram relacionadas à dose de N aplicada ao solo com o uso de análises de regressão (Figura 11). As emissões para a uréia foram ajustadas a um modelo quadrático e as emissões para o nitrato de amônio foram ajustadas a um modelo linear. A Figura 11 também mostra os pontos correspondentes à emissão acumulada calculada pelo modelo logístico ajustado a cada tratamento. Os pontos observados estão representados junto com as respectivas barras de erro-padrão da média (n=4). Liu et al. (2005), trabalhando com o fluxo de N-N_2O em áreas cultivadas com milho na Califórnia, ajustaram as emissões de N-N_2O em função da dose de fertilizante nitrogenado a modelos lineares.

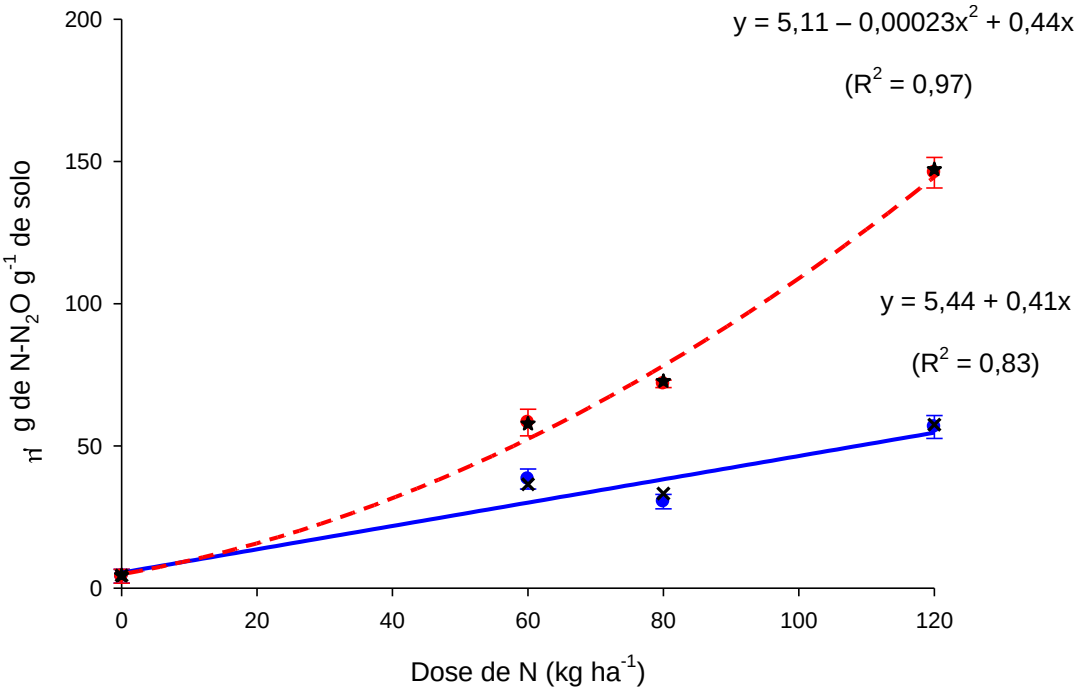


Figura 11 - Emissões acumuladas de N-N_2O (µg N-N_2O g^{-1} solo) em função da dose de N (kg ha^{-1}) aplicada em amostras de solo incubadas

● : Emissões observadas para nitrato de amônio; ● : Emissões observadas para uréia; ——: Regressão para as emissões de nitrato de amônio; - - - : Regressão para as emissões de uréia; ✖: Valores calculados a partir das equações do modelo logístico para as emissões de nitrato de amônio; ★: Valores calculados a partir das equações do modelo logístico para as emissões de uréia.

Barras verticais associadas aos pontos observados indicam o erro-padrão da média (n=4).

Tendo em vista a importância do fator de emissão de N_2O em relação à dose do fertilizante aplicada ao solo e as controvérsias em relação a este assunto, foram calculados os fatores de emissão para os tratamentos testados (Tabela 25). A média da emissão acumulada para cada tratamento foi usada nos cálculos como a quantidade de N_2O emitida.

O fator de emissão variou em função da fonte e da dose de N aplicada e, de maneira geral, foi maior para os tratamentos com uréia (Tabela 25). Dentre os tratamentos com nitrato de amônio, o fator de emissão para a dose 60 foi maior que para a dose 80. O fator de emissão de U120 foi o maior dentre todos os tratamentos testados. Não foram observadas diferenças entre os fatores de emissão dos tratamentos U60 e U80. Ma et al. (2010) também observaram maiores fatores de emissão para doses mais elevadas de uréia.

Tabela 25 – Emissões máximas de N_2O (µg N-N_2O) em função de fontes e doses de N e fatores de emissão (%) obtidos durante o período de incubação

Fonte de Nitrogênio	Dose de Nitrogênio		Emissão máxima[a]	Fator de emissão[b]
	(kg ha^{-1})	(µg N $frasco^{-1}$)	(µg N-N_2O)	(%)
Nitrato de amônio	60	9320,73	38,34±3,50	0,41±0,04 C
Nitrato de amônio	80	12427,64	30,38±2,53	0,24±0,02 D
Nitrato de amônio	120	18641,45	56,64±4,02	0,30±0,02 CD
Uréia	60	9320,73	58,20±4,71	0,63±0,05 B
Uréia	80	12427,64	71,79±1,29	0,57±0,01 B
Uréia	120	18641,45	146,02±5,37	0,78±0,03 A

a: Emissão máxima corresponde ao valor médio das emissões acumuladas durante o experimento; b: relação entre a quantidade de N aplicada ao solo e a quantidade de N emitida na forma de N_2O. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Apesar das diferenças entre os fatores de emissão, todos os valores obtidos encontram-se abaixo do valor proposto pelo IPCC (1 %) e os menores valores foram observados para o nitrato de amônio. Contudo, os fatores de emissão aqui apresentados foram calculados com base em condições controladas e devem ser analisados com cautela. As condições de campo são bastante heterogêneas e variações de temperatura e umidade e as próprias características do solo irão influenciar a quantidade de N do fertilizante que será perdida como N_2O. Apesar disso, estudos

de laboratório podem ser indicativos da relativa importância dos fatores que mais afetam a desnitrificação no campo (STEVENS; LAUGHLIN, 1998).

Portanto, os resultados deste experimento sugerem que o nitrato de amônio é uma importante fonte de N para a cultura da cana-de-açúcar sob o ponto de vista da redução das emissões de N_2O associadas ao processo produtivo. No entanto, estudos ao nível de campo para corroborar os resultados já obtidos em laboratório ou para verificar possíveis alterações em função de parâmetros não avaliados em condições controladas continuam sendo necessários.

4.2.2 Avaliação de N_2O no campo

O experimento realizado na área do APTA, em Piracicaba, comparou as emissões de N_2O em função da aplicação de uréia ou nitrato de amônio, nas doses de 60, 90, 120 e 180 kg ha^{-1} de N.

Na Figura 12 são apresentadas as evoluções dos fluxos de N-N_2O no tratamento controle e a precipitação observada ao longo do período de avaliação. No dia seguinte à aplicação dos fertilizantes no campo, houve uma chuva de aproximadamente 11 mm. Nos dias posteriores os fluxos aumentaram em todos os tratamentos (Figura 12 e Figura 13) como resultado da ação de dois fatores: aumento nas quantidades de N no solo devido à aplicação dos fertilizantes e aumento no conteúdo de água. Nos dias 16, 18, 19, 20 e 32 também ocorreram eventos de chuva na área, influenciando positivamente os fluxos. Estas influências da precipitação na magnitude dos fluxos demonstram que há relação entre a umidade do solo e as reações microbianas de formação de N_2O (Figura 12), sugerindo, portanto, que o N_2O foi formado principalmente por desnitrificação, que necessita de condições anaeróbicas, garantidas pela chuva intensa ocorrida em alguns dias do experimento.

Em experimento realizado no Sul do Brasil, não foram observadas relações entre os fluxos de N_2O e a quantidade de poros do solo preenchida por água (JANTALIA et al., 2008). Contudo, Gomes et al. (2009), em outro trabalho na região Sul do Brasil, observaram que os maiores fluxos de N_2O estiveram relacionados a eventos de precipitação, confirmando os resultados obtidos no presente estudo. Resultados semelhantes foram obtidos em solos cultivados com cana-de-açúcar na Austrália (WEIR et al., 1999) e com milho no Canadá (MA et al., 2010). Apesar disso, variáveis relacionadas ao solo, como o conteúdo de N mineral, estão mais

relacionadas às emissões de N_2O que variáveis ambientais como a quantidade de poros do solo preenchida por água (GOMES et al., 2009).

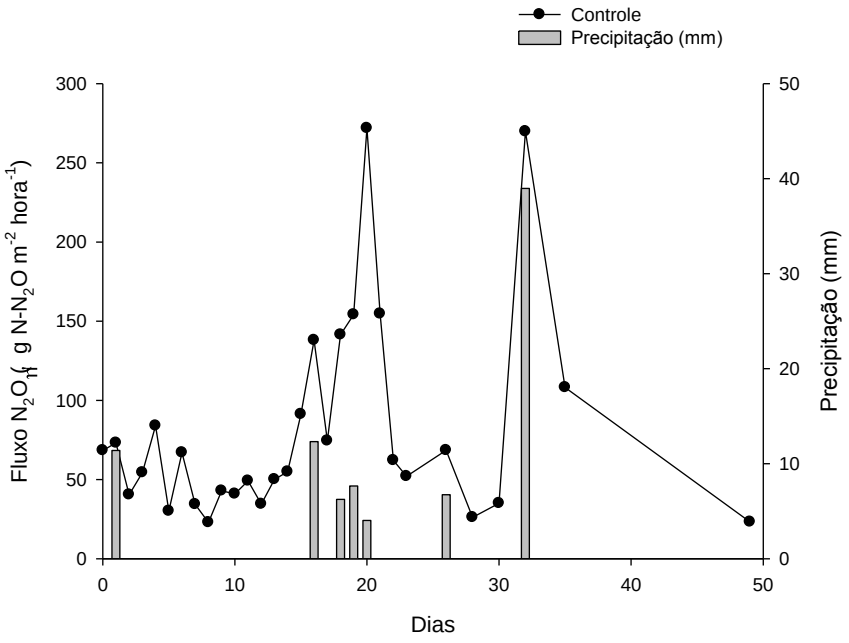


Figura 12 – Fluxos de N_2O no tratamento controle e precipitação observada no campo durante o período de avaliação do experimento conduzido em áreas cultivadas com cana-de-açúcar na região de Piracicaba-SP

Quando se utilizou nitrato de amônio como fonte de N mineral, foram observadas diferenças nos fluxos em função do aumento da dose de fertilizante. Para os tratamentos N60 e N90, os fluxos foram pouco maiores que os observados no tratamento controle. Os fluxos para o tratamento N120 foram intermediários entre aqueles das doses mais baixas e da dose de 180 kg ha^{-1}, aproximando-se das doses inferiores aos 30 dias de avaliação (Figura 13 a).

Nos tratamentos com uréia a dinâmica da emissão de N_2O foi mais complexa. Os tratamentos U60 e U90 apresentaram fluxos maiores que o tratamento controle, embora muito parecidos entre si, mostrando que para doses pequenas de N na forma de uréia os incrementos nas emissões de N-N_2O são pequenos. Nos primeiros dias de avaliação, os fluxos de U120 foram maiores que os do tratamento U180 e, com o decorrer do período de avaliação, eles ficaram mais próximos, até o momento em que passaram a ser maiores para a maior dose.

Elevações nos fluxos de N-N_2O nos tratamentos com nitrato de amônio foram observadas logo no início do experimento, enquanto nos tratamentos com uréia o aumento dos fluxos, principalmente nas menores doses, levou alguns dias para ocorrer (Figura 13). Carvalho et

al. (2006) avaliaram a emissão de N_2O em função da aplicação de uréia (60 kg ha^{-1} de N) na cultura do milho na região do Cerrado e verificaram emissões abaixo do nível de detecção do cromatógrafo nos primeiros 5 dias após a fertilização. Os autores concluíram que o emprego de uréia não afetou as emissões de N_2O, embora as avaliações tenham sido realizadas apenas em um curto período após a adubação. Na Figura 13 b é possível notar que o tratamento U60 realmente não apresenta emissões muito maiores que as do controle nos primeiros dias após a aplicação do fertilizante. Portanto, o trabalho de Carvalho et al. (2006) subestimou as emissões de N-N_2O pelo uso da uréia em função do período restrito de avaliação.

Na Figura 14 e na Tabela 26 são observadas as emissões médias de N_2O em função das doses de fertilizantes aplicadas ao solo, obtidas a partir da integração das curvas de fluxo de N-N_2O. Na Figura 14, tanto para o nitrato de amônio quanto para a uréia, as emissões foram ajustadas a equações exponenciais, conforme descrito na metodologia deste trabalho. Para a uréia o R^2 foi de apenas 0,67. A emissão média de U180 foi muito similar à observada para U120, o que mostra que, para esta fonte, as emissões crescem à medida que a dose de N aumenta, até atingirem um patamar. Para o nitrato de amônio, o aumento da dose de 120 para 180 kg ha^{-1} aumentou em 35 % as emissões de N_2O. Devido a estas diferenças entre as emissões das doses mais altas, o ajuste exponencial foi satisfatório, explicando 82 % da variabilidade dos dados. Os resultados apresentados deixam claro que as emissões são incrementadas pelo aumento da dose de N e que este incremento não é linear, apesar de alguns autores afirmarem o contrário (ZHANG; HAN, 2008).

Ma et al. (2010) também ajustaram os fluxos de N_2O em função da dose de fertilizante nitrogenado a um modelo exponencial. Naquele trabalho, realizado em áreas cultivadas com milho em diversas regiões do Canadá, a aplicação de uréia como fonte de N no plantio foi testada nas doses de 30, 90 e 150 kg ha^{-1} de N e não foi observado um patamar nas emissões para as doses mais altas.

Gomes et al. (2009) observaram que as emissões de N_2O do solo estiveram diretamente relacionadas ao aporte de N pela adição de biomassa vegetal e à qualidade dos resíduos, expressa pela relação C/N. As emissões de N_2O em solos que receberam aplicação de uréia foi dez vezes superior ao tratamento controle em solos cultivados com feijão em casa de vegetação (FERNÁNDEZ-LUQUEÑO et al., 2009).

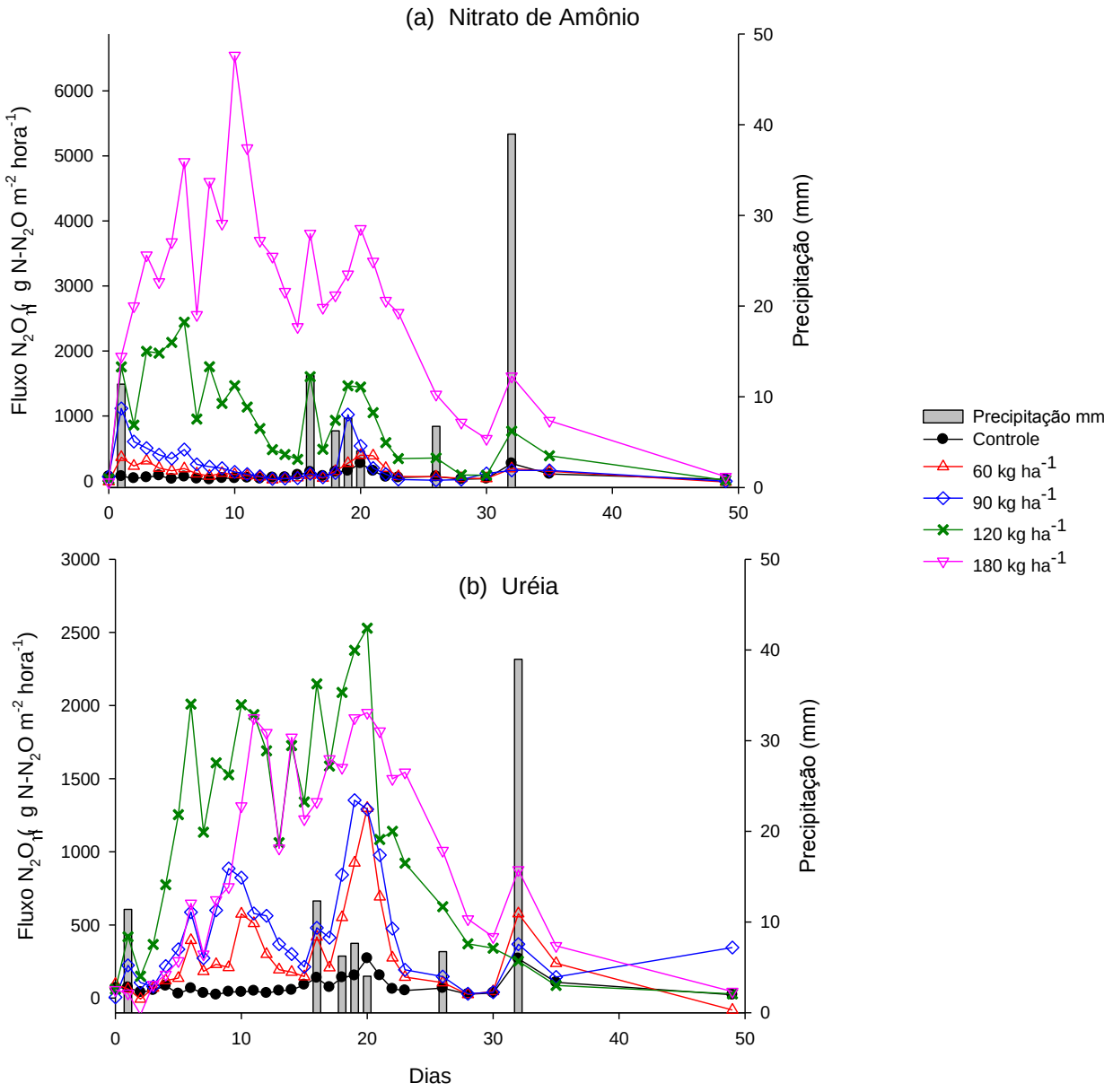


Figura 13 – Evolução dos fluxos de N-N_2O (µg N-N_2O m^{-2} $hora^{-1}$) para nitrato de amônio (a) e uréia (b) e precipitação na área de estudo. Os valores de cada tratamento testado representam a média de quatro repetições

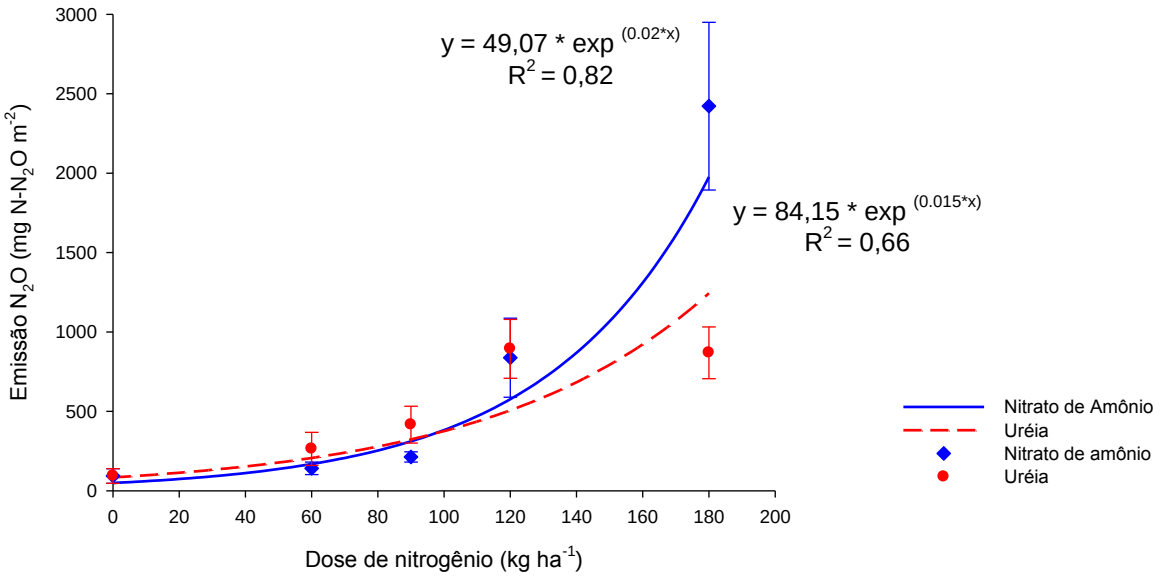


Figura 14 – Regressões para as emissões de nitrato de amônio e uréia. Barras verticais indicam o erro-padrão da média (n=4)

Com os dados obtidos neste experimento não é possível afirmar que as emissões atinjam um máximo e depois caiam à medida que a dose de N aumenta. Os resultados apenas sugerem que ocorra um ponto estabilização nas emissões em função da dose de N aplicada ao solo. Contudo, se considerarmos os resultados de Ma et al. (2010), nos quais emissões de N_2O foram crescentes até a dose de 150 kg ha^{-1} de N na forma de uréia, tem-se uma forte evidência da existência de um ponto de máximo seguido por redução nas emissões de N_2O em função da dose de N aplicada ao solo. Este comportamento também deve ocorrer para outras fontes de N, como o nitrato de amônio. Pesquisas futuras deveriam contemplar uma amplitude maior e mais detalhada de doses a fim de elucidar o assunto. Um estudo mais detalhado poderia até mesmo levar a um ajuste nas emissões diferente do proposto neste trabalho, com modelos que apresentem um ponto de máximo a partir do qual o aumento excessivo da dose de N reduziria as emissões de N-N_2O. Este comportamento da curva de emissão de N_2O é perfeitamente explicável, já que a formação deste gás está relacionada a reações microbianas no solo.

Tabela 26 – Emissões médias de N_2O e erro-padrão da média (n=4) para os tratamentos com nitrato de amônio e uréia

Dose de N	**Emissão média (mg N-N_2O m^{-2})**	
(kg ha^{-1})	Nitrato de Amônio	Uréia
60	141,37±39,55 a	263,75±104,47 a
90	213,22±32,16 a	416,03±115,85 a
120	837,82±248,95 a	893,80±185,45 a
180	2421,84±528,16 a	868,77±163,19 b
Controle	93,21±45,84	

Letras comparam as médias na horizontal. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si para o teste de Tukey (α=0,05)

Com relação à magnitude das emissões, para as doses 60, 90 e 120 não foram observadas diferenças estatísticas entre as emissões de uréia e nitrato de amônio (Tabela 26). Para a dose 180, as emissões foram maiores quando se aplicou nitrato de amônio. Zanatta (2009) comparou as emissões de N_2O em função do uso de diversos fertilizantes nitrogenados (150 kg ha^{-1} de N) em área de milho no Sul do Brasil e verificou que o nitrato de amônio emitiu maior quantidade de N_2O que a uréia, o que confirma os resultados obtidos no presente experimento. Em trabalho avaliando emissões de N_2O devido à aplicação de 100 kg ha^{-1} de N na forma de uréia, sulfato de amônio e nitrato de cálcio, realizado no Canadá, não foram encontradas diferenças nas emissões em função da fonte de N (BERGSTROM; TENUTA; BEAUCHAMP, 2001). Este trabalho também confirma os resultados obtidos no presente estudo, já que, de acordo com os modelos regressão propostos na Figura 14, as emissões para uréia e nitrato de amônio são muito próximas até uma dose de, aproximadamente, 107,9 kg ha^{-1} de N e somente a partir deste ponto as emissões para o nitrato de amônio superam as de uréia.

Na Tabela 26 pode-se perceber que o erro-padrão de algumas médias é elevado, o que é comum em estudos de emissões de gases. Davidson, Matson e Brooks (1996) verificam emissões de N_2O heterogêneas em áreas de cana-de-açúcar do Havaí e afirmam que esta heterogeneidade pode ser explicada por variação no potencial de nitrificação, que por sua vez está associado a diferenças na distribuição das populações de microrganismos nitrificadores. No presente estudo, há várias evidências de que a principal fonte de N_2O foi o processo de desnitrificação. Contudo, as considerações acerca da distribuição das populações microbianas no solo feitas por Davidson, Matson e Brooks (1996) também podem ser aplicadas a esta situação.

A partir das emissões médias foram calculados os fatores de emissão de N_2O em função da dose de N aplicada em cada tratamento (Tabela 27). Os fatores de emissão variaram neste trabalho de 0,24 a 3,82 % para o nitrato de amônio e de 0,84 a 1,97 % para a uréia. As médias apresentadas na Tabela 27 foram comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância e diferiram entre as fontes testadas apenas para a dose 180 kg ha^{-1}.

Ma et al. (2010) observaram que os fatores de emissão para as doses 30 e 90 kg ha^{-1} de N na forma de uréia foram similares, enquanto para a dose de 150 kg ha^{-1} eles praticamente dobraram. Zanatta (2009) obteve fatores de emissão de 2,5 % e 0,32 % para nitrato de amônio e uréia, respectivamente, aplicados no solo a uma taxa de 150 kg ha^{-1} de N. Para o nitrato de amônio, o fator de emissão apresentado por Zanatta (2009) é intermediário aos fatores para as doses 120 e 180 kg ha^{-1}, enquanto para a uréia o fator de emissão encontrado por este autor é inferior aos valores obtidos neste trabalho (Tabela 27).

Tabela 27 – Fatores de emissão de N_2O associados a diferentes fontes e doses de N

Dose de N	Fator de Emissão			
(kg ha^{-1})	Nitrato de Amônio		Uréia	
60	0,24±0,19	a	0,84±0,51	a
90	0,39±0,10	a	1,06±0,38	a
120	1,83±0,61	a	1,97±0,46	a
180	3,82±0,86	a	1,27±0,27	b

Letras comparam as médias na horizontal. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (α=0,05) Valores representam a média ± erro-padrão da média (n=4).

Li et al. (2001) estimaram fatores de emissão de N_2O em função da dose de fertilizante nitrogenado aplicado na China, usando o programa DNDC. Neste trabalho, verificaram que o valor médio para o fator de emissão nas condições chinesas foi de 0,8 % do fertilizante aplicado, embora alguns valores possam ser menores que 0,25 % e outros sejam superiores a 4 %. Clayton et al. (1997) obtiveram fatores de emissão entre 0,2 e 2,2 % do N aplicado como fertilizante, considerando várias fontes minerais e uma fonte orgânica de N (lodo de esgoto). Os fatores de emissão da Tabela 27 variaram entre 0,24 e 3,82 %, que é um intervalo muito próximo ao apresentado por estes dois autores.

Os fatores de emissão obtidos por Ma et al. (2010) ficaram entre 0,03 e 1,24 % do N aplicado antes do plantio, mas deve-se levar em consideração que estes autores incorporaram a

uréia ao solo e que as condições de temperatura no Canadá são inferiores às do estado de São Paulo no período em que o presente estudo foi conduzido, o que contribui para as menores emissões de N_2O encontradas por estes autores. Valores de fator de emissão próximos a 3 % foram encontrados em áreas de pastagem e de plantio direto na região Amazônica por Passianoto et al. (2003) e Neill et al. (2005). Estes valores foram obtidos em condições climáticas mais próximas às do estado de São Paulo. No entanto, é preciso considerar que a comparação entre vários estudos é difícil porque o comportamento dos diferentes fertilizantes depende do tipo de solo, da cultura e das condições ambientais (CLAYTON et al., 1997).

Smith et al. (1995) encontraram fatores de emissão em áreas de pastagem entre 0,14 e 5,1 % do N aplicado como fertilizante, sendo as variações decorrentes de fatores como estrutura, conteúdo de água e temperatura do solo e forma química do fertilizante. Mosier et al. (2004) apresentam informações sobre fatores de emissão de 35 estudos realizados em sistemas agrícolas de clima temperado, nos quais a porcentagem de N adicionado ao solo que foi perdida como N_2O variou de 0,1 a 7,3 %. Huth et al. (2010) simularam as emissões de N_2O em função da dose de fertilizante aplicado ao solo para sistemas agrícolas na Austrália e obtiveram fatores de emissão de 2,2 % e 1,9 % para aplicação total ou parcelada de N, respectivamente.

Comparando os resultados obtidos neste trabalho com a metodologia proposta pelo IPCC, segundo a qual a quantidade de N perdida como N_2O equivale a 1 % do que é adicionado ao solo como fertilizante, pode-se verificar que este fator superestima as emissões para as doses menores de fertilizante e as subestima para as doses maiores.

Trabalhos realizados no Sul do Brasil encontraram valores de fator de emissão de N_2O abaixo do proposto pelo IPCC (JANTALIA et al., 2008; GOMES et al., 2009). A proporcionalidade entre as emissões de N_2O e a temperatura (SMITH et al., 1995; FLYNN et al., 2005) e o fato de a temperatura na região Sudeste do Brasil ser superior à da região Sul, justificam os maiores fatores de emissão apresentados na Tabela 27.

Ma et al. (2010) mostraram que a adubação nitrogenada acima de 90 kg ha^{-1} de N aumenta consideravelmente as emissões de N_2O sem aumentar a produção na mesma proporção. Seria interessante avaliar o efeito da adubação nitrogenada sobre as emissões de N_2O e a produtividade da cana-de-açúcar, a fim de obter a dose de N adequada simultaneamente ao desenvolvimento da cultura e à mitigação das emissões de N_2O nas condições de produção brasileiras.

4.2.1 Avaliação de CO_2 no campo

Os fluxos diários de CO_2 e os valores de temperatura e umidade do solo no momento das avaliações foram submetidos à análise de variância. Diferenças significativas foram encontradas apenas em função da dose de N e da temperatura nos tratamentos com uréia. Os mesmos dados também foram submetidos à análise de correlação. As emissões de CO_2 correlacionaram-se positivamente com dose de N e temperatura do solo nos tratamentos com uréia, enquanto para o nitrato de amônio nenhuma correlação significativa foi encontrada (Tabela 28). Adviento-Borbe et al. (2007) também verificaram relação entre as emissões de CO_2 e a temperatura.

Tabela 28 – Coeficiente de correlação de Pearson para as emissões de CO_2 em relação a dose de N, temperatura e umidade do solo

	Nitrato de Amônio	Uréia
Dose de N	-0,00738	0,22409**
Temperatura	-0,0604	0,38843**
Umidade	0,06286	-0,04927

**: Nível de significância < 0,01

A evolução diária dos fluxos de CO_2 de cada parcela foi tabulada em planilha eletrônica e, a partir dos cálculos de integração destas curvas, foram calculadas as emissões de CO_2 de cada parcela durante o período de avaliação. A análise de variância destas emissões revelou a existência de diferenças significativas entre doses apenas para a uréia e por este motivo a análise de regressão das emissões foi feita apenas para a uréia (Figura 15). As emissões de CO_2 foram ajustadas a um modelo linear. Devido à variabilidade dos dados, representada na Figura 15 pelas barras de erro-padrão da média, o coeficiente de regressão R^2 foi pequeno.

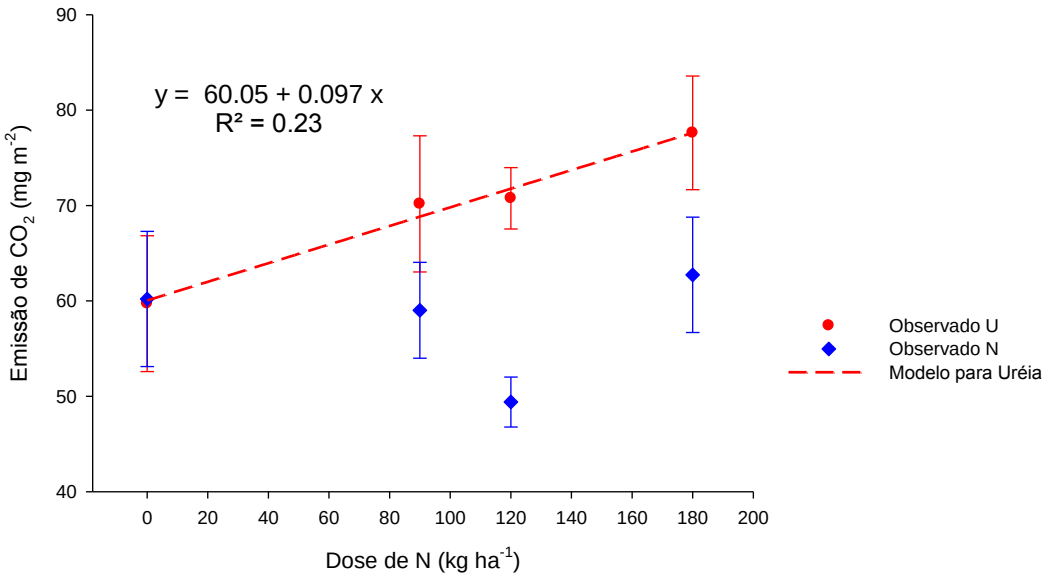


Figura 15 – Emissões de CO_2 em função da aplicação de diferentes doses de nitrato de amônio e uréia ao solo

A aplicação de uréia em áreas do Cerrado não afetou as emissões de CO_2 quando foram avaliadas áreas de soja e algodão, mas aumentou os fluxos deste gás em áreas de feijão irrigado e de milho (FERNANDES, 2008). Contudo, Fernandes (2008) destaca que, embora haja interações entre o fluxo de CO_2 e o aporte de N via fertilizantes minerais, a disponibilidade de água no solo é o fator mais importante na determinação das taxas de emissão de CO_2. A ausência de influência nas emissões de CO_2 como consequência da adubação nitrogenada já foi observada em outros trabalhos (SÁNCHEZ-MARTÍN et al., 2008; ADVIENTO-BORBE et al., 2007).

A influência da aplicação de uréia nas emissões de CO_2 pode ser explicada pela composição deste fertilizante, que apresenta N na forma amídica [$(NH_2)_2CO$]. Desta maneira, o CO_2 medido nos tratamentos onde se aplicou uréia muito provavelmente é proveniente do próprio adubo adicionado ao solo. Todavia, Fernández-Luqueño et al. (2009) não observaram efeito da aplicação de uréia nas emissões de CO_2 em solos cultivados com feijão em casa de vegetação. Huth et al. (2010), através de modelos matemáticos, estimaram uma redução de 50 % nas emissões de CO_2 devido à aplicação de fertilizantes nitrogenados em sistemas agrícolas na Austrália. Em trabalho comparando a influência da adição de sulfato de amônio em dois solos do México, Trujillo-Tapia et al. (2008) observaram que em um dos solos a emissão de CO_2 aumentou, enquanto em outro nenhum efeito foi observado. A adubação nitrogenada também não influenciou as emissões de CO_2 no Canadá (ELLERT; JANZEN, 2008).

A aplicação de fontes de N ao solo representa a entrada de energia no sistema, que será usada pelos microrganismos para a decomposição da matéria orgânica do solo, aumentando as emissões de CO_2. Este processo é chamado de efeito *priming* e pode promover a decomposição até mesmo de compostos orgânicos recalcitrantes (FONTAINE et al., 2003). Os resultados aqui apresentados não corresponderam às expectativas de que a adição de N mineral ao solo alterasse as emissões de CO_2. Contudo, a influência da fertilização nas emissões deste gás pode ter ocorrido após o período de avaliação deste experimento e o acompanhamento da evolução das emissões por um período de tempo maior poderia esclarecer a ocorrência do efeito *priming* devido à fertilização nitrogenada.

5 CONCLUSÕES

Nas áreas avaliadas neste trabalho, a adoção do sistema de colheita de cana-de-açúcar sem queima da palhada aumentou os estoques de C no solo. A taxa de aumento nos estoque de C nas áreas submetidas a este manejo foi de 0,7 Mg ha^{-1} ano^{-1}, enquanto os estoques de N no solo diminuíram a uma taxa de 0,25 Mg ha^{-1} ano^{-1}. Contudo, esta redução no estoque de N deve ser interpretada com cautela, uma vez que a quantidade de N no solo pode ser facilmente alterada pelo balanço entre a adição de resíduos orgânicos e fertilizantes nitrogenados e quantidade de N absorvida pela cultura. Portanto, para futuras avaliações dos estoques de N sugere-se considerar o estágio de desenvolvimento da cultura e o histórico de fertilização das áreas.

Os resultados mostraram também que a camada de solo de 0 a 30 cm de profundidade possui aproximadamente 50 % dos estoques de C e N encontrados na camada de 0 a 100 cm. Estes dados sugerem que trabalhos posteriores, que visem quantificar o incremento nos estoques de C e N em função da adoção do manejo de colheita sem queima, deveriam realizar amostragens até 100 cm de profundidade em vários pontos dentro de uma mesma área. Dessa maneira, seria possível analisar estatisticamente os estoques até 100 cm de profundidade e comparar com maior precisão a influência do manejo nos estoques de C e N no solo.

O sistema de colheita da cana-de-açúcar sem queima incrementou os estoques de C na biomassa microbiana do solo. Embora este seja um compartimento que responda rapidamente a alterações de manejo, foram encontradas diferenças nos teores de C microbiano apenas na camada 0-10 cm em função do tempo de implantação do manejo sem queima. O teor de C microbiano na profundidade 0-10 cm foi maior na área sem queima de 6 anos (349,27 mg kg^{-1} de solo) em comparação às áreas sem queima de 1 e 3 anos (211,76 e 212,71 mg kg^{-1} de solo, respectivamente), mas não diferiu do teor encontrado para a área de 6 anos com queima (291,77 mg kg^{-1} de solo).

A segunda etapa deste trabalho consistiu na avaliação das emissões de N_2O em função de diferentes fontes (uréia e nitrato de amônio) e doses de fertilizantes nitrogenados. Os tratamentos que receberam adição de nitrato de amônio apresentaram emissões menores que os tratamentos com uréia. Para nitrato de amônio, o aumento da dose de N de 60 para 80 kg ha^{-1} não afetou as emissões de N_2O, enquanto o aumento da dose de 80 para 120 kg ha^{-1} propiciou um aumento de 59 % nas emissões do referido gás. Para a uréia, foram observados aumentos crescentes nas emissões de N_2O em função da dose de N aplicada ao solo. Os fatores de emissão

de N_2O, que representam a proporção do N adicionado pelo fertilizante que é perdido para a atmosfera na forma de N_2O, foram inferiores ao proposto pelo Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas (IPCC), embora devam ser interpretados cuidadosamente já que foram obtidos em condições de temperatura e umidade controladas, que não são fiéis às condições de campo.

Quando as estimativas de emissão de N_2O foram efetuadas no campo, testando-se as mesmas fontes nas doses de 60, 90, 120 e 180 kg ha^{-1} de N, foram observadas emissões semelhantes entre uréia e nitrato de amônio até uma dose aproximada de 107,90 kg ha^{-1} de N. Para doses superiores, as emissões foram maiores quando se empregou nitrato de amônio. As emissões para os tratamentos com uréia sugerem a existência de um patamar nas emissões, ou seja, um ponto de máxima emissão em função da dose de N aplicada. Para o nitrato de amônio, a existência deste patamar não foi observada.

Os fatores de emissão de N_2O variaram de 0,24 a 3,82 % para o nitrato de amônio e de 0,84 a 1,97 % para a uréia. Neste caso, os fatores de emissão para as menores doses de N foram inferiores ao proposto na metodologia do IPCC. Para as doses maiores dose de N, os fatores de emissão encontrados neste trabalho superam o valor proposto pelo IPCC.

Uma próxima etapa no estudo da influência da fertilização nitrogenada nas emissões de N_2O deveria avaliar uma amplitude maior de doses a fim de identificar se o ponto de máxima emissão observado para a uréia também ocorre para outros fertilizantes nitrogenados. Isto poderia inclusive ser feito em laboratório, para evitar a interferência de alterações de temperatura e umidade nos resultados finais. Porém, neste caso, sugere-se que as amostras de solo incubadas sejam indeformadas, garantindo condições de aeração do solo similares às condições de campo.

As emissões de CO_2 correlacionaram-se com a dose de N e com a temperatura do solo apenas para os tratamentos com uréia. Os tratamentos com nitrato de amônio não apresentaram alterações nas emissões de CO_2 durante o período de avaliação. As emissões nos tratamentos com uréia aumentaram linearmente com o aumento da dose, embora a variabilidade dos dados comprometa a qualidade do ajuste. Contudo, ao que parece, o incremento nas emissões de CO_2 nos tratamentos com uréia deve-se à quantidade de CO_2 evoluída deste fertilizante.

Os resultados de emissões de CO_2 e N_2O apresentados neste trabalho foram obtidos em experimentos distintos e por isso não podem ser analisados em conjunto. Trabalhos futuros, que avaliem as emissões destes gases em um mesmo experimento e por um período de tempo maior

que o considerado para o CO_2 neste estudo, podem fornecer importantes informações acerca da interação das emissões de CO_2 e N_2O em solos com aporte de N via fertilizantes minerais. No entanto, os resultados aqui obtidos são importantes por representarem um primeiro passo na quantificação das emissões de GEE associadas ao processo produtivo do etanol de cana-de-açúcar. Apenas com a obtenção do valor final destas emissões, será possível afirmar se este biocombustível é uma alternativa ambientalmente viável à substituição dos combustíveis fósseis.

REFERÊNCIAS

ABBASI, M.K.; ADAMS, W.A. Gaseous N emission during simultaneous nitrification-denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 32, n. 8/9, p. 1251-1259, 2000.

ABRAMO FILHO, J.; MATSUOKA, S.; SPERANDIO, M.L.; RODRIGUES, R.C.D; MARCHETTI, L.L. Resíduo de colheita mecanizada de cana crua. **Álcool & Açúcar**, São Paulo, v. 13, n. 67, p.23-25, 1993.

ADVIENTO-BORBE, M. A. A.; HADDIX, M. L.; BINDER, D. L.; WALTERS, D. T.; DOBERMANN, A. Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 9, p. 1972-1988, 2007.

AKIYAMA, H.; TSURUTA, H.; WATANABE, T. N_2O and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers. **Chemosphere - Global Change Science**, Oxford, v. 2, n. 3/4, p. 313-320, 2000.

ANDERSON, J.M.; INGRAM, J. **Tropical soil biology and fertility programmed:** methods handbook. Oxford: CAB, 1989. 171 p.

ANDERSON, T.; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, n. 4, p. 471-479, 1989.

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 and Tillage Research**, Amsterdam, v. 90, n. 1/2, p. 69-76, 2006.

BAGGS, E.M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 254, n. 2, p. 361-370, 2003.

BALL, B.C.; SCOTT, A.; PARKER, J.P. Field N_2O, CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, n. 1, p. 29-39, 1999.

BATJES, N.H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 47, n. 2, p. 151-163, 1996.

BATJES, N.H.; DIJKSHOORN, J.A. Carbon and nitrogen stocks in the soils of the Amazon Region. **Geoderma**, Amsterdam, v. 89, n. 3/4, p. 273-286, 1999.

BATJES, N.H.; SOMBROEK, W. G. Possibilities for carbon sequestration in tropical and subtropical soils. **Global Change Biology**, Oxford, v. 3, n. 2, p. 161-173, 1997.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, n. 2, p. 237-245, 2006a.

BAYER, C., MIELNICZUK, J., GIASSON, E., MARTIN-NETO, L.; PAVINATO, A. Tillage Effects on Particulate and Mineral-Associated Organic Matter in Two Tropical Brazilian Soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Nova York, v. 37, n. 3, p. 389-400, 2006b.

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

BERNOUX, M.; CARVALHO, M.C.S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, n. 3, p. 888-896, 2002.

BHANDRAL, R.; SAGGAR, S.; BOLAN, N.S.; HEDLEY, M.J. Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, n. 2, p. 482-492, 2007

BOCKMAN, O.C.; OLFS, H.W. Fertilizers, agronomy, and N_2O. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 52, n. 2/3, p. 165-170, 1998.

BÖRJESSON, P. Good or bad bioethanol from a greenhouse gas perspective – What determines this? **Applied Energy**, London, v. 86, n. 5, p. 589-594, 2009.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils.** 13th. ed. Prentice Hall: Upper Saddle River, 2002. 960 p.

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

BRENTRUP, F.; KÜSTERS, J.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Berlin, v. 5, n. 6, p. 349-357, 2000.

CAMARGO, A.M.M.P. de; CASER, D.V.; CAMARGO, F.P. de; OLIVETTE, M.P.A.; SACHS, R.C.C.; TORQUATO, S.A. Dinâmica e tendência da expansão da cana-de-açúcar sobre as demais atividades agropecuárias no estado de São Paulo, 2001-2006. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 38, n. 3, p. 47-66, mar. 2008.

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

CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; MARCIANO, C.R.; RAMALHO, J.F.G.P.; RUMJANEK, V.M.; REZENDE, C.E.; SANTOS, G.A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhiço e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 935-944, out. 2003

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O.; VITTI, A.C. Nitrogênio e enxofre na cultura da cana-de-açúcar. In: SIMPÓSIO SOBRE NITROGÊNIO E ENXOFRE NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 2006, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: IPNI, 2007. p. 355-412.

CARDOSO, M.O. Métodos para quantificação da biomassa microbiana do solo. **Agropecuária Técnica**, Areia, v. 25, n. 1, p. 1-12, 2004.

CARMO, J.B.; ANDRADE, C.A.; CERRI, C.C.; PICCOLO, M.C. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N_2O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 735-746, 2005.

CARVALHO, A.M.; BUSTAMANTE, M.M.C.; KOZOVITS, A.R.; MIRANDA, L.N. de; VIVALDI, L.J.; SOUSA, D.M. Emissão de óxidos de nitrogênio associada à aplicação de uréia sob plantio convencional e direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 679-685, 2006.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; GODINHO, V.P.; HERPIN, U.; CERRI, C.C. Conversão do cerrado em agricultura no sudoeste da Amazônia: estoques de carbono e fertilidade do solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 233-241, 2009.

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

CERRI, C.E.P.; SPAROVEKI, 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, n. 1, p. 83-99, 2007.

CHARPUIS-LARDY; L. WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N_2O? A review. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 1, p. 1-17, 2007.

CHEN, S.; HUANG, Y.; ZOU, J. Relationship between nitrous oxide emission and winter wheat production. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 44, n. 7, p. 985-989, 2008.

CIAMPITTI, I.A.; CIARLO, E.A.; CONTI, M.E. Nitrous oxide emissions form soil during soybean [(*Glycine max* (L.) Merril] crop phonological stages and stubbles decomposition period. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 44, n. 4, p. 581-588, 2008.

CIARLO, E.; CONTI, M.; BARTOLONI, N.; RUBIO, G. Soil N_2O emissions and $N_2O/(N_2O+N_2)$ ratio as affected by different fertilization practices and soil moisture. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 44, n. 7, p. 991-995, 2008.

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

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar, terceiro levantamento, dezembro/2009.** Brasília, 2009. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/3cana_09.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2010.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 777-788, 2005.

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

CRUTZEN, P.J.; MOSIER, A.R.; SMITH, K.A.; WINIWARTER, W. N_2O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. **Atmospheric Chemistry and Physics**, Katlenburg-Lindau, v. 8, n. 2, p. 389-395, 2008.

CZYCZA, R.V. **Quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo em sistemas de colheita com e sem queima da cana-de-açúcar.** 2009. 92 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

DAVIDSON, E.A.; SWANK, W.T. Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from two forested ecosystems via nitrification and denitrification. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v. 52, n. 6, p. 1287-1292, 1986.

DAVIDSON, E.A.; MATSON, P.A.; BROOKS, P.D. Nitrous oxide emission controls and inorganic nitrogen Dynamics in fertilized tropical agricultural soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, n. 4, p. 1145-1152, 1996.

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, n. 8, p. 667-680, 2000.

DELAUNE, R.D.; LINDAU, C.W.; SULAEMAN, E.; JUGSUJINDA, A. Nitrification and denitrification estimates in a Louisiana swamp forest soil as assessed by ^{15}N isotope dilution and direct gaseous measurements. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 106, n. 1/2, p. 149-161, 1998.

DENMAN, K.L.; BRASSEUR, G.; CHIDTHAISONG, A.; CIAIS, P.; COX, P.M.; DICKINSON, R.E.; HAUGLUSTAINE, D.; HEINZE, C.; HOLLAND, E.; JACOB, D.; LOHMANN, U.; RAMACHANDRAN, S.; SILVA DIAS, P.L. da; WOFSY, S.C.; ZHANG, X. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L. (Ed.). **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; New York: Cambridge University Press, 2007. p. 499-588.

DENMEAD, O.T.; MACDONALD, B.C.T.; BRYANT, G.; NAYLOR, T.; WILSON, S.; GRIFFITH, D.W.T.; WANG, W.J.; SALTER, B.; WHITE, I.; MOODY, P.W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, 2009. In press.

D'HAENE, K.; DEN BOSSCHE, A.V.; VANDENBRUWANE, J.; DE NEVE, S.; GABRIELS, D.; HOFMAN, G. The effect of reduced tillage on nitrous oxide emissions of silt loam soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 45, n. 2, p. 213-217, 2008.

DIECKOW, J.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. B. M.; SALTON, J. C.; MACEDO, M. M.; MIELNICZUK, J.; HERNANI, L. C. Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, n. 2, p. 240-249, 2009.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, n. 4, p. 529-538, 1995.

ELLERT, B.H.; JANZEN, H.H. Nitrous oxide, carbon dioxide and methane emissions from irrigated cropping systems as influenced by legumes, manure and fertilizer. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88, n. 2, p. 207-217, 2008.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Meio Ambiente. **Primeiro inventário brasileiro de emissões de gases do efeito estufa:** emissões de óxido nitroso proveniente de solos agrícolas. 2006. Disponível em: < http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/21445.html>. Acesso em: 19 out. 2009.

_____. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análise de solo.** Rio de Janeiro, 1979. 58 p.

FAO. **Food and Agricultural commodities production.** Disponível em: <http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>. Acesso em: 10 nov. 2009.

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

FERNANDES, E.B. **Emissões de CO_2, NO_x e N_2O em solos sob diferentes cultivos na região do Cerrado.** 2008. 138 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

FERNANDES, S.A.P.; BETTIOL, W.E.; CERRI, C.C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 30, n. 1, p. 65-77, 2005.

FERNÁNDEZ-LUQUEÑO, F.; REYES-VARELA, V.; MARTÍNEZ-SUÁREZ, C.; REYNOSO-KELLER, R.E.; MÉNDEZ-BAUTISTA, J.; RUIZ-ROMERO, E.; LÓPEZ-VALDEZ, F.; LUNA-GUIDO, M.L.; DENDOOVEN, L. Emissions of CO_2 and N_2O from soil cultivated with common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) fertilized with different N sources. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 407, n. 14, p. 4289-4296, 2009.

FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbial basis of NO and N_2O production and consumption in soils. In: ANDRAE, M.O.; SCHIMEL, D.S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere.** Nova York: John Wiley, 1989. v. 1, p. 7-21.

FLYNN, H.C.; SMITH, J.; SMITH, K.A.; WRIGHT, J.; SMITH, P.; MASSHEDER, J. Climate- and crop-responsive emission factors significantly alter estimates of current and future nitrous oxide emissions form fertilizer use. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, n. 9, p. 1522-1536, 2005.

FONTAINE, S.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 35, n. 6, p. 837-843, 2003.

FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNTSEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D.W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D.C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHULZ, M.; VAN DORLAND, R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L. (Ed.). **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; New York: Cambridge University Press, 2007. p. 129-234.

GALDOS, M.V.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, n. 3/4, p. 347-352, 2009.

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

GIACOMINI, S.J.; JANTALIA, C.P.; AITA, C.; URQUIAGA, S.S.; ALVES, B.J.R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 11, p. 1653-1661, 2006.

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

GRAHAM, M.H.; HAYNES, R.J. Organic matter status and the size, activity and metabolic diversity of the soil microbial community in the row and inter-row of sugarcane under burning and trash retention. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, n. 1, p. 21-31, 2006.

GRAHAM, M.H.; HAYNES, R.J.; MEYER, J.H. Soil organic matter content and quality: effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 34, n. 1, p. 93-102, 2002.

GU, J.; ZHENG, X.; WANG, Y.; DING, W.; ZHU, B.; CHEN, X.; WANG, Y.; ZHAO, Z.; SHI, Y.; ZHU, J. Regulatory effects of soil properties on background N_2O emissions from agricultural soils in China. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 295, n. 1-2, p. 53-65, 2007.

HAO, X.; CHANG, C.; CAREFOOT, J.M.; JANSEN, H.H.; ELLERT, B.H. Nitrous oxide emission from an irrigated soil as affected by fertilizer and straw management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 60, n. 1-3, p. 1-8, 2001.

HEALY, R.W.; STRIEGL, R.G.; RUSSEL, T.F.; HUTCHINSON, G.L.; LIVINGSTON, G.P. Numerical evaluation of static-chamber measurements of soil-atmosphere gas exchange: identification of physica processes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, n. 3, p. 740-747, 1996.

HELLEBRAND, H.J.; SCHOLZ, V.; KERN, J. Fertiliser induced nitrous oxide emissions during energy crop cultivation on loamy sand soils. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 42, n. 36, p. 8406-8411, 2008.

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

HUTH, N.I.; THORBURN, P.J.; RADFORD, B.J.; THORNTON, C.M. Impacts of fertiliser and legumes on N_2O and CO_2 emissions from soils in subtropical agricultural systems: a simulation study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 136, n. 3/4, p. 351-357, 2009.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories:** Agriculture, Forestry and Other Land Use. National Greenhouse Gas Inventories Programme. v. 4, Hayama, 2006. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>. Acesso em: 01 jun 2009.

_____. **Climate Change 2007:** Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, 2007. 104 p.

IPEADATA. **Produção: séries históricas.** Disponível em:<http://www.ipeadata.gov.br/ipeaweb.dll/ipeadata?SessionID=406784608&Tick=1255204263484&VAR_FUNCAO=Ser_Hist %28120 %29&Mod=M>. Acesso em: 10 out. 2009.

JANTALIA, C.P.; SANTOS, H.P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, n. 2, p. 161-173, 2008.

KHALIL, K.; MARY, B.; RENAULT, P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O_2 concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 36, n. 4, p. 687-699, 2004.

LE TREUT, H.; SOMERVILLE, R.; CUBASCH, U.; DING, Y.; MAURITZEN, C.; MOKSSIT, A.; PETERSON, T.; PRATHER, M. Historical overview of climate change. In: SOLOMON, S., QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L. (Ed.). **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; New York: Cambridge University Press, 2007. p. 93-127.

LI, C.; ZHUANG, Y.; CAO, M.; CRILL, P.; DAI, Z.; FROLKING, S.; MOORE, B., III; SALLAS, W.; SONG, W.; WANG, X. Comparing a process-based agro-ecosystem model to the IPCC methodology for developing a national inventory of N_2O emissions from arable lands in China. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 60, n. 1/3, p. 159-175, 2001.

LIMA, H.V. de; SILVA, A.P. da. Mesa de tensão com areia: procedimentos para montagem e validação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 2209-2214, out. 2008.

LINN, D.M.; DORAN, J.W. Aerobic and anaerobic microbial-populations in no-till and plowed soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, n. 4, p. 794-799, 1984.

LIU, X.J.; MOSIER, A.R.; HALVORSON, A.D.; ZHANG, F.S. Tillage and nitrogen application effects on nitrous and nitric oxide emissions form irrigated fields. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 276, n. 1/2, p. 235-249, 2005.

_____. The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N_2O, CH_4 and CO_2 fluxes from a clay loam soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 280, n. 1-2, p. 177-188, 2006.

LUCA, E.F. de; FELLER, C.; CERRI, C.C.; BARTHÈS, B.; CHAPLOT, V.; CAMPOS, D.C.; MANECHINI, C. Avaliação de atributos físicos e estoques de carbono e nitrogênio em solos com queima e sem queima de canavial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 789-800, 2008.

LUO, L.; VAN DER VOET, E.; HUPPES, G. Life cycle assessment and life cycle costing of bioethanol from sugarcane in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Oxford, v. 13, n. 6/7, p. 1613–1619, 2009.

MA, B.L.; WU, T.Y.; TREMBLAY, N.; DEEN, W.; MORRISON, M.J.; MCLAUGHLIN, N.B.; GREGORICH, E.G.; STEWART, G. Nitrous oxide fluxes from corn fields: on-farm assessment of the amount and timing of nitrogen fertilizer. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, n. 1, p. 156-170, 2010.

MACEDO, I.C.; SEABRA, J.E.A.; SILVA, J.E.A.R. Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 32, n. 7, p. 582-595, 2008.

MARCOCCIA, R. **A participação do etanol brasileiro em uma nova perspectiva na matriz energética mundial.** 2007. 95 p. Dissertação (Mestrado – Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia) – Escola Politécnica; Faculdade de Economia e Administração; Instituto de Eletrotécnica e Energia; Instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

MATHEWS, J.A. Carbon-negative biofuels. **Energy Police**, Oxford, v. 36, n. 3, p. 940-945, 2008.

MATSUOKA, M.; MENDES, I.C.; LOUREIRO, M.F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 425-433, 2003.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J.; MOREIRA, J.A.A.; MARAUX, F.; FEIGL, B.; FELLER, C. N_2O and CH_4 emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (*Cerrados*, Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, n. 1/2, p. 78-88, 2007.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e sustentabilidade de sustemas agrícolas. In: SANTOS, G. de A. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo:** ecossistemas tropicais & subtropicias. Porto Alegre: Metrópole, 2008. cap. 1, p. 1-5.

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

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

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

MOSIER, A.; 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**, Dordrecht, v. 6, n. 1/2, p. 11-49, 2004.

NEILL, C.; STEUDLER, P.A.; GARCIA-MONTIEL, D.C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C. Rates and controls of nitrous oxide an nitric oxide emissions following conversion of forest to pasture in Rondônia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 71, n. 1, p. 1-15, 2005.

OMETTO, A.R.; HAUSCHILD, M.Z.; ROMA, W.N.L. Lifecycle assessment of fuel ethanol from sugarcane in Brazil. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Berlin, v. 14, n. 3, p. 236-247, 2009.

PASSIANOTO, C.C.; AHRENS, T.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; CARMO, J.B. do; MELILLO, J.M. Emissions of CO_2, N_2O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 38, n. 4, p. 200-208, 2003.

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

PINHEIRO, É.F.M.; LIMA, E.; CEDDIA, M.B.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M. Impact of pre-harvest burning versus trash conservation on soil carbon and nitrogen stocks on a sugarcane plantation in the Brasilian Atlantic Forest region. **Plant and Soil,** 2010. In press. DOI: 10.1007/s11104-010-0320-7. Disponível em: <http://www.springerlink.com/content/a64l440u87523442/?p=f4ac5eb8f13c42bab22180d29bc7d29a&pi=0> Acesso em: 09 mar. 2010.

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

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

RESENDE, A.S. de; XAVIER, R.P.; OLIVEIRA, O.C. de; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R. M. Long-term effects of pre-harvest burning and nitrogen and vinasse applications on yield of sugar cane and soil carbon and nitrogen stocks on a plantation in Pernambuco, N. E. Brazil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 281, n. 1/2, p. 339-351, 2006.

ROCHETTE, P. No-till olnly increases N_2O emissions in poorly-aerated soils. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 101, n. 1/2, p. 97-100, 2008.

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

SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; VALLEJO, A.; DICK, J.; SKIBA, U.M. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 40, n. 1, p. 142-151, 2008.

SÃO PAULO. Lei n. 11.241, de 19 de setembro de 2002. Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, n. 180, 20 set. 2002.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT Programa:** changes and enhancements through release 6.12. Cary, 1997. 1167 p.

SCHILS, R.L.M.; GROENIGEN, J.W.V.; VELTHOF, G.L.; KUIKMAN, P.J. Nitrous oxide emissions from multiple combined applications of fertilizer and cattle slurry to grassland. **Plant Soil**, Dordrecht, v. 310, n. 1/2, p. 89-101, 2008.

SCHLOTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, J.C. Indicators for evaluating soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 98, n. 1/3, p. 255-262, 2003.

SIQUEIRA NETO, M.; VENKZE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C. C. Rotação de culturas no sistema de plantio direto em Tibagi (PR). I – Sequestro de carbono no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 1013-1022, 2009a.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.J.; VENKZE FILHO, S.P.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Rotação de culturas no sistema de plantio direto em Tibagi (PR). II – Emissões de CO_2 e N_2O. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 1023-1029, 2009b.

SIT, V.; POULIN-COSTELLO, M. **Catalog of curves for curve fitting.** Victoria: Ministry of Forests, Forest Science Research Branch, Biometrics information, 1994. 110 p. (Biometrics Information Handbook, 4).

SMEETS, E.; JUNGINGER, M.; FAAIJ, A.; WALTER, A.; DOLZAN, P.; TURKENBURG, W. The sustainability of Brazilian ethanol: an assessment of the possibilities of certified production. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 32, n. 7, p. 781 – 813, 2008.

SMITH, K.A.; MCTAGGART, I.P.; DOBBIE, K.E.; CONEN F. Emissions of N_2O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 52, n. 2/3, p. 123-130, 1998.

SMITH, K.A.; CLAYTON, H.; MCTAGGART, I.P.; THOMSON, P.E.; ARAH, J.R.M.; SCOTT, A. The measurement of nitrous oxide emissions from soil by using chambers.

Philosophical Transactions: Physical Sciences and Engeneering, London, v. 351, n. 1696, p. 327-338, 1995.

SNYDER, C.S.; BRUULSEMA, T.W.; JENSEN, T.L.; FIXAN, P.E. Review of greenhouse gas emissions form cropping production systems and fertilizer management effects. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 133, n. 3/4, p. 247-266, 2009.

STARK, C.H.; CONDRON, L.M.; O'CALLAGHAN, M.; STEWART, A.; DI, H.J. Differences in soil enzyme activities, microbial community structure and short-term nitrogen mineralization resulting from farm management history and organic matter amendments. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 40, n. 6, p. 1352-1363, 2008.

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

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

SUMAN, A.; SINGH, K.P.; SINGH, P.; YADAV, R.L. Carbon input, loss and storage in sub-tropical Indian Inceptisol under multi-ratooning sugarcane. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 104, n. 2, p.221-226, 2009.

TAN, I..Y.S.; ES, H.M.; DUXBURY, J.M.; MELKONIAN, J.J.; SCHINDELBECK, R.R.; GEOHRING, L.D.; HIVELY, W.D.; MOEBIUS, B.N. Single-event nitrous oxide losses under maize production as affected by soil type, tillage, rotation, and fertilization. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 102, n. 1, p. 19-26, 2009.

TOMA, Y.; HATANO, R. Effect of crop residue C/N ratio on N2O emissions from Gray Lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 53, n. 2, p. 198-205, 2007.

TRUJILLO-TAPIA, N.; CRUZ-MONDRAGÓN, C.; VÁSQUEZ-MURRIETA, M.S.; CLEEMPUT, O.V.; DENDOOVEN, L. Inorganic N dynamics and N_2O production from tannery effluents irrigated soil under different water regimes and fertilizer application rates: a laboratory study. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 38, n. 3, p.279-288, 2008.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987.

VENZKE FILHO, S.P.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; SIQUEIRA NETO, M.; CERRI, C.C. Biomassa microbiana do solo em sistema de plantio direto na região dos Campos Gerais – Tibagi, PR. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 599-610, 2008.

VON BLOTTNITZ, H., CURRAN, M.A. A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 15, n. 7, 607–619, 2007.

WEIR, K.L. N_2O and CH_4 emission and CH_4 consumption in a sugarcane soil after variation in nitrogen and water application. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 31, n. 14, p. 1931-1941, 1999.

WOLF, I.; BRUMME, R. Contribution of nitrification and denitrification sources for seasonal N_2O emissions in an acid German forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 34, n. 5, p. 741-744, 2002.

YANG, L.; CAI, Z.. Effects of nitrogen application and maize growth on N_2O emission from soil. **Frontiers of Agriculture in China**, Beijing, v. 1, n. 1, p. 37-42, 2007.

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

ZHANG, H.; HE, P.; SHAO, L.; YUAN, L. Minimization of N_2O emissions from a plant-soil system under landfill leachate irrigation. **Waste Management**, Amsterdam, v. 29, n.3, p. 1012-1017, 2009.

ZHANG, J.; HAN, X. N_2O emission from the semi-arid ecosystem under mineral fertilizer (urea and superphosphate) and increased precipitation in northern China. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 42, n. 2, p. 291-302, 2008.