

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

ERÁCLITO RODRIGUES DE SOUSA NETO

Fluxos de óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) a partir de um solo cultivado com cana-de-açúcar sob diversos tratos culturais

Piracicaba - SP

2012

ERÁCLITO RODRIGUES DE SOUSA NETO

Fluxos de óxido nitroso (N₂O), metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) a partir de um solo cultivado com cana-de-açúcar sob diversos tratos culturais

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio Martinelli

Piracicaba - SP

2012

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTA TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Sousa Neto, Eráclito Rodrigues de

Fluxos de óxido nitroso (N₂O), metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) a partir de um solo cultivado com cana-de-açúcar sob diversos tratamentos culturais / Eráclito Rodrigues de Sousa Neto; orientador Luiz Antonio Martinelli. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2012.

84 p.: il.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Agricultura 2. Aquecimento global 3. Biocombustíveis 4. Carbono 5. Efeito estufa
6. Etanol 7. Fertilizantes nitrogenados 8. Gases 9. Nitrogênio 10. Resíduos agrícolas
11. Vinhaça I. Título

Dedicatória

À Elizabete, Marcos, Luciana, Sandrinha, Michela, Zé Mauro, Natássia, Tate e Rafaela.

“I finally understood what true love meant... love meant that you care for another person’s happiness more than your own, no matter how painful the choices you face might be”.

Nicholas Sparks

Dedico

“Ao longo de tua caminhada tu guiaste nosso caminho. Mostraste-nos a cada momento compreensão, luta, paciência, inteligência e dedicação. E diante disso, carregamos na bagagem da vida o seu ensinamento eterno”.

Ao meu orientador Luiz Antonio Martinelli

Ofereço

Agradecimentos

Deixo meu MUITO OBRIGADO de coração aos amigos que fizeram parte desse desafio e que me deram apoio incondicional...

Em especial ao meu orientador Luiz Antonio Martinelli (Zebu) pela credibilidade e paciência.

À Dra. Janaína do Carmo pela oportunidade e suporte.

À minha mãe, pelo incentivo e pela compreensão quanto ao longo tempo que passei sem visitá-la.

Aos Drs. Glauber Gava e Cristiano Andrade, e aos amigos Vitor Vargas e Oriel Kölln pela ajuda de campo e pelo ensinamento nos assuntos que eu pouco ou nada compreendia.

À Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA), Polo Jaú, pela área cedida para instalação deste experimento.

À Universidade de São Paulo – USP e ao Programa de Pós-Graduação do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA pela oportunidade e formação acadêmica.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de doutorado (Processo 2008/57512-5).

Ao diretor do Laboratório de Ecologia Isotópica (LEI) Dr. Plínio Barbosa de Camargo e a todos os funcionários pela acolhida e ajuda dispensada.

À professora Dra. Marisa Piccolo pelas informações e ensinamentos a mim prestados.

À Dra. Alexssandra Rossete pela ajuda no desenvolvimento das metodologias de laboratório.

Aos companheiros Renan Fantini, Leonardo Martinelli e Flávia Penatti (Angélica) pela imensa ajuda no campo e laboratório e pelos momentos de descontração.

À Susian Martins pela amizade sincera, apoio e incentivo nos momentos difíceis.

À Sandra Nogueira pelo ombro em todos os momentos e pela companhia nas horas de alegria.

À Fabiana Fracassi e ao Luis Otávio (Lulu) pela ajuda e paciência nas análises de laboratório.

Aos amigos Juvenil Ribeiro e Warwick Manfrinato pela amizade e pela ajuda durante minha estada nesta maravilhosa cidade.

Aos eternos amigos de sala, de café e de todos os momentos: Elizabethe Ravagnani, Tatiana Andrade, Rafaela Lins, Luciana Coletta, Natássia Bonini, Eduardo Vasconcelos, Anderson Ferreira, Silvia Mardegan e Melissa pela companhia, pelas risadas e pelo apoio em todos os momentos.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica: Edmar Mazzi, Luis Felipe (Urso), Uwe Harpin (em memória), Isadora Ottani, Gabriela Medeiros, Robson Silva, Luciana Bacheга, Cesar Piccirelli (Gubers), Paula Bibar (Malzbier), Alexandra Montebelo (Xanda), Guilherme Furlan, Guilherme.

Ao Leonardo Pitombo pela ajuda com as análises das amostras de gás no laboratório da UFSCar.

À cidade de Piracicaba pela acolhida e pelos agradáveis momentos que vivi aqui.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para meu crescimento e realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

E a Deus sobre todas as coisas.

Obrigado.

“E ao final, não são os anos que contam em sua vida. É a vida em seus anos”.

Abraham Lincoln

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Precipitação durante o período de coletas (maio de 2010 a março de 2011). A precipitação não foi coletada no mês de agosto de 2010. 33
- Figura 2 – Desenho da área experimental localizada no Município de Jaú. Parcelas numeradas de 1 a 22, com distribuição aleatória dos tratamentos. N: nitrogênio, P: fósforo, K: potássio..... 34
- Figura 3 – Delineamento da parcela com linhas e entrelinhas. Duas bases instaladas na 1ª linha para todas as parcelas e uma na entrelinha apenas nas parcelas dos tratamentos T2 e T5..... 35
- Figura 4 – (A) aplicação de vinhaça em área total das parcelas (560 L/parcela), (B) bases cobertas para posterior aplicação de vinhaça, (C) aplicação de vinhaça dentro da base de coleta (0,7 L). 36
- Figura 5 – Aplicação da torta de filtro (seta vermelha) no sulco de plantio..... 38
- Figura 6 – (A) Base e a tampa utilizada na coleta das amostras de gás (20 e 10 cm de altura, respectivamente), (B) Seringa e os frascos para armazenamento e (C) Exemplo de quatro amostras dispostas em order crescente em relação ao tempo após o fechamento da base com respectivas tampas e lacres..... 41
- Figura 7 – Médias de temperatura do ar (A) e do solo (B – a 5 cm de profundidade), durante todo o experimento (maio de 2010 a março de 2011). Os pontos representam as médias e as barras representam o erro padrão..... 50
- Figura 8 – Umidade do solo medida como espaço poroso do solo preenchido por água (WFPS), durante o período de coletas (maio de 2010 a março de 2011)..... 51
- Figura 9 – Concentrações de nitrogênio total (A) e carbono total (B) no solo (g kg^{-1}) em cada tratamento nos intervalos de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm e 40-60cm. Os pontos representam as médias por tratamento..... 52
- Figura 10 – Estoques de nitrogênio (A) e carbono (B) totais (Mg ha^{-1}) ao longo do perfil de 0-60 cm de solo. Os pontos representam as médias por tratamento..... 53
- Figura 11 – Fluxos de N- N_2O nas linhas (A) e nas entrelinhas (B) de cada tratamento. Pontos representam as médias para cada dia de coleta e as barras representam o erro padrão da média. Os pontos dentro do retângulo representam o período intensivo de coletas (maio a junho de 2010). Legenda: (T1) fertilização com N, P e K via fertilizantes minerais; (T2) fertilização com P e K via fertilizantes minerais, sem N; (T3) fertilização com N e K minerais e P via torta de filtro;

(T4) fertilização com N e P minerais e K via vinhaça; (T5) fertilização com N mineral, P via torta de filtro e K via vinhaça, (T0) sem fertilizantes orgânicos e minerais. 55

Figura 12 – Fluxos de C-CH₄ nas linhas (A) e nas entrelinhas (B) de cada tratamento. Pontos representam a média para cada dia de coleta e as barras representam o erro padrão. Os pontos dentro do retângulo representam o período intensivo de coletas (maio a junho de 2010). Legenda: (T1) fertilização com N, P e K via fertilizantes minerais; (T2) fertilização com P e K via fertilizantes minerais, sem N; (T3) fertilização com N e K minerais e P via torta de filtro; (T4) fertilização com N e P minerais e K via vinhaça; (T5) fertilização com N mineral, P via torta de filtro e K via vinhaça, (T0) sem fertilizantes orgânicos e minerais. 57

Figura 13 – Fluxos de C-CO₂ nas linhas (A) e entrelinhas (B) de cada tratamento. Os pontos representam as médias para cada dia de coleta e as barras representam o erro padrão da média. Os pontos dentro do retângulo representam o período intensivo de coletas (maio a junho de 2010). Legenda: (T1) fertilização com N, P e K via fertilizantes minerais; (T2) fertilização com P e K via fertilizantes minerais, sem N; (T3) fertilização com N e K minerais e P via torta de filtro; (T4) fertilização com N e P minerais e K via vinhaça; (T5) fertilização com N mineral, P via torta de filtro e K via vinhaça, (T0) sem fertilizantes orgânicos e minerais. 60

Figura 14 – Fluxos acumulados de N-N₂O, C-CH₄ e C-CO₂ nos diferentes tratamentos. Letras diferentes representam diferença significativa entre os tratamentos. 62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Potencial de aquecimento global (PAG) e tempo de vida de cada gás na atmosfera.....	31
Tabela 2 – Caracterização química da vinhaça obtida através da análise de três amostras de 1 L coletadas da mesma vinhaça aplicada no experimento	37
Tabela 3 – Caracterização química da torta de filtro utilizada no experimento. Umidade expressa em percentagem e a concentração de espécies químicas em g kg^{-1} . Dose aplicada expressa em kg ha^{-1}	38
Tabela 4 – Doses de fertilizantes minerais aplicados nos sulcos equivalentes a linhas de 8 m.....	39
Tabela 5 – Fontes de nitrogênio (kg ha^{-1}) aplicado em cada tratamento.....	40
Tabela 6 – Tipo de regressão adotada para cada gás e a proporção de dados que seguiram cada uma das funções	43
Tabela 7 – Fluxos de $\text{N-N}_2\text{O}$ (média \pm erro padrão) medidos nas linhas e entrelinhas de cada tratamento durante todos os períodos intensivo e extensivo de coletas. Letras diferentes indicam diferença significativa ($p<0,05$) entre os períodos de coleta de cada tratamento	54
Tabela 8 – Correlações significativas entre os fluxos de $\text{N-N}_2\text{O}$ e as variáveis de solo. São apresentados apenas os tratamentos onde houve correlação significativa, por período de coleta.....	56
Tabela 9 – Fluxos de C-CO_2 ($\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) por tratamento (média \pm erro padrão), para os períodos intensivo e extensivo de coletas. Letras diferentes indicam diferença significativa ($p<0,05$) entre os períodos de coleta de cada tratamento	59
Tabela 10 – Fator de emissão do fertilizante nitrogenado e dos resíduos aplicados nos tratamentos e potencial de aquecimento global (GWP) calculados para este experimento, durante onze meses de cultivo de cana-de-açúcar no município de Jaú, São Paulo	64

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1	42
Equação 2	45
Equação 3	45
Equação 4	46
Equação 5	46
Equação 6	47
Equação 7	47
Equação 8	47

RESUMO

Fluxos de óxido nitroso (N₂O), metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) a partir de um solo cultivado com cana-de-açúcar sob diversos tratamentos culturais

Nos últimos anos a produção e o uso de biocombustíveis têm aumentado de forma acelerada e têm sido considerados como uma das alternativas em relação ao uso de combustíveis fósseis. Esse rápido crescimento tem levantado muitas perguntas, ainda sem respostas, sobre o verdadeiro impacto dos biocombustíveis sobre o meio ambiente. O Brasil é considerado o maior produtor mundial de cana-de-açúcar e parte dessa produção é destinada à produção de etanol. Contudo, com a expansão e intensificação das áreas cultivadas com cana-de-açúcar, há um aumento no uso de fertilizantes nitrogenados e na geração de resíduos como vinhaça e torta de filtro. O uso destes resíduos como fonte de nutrientes tem sido adotado como forma de reduzir o uso de fertilizantes sintéticos e as emissões de gases do efeito estufa (GEE; N₂O, CH₄ e CO₂). Assim, o objetivo deste trabalho foi estimar as emissões desses gases, a partir do solo durante o ciclo produtivo da cana-de-açúcar, na fase planta, com aplicação de compostos orgânicos (vinhaça e torta de filtro), além de fertilizante nitrogenado mineral (ureia). O experimento foi conduzido no Município de Jaú, São Paulo, em um plantio de cana da variedade IACSP95-5000, cultivada em um Latossolo Vermelho. As coletas tiveram início em maio de 2010 e se estenderam até março de 2011. Os fluxos foram medidos utilizando o método de câmaras estáticas. O delineamento deste experimento consistiu em seis tratamentos, distribuídos em quatro blocos (repetições) com cinco parcelas (tratamentos), com os tratamentos: (T1) adição de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) via fertilizantes minerais; (T2) adição de P e K via fertilizantes minerais, sem N; (T3) adição de N e K minerais e P via torta de filtro; (T4) adição de N e P minerais e K via vinhaça; (T5) adição de N mineral, P via torta de filtro e K via vinhaça; e (T0) sem adição de compostos orgânicos e fertilizantes minerais. Logo após o plantio e a aplicação dos fertilizantes minerais e dos compostos orgânicos (vinhaça e torta de filtro), coletas intensivas foram realizadas nos dias 1, 2, 5, 6, 8, 12, 17, 20, 24, 28 e 32. Depois do período de amostragem intensiva, as coletas foram realizadas mensalmente. As emissões de N-N₂O e C-CO₂ mais elevadas foram encontradas durante o período intensivo de coletas, a partir dos tratamentos onde houve adição de fertilizante mineral associado aos compostos orgânicos. Os fluxos de C-CH₄ foram negativos em sua maioria o que indica um consumo deste gás pelo solo. O uso de compostos orgânicos juntamente com fertilizantes minerais na área de estudo potencializou a emissão dos gases C-CO₂ e N-N₂O. O fator de emissão N₂O para estes tratamentos está acima do estimado pelo IPCC (1%).

Palavras-chave: Cana-de-açúcar, vinhaça, torta de filtro, óxido nitroso, dióxido de carbono, metano, aquecimento global.

ABSTRACT

Fluxes of nitrous oxide (N₂O), methane (CH₄) and carbon dioxide (CO₂) from a soil cultivated with sugar cane under different management practices

Recently, the production and use of biofuels have increased rapidly and have been considered as one of the alternatives in relation to the use of fossil fuels. This rapid increase has raised many questions about the real impact of biofuels on the environment. Brazil is considered the world's largest producer of sugar cane and part of this production is used to produce ethanol. However, with the expansion and intensification of areas cultivated with sugar cane, there is an increase in the use of nitrogen fertilizers and residues of the ethanol industry such as vinasse and filter cake. The use of such residues as a source of nutrients has been adopted as an alternative to reduce the use of mineral fertilizers and the greenhouse gas emissions (N₂O, CH₄ and CO₂). The aim of this study was to estimate greenhouse gas emissions from the soil cultivates with sugar cane in plant stage with use of organic compounds (vinasse and filter cake), and mineral nitrogen as fertilizers (urea). The experiment was conducted in the city of Jau, Sao Paulo, in an Oxisol. The collections started in May 2010 and lasted until March 2011. Fluxes were measured using the static chambers method. The design of this experiment consisted of six treatments in four blocks (replicates) with five plots per block (treatments), as follows: (T1) addition of nitrogen (N), phosphorus (P) and potassium (K) via mineral fertilizers; (T2) addition of P and K via mineral fertilizers, and no N; (T3) addition of mineral N and P, and K via filter cake; (T4) addition of mineral N and P, and K via vinasse, (T5) addition of mineral N, P and K, and filter cake and vinasse, and (T0) without any addition. Intensive collections were made immediately after planting and application of the mineral fertilizers and organic compounds in the days 1, 2, 5, 6, 8, 12, 17, 20, 24, 28 and 32. After the period of intensive sampling, samples were collected monthly. Elevated emissions of N₂O-N and CO₂-C were observed during the period of intensive sampling, from the treatments where the mineral fertilizers associated with organic compounds were applied. CH₄-C fluxes were mostly negative indicating a consumption of this gas by the soil. The use of organic compounds associated with mineral fertilizers in this study increased the emission of CO₂-C and N₂O-N. The N₂O-N emission factor for these treatments is higher than estimated by the IPCC (1%).

Keywords: Sugar cane, vinasse, filter cake, nitrous oxide, carbon dioxide, methane, global warming

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
2	OBJETIVO.....	19
3	METAS	20
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
4.1	Uma Breve História da Cana-de-Açúcar.....	21
4.2	Os Resíduos da Agroindústria Sucroalcooleira: vinhaça e torta de filtro	22
4.3	Nitrogênio.....	23
4.3.1	Processos do ciclo do N.....	23
4.4	Os Gases do Efeito Estufa e o Aquecimento Global.....	29
4.5	A Produção de Etanol de Cana-de-Açúcar e seu Papel no Âmbito das Mudanças Climáticas.....	31
5	MATERIAL E MÉTODOS.....	33
5.1	Área de Estudo	33
5.2	Delineamento Experimental.....	34
5.3	Doses dos Fertilizantes Minerais e Resíduos de Cana-de-açúcar Aplicados no Solo.....	36
5.3.1	Vinhaça.....	36
5.3.2	Torta de filtro.....	37
5.3.3	Fertilizantes minerais.....	39
5.3.4	Doses de nitrogênio aplicado por tipo de fonte	40
5.4	Medidas de Fluxos de Óxido Nitroso (N ₂ O), Metano (CH ₄) e Dióxido de Carbono (CO ₂).....	40
5.4.1	Unidades de quantificação dos gases.....	43
5.5	Coleta e Caracterização do Solo.....	43
5.5.1	Coleta das amostras de solo.....	43
5.5.2	Preparo das amostras de solo.....	44

5.5.3	Determinação das concentrações e estoques de C e N totais.....	46
5.6	Fator de Emissão de Óxido Nitroso (N ₂ O) e Potencial de Aquecimento Global (GWP)	47
5.7	Período Amostral.....	48
5.8	Análise Estatística	48
6	RESULTADOS	49
6.1	Temperaturas do Ar e do Solo, Precipitação e Espaço Poroso do Solo Preenchido por Água (Water Filled Pore Space-WFPS).....	49
6.2	Concentração e Estoque de N total e C total do Solo.....	51
6.3	Óxido Nitroso	54
6.3.1	Fluxos de N-N ₂ O e propriedades do solo	56
6.4	Metano.....	56
6.4.1	Fluxos de metano e propriedades do solo.....	58
6.5	Dióxido de Carbono	58
6.5.1	Fluxos de C-CO ₂ e propriedades do solo.....	61
6.6	Emissões Acumuladas de N- N ₂ O, C-CH ₄ e C-CO ₂	61
6.7	Fatores de Emissão, Carbono equivalente e Potencial de Aquecimento Global.....	63
7	DISCUSSÃO.....	65
7.1	Fatores de Emissão e Potencial de Aquecimento	69
8	CONCLUSÕES.....	71
	REFERÊNCIAS	72

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos a produção e o uso de biocombustíveis têm aumentado de forma acelerada e têm sido considerados como uma das alternativas em relação ao uso de combustíveis fósseis (SMEETS et al., 2009). Um dos mais populares biocombustíveis é o etanol, que no Brasil é produzido, principalmente, a partir da cana-de-açúcar (LISBOA et al., 2011). Esse rápido crescimento na produção de etanol tem suscitado vários questionamentos, alguns ainda sem respostas, sobre o verdadeiro impacto da produção de biocombustíveis sobre o ambiente. Por exemplo, se por um lado, o etanol tem a capacidade de diminuir as emissões de gases causadores do efeito estufa (GEE) em substituição aos combustíveis fósseis, por outro lado, pode levar à mudanças no uso da terra pelo aumento ou conversão de áreas agrícolas cultivadas com cana-de-açúcar (LOARIE et al., 2011), as quais geralmente levam à emissão de GEE que influenciam a temperatura global.

No Brasil, país considerado como maior produtor mundial de cana-de-açúcar, a área cultivada que se destina à atividade sucroalcooleira está estimada em cerca de 10 milhões de hectares (~14% da área agricultável no Brasil) (IBGE, 2012). A previsão do total de cana-de-açúcar moída na safra 2012/2013 é de 602 milhões de toneladas, com incremento de 5,4% em relação à safra 2011/2012, que foi de 571 milhões de toneladas (CONAB, 2012). Além de ser o maior produtor e exportador mundial de açúcar refinado, o Brasil também é consumidor de etanol utilizado como combustível de veículos (FRAVET et al., 2010). Do total de cana-de-açúcar esmagada, 302 milhões de toneladas (quase 50%) serão usadas para a produção de etanol que deverão gerar 24 bilhões de litros, dos quais serão 10 bilhões de litros de etanol anidro e 14 bilhões de litros de etanol hidratado (CONAB, 2012).

Com a expansão e intensificação das áreas cultivadas com cana-de-açúcar, há um acréscimo no uso de fertilizantes nitrogenados e calagem nessas novas áreas cultivadas, assim como na geração de resíduos (vinhaça e torta de filtro) formados durante o processamento da cana-de-açúcar. De acordo com alguns estudos (MARTINELLI; FILOSO, 2008; UNICA, 2012), a utilização de fertilizantes minerais na cultura de cana-de-açúcar no Brasil é relativamente baixa (aproximadamente 425 kg por hectare). Isto se deve principalmente à utilização de resíduos orgânicos industriais da produção do etanol e açúcar (vinhaça e a torta de filtro) como fertilizantes orgânicos. Para cada litro de etanol produzido nas destilarias, entre 12 e 18 L de vinhaça são gerados (KUMAR et al., 1998; RESENDE et al., 2005; WADT, 2008; OLIVEIRA, 2010), e para cada tonelada de cana-de-açúcar moída são gerados em torno de 40 kg de torta de filtro (KORNDÖRFER, 2003; SANTOS et al., 2010).

A vinhaça é o principal efluente da indústria do etanol e representa o maior problema ambiental no Estado de São Paulo (WAAL et al., 2009). Este resíduo apresenta altos níveis de potássio, cálcio e matéria orgânica, assim como quantidades moderadas de magnésio, nitrogênio e fósforo, representando uma alternativa para suprir tais nutrientes na produção da cana-de-açúcar (RESENDE et al., 2005; FRANCO et al., 2008; MELCHOR et al., 2008).

A torta de filtro é um resíduo composto da mistura de bagaço moído e lodo de decantação, sendo proveniente do processo de clarificação do açúcar. É rica em cálcio, nitrogênio e potássio, com composição variável, dependendo da variedade da cana-de-açúcar e da sua maturação (NUNES JÚNIOR, 2008). É um excelente produto orgânico para a recuperação de solos exauridos ou de baixa fertilidade, pois apresenta altos teores de matéria orgânica e fósforo. Contudo, pouco se sabe sobre o papel da torta de filtro no cenário de emissão dos gases de efeito estufa.

Esses resíduos podem ser utilizados na agricultura como fonte de nutrientes, contudo, seus possíveis efeitos sobre o solo ainda não estão claramente definidos. Assim, apesar de atuar como fonte de nutrientes e reduzir os custos com adubação, esses resíduos podem potencialmente aumentar as emissões de GEE para a atmosfera.

2 OBJETIVO

O objetivo deste trabalho foi quantificar as emissões de GEE não ligadas ao consumo direto de combustíveis fósseis, ou seja, emissões advindas do solo durante o ciclo produtivo da cana-de-açúcar, na fase planta, com aplicação de compostos orgânicos (vinhaça e torta de filtro), além de fertilizante nitrogenado mineral, neste caso a ureia ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$). Maior ênfase foi dada às perdas de N na forma de N_2O , uma vez que essas foram identificadas como uma das principais emissões não relacionadas diretamente à queima de combustíveis fósseis, gerada pelo uso de fertilizantes nitrogenados (Macedo et al., 2008).

3 METAS

- ✓ Determinar as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O a partir do solo em cultivo com cana-de-açúcar sob diferentes práticas de manejo;
- ✓ Avaliar o efeito do uso de fertilizantes minerais e de compostos orgânicos (vinhaça e torta de filtro) nas emissões dos gases em estudo, principalmente N₂O;
- ✓ Determinar o Fator de Emissão (FE) com base nas emissões de N₂O do solo para cada tipo de manejo;
- ✓ Interpretar o efeito dos diferentes manejos sobre o fluxo dos gases através das correlações com variáveis do solo (concentrações de C e N, amônio, nitrato e umidade, temperatura e taxas de mineralização e nitrificação);

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Uma Breve História da Cana-de-Açúcar

A cana-de-açúcar é originária da Nova-Guiné, porém se propagou pela Ásia, África e Europa onde foi disseminada através das invasões de Árabes no norte da África e sul da Europa (MOZAMBANI et al., 2006). Foi descrita por Lineau em 1753 que a classificou como *Saccharum officinarum* e *Saccharum spicatum*.

Típica de climas tropicais e subtropicais, a planta não respondeu bem ao clima temperado. Foi a América que ofereceu à cana-de-açúcar excelentes condições para seu desenvolvimento e, mais tarde, as maiores plantações do mundo se encontrariam nesse continente (MOZAMBANI et al., 2006).

Cristóvão Colombo, em 1493, trouxe as primeiras mudas para a América, e estas se espalharam pelas Américas Central e do Sul. Com a chegada das primeiras embarcações portuguesas ao Brasil, uma das primeiras atitudes dos novos habitantes, foi plantar cana-de-açúcar, apesar de já haverem indícios da existência da planta anterior à época do descobrimento (MOZAMBANI et al., 2006). Foi através dessas plantações e da criação de engenhos, que se iniciou o desenvolvimento desta cultura no país. Primeiramente, a expansão da cana-de-açúcar ocorreu nos Estados de Pernambuco e Bahia, onde havia mais de uma centena de engenhos, o que elevou o Brasil à categoria de líder mundial na produção de açúcar. Depois de 1615, a cana-de-açúcar chegou ao Sudeste e atingiu o planalto paulista, destacando-se a região de Itu como maior centro açucareiro de São Paulo (MOZAMBANI et al., 2006).

Quase metade da produção mundial de cana-de-açúcar é assegurada atualmente por quatro nações das Américas: Brasil, Cuba, México e EUA. No Brasil, depois de meados da década de 1970, a crise do petróleo intensificou a produção de etanol a partir da cana-de-açúcar. O esforço para a libertação da dependência do petróleo levou à criação do Programa Nacional do Álcool, em 14 de novembro de 1975. O Proálcool, como foi popularmente batizado, visava o desenvolvimento das técnicas e aperfeiçoamento dos insumos para a produção de álcool etílico (ANDRADE et al., 2009). Desde então, o álcool combustível passou a absorver grande parte da matéria-prima antes destinada à produção de açúcar (MOZAMBANI et al., 2006).

E foi assim que a cana-de-açúcar se tornou parte da história social, política e econômica do Brasil. Cinco séculos depois, a cana-de-açúcar não representa somente uma especiaria, mas uma fonte dupla de energia limpa e renovável que produz biocombustível e bioeletricidade (UNICA, 2008).

4.2 Os Resíduos da Agroindústria Sucroalcooleira: vinhaça e torta de filtro

O aproveitamento agrícola dos resíduos da agroindústria sucroalcooleira no Brasil se constitui numa prática bastante generalizada, tanto no caso dos efluentes líquidos, principalmente da vinhaça, como também dos sólidos, como a torta de filtro (POLO et al., 1988). A vinhaça, é o principal resíduo da indústria canavieira, é formada durante o processo de produção do etanol, e é gerada em elevada quantidade. Para cada litro de etanol produzido, são gerados 10 a 18 litros de vinhaça, dependendo das condições operacionais e das instalações utilizadas (KUMAR et al., 1998; WADT, 2008; OLIVEIRA, 2010). O constituinte principal da vinhaça é a matéria orgânica, basicamente sob a forma de ácidos orgânicos e, em menor quantidade, por cátions como o K, Ca e Mg. A vinhaça também é vista como agente do aumento da população e atividade microbiana no solo e é a que mais possui carga poluidora (GIACHINI; FERRAZ, 2009). Uma aparente solução para o descarte da vinhaça é a fertirrigação, ou seja, sua utilização como fonte de nutrientes em sua forma *in natura* (CORTEZ et al., 1992; GIACHINI; FERRAZ, 2009). A grande vantagem no emprego da vinhaça é que ela pode substituir em grande parte os nutrientes da adubação mineral (GIACHINI; FERRAZ, 2009). Existem diversos estudos que evidenciam o aumento na produtividade da cana-de-açúcar devido ao uso da vinhaça no solo como fonte de nutrientes (CAMBUIM, 1983; RESENDE et al., 2005; GIACHINI; FERRAZ, 2009). Atualmente, por questões ambientais, o processo de produção do etanol vem sendo amplamente discutido. Nesse sentido, a aplicação da vinhaça tem sido contestada pelos seus efeitos no meio ambiente (SILVA et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2010), pois alguns estudos sugerem que a vinhaça contribui significativamente para a emissão de gases do efeito estufa (SEABRA, 2008; SOARES et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2010).

Por sua vez, a torta de filtro é um resíduo composto da mistura de bagaço moído e lodo de decantação do açúcar. Para cada tonelada de cana-de-açúcar moída, são produzidos de 30 a 40 kg de torta. É um composto orgânico rico em cálcio, nitrogênio e potássio, altos teores de matéria orgânica, fósforo, com composição variável, dependendo da variedade da cana-de-açúcar e da sua maturação (FRAVET et al., 2010; SANTOS et al., 2010). De acordo com Nunes Júnior (2008), com base em uma fertilização comum, uma dose de 20 t ha⁻¹ de torta de filtro na base úmida ou 5 t ha⁻¹ na base seca pode fornecer 100% do nitrogênio, 50% de fósforo, 15% de potássio, 100% de cálcio e 50% de magnésio e pode ser aplicada em área total em pré-plantio, no sulco ou nas entrelinhas de plantio. Além disso, a torta é um excelente produto orgânico para a recuperação de solos exauridos ou de baixa fertilidade (NUNES JÚNIOR, 2008; SEABRA, 2008). Apesar dessas vantagens, a aplicação de torta de filtro, associada à vinhaça, foi

considerada fonte de GEE, em estudo estimado no Brasil, por Macedo et al. (2008). Por outro lado, Soares et al. (2009) consideraram somente a aplicação de vinhaça como responsável pelas emissões de GEE.

4.3 Nitrogênio

O N é um constituinte importante da Terra, principalmente da litosfera, onde está distribuído nas rochas, no fundo dos oceanos e nos sedimentos. O maior reservatório de N em nosso planeta se encontra nas rochas primárias (WERNER et al., 2001). Segundo Moreira & Siqueira (2006), esse compartimento contém 98% do N existente no planeta. Na forma gasosa ocorre em concentração de 78% na atmosfera terrestre em forma diatômica (N_2) não combinada, representando o segundo maior reservatório do elemento. Na biosfera, encontra-se em 96% do total de N orgânico terrestre na matéria orgânica morta e apenas 4% nos organismos vivos. O N da matéria viva encontra-se predominantemente nas plantas (94%), achando-se os 6% restantes nos seres vivos: 4% na microbiota e 2% nos animais. Não existem dados precisos, mas estima-se entre 3 a $5,5 \times 10^{17}$ g de N na matéria orgânica do solo (MOS) e $1,5 \times 10^{15}$ g de N na biomassa microbiana do solo. Por ser o solo o principal elo entre os componentes da biosfera, esse reservatório de N é de grande importância (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

O nitrogênio apresenta grande versatilidade nas reações de oxirredução e está presente em vários estados de oxidação, desde formas bastante reduzidas como o amônio (NH_4^+), até oxidadas como o nitrato (NO_3^-), o que lhe confere especial importância nos ciclos biogeoquímicos e no metabolismo das plantas (CANTARELLA, 2007).

No solo, diferentes microrganismos são capazes de fixar N_2 atmosférico, o qual é extremamente inerte. Esses organismos fixadores de N_2 gasoso representam, em termos ecológicos, o mais alto nível de autotrofia em relação ao N (LARCHER, 2000). Todos são procariontes (bactérias, cianobactérias e actinomicetos), sendo alguns encontrados livres no solo ou vivendo como simbioses.

4.3.1 Processos do ciclo do N

O N pode ingressar no sistema solo-planta por deposições atmosféricas, fixação biológica (simbiótica ou não), adubações químicas ou orgânicas. Por outro lado, pode sair por meio de remoção de culturas e variados mecanismos de perdas, que incluem lixiviação, volatilização e desnitrificação. O ciclo do N é controlado por fatores físicos, químicos e biológicos e por condições climáticas as quais são difíceis de prever e controlar (CANTARELLA, 2007).

A maior parte do N do solo provém do ar, por deposições atmosféricas de formas combinadas de N (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) e da fixação biológica de N_2 , tanto em sistemas não simbióticos quanto simbióticos - por meio de bactérias formadoras de nódulos em raízes leguminosas (STEVENSON, 1982). A queima de combustíveis fósseis também contribui para o fornecimento de N reativo que se deposita no solo a partir da atmosfera.

As reações envolvendo N ligado à matéria orgânica do solo são predominantemente mediadas por microrganismos e, portanto, afetadas por condições ambientais e climáticas. Assim, dependendo da combinação de fatores (umidade, temperatura, pH, etc.), o N pode ser conservado e se torna disponível para as plantas, ou ser perdido para as águas superficiais do subsolo, ou para a atmosfera na forma de gás. Dos microrganismos do solo, as bactérias e os fungos são os mais importantes quando se refere às transformações de N, seguidos pelos actinomicetos e as algas. Os fungos dependem do carbono orgânico pré-formado para sua síntese celular, pois não possuem clorofila. Geralmente, utilizam amônia (NH_4^+) ou nitrato (NO_3^-) como fonte de N e metabolizam ácidos nucléicos, complexos orgânicos e proteínas (PICCOLO, 1989). Os fungos têm por característica a mineralização de frações nitrogenadas orgânicas, produzindo amônio ou outros compostos nitrogenados simples e ao mesmo tempo liberam carbono para a síntese celular. As bactérias merecem destaque, pois atuam na decomposição da matéria orgânica e são responsáveis pelos processos de desnitrificação e nitrificação (PICCOLO, 1989).

As consideráveis entradas e saídas de nitrogênio no solo são, principalmente, regidas por sucessivas reações de natureza bioquímica. O conhecimento dos fatores que controlam os processos de transformação do N no solo é muito importante para a não perturbação do equilíbrio natural do ambiente em que vivemos (PICCOLO, 1989).

Em resumo, as principais fontes de nitrogênio para o solo são:

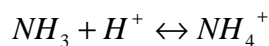
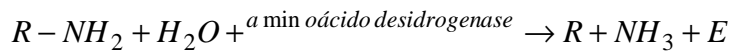
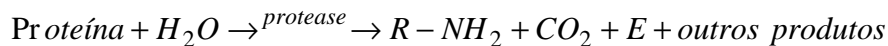
a) Amonificação

Com a morte de organismos, bactérias presentes no solo decompõem os compostos orgânicos nitrogenados em aminoácidos que, por sua vez, são oxidados por outros microrganismos do solo como bactérias e fungos com produção de dióxido de carbono (CO_2), água e amônia. Este processo é conhecido como *amonificação* (CORDEIRO, 2004).

Este processo é relativamente lento e não requer a presença de microrganismos específicos. Muitos microrganismos quimiorganotróficos podem efetuar esta transformação, em condições aeróbias ou tornando este processo ainda mais demorado em condições anaeróbias.

b) Mineralização-Imobilização do N no solo

A mineralização é definida como a transformação do N da forma orgânica para inorgânica (NH_4^+ ou NO_3^-) e é realizada por microrganismos heterotróficos do solo, que utilizam os compostos orgânicos como fonte de energia. Para quebrar as ligações de proteínas, peptídios, amidas etc., são utilizadas várias enzimas que agem em diferentes fases do processo (STEVENSON, 1982; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). O esquema apresentado por Cantarella (2007) ilustra uma das possíveis sequências do processo de mineralização:



Onde:

R = um radical orgânico;

E = a energia liberada na reação.

A mineralização do N orgânico geralmente resulta em aumento do pH do meio em virtude do consumo de prótons (reação acima). As condições adequadas para a mineralização do N são as que favorecem a atividade dos microrganismos: pH de 6 a 7, condições aeróbias, umidade em torno de 50 a 70% da capacidade de retenção de água pelo solo, temperatura entre 40 e 60 °C (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002).

A taxa de mineralização do N depende de fatores edáficos e climáticos e da composição da serapilheira para o ataque dos microrganismos. Para a caracterização do substrato é importante a relação entre carbono e nitrogênio (C:N). Materiais com relação C:N muito alta dificilmente são aproveitados pelos microrganismos quando nenhuma fonte de N está disponível. A relação favorável para a decomposição microbiana está entre 10-30:1 - por exemplo, folhas e húmus (LARCHER, 2000).

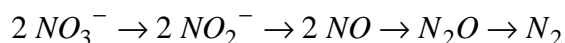
A imobilização do N é um processo que ocorre concomitantemente com a mineralização, porém no sentido inverso. A imobilização é definida como a transformação do N inorgânico em N orgânico. Os responsáveis são microrganismos que incorporam o N inorgânico disponível no solo às suas células (CANTARELLA, 2007). Ao morrerem, o N assimilado pode

O N_2O é normalmente produzido no solo em condições anaeróbias no processo de desnitrificação; porém, nesse caso, sua formação pode ocorrer também em condições aeróbias, durante a nitrificação. Esse processo parece ser o principal meio pelo qual N_2O é produzido em solos aeróbios adubados com fertilizantes amoniacais (BREMNER, 1997).

d) Desnitrificação

Processo respiratório que acontece em anaerobiose, no qual óxidos de N servem como receptores finais de elétrons. Em outras palavras, é o processo redutivo de N mais conhecido e que consiste na redução bioquímica de formas oxidadas a formas gasosas (N_2 , NO e N_2O). Essa definição substitui a tradicional, que considerava a desnitrificação como redução microbiana de NO_3^- ou NO_2^- a formas gasosas de N, pois há vários tipos de metabolismo microbiano que resultam na produção de N_2O ou N_2 , inclusive a nitrificação, que ocorre em condições aeróbias (FIRESTONE, 1982; BREMNER, 1997). A desnitrificação é o principal processo biológico pelo qual o N reativo retorna à atmosfera na forma de N_2 . Esse processo é realizado por grande número de espécies de bactérias anaeróbias facultativas, as quais, na ausência de O_2 , utilizam o NO_3^- como receptor de elétrons.

As fases redutivas ocorrem de acordo com a seguinte sequência (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006):



A desnitrificação é um processo de grande importância geoquímica e ambiental, porém muito complexa. Esse processo representa a via principal de perda de N do solo para a atmosfera (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Na natureza, o óxido nitroso (N_2O) é subproduto do processo de desnitrificação biológica em ambientes anaeróbios e do processo de nitrificação biológica em ambientes aeróbios (BAIRD, 2002). Na desnitrificação, o N completamente oxidado, na forma do íon nitrato (NO_3^-), é reduzido para NO, N_2O e N_2 . Na nitrificação, o N reduzido na forma de amônia ou de íon amônio é oxidado completamente para NO_2^- e íons nitrato. Grande parte dos suprimentos naturais de óxido nitroso gasoso é liberada pelos oceanos e a maioria do restante é resultado da contribuição por processos que ocorrem nos solos nas regiões tropicais (BAIRD, 2002).

e) Volatilização

A volatilização é um dos processos de perda de nitrogênio do solo onde a amônia é volatilizada devido a fatores os quais são atribuídos a altas concentrações da própria amônia no solo, pH elevado, altas temperaturas e capacidade de troca catiônica (CTC) do solo (PICCOLO, 1989). As emissões atmosféricas de N na forma de NH_3 são estimadas em cerca de 54 Tg ano^{-1} , das quais 75 % são emissões provocadas pela ação do homem (LAGREIDE; BOCKMAN; KAARSTAD, 1999). A principal fonte de NH_3 no mundo (22 Tg ano^{-1} de N) é a criação de animais e seus dejetos, em virtude das altas perdas de N da urina e das fezes por volatilização.

f) Lixiviação

O nitrogênio sofre uma série de transformações, sendo que, em relação às formas minerais, o nitrato é a mais aproveitada pelas plantas. Este ânion é normalmente pouco retido pelos coloides do solo, ficando livre na fase líquida e sujeito a ser arrastado pela água do perfil do solo. Pode-se perder com a água de drenagem pelo processo de lixiviação podendo atingir águas superficiais ou o lençol freático. A lixiviação de NO_3^- tem estreita dependência da quantidade de água que percola no perfil do solo.

Destes processos, destaque é dado a nitrificação e a desnitrificação de N. Como mencionado anteriormente, durante estes processos há produção de gases nitrogenados, principalmente de óxido nitroso.

Apesar de se saber por mais de 50 anos que o N_2O é um constituinte regular da atmosfera (ADEL, 1939), este gás não era considerado importante como um constituinte do ar até o início da década de 70. A partir de então, os cientistas que estudavam a atmosfera levantaram a hipótese de que o N_2O , liberado para a atmosfera através da desnitrificação do nitrato no solo e das águas naturais, poderia desencadear reações, levando à destruição parcial da camada de ozônio que protege a Terra da radiação ultravioleta do sol (CRUTZEN, 1972; JOHNSTON, 1972). Juntamente com o dióxido de carbono (CO_2) e o metano (CH_4), o óxido nitroso é um importante gás de efeito estufa. Trata-se de um gás estável na baixa atmosfera, porém participa nas reações fotoquímicas na estratosfera, o que leva a destruição do ozônio (CRUTZEN, 1972).

4.4 Os Gases do Efeito Estufa e o Aquecimento Global

A atmosfera é a camada gasosa que envolve nosso planeta e apresenta como componentes principais o nitrogênio diatômico (N_2 , cerca de 78% das moléculas), oxigênio diatômico (O_2 , cerca de 21%), argônio (Ar, cerca de 1%), e dióxido de carbono (CO_2 , cerca de 0,04%) (BAIRD, 2002; LE TREUT, 2007). Essa mistura de substâncias químicas parece não reativa nas camadas inferiores da atmosfera, mesmo em temperaturas ou intensidade de radiação solar muito além daquelas encontradas naturalmente na superfície da Terra (BAIRD, 2002). Contudo, nas camadas superiores ela pode reagir com compostos orgânicos e inorgânicos causando alterações na atmosfera. De toda a radiação solar que atinge a porção superior da atmosfera, um terço é diretamente refletido de volta ao espaço e o restante é absorvido pela superfície e, em menor quantidade, pela atmosfera (SIGNOR, 2010). Para manter o balanço de energia constante, a Terra deveria irradiar a mesma quantidade de energia de volta ao espaço. Contudo, alguns gases presentes nessa mistura que compõe a atmosfera podem absorver temporariamente luz infravermelha térmica de comprimentos de onda específicos e, por isso, nem toda radiação infravermelha escapa diretamente para o espaço (BAIRD, 2002). Logo após sua absorção pelas moléculas presentes no ar, como o CO_2 , a luz infravermelha é reemitida em todas as direções, de modo completamente aleatório. Deste modo, parte da luz infravermelha térmica é direcionada de volta à superfície, sendo reabsorvida e provocando o aquecimento tanto da superfície quanto do ar. Esse fenômeno é chamado de efeito estufa (BAIRD, 2002; LE TREUT, 2007; SIGNOR, 2010).

As moléculas de CO_2 presentes na atmosfera absorvem coletivamente metade da luz infravermelha térmica refletida. Assim, o aumento na concentração de CO_2 na atmosfera impedirá que mais radiação refletida escape para o espaço. Medidas feitas com amostras de ar aprisionado no interior de blocos de gelo na Antártida e na Groelândia indicam que as concentrações atmosféricas de CO_2 em épocas pré-industriais (antes de 1750) eram de, aproximadamente, 280 ppmv, tendo aumentado para 379 ppmv em 2005 (IPCC, 2007). Grande parte do aumento considerável nas contribuições antropogênicas na concentração de CO_2 no ar deve-se à queima de combustíveis fósseis (BAIRD, 2002; IPCC, 2007; DALAL; ALLEN, 2008). Outra parte significativa de CO_2 é adicionada através das mudanças no uso da terra, quando as florestas são devastadas e a madeira é queimada para preparar a terra para o uso agrícola (BAIRD, 2002).

O metano (CH_4) é outro gás indutor do efeito estufa de grande importância (BAIRD, 2002). O aumento na quantidade de metano no ar causa um efeito de aquecimento, por molécula,

21 vezes maior que a adição de CO₂, pois as moléculas de CH₄ absorvem uma maior fração de luz infravermelha térmica que, por sua vez, consegue atravessar as moléculas de CO₂. A concentração atmosférica de metano dobrou nos últimos três séculos, em relação ao seu valor antes da revolução industrial. Neste período, sua concentração era, aproximadamente, 716 ppb, mas aumentou desde então e alcançou 1775 ppm em 2005 (BAIRD, 2002; IPCC, 2007; DALAL; ALLEN, 2008). O aumento nas concentrações de CH₄ é atribuído às atividades humanas (70%), como o uso de combustíveis fósseis e o desflorestamento (BAIRD, 2002).

Outro gás de efeito estufa importante é o óxido nitroso (N₂O). O N₂O é produzido por nitrificação e desnitrificação, que são processos de transformação do N sob condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Em condições aeróbias, o N mineralizado pode ser nitrificado por microrganismos que transformam amônio (NH₄⁺) em nitrato (NO₃⁻) com emissão de N₂O como subproduto desta transformação. Em condições anaeróbias ocorre transformação de NO₃⁻ em N₂O ou N₂ por microrganismos do solo (KIESE et al., 2003; MOREIRA; SIQUEIRA, 2002; FIGUEIREDO et al., 2011).

Do mesmo modo que o metano, a concentração atmosférica de N₂O foi constante até cerca de 300 anos atrás, a partir de então começou a aumentar. Durante este período (1750-2005), as concentrações de N₂O também aumentaram de 270 ppb para 319 ppb (DALAL; ALLEN, 2008; IPCC, 2007). Estima-se que o potencial de aquecimento do N₂O é 310 vezes o da molécula do CO₂ (HOUGHTON et al., 2000; ROBERTSON et al., 2000). De acordo com as estimativas de emissão de GEE para o território brasileiro, os solos agrícolas representaram mais de 95% das emissões de N₂O no período de 2000-2005 (FIGUEIREDO et al., 2011; CERRI et al., 2009). A maior parte das emissões de N₂O nestes solos advém, principalmente, dos fertilizantes nitrogenados, de fezes e urinas de animais e dos resíduos vegetais incorporados ao solo (PRINN, 2004; GILTRAP et al., 2010).

Cada um dos gases responsáveis pelo efeito estufa absorve a energia solar em grau e forma variados. Essa absorção é chamada de 'Forçamento Radiativo Químico' ou 'Potencial de Aquecimento Global (PAG)' (UNH, 2004; IPCC, 2007). Ao medir e descrever um gás do efeito estufa, em termos do seu potencial de aquecimento global, a sua força radiativa pode ser convertida para uma unidade semelhante, chamada de equivalente de dióxido de carbono (IPCC, 2007). A força radiativa de um gás depende de como ele reage com a radiação eletromagnética de longo comprimento que vem da terra e do tempo de vida do gás na atmosfera. Por exemplo, uma molécula de N₂O aquece o planeta a uma intensidade semelhante a 310 moléculas de CO₂. A tabela 1 apresenta o PAG e o tempo de vida na atmosfera dos três principais gases do efeito estufa.

Tabela 1 – Potencial de aquecimento global (PAG) e tempo de vida de cada gás na atmosfera.

Gás	Tempo de vida na atmosfera (anos)	Potencial de Aquecimento Global (100 anos)
Dióxido de carbono (CO ₂)	50-200	1
Metano (CH ₄)	9-15	21
Óxido nitroso (N ₂ O)	120	310

Fonte: IPCC 2007.

4.5 A Produção de Etanol de Cana-de-Açúcar e seu Papel no Âmbito das Mudanças Climáticas

Iniciado com a Revolução Industrial durante o Século XVIII e desde então continuamente intensificado, o uso de combustíveis fósseis, tem provocado alterações significativas na atmosfera do planeta. Uma das principais consequências do uso destes combustíveis é a produção e aumento das concentrações de gases do efeito estufa (CO₂, N₂O e CH₄) na atmosfera. Por exemplo, o aumento na concentração global de CO₂ é causado primariamente pela combustão de combustíveis fósseis e pela mudança de uso da terra, enquanto o CH₄ e N₂O são primariamente oriundos da agricultura (MARENGO, 2006; CERRI et al., 2007).

O setor agrícola exerce um papel fundamental na economia e nas mudanças climáticas, uma vez que as práticas de manejo e os tipos de colheita exercem grande efeito na emissão e na absorção dos gases de efeito estufa (PALATNIK et al., 2012). De acordo com as estimativas de emissão de GEE para o território brasileiro, os solos agrícolas representaram mais de 95% das emissões de N₂O no período de 2000-2005 (FIGUEIREDO et al., 2011; CERRI et al., 2009). A maior parte das emissões de N₂O dos solos agrícolas é advinda principalmente dos fertilizantes nitrogenados e dos resíduos vegetais deixados sobre o solo (PRINN, 2004; GILTRAP, 2010). No Brasil, principalmente na região centro-sul, a cana-de-açúcar é o cultivo que se destaca, não apenas para a produção de açúcar, mas também de etanol. Em decorrência disso, tem-se a necessidade de aumentar a produção para suprir uma demanda cada vez maior do produto para consumo humano ou mesmo para ser utilizado como combustível em motores (MELO, 2007). O rápido crescimento na produção de biocombustíveis tem levantado muitas perguntas sobre o verdadeiro efeito destes combustíveis sobre o clima. Maior atenção tem sido dada aos dos efeitos

das emissões líquidas de GEE devido à expansão das áreas agrícolas destinadas a geração de biomassa para a produção dos biocombustíveis (LOARIE et al., 2011). Essa preocupação se estendeu no Brasil com relação à produção de etanol a partir de cana-de-açúcar, pois além de emissor de GEE devido ao sistema de coleta com queima e a adição de fertilizantes nitrogenados ao solo, o setor sucroalcooleiro também é conhecido por gerar grande quantidade de resíduos.

A produção desses resíduos é acelerada e a capacidade de armazenamento pelas indústrias é limitada, o que leva à necessidade de retirada dos resíduos na mesma velocidade de sua geração (MOZAMBANI et al., 2006). Uma solução adotada pelas indústrias foi a prática de uso dos principais resíduos em áreas de produção de cana-de-açúcar, numa tentativa de promover a reciclagem desses resíduos. Houve, então, a substituição ou complementação de fertilizantes inorgânicos pelo efluente vinhaça e pelo resíduo sólido torta de filtro, que são os principais no setor, em quantidade e aproveitamento (KORNDÖRFER, 2003; RESENDE et al., 2005; MOZAMBANI et al., 2006). Apesar de seus benefícios como fertilizantes orgânicos para a produção da cana-de-açúcar, esses resíduos têm apresentado efeitos negativos para o meio ambiente, tais como a emissão de gases de efeito estufa, contaminação de lençóis freáticos, etc. (SIGNOR, 2010; LISBOA et al., 2011). Essas emissões podem influenciar significativamente o potencial dos biocombustíveis na redução das emissões de GEE em relação aos combustíveis fósseis (ADLER et al., 2007; CRUTZEN et al., 2008). Dessa forma, é importante que o uso de tais resíduos seja acompanhado de estudos sobre seus possíveis efeitos para o meio ambiente.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Área de Estudo

O experimento foi conduzido no Município de Jaú, São Paulo, em uma área cedida pela Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA – Polo Jaú). Segundo a APTA, o solo da área é classificado como Latossolo Vermelho (EMBRAPA, 2006). O clima predominante na região é o Aw (Köppen), com temperatura média anual de 21,6°C, umidade relativa média de 70%, com extremos de 77% em fevereiro e 59% em agosto. A média pluviométrica anual histórica é de 1.344 mm. De acordo com informações fornecidas pela APTA, durante o período de coletas deste estudo, a precipitação totalizou 1.441,5 mm, sendo 80% recebido durante os meses de dezembro de 2010 a março de 2011 (Figura 1). A área específica de coleta tem sido cultivada com cana-de-açúcar há aproximadamente 20 anos. A variedade de cana-de-açúcar utilizada foi IACSP95-5000, por ser considerada uma variedade de produtividade agrícola alta, com ótima brotação de soqueira, apresentando bom perfilhamento e fechamento de entrelinhas, não apresentando tombamento e florescimento, e ainda com resistência à várias doenças.

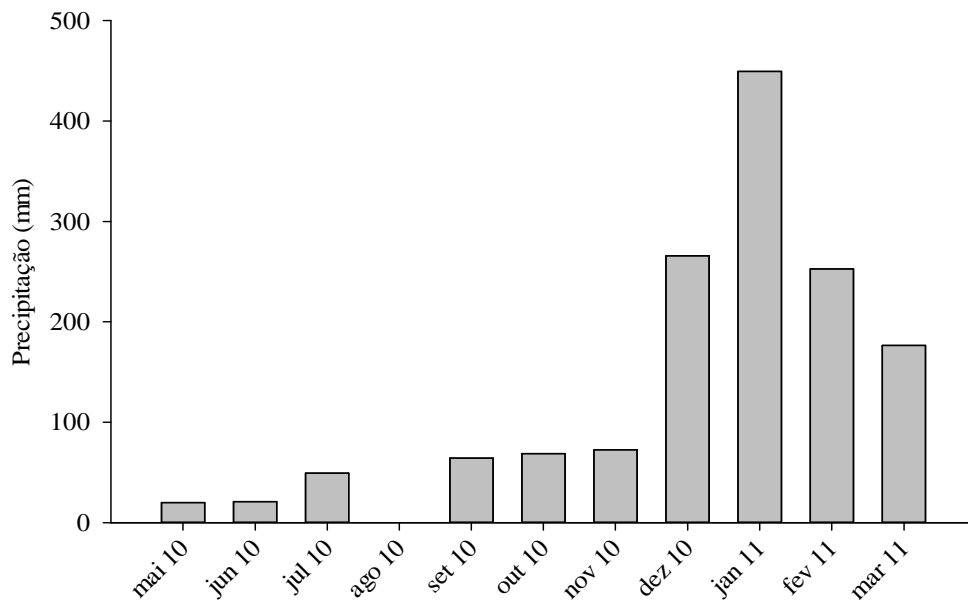


Figura 1 – Precipitação durante o período de coletas (maio de 2010 a março de 2011). A precipitação não foi coletada no mês de agosto de 2010.

5.2 Delineamento Experimental

O desenho amostral deste experimento consistiu em seis tratamentos, distribuídos em quatro blocos (repetições) com cinco parcelas (tratamentos) por bloco e um tratamento sem aplicação de resíduos ou fertilizantes minerais, com duas repetições (Figura 2). Os tratamentos foram:

- (T1) – Adição de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) via fertilizantes minerais;
- (T2) – Adição de P e K via fertilizantes minerais, sem N;
- (T3) – Adição de N e K via fertilizantes minerais e P via torta de filtro;
- (T4) – Adição de N e P via fertilizantes minerais e K via vinhaça;
- (T5) – Adição de N via fertilizante mineral, P via torta de filtro e K via vinhaça.
- (T0) – Sem adição de fertilizantes ou resíduos.

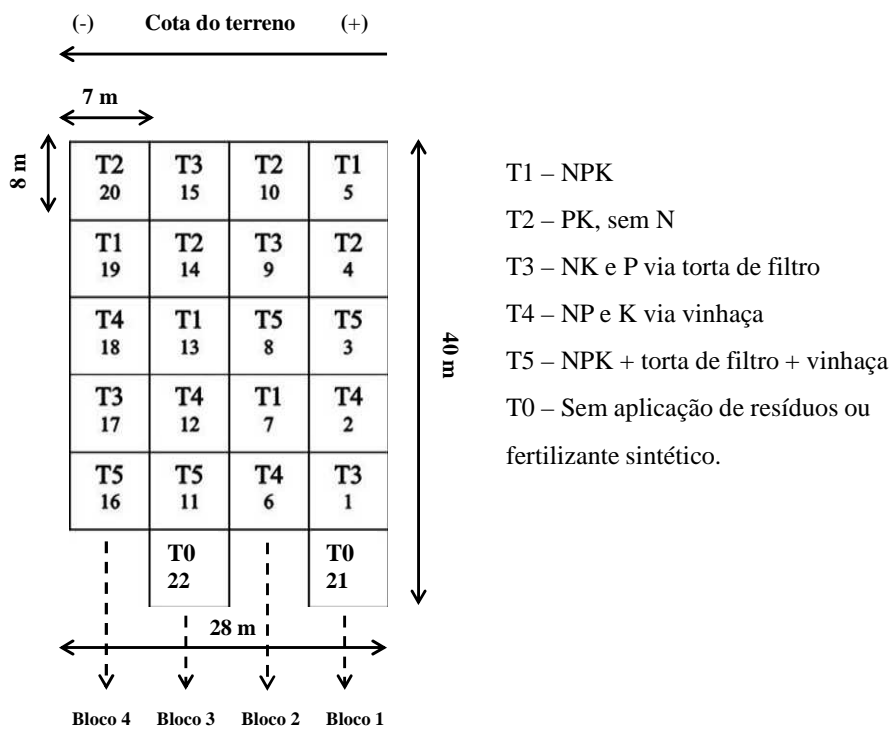


Figura 2 – Desenho da área experimental localizada no Município de Jaú. Parcelas numeradas de 1 a 22, com distribuição aleatória dos tratamentos. N: nitrogênio, P: fósforo, K: potássio.

A área total do experimento abrangeu, aproximadamente, 1.232 m² divididos em 22 parcelas. Cada parcela tinha as dimensões de 7 m por 8 m, totalizando uma área de 56 m² com

cinco linhas de cana-de-açúcar com 8 m de comprimento e espaçamento (entrelinha) de 1,4 m (Figura 3). As linhas e entrelinhas representaram, aproximadamente, 16,8% e 83,2%, respectivamente, de toda a área do experimento. Para efeito de organização e facilidade de localização, as parcelas foram numeradas em ordem crescente de 1 a 22 (Figura 2).

Em cada parcela do experimento foram instaladas duas bases para coletas dos gases (Figura 3). Para instalação das bases, foi sorteada uma dentre as cinco linhas para disposição das duas bases. Optou-se por estabelecer um padrão para todo o experimento, assim em todas as parcelas as duas bases foram posicionadas na primeira linha (Figura 3). A distância entre as bases era de 1,4 m e a primeira base foi instalada a uma distância de 0,5 m do carreador. Excepcionalmente, uma base adicional foi instalada em uma das entrelinhas dos tratamentos com aplicação de vinhaça (T5) e sem vinhaça (T2) (Figura 3). A instalação das bases na entrelinha visou comparar as emissões com e sem a aplicação de vinhaça. Assim como para as linhas, a disposição da base na quarta entrelinha foi escolhida por sorteio e padronizada para todas as parcelas dos tratamentos. Estas bases foram posicionadas a 4 m do início da parcela, no centro da entrelinha (Figura 3). No total, foram instaladas 52 bases.

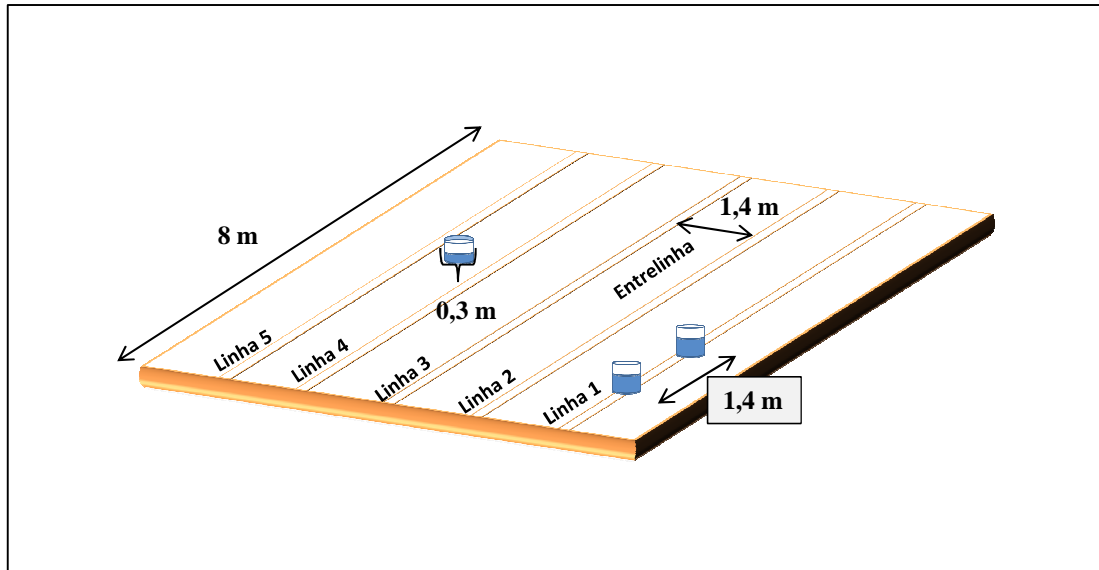


Figura 3 – Delineamento da parcela com linhas e entrelinhas. Duas bases instaladas na 1ª linha para todas as parcelas e uma na entrelinha apenas nas parcelas dos tratamentos T2 e T5.

5.3 Doses dos Fertilizantes Minerais e Resíduos de Cana-de-açúcar Aplicados no Solo

5.3.1 Vinhaça

A vinhaça foi aplicada em oito parcelas conforme a concentração de potássio (K), de acordo com o estabelecido pela legislação do Estado de São Paulo (CETESB, P. 4231, 2005), criada para prevenir o excesso desse nutriente no solo de regiões com intensivo cultivo de cana-de-açúcar (MACEDO et al., 2008).

A aplicação foi feita em área total de cada parcela em dose de campo de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, logo após o plantio da cana-de-açúcar e instalação das bases para as coletas de gases do solo (Figura 4A). Cada parcela dos tratamentos com vinhaça recebeu 560 L, e cada base de coleta recebeu volume exato de 0,7 L. No total, foram utilizados para este experimento 4.480 L de vinhaça. No momento da aplicação da vinhaça, as bases foram cobertas com sacos plásticos para não receber o referido resíduo (Figura 4B), uma vez que a aplicação em seu interior foi feita posteriormente em quantidade exata (Figura 4C).

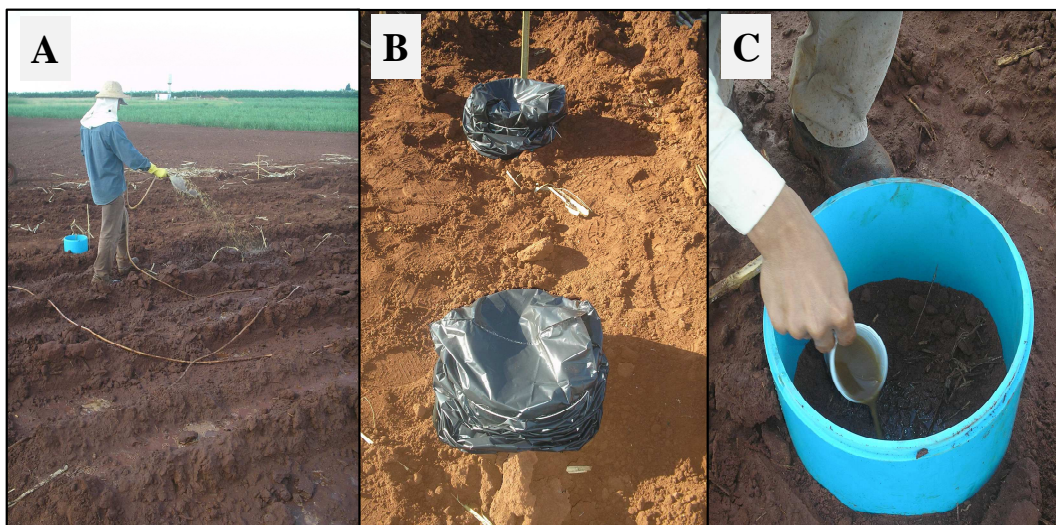


Figura 4 – (A) aplicação de vinhaça em área total das parcelas (560 L/parcela), (B) bases cobertas para posterior aplicação de vinhaça, (C) aplicação de vinhaça dentro da base de coleta (0,7 L).

Três amostras de 1 L de vinhaça foram separadas antes da aplicação no solo e encaminhadas para o laboratório de análises do Centro de Tecnologia Canavieira (CTC) para caracterização química. Os resultados da análise das amostras encontram-se na tabela 2 e foram expressos através da média dos três resultados de cada parâmetro.

Tabela 2 – Caracterização química da vinhaça obtida através da análise de três amostras de 1 L coletadas da mesma vinhaça aplicada no experimento

Característica	Unidade	Média (\pm desvio) ⁽¹⁾	Dose aplicada (kg ha ⁻¹)
pH a 20 °C	-	4,5	-
N na forma de nitrato	mg/L	< 1,0	-
N na forma de amônio	mg/L	25,2 (\pm 1,6)	2,5
N-total	mg/kg	270,3 (\pm 9,1)	27,0
P	mg/L	11,9 (\pm 0,7)	1,2
K	mg/L	1694,3 (\pm 9,6)	169,4
Ca	mg/L	537,0 (\pm 4,0)	53,7
Mg	mg/L	303,3 (\pm 2,2)	30,3
SO ₄	mg/L	999,7 (\pm 5,0)	100,0
Na	mg/L	34,3 (\pm 0,4)	3,4

⁽¹⁾Média dos três resultados obtidos para cada parâmetro.

5.3.2 Torta de filtro

Foi aplicada em uma dose correspondente a 27 t ha⁻¹ (base úmida) ou 12 t ha⁻¹ (base seca) no sulco de plantio (Figura 5, seta em vermelho). Para cada linha foram aplicados 30 kg de torta de filtro.



Figura 5 – Aplicação da torta de filtro (seta vermelha) no sulco de plantio.

Três amostras de 1 kg de torta de filtro foram encaminhadas para o laboratório de análises do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) para caracterização química (Tabela 3).

Tabela 3 – Caracterização química da torta de filtro utilizada no experimento. Umidade expressa em porcentagem e a concentração de espécies químicas em g kg^{-1} . Dose aplicada expressa em kg ha^{-1}

Parâmetro/elemento	Media (\pm desvio) ⁽¹⁾	Dose aplicada/hectare ⁽¹⁾
Umidade (60 – 65 °C)	55,3 (\pm 4,0)	-
pH (em água 1:10)	6,1 (\pm 0,2)	-
C orgânico	140,3 (\pm 40,7)	2084,0
N	4,2 (\pm 0,4)	61,9
P	6,3 (\pm 2,2)	93,1
K	2,6 (\pm 1,7)	38,3
Ca	5,9 (\pm 3,2)	87,6
Mg	0,7 (\pm 0,7)	9,9
S	1,8 (\pm 0,4)	27,2
Na	0,07 (\pm 0,03)	0,001

⁽¹⁾Resultados expressos na amostra em base seca.

5.3.3 Fertilizantes minerais

A aplicação foi feita a lanço em doze parcelas logo após a inserção dos toletes de cana-de-açúcar nos sulcos de cada parcela (aproximadamente 15 cm de profundidade). As doses foram aplicadas conforme tabela 4. O nitrogênio mineral foi aplicado na forma de ureia ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$).

Tabela 4 – Doses de fertilizantes minerais aplicados nos sulcos equivalentes a linhas de 8 m

Nutriente	Dose (kg ha ⁻¹)	Adubo	Garantia (%)	Dose Adubo (kg ha ⁻¹)	Dose/ Linha (8 m) (g)
N	60	$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	0,45	133,33	149,3
P	140	SuperTriplo	0,41	341,56	382,5
K	120	K_2O	0,58	206,90	231,7
S	60	Gesso	0,18	333,33	373,3

5.3.4 Doses de nitrogênio aplicado por tipo de fonte

A tabela 5 apresenta um resumo do total de N aplicado em cada tratamento nas formas mineral e orgânica.

Tabela 5 – Fontes de nitrogênio (kg ha^{-1}) aplicado em cada tratamento

Tratamento	Fontes de N (kg ha^{-1})			N Total
	N mineral	Vinhaça	Torta de Filtro*	
	kg ha^{-1}			
T0	--	--	--	--
T1	60,0	--	--	60,0
T2	--	--	--	0
T3	60,0	--	62,0	122,0
T4	60,0	27,0	--	87,0
T5	60,0	27,0	62,0	149,0
T2-E	--	--	--	--
T5-E	--	27,0	--	27,0

*Valores estimas com base no peso seco da torta de filtro.

5.4 Medidas de Fluxos de Óxido Nitroso (N_2O), Metano (CH_4) e Dióxido de Carbono (CO_2)

Os fluxos foram medidos utilizando o método descrito por Varner et al. (2002). Foram utilizadas câmaras de PVC constituídas por uma base (20 cm altura) e uma tampa (10 cm altura), ambas com 30 cm de diâmetro (Figura 6A).

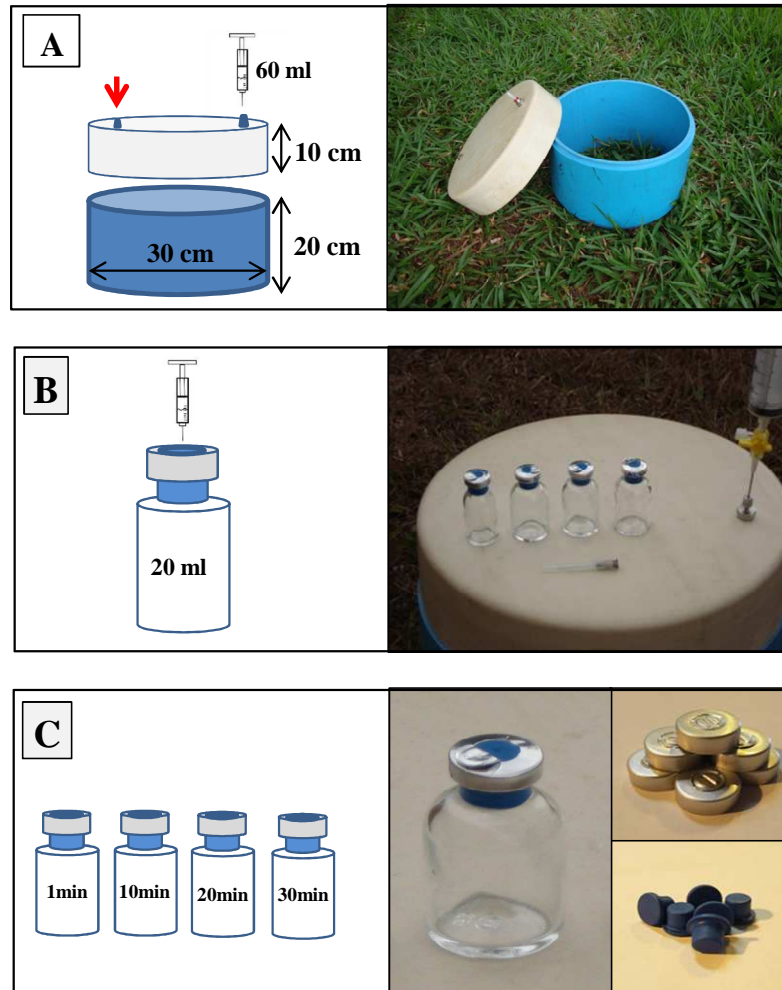


Figura 6 – (A) Base e a tampa utilizada na coleta das amostras de gás (20 e 10 cm de altura, respectivamente), (B) Seringa e os frascos para armazenamento e (C) Exemplo de quatro amostras dispostas em order crescente em relação ao tempo após o fechamento da base com respectivas tampas e lacres.

Para a determinação dos fluxos 54 bases foram fixadas na superfície (46 nas linhas e 8 nas entrelinhas), através de movimentos rotacionais, para assegurar boa vedação. A profundidade de penetração da câmara no solo foi de aproximadamente 1 a 2 cm. As bases permaneceram fixas durante todo o experimento, sendo removidas somente ao final do experimento ou no caso de perturbações pelo colmo ou raízes da cana-de-açúcar.

Para o cálculo de volume exato da câmara, o conjunto câmara e base teve sua altura medida do solo ao topo em três pontos diferentes, para posterior cálculo da altura média. Além do orifício para o encaixe da seringa, outro do mesmo tamanho foi confeccionado sobre a tampa da câmara para manter a pressão interna igualada à atmosférica (HUTCHINSON; MOSIER,

1981) (Figura 6A – seta em vermelho). Paralelamente, foram medidos alguns parâmetros importantes como as temperaturas do solo (a 5 cm de profundidade) e do ar com auxílio de termômetros digitais, e a pressão atmosférica através de barômetro. Esses parâmetros foram utilizados nos cálculos de concentração e fluxos dos gases.

Com o auxílio de uma seringa de nylon de 60 ml (Figura 6A), as amostras dos gases acumuladas no interior da câmara foram coletadas e depositadas em pequenos frascos de vidro (20 mL) vedados com tampas de borracha (Bellco Glass Inc., Vineland, New Jersey, U.S.) (Figuras 6B e C). Para cada câmara foram coletados quatro frascos durante o período de 30 minutos nos tempos 1, 10, 20 e 30 minutos após o fechamento, entre 09h00min e 17h00min (Figura 6C). As amostras foram analisadas por cromatografia gasosa, utilizando um detector de captura de elétrons para as determinações de óxido nitroso (N₂O), e um detector de ionização de chama para a determinação de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) (KELLER; REINERS, 1994). As amostras provenientes das quatro primeiras coletas foram analisadas em um cromatógrafo Shimadzu modelo GC-14A instalado no laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP. Em virtude de uma falha em um dos componentes deste aparelho, as amostras das demais coletas foram analisadas em um cromatógrafo modelo Shimadzu 2014, instalado na Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), campus de Sorocaba, São Paulo. Para que não houvesse diferença entre os resultados obtidos através de cada aparelho, foram utilizados os mesmos padrões de calibração para todas as análises, os quais foram comercialmente preparados pelo National Oceanic and Atmospheric Administration/Climate Monitoring and Diagnostic Laboratory (NOAA/CMDL).

Os fluxos dos gases foram calculados através da equação 1, de acordo com Jantalia et al. (2008):

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

Onde:

ΔC = a mudança de concentração do gás dentro da câmara;

(Δt) = tempo em que a câmara está fechada;

V e A são, respectivamente, o volume e a área do solo coberta pela câmara;

m = peso molecular de cada gás (N₂O, CH₄ e CO₂)

V_m = volume molecular de cada gás.

Para o cálculo dos fluxos dos gases, alguns autores utilizam a regressão linear como a melhor forma de ajustar a inclinação da linha de tendência entre o tempo e a concentração do gás na câmara. Essa inclinação é utilizada para o cálculo do fluxo dos gases. Contudo, foi observado que a regressão linear nem sempre é a forma mais precisa de se calcular tais fluxos (KUTZBACH et al., 2007; KROON et al., 2008; KOEHLER et al., 2009; FORBRICH et al., 2010). Assim, modelos não lineares (polinomial e exponencial) também foram testados para se averiguar qual função se ajustava melhor aos dados (LIVINGSTON, HUTCHINSON, 1995; DENMEAD, 2008). Utilizou-se o critério de informação de Akaike no julgamento do melhor modelo para cálculo dos fluxos de cada gás (KUTZBACH et al., 2007; FORBRICH et al., 2010) (Tabela 6).

Tabela 6 – Tipo de regressão adotada para cada gás e a proporção de dados que seguiram cada uma das funções

Gás	Função matemática		
	Linear	Quadrática	Exponencial
		%	
N ₂ O	18	79	3
CH ₄	75	23	2
CO ₂	88	2	10

5.4.1 Unidades de quantificação dos gases

A quantificação dos fluxos de gases normalmente é expressa pela concentração do elemento químico (e não da molécula) por unidade de área e tempo. Assim, a literatura emprega comumente as seguintes notações para fluxos de gases: fluxo de nitrogênio na forma de óxido nítrico (N-N₂O), fluxo de carbono na forma de dióxido de carbono (C-CO₂) e fluxo de carbono na forma de metano (C-CH₄). Dessa forma, também se optou por apresentar os resultados deste estudo através da concentração do elemento químico por unidade de área e tempo.

5.5 Coleta e Caracterização do Solo

5.5.1 Coleta das amostras de solo

Foi estimada a densidade do solo das parcelas de estudo. Esta medida foi necessária para o cálculo da umidade do solo, expressa em percentual de poros do solo preenchido por

água, descrita no item 5.5.2. Para a determinação da densidade aparente do solo, foram coletadas amostras a partir de oito trincheiras de 0-60 cm de profundidade, localizadas em áreas próximas das parcelas, e distribuídas aleatoriamente dentro da área do experimento. Para a coleta das amostras, foi utilizado o método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997), o qual consiste na amostragem de solo com estrutura indeformada através de um anel (cilindro metálico) de volume conhecido. Neste caso, o volume do anel era de 104 cm³. As amostras foram coletadas nos seguintes intervalos de profundidade: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm. Essa amostragem foi realizada uma única vez e ocorreu no mês de dezembro de 2010, sete meses após a instalação do experimento.

Foram determinadas as concentrações de nitrogênio e carbono total em todas as parcelas do experimento. Essa determinação foi realizada a partir de amostras de solo coletadas em um perfil de 0-60 cm de profundidade com auxílio de um trado tipo caneca, em um ponto escolhido aleatoriamente dentre as entrelinhas. O perfil foi dividido nos seguintes intervalos de profundidade: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm. As amostras de cada intervalo foram armazenadas em sacos plásticos, devidamente identificados e, em seguida, armazenados até o momento de preparo para as análises químicas. Essas amostras também foram coletadas durante o mês de dezembro de 2010.

Amostras de solo foram coletadas para a determinação da umidade do solo. Para tanto, foram coletadas aleatoriamente 20 amostras de solo com auxílio de um trado holandês, em cada parcela, sendo 10 amostras coletadas nas entrelinhas e 10 amostras nas linhas, em um intervalo de 0-10 cm de profundidade. As dez amostras coletadas nas linhas de plantio foram misturadas para homogeneizar o solo e criar uma amostra composta para cada parcela. O mesmo foi aplicado para as amostras coletadas nas entrelinhas. As amostras coletadas foram armazenadas em sacos plásticos para transporte até o Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA/USP). Essas coletas foram realizadas em cada dia de coleta, concomitantemente às coletas de gases.

5.5.2 Preparo das amostras de solo

As amostras destinadas à determinação de densidade aparente do solo foram encaminhadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA-USP), pesadas e levadas para secagem em estufa à temperatura de 105 °C. A densidade aparente do solo foi determinada de acordo com a equação 2 (EMBRAPA, 1997).

$$\rho = \frac{m}{v}$$

Equação 2

Onde:

ρ = densidade da amostra do solo;

m = peso da amostra seca a 105 °C (g);

v = volume do anel ou cilindro (cm³).

As densidades encontradas para os intervalos de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm foram, respectivamente, 1,44 g cm⁻³, 1,55 g cm⁻³, 1,60 g cm⁻³ e 1,54 g cm⁻³.

Para a determinação do carbono e do nitrogênio, as amostras trazidas do campo foram secas a 40°C em estufa, destorroadas e retiradas as raízes presentes nas amostras. Posteriormente, as amostras foram moídas até a fração menor que 0,25 mm. Em seguida, cada amostra de solo foi quarteada utilizando-se um quarteador de Jones para obtenção de subamostras.

Umidade do solo foi medida no intervalo de 10 cm e expressa pela percentagem de espaço poroso do solo preenchido por água, conhecida pela sigla em inglês WFPS (Water Filled Pore Space). Para a determinação do WFPS, foi utilizado o teor de água no solo (%) e a porosidade total do solo.

O teor de água no solo foi determinado através da razão entre a quantidade de água e a massa seca da amostra de solo de acordo com a metodologia proposta pela Embrapa (1997). A determinação da quantidade de água e da massa seca foi obtida de 10g de cada amostra de solo coletado em cada parcela, em cada dia de coleta, as quais foram levadas para secagem em estufa à temperatura de 105 °C. A porosidade total do solo foi determinada através da densidade aparente do solo a 10 cm de profundidade e da densidade de partícula do solo, de acordo com a equação 3 (LINN; DORAN, 1984). Foi adotada a densidade de partícula do solo de 2,65 g m⁻³ (CARMO et al., 2011), e a densidade aparente do solo medida no intervalo 0-10 cm foi 1,44 g m⁻³. O cálculo do WFPS foi calculado conforme a equação 4 (LINN; DORAN, 1984).

$$TP = 1 - (P_B / P_p)$$

Equação 3

Onde:

TP = porosidade total do solo;

P_B = densidade aparente do solo (g m^{-3});

P_P = densidade de partícula do solo assumida como $2,65 \text{ g m}^{-3}$.

$$WFPS(\%) = (\theta_m \times \rho) / TP \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

θ_m = teor de água no solo (%);

ρ = densidade aparente do solo;

TP = porosidade total do solo.

5.5.3 Determinação das concentrações e estoques de C e N totais

As concentrações de C e N total (g kg^{-1}) foram determinadas a partir das subamostras de solo previamente pesadas em cápsulas de estanho, através da combustão a seco em meio oxidante, utilizando um analisador elementar (Carlo Erba EA-1110). Um padrão secundário foi utilizado e a máxima variação entre réplicas foi de 3% para as concentrações de C e N. As análises foram realizadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP.

Os estoques de C e N (Mg ha^{-1}) foram calculados multiplicando-se os teores de C e N pela densidade do solo e pela camada de solo amostrada conforme a equação 5 (NEILL et al., 1997; BERNOUX et al., 1998a).

$$S = \rho \times z \times [X] \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

S = estoque de carbono ou nitrogênio total do solo (Mg ha^{-1});

ρ = densidade aparente do solo (g m^{-3});

z = espessura da camada amostrada (m);

$[X]$ = teor de carbono ou nitrogênio do solo (mg kg^{-1}).

5.6 Fator de Emissão de Óxido Nitroso (N₂O) e Potencial de Aquecimento Global (GWP)

A eficiência do N aplicado nas formas mineral e orgânica foi determinada através do Fator de Emissão (FE), que corresponde à proporção do nitrogênio presente no fertilizante e que é emitido na forma de N₂O. O FE foi calculado através da equação 8, adaptada de Allen et al. (2010) e Granli e Bøckman, (1995):

$$FE_{N_2O} = \left[(N_2O_f - N_2O_{sf}) / N_{ap} \right] \times 100 \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

FE_{N_2O} = fator de emissão de N₂O;

N_2O_f = fluxo de N₂O a partir das áreas fertilizadas;

N_2O_{sf} = fluxo de N₂O das áreas não fertilizadas;

N_{ap} = total de N aplicado.

Também foi determinado o impacto da emissão dos gases de efeito estufa sobre o ambiente. Esse impacto é medido através do potencial de aquecimento de cada gás de efeito estufa. O potencial de aquecimento global (em inglês, *Global Warming Potential - GWP*) é uma medida de como uma determinada quantidade de gás do efeito estufa contribui para o aquecimento global através da sua capacidade de reter radiação infravermelha, e que compara o gás em questão com a mesma quantidade de dióxido de carbono (cujo potencial é definido como 1) (ROBERTSON et al., 2000). Os gases de efeito estufa têm diferentes potenciais de aquecimento global. Exemplificando, sendo o GWP do dióxido de carbono 1, do metano 21 e do óxido nitroso 310, significa que o metano retém cerca de 21 vezes mais radiação infravermelha do que o CO₂, e que o óxido nitroso retém cerca de 310 vezes mais radiação que o CO₂ considerando-se um horizonte de tempo de 100 anos (IPCC, 2007). Para o cálculo do GWP, as emissões de CH₄ e N₂O foram convertidas para quantidades equivalentes de CO₂ (kg CO₂ eq. ha⁻¹ ano⁻¹) e multiplicadas pelo potencial de aquecimento de cada gás, conforme equações 9 e 10 abaixo:

$$CH_4 = C - CH_4 \left(kg \ ha^{-1} \ ano^{-1} \right) \times (16/12) \times 21 \quad \text{Equação 7}$$

$$N_2O = N - N_2O \left(kg \ ha^{-1} \ ano^{-1} \right) \times (44/28) \times 310 \quad \text{Equação 8}$$

5.7 Período Amostral

Foi planejado conduzir as coletas por um período de 18 meses. Contudo, ventos fortes e chuvas intensas que ocorreram durante os meses de março e abril de 2011 fizeram com que a cana-de-açúcar tombasse em praticamente 80% da área do experimento. Esse evento impossibilitou o acesso aos pontos de coleta de gás e também as coletas de amostras de solo, o que reduziu o período amostral para 11 meses (20 coletas). O corte da cana-de-açúcar foi efetuado no mês de junho de 2011.

As coletas tiveram início em maio de 2010 e se estenderam até março de 2011. Logo após o plantio e a aplicação dos fertilizantes minerais e dos resíduos orgânicos (vinhaça e torta de filtro), coletas intensivas foram realizadas com intervalos de 1, 2, 5, 6, 8, 12, 17, 20, 24, 28 e 32 dias. Depois do período de amostragem intensiva, as coletas foram realizadas uma vez a cada mês. Para melhor entendimento dos efeitos da aplicação dos fertilizantes (orgânicos e minerais), o período amostral foi dividido em “intensivo”, correspondente às 11 primeiras coletas (maio e junho de 2010), e “extensivo” correspondente às demais coletas mensais (julho 2010 a março de 2011).

5.8 Análise Estatística

Como já mencionado, devido à diferença na frequência de coletas durante a realização do experimento as análises foram divididas em dois períodos: (a) intensivo (onze coletas, maio e junho de 2010), e (b) extensivo (nove coletas, julho de 2010 a março de 2011). Esse critério foi adotado para que os dados do período extensivo não tivessem um peso desproporcional nos resultados das coletas intensivas em virtude das diferenças no intervalo de tempo.

Primeiramente, foi testada a normalidade de todos os dados através do teste de Kolmogorov-Smirnoff. As variáveis não tiveram uma distribuição normal e, por esta razão, foram normalizadas através da transformação *Box-Cox* para aplicação da análise de variância fator único (*One-way ANOVA*). As variáveis que apresentaram variância significativa foram submetidas ao teste *post-hoc* de *Tukey* para a determinação das diferenças entre as médias para cada tratamento. Correlações entre os dados de gases e as variáveis de solo (temperatura, WFPS, C e N totais) foram calculadas através da análise de regressão múltipla. A significância foi determinada ao nível de 95%. As análises estatísticas foram realizadas através do software *Statistica* v. 11 (Stat Soft Inc., 2012).

6 RESULTADOS

6.1 Temperaturas do Ar e do Solo, Precipitação e Espaço Poroso do Solo Preenchido por Água (Water Filled Pore Space-WFPS)

Entre maio de 2010 e março de 2011, a temperatura do ar variou entre 14 e 42 °C, sendo a mais baixa encontrada no mês de junho de 2010 e a mais alta no mês de setembro de 2010. A figura 7A apresenta as temperaturas medidas a cada dia de coleta. A temperatura do solo não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos durante todo os períodos intensivo e extensivo de coletas, ou mesmo para linhas e entrelinhas. A variação ficou entre 14 °C em junho de 2010 e 33 °C em setembro de 2010 (Figura 7B).

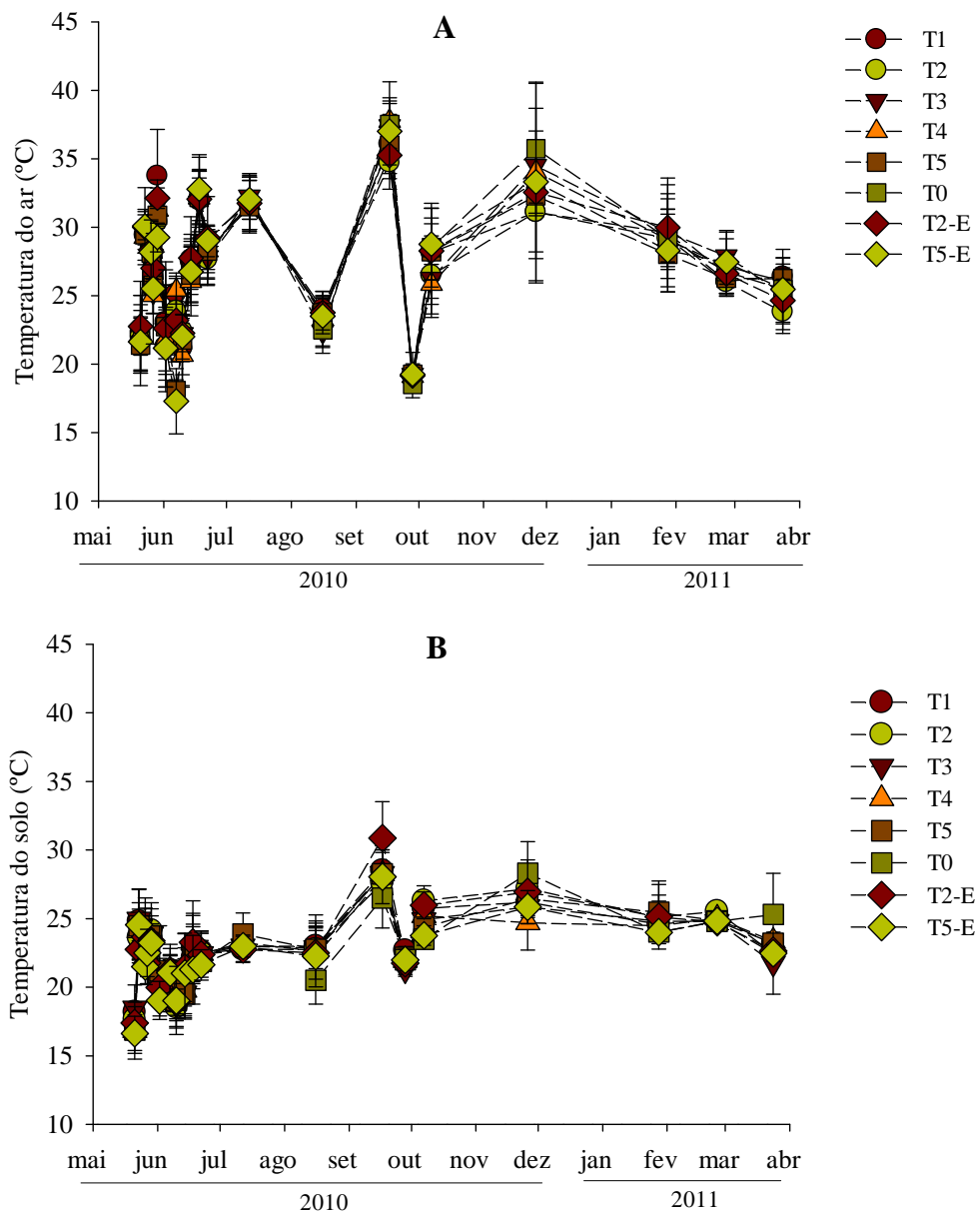


Figura 7 – Médias de temperatura do ar (A) e do solo (B – a 5 cm de profundidade), durante todo o experimento (maio de 2010 a março de 2011). Os pontos representam as médias e as barras representam o erro padrão.

A umidade do solo, representada pelo preenchimento dos poros do solo por água (Water Filled Pore Space – WFPS) no intervalo de 0-10 cm do solo apresentou uma discreta diferença entre os períodos de coleta e foi maior durante o período extensivo de coletas (ANOVA $F_{(1,29)} = 3,96$; $p = 0,04$) (Figura 8).

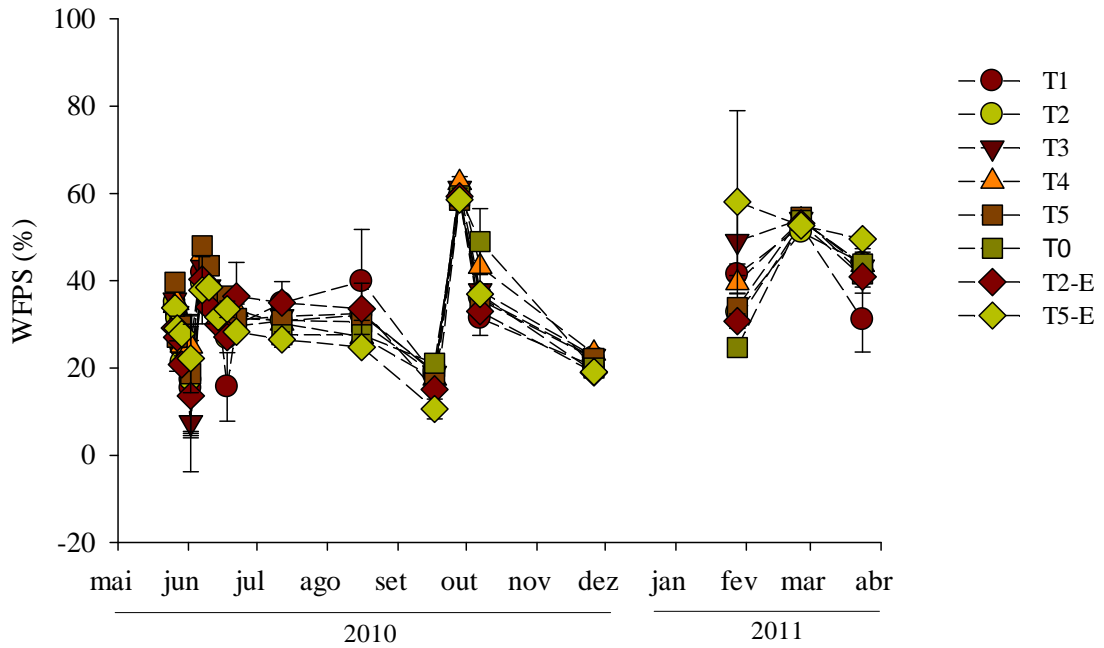


Figura 8 – Umidade do solo medida como espaço poroso do solo preenchido por água (WFPS), durante o período de coletas (maio de 2010 a março de 2011)..

6.2 Concentração e Estoque de N total e C total do Solo

Entre os tratamentos não houve diferença significativa em relação às concentrações de N em quaisquer dos perfis amostrados (Figura 9A). Os estoques de N também não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos (Figura 10A) e em todos os tratamentos os estoques foram significativamente maiores nos intervalos de 0-10 e 10-20 cm (ANOVA $F_{(5,16)} = 19,814$; $p = 0,000$).

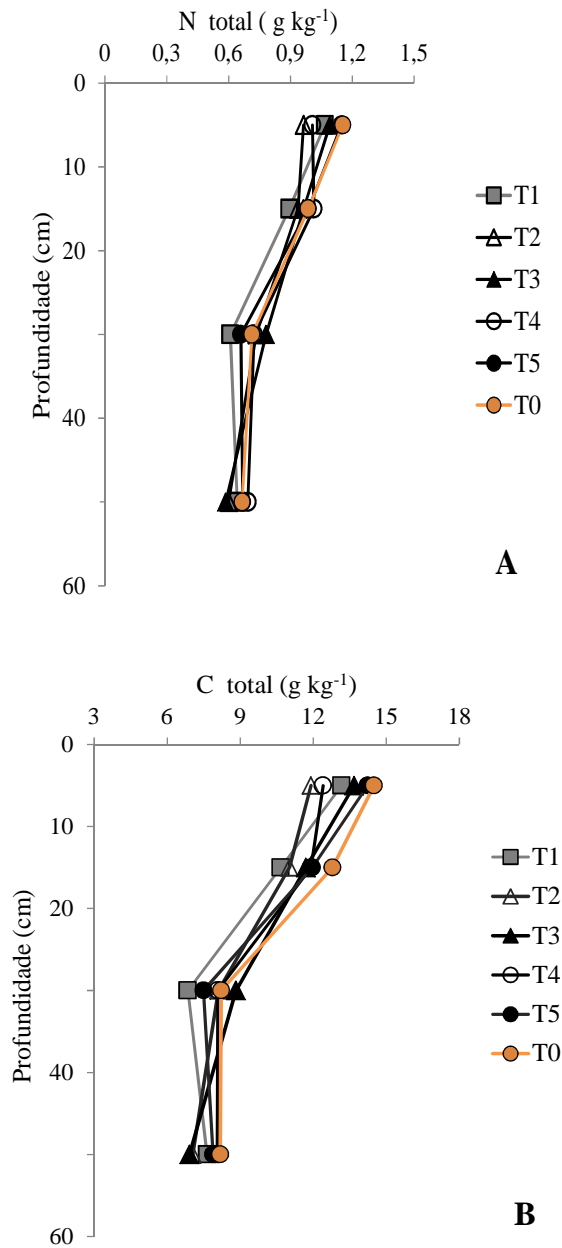


Figura 9 – Concentrações de nitrogênio total (A) e carbono total (B) no solo (g kg⁻¹) em cada tratamento nos intervalos de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm e 40-60cm. Os pontos representam as médias por tratamento.

Não houve diferença significativa entre os tratamentos quanto às concentrações de carbono total. As concentrações de C diminuíram significativamente (ANOVA $F_{(3,84)} = 96,27$; $p = 0,000$) com o aumento da profundidade, em todos os tratamentos (Figura 9B). Os estoques de C variaram entre 14 e 47 Mg ha⁻¹, e foram significativamente maiores nos intervalos próximos 0-10 cm e 0-20 cm em todos os tratamentos (ANOVA $F_{(5,16)} = 20,267$; $p = 0,000$) (Figura 10B). Não houve diferença significativa nos estoques de C entre os tratamentos.

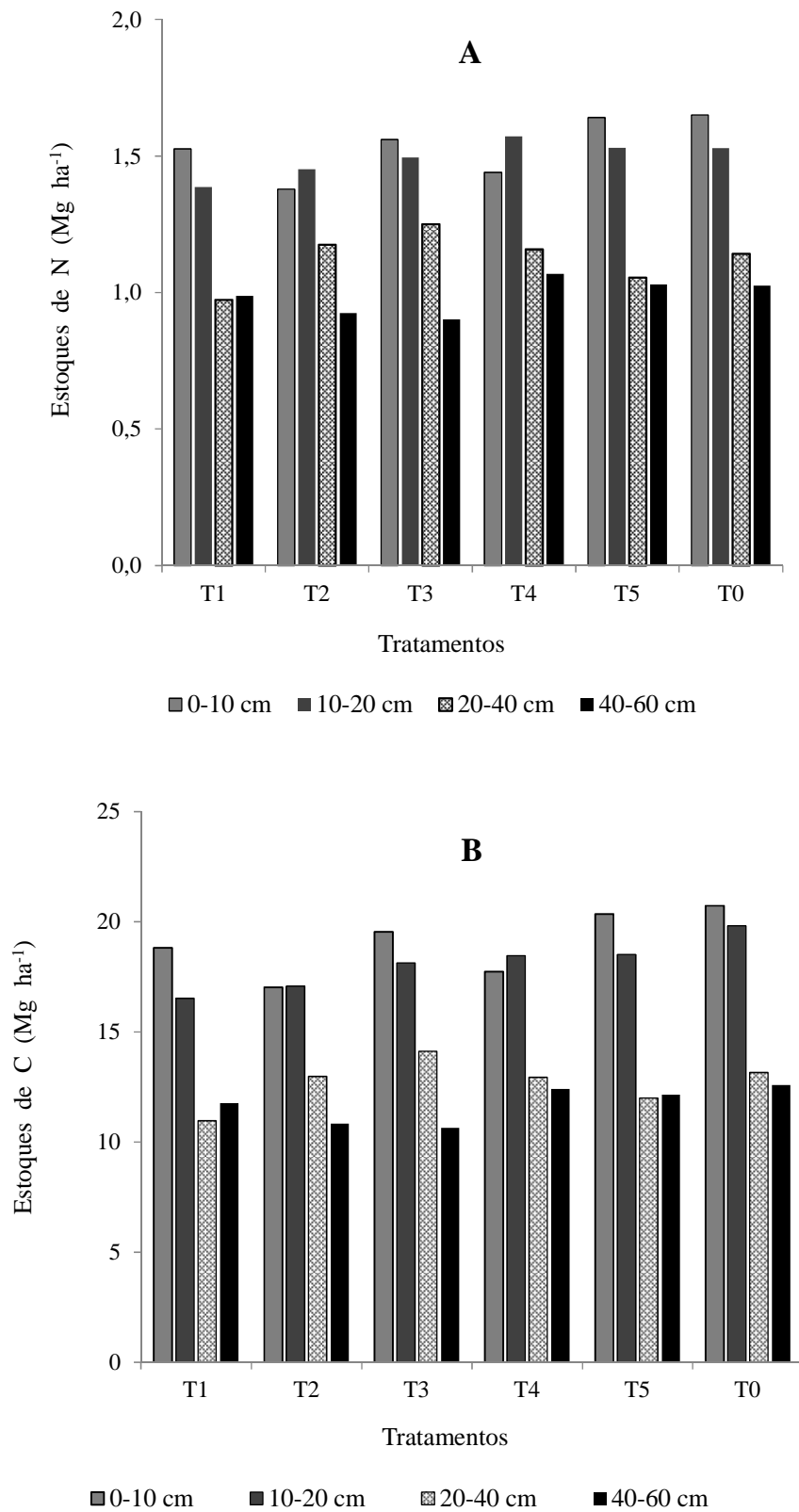


Figura 10 – Estoques de nitrogênio (A) e carbono (B) totais (Mg ha⁻¹) ao longo do perfil de 0-60 cm de solo. Os pontos representam as médias por tratamento.

6.3 Óxido Nitroso

A figura 11 apresenta as emissões encontradas para cada tratamento durante os períodos intensivo e extensivo de coletas. As emissões de N-N₂O foram significativamente mais elevadas (ANOVA $F_{(1,4)} = 67,8$; $p = 0,000$) durante o período intensivo de coletas (Tabela 7) e as maiores emissões ocorreram nos tratamentos onde houve aplicação de ureia (T1) e onde a ureia foi combinada com resíduos (T3, T4 e T5) (ANOVA $F_{(4,23)} = 25,15$; $p = 0,000$).

Durante o período intensivo de coletas, houve diferença significativa (ANOVA $F_{(4,23)} = 25,147$; $p = 0,000$) entre os tratamentos e as emissões mais elevadas foram encontradas nas linhas dos tratamentos onde foi aplicada a ureia juntamente com os resíduos orgânicos (T3, T4 e T5) (Tabela 7). Durante este período, as entrelinhas apresentaram as menores emissões, comparando-se apenas com as emissões das linhas do tratamento T2, onde não houve aplicação de qualquer fonte de N.

Durante o período extensivo, também houve diferença significativa (ANOVA $F_{(5,16)} = 2,41$; $p = 0,03$) entre os fluxos, e o tratamento T5 que recebeu ureia e resíduos orgânicos apresentou emissões mais elevadas. Neste período, as emissões das entrelinhas foram significativamente menores que das linhas.

Tabela 7 – Fluxos de N-N₂O (média ± erro padrão) medidos nas linhas e entrelinhas de cada tratamento durante todos os períodos intensivo e extensivo de coletas. Letras diferentes indicam diferença significativa ($p < 0,05$) entre os períodos de coleta de cada tratamento

Tratamento	Fluxo N-N ₂ O (mg m ⁻² d ⁻¹)	
	Períodos	
	Intensivo	Extensivo
T1 (NPK minerais)	2,3 (±0,4) ^a	1,1 (±0,3) ^b
T2 (PK sem N)	0,5 (±0,1) ^a	0,6 (±0,2) ^a
T3 (NK + torta de filtro)	9,3 (±2,0) ^a	1,6 (±0,5) ^b
T4 (NP + vinhaça)	7,0 (±1,1) ^a	1,0 (±0,3) ^b
T5 (NPK + torta + vinhaça)	14,1 (±2,8) ^a	2,2 (±0,6) ^b
T0 (nenhuma aplicação)	- - -	0,5 (±0,1)
T2 - Entrelinha	0,4 (±0,1) ^a	0,1 (±0,1) ^a
T5 - Entrelinha	1,0 (±0,2) ^a	0,6 (±0,1) ^a

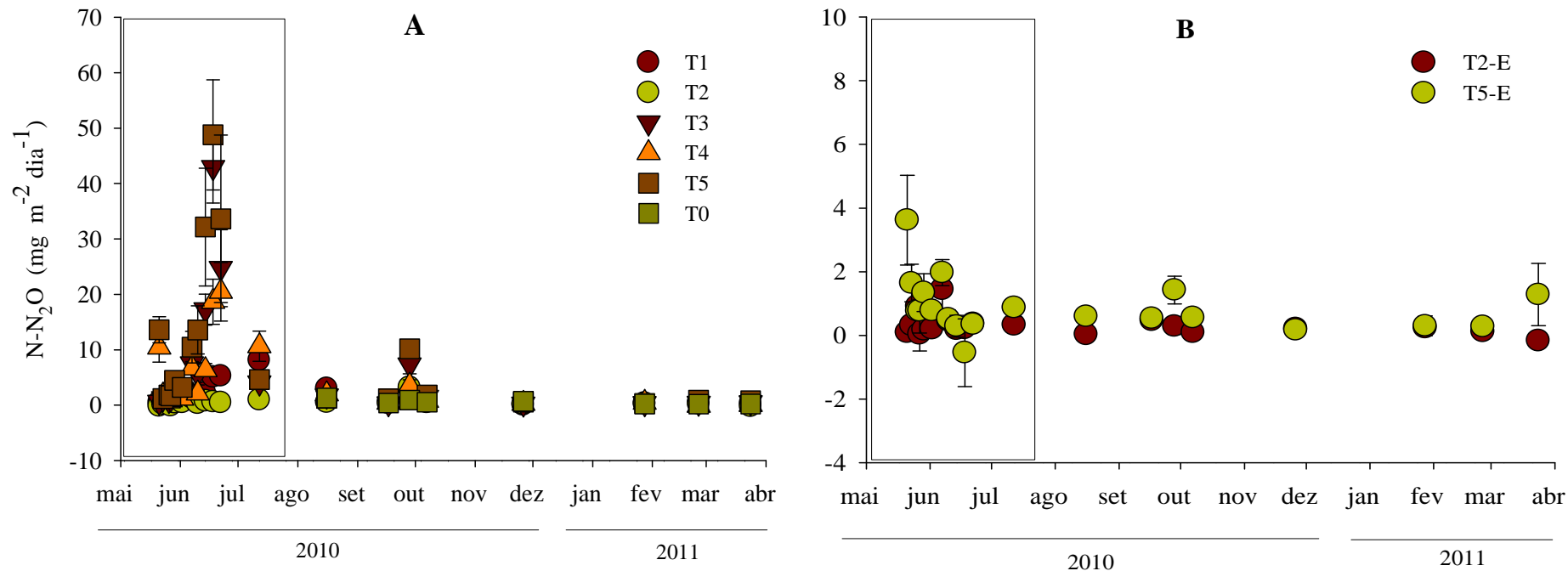


Figura 11 – Fluxos de $N-N_2O$ nas linhas (A) e nas entrelinhas (B) de cada tratamento. Pontos representam as médias para cada dia de coleta e as barras representam o erro padrão da média. Os pontos dentro do retângulo representam o período intensivo de coletas (maio a junho de 2010). Legenda: (T1) fertilização com N, P e K via fertilizantes minerais; (T2) fertilização com P e K via fertilizantes minerais, sem N; (T3) fertilização com N e K minerais e P via torta de filtro; (T4) fertilização com N e P minerais e K via vinhaça; (T5) fertilização com N mineral, P via torta de filtro e K via vinhaça, (T0) sem fertilizantes orgânicos e minerais.

6.3.1 Fluxos de N-N₂O e propriedades do solo

A tabela 8 mostra os tratamentos onde houve correlação significativa (valores de r^2 e p) entre as variáveis de solo e os fluxos de N-N₂O em cada período de coleta.

Tabela 8 – Correlações significativas entre os fluxos de N-N₂O e as variáveis de solo. São apresentados apenas os tratamentos onde houve correlação significativa, por período de coleta

Tratamento	Variável	Valor de r^2	
		Período Intensivo	Período extensivo
T3	Temp. solo	--	0,76 ($p=0,000$)
	WFPS	--	0,76 ($p=0,000$)
T4	Temp. solo	--	0,61 ($p=0,001$)
	WFPS	0,55 ($p=0,001$)	--

As emissões de N-N₂O das entrelinhas não apresentaram correlação significativa com nenhuma das variáveis mencionadas anteriormente em quaisquer dos períodos de coleta.

6.4 Metano

Durante todo o período amostral, os fluxos de carbono na forma de metano apresentaram grande variação (Figura 12) e a maioria dos fluxos de C-CH₄ das linhas e entrelinhas foi negativa indicando o consumo deste gás pelo solo (Figura 12). No período intensivo, não houve diferença estatística significativa entre os tratamentos quanto aos fluxos de C-CH₄, contudo, as poucas emissões encontradas durante a realização deste estudo foram encontradas durante o período intensivo. No período extensivo, a maioria dos fluxos foi negativa, porém não houve diferença significativa entre os tratamentos. (Figura 12). Também não houve diferença significativa entre os fluxos medidos nas linhas e nas entrelinhas, em nenhum dos períodos de coleta.

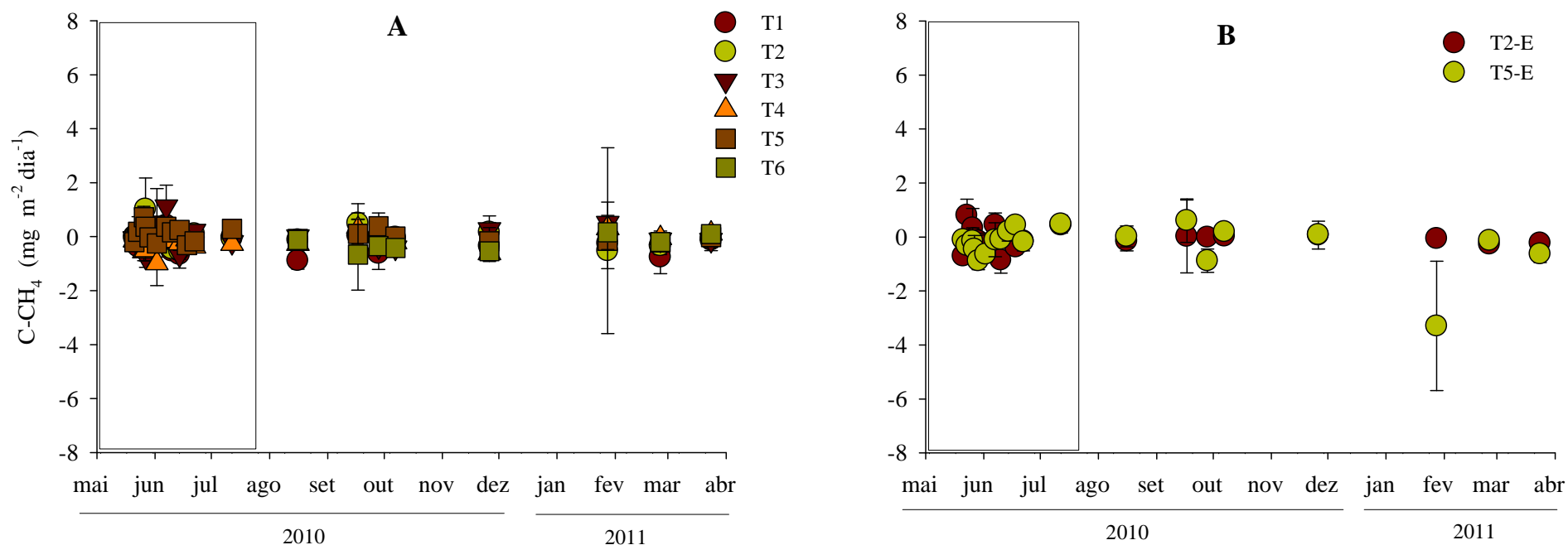


Figura 12 – Fluxos de C-CH₄ nas linhas (A) e nas entrelinhas (B) de cada tratamento. Pontos representam a média para cada dia de coleta e as barras representam o erro padrão. Os pontos dentro do retângulo representam o período intensivo de coletas (maio a junho de 2010). Legenda: (T1) fertilização com N, P e K via fertilizantes minerais; (T2) fertilização com P e K via fertilizantes minerais, sem N; (T3) fertilização com N e K minerais e P via torta de filtro; (T4) fertilização com N e P minerais e K via vinhaça; (T5) fertilização com N mineral, P via torta de filtro e K via vinhaça, (T0) sem fertilizantes orgânicos e minerais.

6.4.1 Fluxos de metano e propriedades do solo

Nenhuma relação foi encontrada entre os fluxos de C-CH₄ das linhas e entrelinhas e as demais variáveis de solo, para quaisquer dos períodos de coleta

6.5 Dióxido de Carbono

Os fluxos de C-CO₂ medidos nas linhas e nas entrelinhas de cada tratamento são apresentados por período de coleta na tabela 9 e na figura 13. Em todos os tratamentos, houve emissão deste gás para a atmosfera. As emissões mais elevadas foram encontradas durante o período intensivo (ANOVA $F_{(1,4)} = 11,58$; $p = 0,001$), nos tratamentos T3 e T5, onde houve aplicação de ureia e resíduos industriais da cana-de-açúcar (Tabela 9).

Durante o período intensivo de coletas, os fluxos apresentaram diferenças entre os tratamentos (ANOVA $F_{(4,23)} = 16,35$; $p = 0,000$). Os tratamentos que receberam a aplicação de ureia e resíduos orgânicos (T3, T4 e T5) apresentaram as emissões mais elevadas (Tabela 9). As entrelinhas apresentaram as menores emissões, e entre estas, emissões elevadas foram medidas na entrelinha que recebeu aplicação de vinhaça (T5-E). Durante o período extensivo, não houve diferença significativa entre emissões a partir das linhas, contudo, estas foram significativamente maiores que as emissões das entrelinhas (ANOVA $F_{(1,22)} = 30,16$; $p = 0,000$) (Tabela 9).

Tabela 9 – Fluxos de C-CO₂ (g m⁻² dia⁻¹) por tratamento (média ± erro padrão), para os períodos intensivo e extensivo de coletas. Letras diferentes indicam diferença significativa ($p < 0,05$) entre os períodos de coleta de cada tratamento

Tratamento	Fluxo C-CO ₂ (g m ⁻² dia ⁻¹)	
	Períodos	
	Intensivo	Extensivo
T1 (NPK minerais)	5,0 (±0,5) ^a	6,0 (±1,1) ^a
T2 (PK sem N)	4,3 (±0,7) ^a	5,8 (±1,0) ^a
T3 (NK + torta de filtro)	10,8 (±1,3) ^a	6,7 (±1,0) ^b
T4 (NP + vinhaça)	8,6 (±1,1) ^a	5,6 (±0,8) ^b
T5 (NPK + torta + vinhaça)	14,2 (±1,7) ^a	5,5 (±1,0) ^b
T0 (nenhuma aplicação)	- - -*	4,0 (±0,6) ^a
T2 - Entrelinha	1,3 (±0,1) ^b	2,4 (±0,3) ^a
T5 - Entrelinha	3,1 (±0,3) ^a	3,0 (±0,6) ^a

* O tratamento T0 foi instalado durante o período intensivo

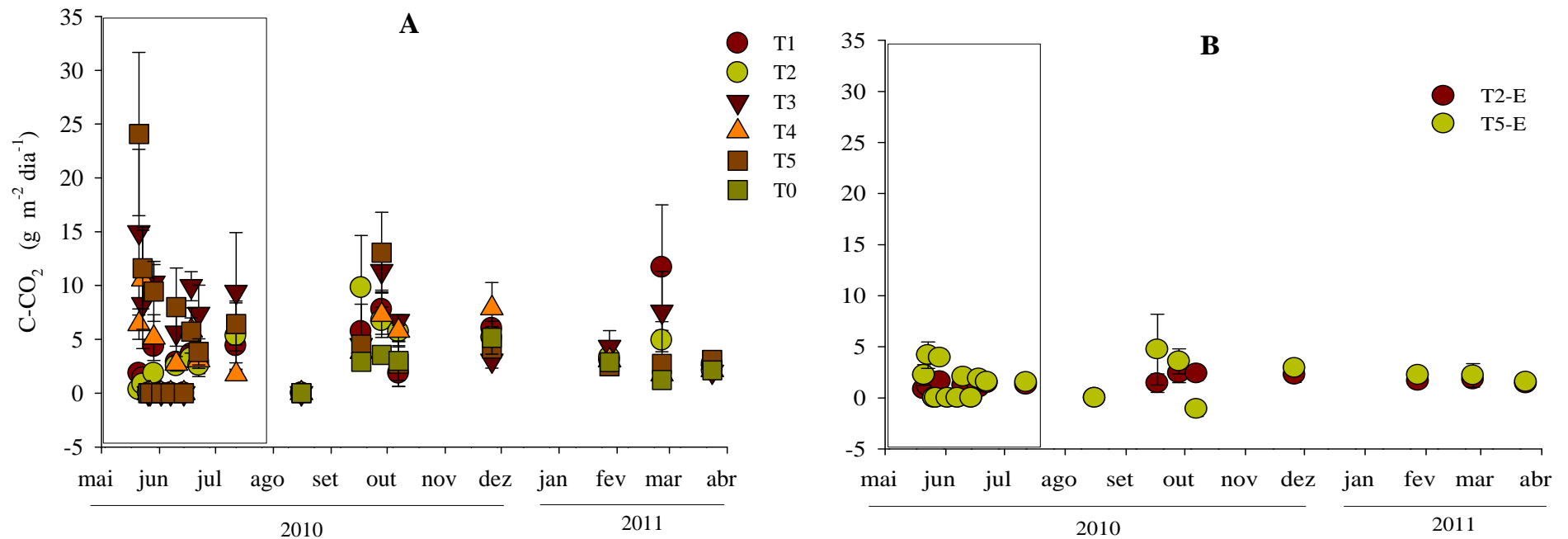


Figura 13 – Fluxos de C-CO₂ nas linhas (A) e entrelinhas (B) de cada tratamento. Os pontos representam as médias para cada dia de coleta e as barras representam o erro padrão da média. Os pontos dentro do retângulo representam o período intensivo de coletas (maio a junho de 2010). Legenda: (T1) fertilização com N, P e K via fertilizantes minerais; (T2) fertilização com P e K via fertilizantes minerais, sem N; (T3) fertilização com N e K minerais e P via torta de filtro; (T4) fertilização com N e P minerais e K via vinhaça; (T5) fertilização com N mineral, P via torta de filtro e K via vinhaça, (T0) sem fertilizantes orgânicos e minerais.

6.5.1 Fluxos de C-CO₂ e propriedades do solo

Durante o período intensivo, foram encontradas correlações positivas entre as emissões de C-CO₂ das linhas e a temperatura do solo e o WFPS. Essas correlações foram encontradas apenas nos tratamentos T4 e T5 ($r^2= 0,51$; $p= 0,004$ no tratamento T4 e $r^2= 0,55$; $p= 0,002$ no tratamento T5). Não houve correlação entre os fluxos de C-CO₂ das entrelinhas e as demais variáveis.

Durante o período extensivo, não houve correlação significativa entre as emissões de C-CO₂ e quaisquer das variáveis mencionadas anteriormente.

6.6 Emissões Acumuladas de N- N₂O, C-CH₄ e C-CO₂

As emissões acumuladas dos gases óxido nitroso (N-N₂O), metano (C-CH₄) e dióxido de carbono (C-CO₂) para todo o período amostral (intensivo + extensivo) foram estimadas através da extrapolação de seus fluxos diários expressos em fluxo anual (Figura 14). Essas emissões expressam a emissão total de cada gás em cada tratamento, para todo o período amostral. Dessa forma, foi observado que nos tratamentos onde houve o uso de ureia combinado com os resíduos da cana-de-açúcar (T5), os fluxos acumulados de N-N₂O foram maiores (ANOVA $F_{(5,840)} = 72,0$; $p = 0,000$) que nos demais tratamentos (Figura 14A). As emissões acumuladas de C-CO₂ também foram significativamente maiores nos tratamentos onde houve aplicação de resíduos e fertilizante mineral (ANOVA $F_{(5,840)} = 49,286$; $p = 0,000$) (Figura 14B). Com relação aos fluxos acumulados de C-CH₄, os tratamentos T3 e T5 também apresentaram emissão significativa deste gás (ANOVA $F_{(5,840)} = 5,35$; $p = 0,000$), e nos demais tratamentos houve consumo de C-CH₄ (Figura 14C).

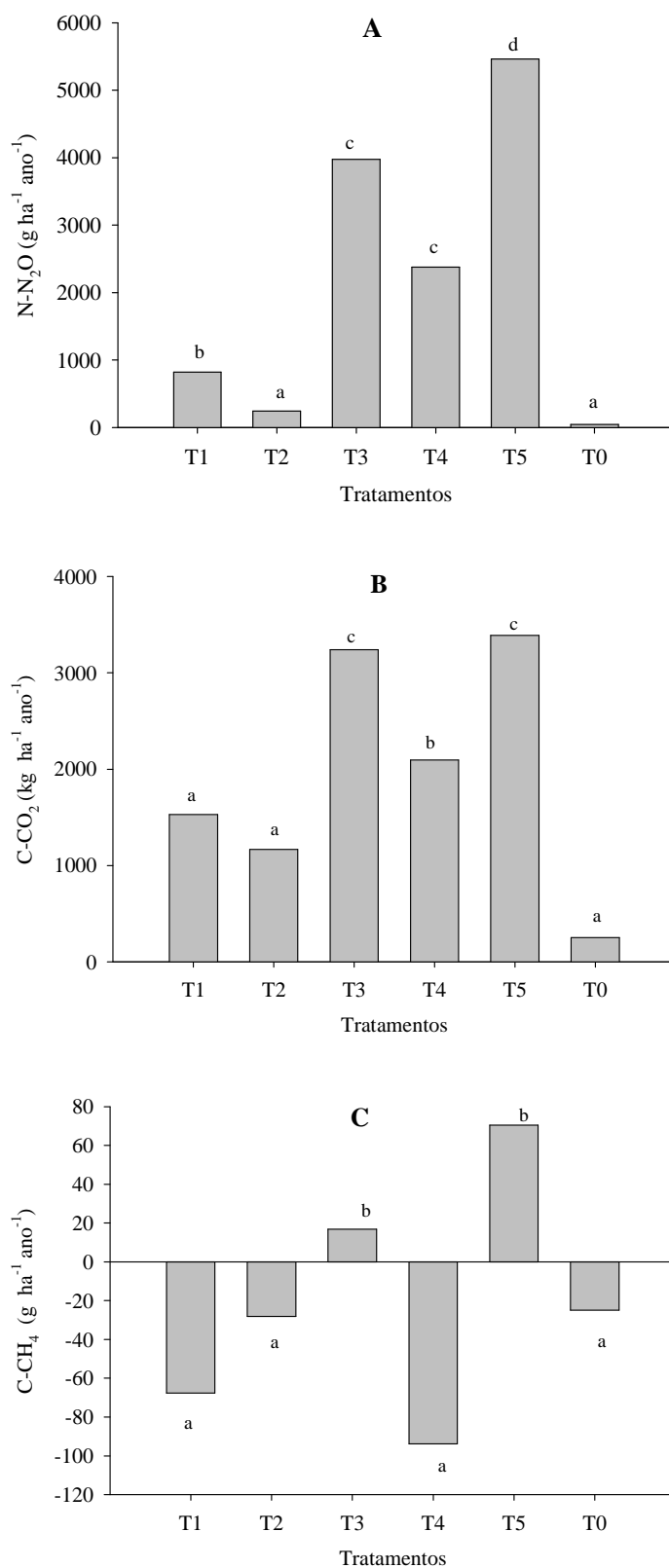


Figura 14 – Fluxos acumulados de N-N₂O, C-CH₄ e C-CO₂ nos diferentes tratamentos. Letras diferentes representam diferença significativa entre os tratamentos.

6.7 Fatores de Emissão, Carbono equivalente e Potencial de Aquecimento Global

Os fatores de emissão, o carbono equivalente (CO₂ eq.), e o potencial de aquecimento global (GWP) para um prazo de 100 anos são apresentados na tabela 10.

Tabela 10 – Fator de emissão do fertilizante nitrogenado e dos resíduos aplicados nos tratamentos e potencial de aquecimento global (GWP) calculados para este experimento, durante onze meses de cultivo de cana-de-açúcar no município de Jaú, São Paulo

Tratamento	Fonte de N	N adicionado	£ Fator de emissão	§§ Potencial de aquecimento global (GPW)
		kg ha ⁻¹	(%)	kg CO ₂ eq. ha ⁻¹ ano ⁻¹
T1	Uréia	60	1,0	4.696
T2	Sem N (K + P)	-----	-----	3.324
T3	Uréia + Torta de filtro	122	3,1	11.261
T4	Uréia + Vinhaça	87	2,5	6.933
T5	Uréia + Torta de filtro + <i>Vinhaça</i>	149	3,5	11.980
T0	Sem N	-----	-----	-----
T2BL	-----	-----	-----	1.298
T5BL	Vinhaça	27	0,4	3.451

£ Fator de emissão de N-N₂O descontando a emissão do tratamento sem N (T2).

§§ Calculado de acordo com IPCC 2007.

7 DISCUSSÃO

Neste estudo foi observada a influência significativa do uso da vinhaça e da torta de filtro sobre os fluxos de GEE. Quando aplicados ao solo juntamente com fertilizantes minerais, esses resíduos elevam a produção e emissão de N-N₂O e C-CO₂.

Nos tratamentos onde houve a adição dos resíduos orgânicos, as emissões de N-N₂O e C-CO₂ aumentaram em um curto espaço de tempo (durante o período intensivo) e alcançaram emissões máximas dentro de 30 dias após o início do experimento. Essas emissões elevadas prolongaram-se por aproximadamente dois meses e decresceram abruptamente em seguida. Alguns estudos mostraram o mesmo crescimento das emissões em curto espaço de tempo após a aplicação de fertilizantes químicos e dos compostos orgânicos (ALLEN et al., 2010; DENMEAD et al., 2009; SISTANI et al., 2011). De acordo com Marstorp (1996), a degradação de resíduos que contém altas concentrações de material orgânico de fácil degradação leva a um imediato processo de respiração logo após a adição deste resíduo ao solo. Esse processo pode promover a degradação da matéria orgânica autóctone e até mesmo de compostos orgânicos recalcitrantes (FONTAINE et al., 2003; GRIGATTI et al., 2010). O carbono e o nitrogênio presentes na torta de filtro e também na vinhaça atuam como combustível para os microrganismos do solo e, quando em grandes quantidades no solo, estes elementos ficam disponíveis e susceptíveis a perdas por diversas formas (CHAPIN et al., 2011).

Em estudos realizados em sistemas agrícolas, especialmente de cultivo de cana-de-açúcar, os fluxos de GEE se mostram relacionados a fatores climáticos, como a temperatura do solo e precipitação, e fatores edáficos, como a umidade do solo e concentrações de nitrogênio. Firestone & Davidson (1989), citam alguns desses fatores no modelo *hole-in-the-pipe* (HIP), o qual mostra que a disponibilidade de água e de nitrogênio se correlacionam com gases nitrogenados (NO e N₂O) através de seus processos comuns de produção e consumo. Neste estudo, foi observada uma correlação positiva entre o teor de água no solo, aqui representado pelo percentual de poros do solo preenchido por água (WFPS), e os fluxos de N-N₂O. Contudo, essa correlação ocorreu somente nos tratamentos T4, o qual recebeu adição de vinhaça e fertilizantes minerais, durante o período intensivo e T3, onde houve aplicação de fertilizantes minerais e torta de filtro, durante o período extensivo. As emissões de N-N₂O são geradas, em sua maioria, a partir dos processos de desnitrificação, quando há saturação do espaço poroso do solo por água e se cria um ambiente anaeróbio. Neste caso, os valores de WFPS estariam próximos ou superiores a 60% (ALLEN et al., 2010; METAY, et al., 2011; SISTANI et al., 2011). Neste estudo, os valores encontrados para os tratamentos T3 e T4 estão abaixo de 50% (35 a 40%), o que indica que o solo não estava totalmente saturado por água, ou vinhaça, no caso

do tratamento T4. Neste caso, as elevadas emissões de N-N₂O, em sua maioria, não poderiam ser explicadas exclusivamente pela desnitrificação do N, mas também poderiam ter sido produzidas durante o processo de nitrificação. Davidson (1991) observou que os fluxos de N-N₂O que são produzidos a partir da nitrificação ocorrem quando os valores de WFPS variam entre 30 e 70% , com máximo em 50%, ao passo que os fluxos produzidos por desnitrificação ocorrem entre 50 e 90%, com valor máximo de 70%. Mathieu et al. (2006), em solos não saturados, observaram que a nitrificação foi responsável por que 60% do N-N₂O emitido durante um solo incubado por 10 dias, e que os 40% restantes foram atribuídos à desnitrificação. Contudo, Denmead et al. (2009) mostraram que a umidade do solo influenciou a produção de N₂O em uma área de cultivo de cana-de-açúcar e que a alta umidade do solo favoreceu a produção de N₂O através da desnitrificação e também da nitrificação. Este estudo não teve como objetivo distinguir os processos (nitrificação e desnitrificação) de origem das emissões de N-N₂O, contudo, como estes processos ocorrem concomitantemente, acredita-se que as emissões de N-N₂O podem ter sido produzidas tanto pelo processo de nitrificação como pelo processo de desnitrificação.

Outro fator a ser levado em consideração quanto aos fluxos de N-N₂O diz respeito às concentrações de N e C no solo. Como apresentado nos resultados, as concentrações de N e C totais do solo não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos que receberam aplicação de ureia ou de compostos orgânicos, porém foram significativamente maiores no tratamento T0, onde não houve aplicação de resíduos orgânicos e fertilizantes minerais. Esses resultados levam a acreditar que o nitrogênio nos solos deste tratamento não foi perdido exclusivamente na forma de N-N₂O, dadas as baixas emissões advindas das linhas deste tratamento. As emissões do tratamento T0 foram comparadas às emissões encontradas nas entrelinhas dos tratamentos T2 e T5. Possivelmente, nestes tratamentos, ocorreu a absorção do N pela planta, ou sua imobilização por microrganismos do solo ou este nutriente foi perdido em outra forma gasosa de N (NO e N₂), não medida neste estudo. As amostras de solo utilizadas para as análises de N e C totais foram coletadas somente durante o período extensivo, depois do período onde foram encontradas as emissões mais elevadas de N-N₂O e C-CO₂. Dessa forma, não é possível estabelecer qualquer comparação entre as características químicas do solo antes e depois do plantio e da aplicação dos insumos, uma vez que este estudo não contemplou uma análise do solo antes da instalação do experimento.

Além do WFPS e dos teores de nitrogênio no solo, os fluxos de N-N₂O também foram positivamente associados à temperatura do solo. Essa correlação foi observada durante o período extensivo de coletas, nos tratamentos T3 (torta de filtro) e T4 (vinhaça). Apesar das emissões nestes tratamentos não serem as mais elevadas do período extensivo, 60 e 76% das suas

emissões (T4 e T3, respectivamente) são explicadas pela temperatura do solo. A temperatura é um fator de grande influência sobre as taxas nas quais os microrganismos realizam os processos de nitrificação e desnitrificação (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). O processo de decomposição da matéria orgânica também é regido pela temperatura o que pode afeta a conversão de compostos nitrogenados (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Estudos anteriores mostraram que a temperatura do solo influenciou significativamente nas emissões de óxido nitroso (KELLER et al., 2005; DING et al., 2007; YAN et al., 2008; ALLEN et al., 2010; SISTANI et al., 2011), pois estes fluxos aumentaram com a elevação da temperatura do solo ou diminuem em temperaturas mais baixas (ZHANG; HAN, 2008; BRUMME, 2002).

Os fluxos de C-CH₄ foram negativos em sua maioria, indicando consumo deste gás pelo solo. Denmead et al. (2009) observaram o mesmo comportamento em um solo cultivado com cana soca, onde os fluxos de C-CH₄ foram baixos ou nulos. Sistani et al. (2011) também mediram fluxos de C-CH₄ em um solo cultivado com milho, onde os fluxos de metano variaram bastante entre valores negativos e positivos.

A absorção de C-CH₄ pelo solo pode ter ocorrido por um mecanismo conhecido como oxidação de baixa afinidade, que acontece quando as concentrações de metano da atmosfera estão acima de 40 ppm. O mecanismo de consumo é mediado por bactérias conhecidas como metanotróficas (KING et al., 1990; JONES; NEDWELL, 1993; LE MER; ROGER, 2001) e ocorre quando o metano que é produzido em zona muito reduzida difunde-se para região mais aerada do solo, onde é convertido em CO₂ pelas bactérias metanotróficas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Os poucos fluxos positivos de metano encontrados durante o período intensivo não apresentaram correlação com nenhum parâmetro do solo ou do clima. Uma explicação para essa emissão seria o processo de geração do metano que ocorre através da mineralização da matéria orgânica, em ambientes anaeróbios, através da fermentação metanogênica (LE MER; ROGER 2001). A grande quantidade de matéria orgânica adicionada ao solo na forma de torta de filtro e vinhaça pode ter propiciado esse processo de decomposição da matéria orgânica e produção de C-CH₄. Segundo Alleoni e Beauclair (1995), a torta de filtro aumenta a capacidade de retenção de água, pois é higroscópica, chegando a reter água em até seis vezes o seu próprio peso. Nesse caso, algumas regiões do solo poderiam se tornar um ambiente anaeróbio, adequado para a proliferação de bactéria e produção de C-CH₄. Por sua vez, a vinhaça, através de seu potencial redox (não medido neste trabalho), também pode ter favorecido a presença de microrganismos anaeróbios. No momento em que a matéria orgânica contida na vinhaça é incorporada ao solo, esta é colonizada por fungos, que a transformam em húmus, neutralizando a acidez do meio, preparando, deste modo, o caminho para a proliferação

bacteriana, responsável pela mineralização desta matéria orgânica (OLIVEIRA, 2010). Em estudo sobre comunidades bacterianas da vinhaça, Oliveira (2010) concluiu que as variáveis químicas da vinhaça associadas às condições ambientais influenciam as estruturas das comunidades bacterianas e conseqüentemente a emissão de C-CH₄. Assim, as emissões deste gás encontradas neste estudo podem estar associadas à presença da vinhaça e da torta de filtro. Apesar desta poucas emissões encontradas, os resultados encontrados sugerem que os fluxos de C-CH₄ não foram influenciados de forma significativa pelo tipo de manejo, uma vez que os fluxos medidos nos tratamentos onde houve aplicação dos resíduos e dos fertilizantes minerais não foram diferentes dos fluxos medidos no tratamento onde não houve aplicação dos mesmos insumos.

Os fluxos de C-CO₂ também foram significativamente maiores nos tratamentos onde houve aplicação de resíduos orgânicos, durante o período intensivo de coletas. E as emissões mais elevadas foram encontradas em poucos dias após a adição dos insumos. Em um estudo conduzido na Nova Zelândia com efluente de esgoto (BARTON; SCHIPPER 2001), foram verificadas maiores emissões de CO₂ após a aplicação de fertilizantes minerais associados a efluentes de esgoto, em comparação às emissões após a aplicação apenas de fertilizantes minerais.

Essas elevadas emissões de C-CO₂ em curto espaço de tempo podem ser atribuídas à vinhaça, que provoca alterações imediatas nas características biológicas do solo, causando aumento na população microbiana e emissões de C-CO₂ (LIMA, 1980). Neste caso, também pode ter ocorrido o efeito *priming*, pois houve a degradação da matéria orgânica de forma imediata (FONTAINE et al., 2003; GRIGATTI et al., 2010). Minhoni e Cerri (1987) estudando decomposição da vinhaça no solo observaram maior liberação de CO₂ nos primeiros dias de incubação da vinhaça no solo, concordando com os resultados encontrados neste estudo.

Essas emissões de C-CO₂ podem ser atribuídas à diversos fatores. Um deles está relacionado à carga orgânica dos resíduos da cana-de-açúcar. Como já mencionado, com a adição dos resíduos da cana-de-açúcar no solo, há um aporte de nutrientes (principalmente C e N) e um aumento na população microbiana. Além disso, esses resíduos possuem altas concentrações de carbono orgânico dissolvido (TEJADA; GONZALEZ, 2005). Dessa forma, há “combustível” disponível para a atividade dos microrganismos e, conseqüentemente, também um aumento na taxa de decomposição dessa matéria orgânica o que eleva às emissões de C-CO₂ (KUZYSKOV et al., 2000; FONTAINE et al., 2003; GRIGATTI et al., 2010).

Outro fator está relacionado ao fato da vinhaça ser rica em compostos oriundos da lise de células de leveduras e do mosto parcialmente fermentado (GLORIA, 1980), constituindo-se

material de fácil decomposição, fonte de energia prontamente disponível aos microrganismos do solo. Além disso, a vinhaça apresenta elevada proporção de água elevando a umidade do solo, que favorece a atividade microbiana, o que foi refletido pelo aumento da respiração microbiana do solo quando adicionado vinhaça. Neste estudo, esse fato é corroborado pela associação positiva entre os fluxos de C-CO₂ e o WFPS, nos tratamentos onde houve maior emissão deste gás. Os valores de WFPS encontrados durante o período intensivo variaram entre 35 e 40%, o que mostra que o solo não estava totalmente saturado e que permite a difusão do C-CO₂ no solo.

As emissões de C-CO₂ também correlacionaram significativamente com a temperatura do solo. A temperatura do solo pode influenciar a atividade dos microrganismos do solo e aumentar ou reduzir a respiração do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), o que influencia significativamente a decomposição da matéria orgânica do solo.

A aplicação de fertilizantes minerais também contribui para a emissão de C-CO₂ em solos agrícolas (IPCC, 2006). Alguns estudos mostram que a ureia, quando aplicada ao solo, perde o CO₂ que foi fixado, durante a fertilização, através do processo industrial de síntese do fertilizante. Essa ureia é convertida em amônio, íon hidroxila (OH⁻) e bicarbonato (HCO₃⁻) na presença de água e este processo causa a liberação de CO₂ por intermédio, também, de enzimas urease (IPCC, 2006).

Para este estudo, a vinhaça e a torta de filtro se mostraram como potencializadores das emissões de C-CO₂ durante os primeiros três meses após a aplicação destes resíduos. Durante o período extensivo, essas emissões reduziram pela metade do encontrado para o período de coletas intensivas.

7.1 Fatores de Emissão e Potencial de Aquecimento

Os FE calculados para os tratamentos onde há combinação de ureia e resíduos de cana-de-açúcar (T3, T4 e T5) estão acima do valor estimado pelo IPCC para resíduos e fertilizantes nitrogenados que é de 1,25%. Nos tratamentos onde não houve adição de resíduos da cana-de-açúcar (T1 e T2) os fatores de emissão estão próximos ao estimado pelo IPCC. Os FEs calculados para as entrelinhas onde houve aplicação de vinhaça também apresentaram valor menor que 1%, o que significaria que este resíduo não representa grande preocupação quando aplicado de forma isolada. Os FE estimados para os tratamentos onde houve adição de resíduos e ureia foram maiores que os estimados por Denmead et al. (2009) em um cultivo de cana soca com aplicação de 150 kg N ha⁻¹ (EF = 2,8%). No presente estudo, o tratamento que recebeu a maior dose de N foi o tratamento T5 (149 kg ha⁻¹), que é a dose bem próxima à aplicada por

Denmead et al. (2009). Apesar disso, os FE calculados nos tratamentos com adição dos resíduos e do fertilizante mineral superam os calculados por Denmead.

Os FEs estimados por este estudo para estes tratamentos (T3, T4 e T5) estão de acordo com os FE apresentados por Crutzen et al. (2008) onde a produção de N-N₂O a partir do N utilizado na produção de biocombustíveis variaram entre 3 e 5%. Os elevados fatores de emissão calculados para este estudo são um indício de que essa prática de uso de resíduos da produção do etanol no cultivo da cana-de-açúcar no Brasil precisa ser mais estudada de forma a minimizar os impactos do etanol no balanço global dos gases do efeito estufa.

Os GEE medidos a partir deste experimento também representam um alto potencial para o aquecimento global e foram elevados quando comparados em CO₂ eq. Nos tratamentos onde os fatores de emissão foram altos, as emissões em dióxido de carbono equivalente (CO₂ eq.) também foram significativamente altas, principalmente nos tratamentos T3, T4 e T5, onde houve aplicação de torta de filtro e vinhaça e onde houve combinação entre ureia e esses resíduos. Esses valores foram significativamente altos quando comparados com outros estudos. Robertson et al. (2000) calcularam um PAG entre 140 e 1.140 kg CO₂ eq. ha⁻¹ ano⁻¹ para um estudo com plantio direto e indireto de milho, respectivamente. A partir dos resultados deste estudo e dos estudos mencionados anteriormente, é observada a influência significativa dos resíduos orgânicos da cana-de-açúcar nas emissões de GEE.

8 CONCLUSÕES

Os resíduos da cana-de-açúcar associados aos fertilizantes minerais contribuíram significativamente para a produção e emissões dos gases N-N₂O e C-CO₂. Esse efeito não foi observado nos tratamentos onde não houve aplicação desses insumos ou onde estes foram aplicados sem a presença dos fertilizantes químicos.

Foi observado que as elevadas emissões de N-N₂O e C-CO₂ também estão associadas às variáveis de temperatura e umidade do solo. Observou-se, ainda, que o uso de resíduos orgânicos e fertilizantes minerais levou ao consumo de C-CH₄ da atmosfera pelo solo, uma vez que a maioria dos fluxos foi negativa.

Os resultados aqui apresentados também mostram que as emissões de N-N₂O nos tratamentos que receberam os resíduos orgânicos estão acima das atuais estimativas (1%) do IPCC. Além disso, as emissões de GEE expressas em CO₂ eq. foram significativamente altas nestes tratamentos, mostrando que essa associação pode atuar como um agente potencializador da produção de gases do efeito estufa.

Apesar do papel significativo dos resíduos da indústria canavieira sobre as emissões de GEE encontrados neste estudo, não é possível generalizar nossas conclusões dadas as diferenças edáficas e climáticas intrínsecas de cada região de cultivo. Tais diferenças influenciam de forma particular as emissões de GEE e também podem levar à emissões não expressivas destes gases.

Dessa forma, o aumento no número de estudos sobre o papel desses resíduos como fertilizante é de grande importância para o melhor entendimento de como cada cultura de cana-de-açúcar responde à essa fertilização em diferentes condições de solo e clima, por exemplo.

REFERÊNCIAS

- ADDISCOTT, T. M. **Nitrate, agriculture and the environment**. Wallingford: CABI, 2004. 279 p.
- ADEL, A. Note on the atmospheric oxides of nitrogen. **Astrophysics Journal**, Chicago, v. 90, p. 697, 1939.
- ALLEN, D. E.; KINGSTON, G.; RENNENBERG, H.; DALAL, R.C.; SCHMIDT, S. Effect of nitrogen fertilizer management and waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 136, p. 209-217, 2010.
- ALLEONI, L. R. F.; BEAUCLAIR, E. G. F. Cana-de-açúcar cultivada após milho e amendoim, com diferentes doses de adubo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 52, n. 3, p. 409-415, 1995.
- ANDRADE, E. T.; CARVALHO, S. R. G.; SOUZA, L. F. Programa do proálcool e o etanol no Brasil. **Engvista**, Niterói, v. 11, n. 2, p. 127-136, 2009.
- ARNOLD, J.; CORRE, M. D.; VELDKAMP, E. Cold storage and laboratory incubation of intact soil cores do not reflect *in-situ* nitrogen cycling rates of tropical Forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 40, p. 2480–2483, 2008.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.
- BARTON, L.; SCHIPPER, L. A. Regulation of nitrous oxide emissions from soils irrigated with dairy farm effluent. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 1881-1887, 2001.
- BENKE, M. B.; MERMUT, A. R.; SHARIATMADARI, H. Retention of dissolved organic carbon from vinasse by a tropical soil, kaolinite, and Fe-oxides. **Geoderma**, Amsterdam, v. 91, p. 47–63, 1999.
- BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C.; BOURENNANE, H. Modeling vertical distribution of carbon in Oxisols of the Western Brazilian Amazon (Rondônia). **Soil Science**, New Brunswick, v. 163, n. 12, p. 941-951, 1998a.
- BOUWMAN, A. F. Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 46, p. 53-70, 1996.
- BOUWMAN, A. F.; FUNG, I.; MATHEUWS, E.; JOHN, J. Global analysis of the potential for N₂O production in Natural Soils. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 7, n. 3, p. 557-597, 1993.
- BOUWMAN, A. F.; HOEK, K. W. V. D.; OLIVIER, J. G. J. Uncertainties in the global source distribution of nitrous oxide. **Journal of Geophysical Research**, Washington, Dc, v. 100, p. 2785-2800, 1995.
- BRAY, J. R.; GORHAM, E. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research**, London, v. 2, p. 101-157, 1964.

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

BRINGMARK, L. A bioelement budget of an old Scots Pine forest in central Sweden. **Silva Fennica**, Helsinki, v. 11, p. 201-209, 1977.

BURNEY, J. A.; DAVIS, S. J.; LOBELL, D. B. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 107, p. 12052-12057, 2010.

CAMBUIM, F. A. **A ação da vinhaça sobre a retenção de umidade, pH, acidez total, acumulação e lixiviação de nutrientes em solo arenoso**. 1983. 133p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 1983.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 375-470.

CÁRCAMO, H. A.; ABE, T. A.; PRESCOTT, C. E.; CHANWAY, C. P. Influence of milipedes on litter decomposition, N mineralization, and microbial communities in a coastal forest in British Columbia. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 30, p. 817-826, 2000.

CARMO, J. B.; PICCOLO, M. D.; de ANDRADE, C. A.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; SOUSA, E.; CERRI, C. C. Short-term changes in nitrogen availability, gas fluxes (CO₂, NO, N₂O) and microbial biomass after tillage during pasture re-establishment in Rondonia, Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 96, n. 1-2, p. 250-259, 2007.

CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 14, p. 99-105, 1990.

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

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

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Norma Técnica P4.231** – Vinhaça: Critérios e Procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2006.

CHAMEIDES, W. L.; FEHSENFELD, F.; RODGERS, M. O.; CARDELINO, C. Ozone precursor relationships in the ambient atmosphere. **Journal of Geophysical Research**, Washington, Dc, v. 97, n. D5, p. 3037-6055, 1992.

CHANDLER JUNIOR, R. F. Amount and mineral nutrient content of freshly fallen needle litter of some Northeastern conifers. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 8, p. 409-411, 1944.

CHEN, H.; HARMON, M. E.; SEXTON, J.; FASTH, B. Fine-root decomposition and N dynamics in coniferous forests of the Pacific Northwest, U.S.A. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 32, p. 320-331, 2002.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Acompanhamento de safra brasileira: cana-de-açúcar, primeiro levantamento, abril/2012**. Brasília, DF: CONAB, 2012.

CORDEIRO, L. Fixação de nitrogênio. In: KERBAUY, G. B. **Fisiologia vegetal**. Rio de Janeiro: Guanabara, 2004. p. 76-93.

CORTEZ, L.; MAGALHÃES, P. HAPPI, J. Principais subprodutos da agroindústria canavieira e sua valorização. **Revista Brasileira de Energia**, Rio de Janeiro, v. 2, p. 1-17, 1992.

CRUTZEN, P. J.; MOSIER, A. R.; SMITH, K. A.; WINIWARTER, W. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. **Atmospheric Chemistry and Physics**, Munich, Germany, v. 8, p. 389-395, 2008.

CRUTZEN, P. J. SSTs - A threat to the earth's ozone shield. **Ambio**, Stockholm, v. 1, p. 41-51, 1972.

DALAL, R. C.; ALLEN, D. E. Greenhouse gas fluxes from natural ecosystems. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 56, p. 369-407, 2008.

DAVIDSON, E. A.; SAVAGE, K.; VERCHOT, L. V.; NAVARRO, R. Minimizing artifacts and biased in chamber-based measurements of soil respiration. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 113, p. 21-37, 2002.

DAVIDSON, E. A. Soil water content and the ratio of nitrous oxide to nitric oxide emitted from soil. In: OREMLAND, R. S. **The biochemistry of global change: radioactive trace gases**. Washington, DC: American Society of Microbiology, 1993. p. 369-386.

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, Dc, v. 50, n. 8, p. 667-680, 2000.

DENMEAD, O. Nitrous oxide and methane flux in Australian and New Zealand landscapes: Measurements modeling and mitigation. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 309, n. 1, p. 1-4, 2008.

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, v. 150, n. 6, p. 748-756, 2009.

DING, W.; CAI, Y.; CAI, Z.; YAGY, K.; ZHENG, X. Nitrous oxide emissions from an intensively cultivated maize-wheat rotation soil in the North China Plain. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 373, p. 501-511, 2007.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 1997.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

FALLOON, P.; SMITH, P. Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and Century: model evaluation for a regional scale application. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 18, p. 101-111, 2002.

FERNANDES, A. C. **Cálculos na agroindústria da cana-de-açúcar**. Piracicaba: STAB, 2000. 193 p.

FIGUEIREDO, E. B.; LA SCALA JUNIOR, N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest in Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 141, p. 77-85, 2011.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SHIMEL, D. S. **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: John Wiley & Sons, 1989. p. 7-21.

FIRESTONE, M. K. Biological denitrification. In: STEVENSON, F. J.; BREMNER, J. M.; HAUCK, R. D. **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: ASA, 1982. p. 289-326.

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.

FORBRICH, I.; KUTZBACH, L.; HORMANN, A.; WILMKING, M. A comparison of linear and exponential regression for estimating diffusive CH₄ fluxes by closed-chambers in peatlands. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 42, p. 507-515, 2010.

FOSS. **Determination of ammonium in water by FIAstar 5000**. Sweden: FOSS Analytical AB2003, 10 p. (Application Note, 5220).

FRANCO, A.; MARQUES, M. O.; MELO, W. J. Sugarcane grown in an oxisol amended with sewage sludge and vinasse: nitrogen contents in soil and plant. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, n. 4, p. 408-414, 2008.

FRAVET, P. R. F.; SOARES, R. A. B.; LANA, R. M. Q.; LANA, A. M. Q.; KORNDÖRFER, G. H. Efeito de doses de torta de filtro e modo de aplicação sobre a produtividade e qualidade tecnológica da soqueira de cana-de-açúcar. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 34, n. 3, p. 618-624, 2010.

GIACHINI, C. F.; FERRAZ, M. V. Benefícios da Utilização de vinhaça em Terras de Plantio de Cana-de-açúcar – Revisão de Literatura. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, São Paulo, v.7, n. 15, 2009. Disponível em: www.revista.inf.br.

GILTRAP, D. L.; LI, C.; SAGGAR, S. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 136, p. 292-300, 2010.

GINÉ-ROSIAS, M. F. G. **Determinação espectrofotométrica simultânea de nitrato e nitrito em águas e solos por injeção em fluxo contínuo**. 1979. 70 p. Dissertação (Mestrado em

Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1979.

GLÓRIA, N. A. Utilização da vinhaça. **Brasil Açucareiro**, Rio de Janeiro, v. 86, n. 5, p. 11-17, 1980.

GOLDENBERG, J. Ethanol for a sustainable energy future. **Science**, Washington, v. 315, p. 808-810, 2007.

GOLLEY, F.B. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo: EPU; EDUSP, 1978.

GORDON, A. M.; CHOURMOUZIS, C.; GORDON, A. G. Nutrient inputs in litterfall and rainwater fluxes in 27-year old red, black and white spruce plantations in Central Ontario, Canada. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 138, n. 1-3, p. 65-78, 2000.

GRANLI, T.; BØCKMAN, O. C. Nitrous oxide (N₂O) emissions from soils in warm climates. **Fertilizer Research**, The Hague, v. 42, p. 159–163, 1995

GRIGATTI, M.; BARBANTI, L.; CIAVATTA, C. Soil respiration and nitrogen mineralization kinetics of compost and vinasse fertilized soil in an aerobic liquid-based incubation. **Environmental Engineering Science**, New Rochelle, NY, v. 27, n. 1, p. 65-73, 2010.

HAASE, R. Litterfall and nutrient return in seasonally flooded and non-flooded forest of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 117, n. 1-3, p. 129-147, 1999.

HOUGHTON, R. A. Interannual variability in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 105, n. D15, p. 20121-20130, 2000.

HUTCHINSON, G. L; MOSIER, A. R. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 45, p. 311-316, 1981.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola (LSPA)**. Rio de Janeiro, maio 2012. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1618&z=t&o=26>.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate change in 1994: radioactive forcing of climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 399 p.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero**, versión revisada em 1996. London: IPCC WGI Technical Support Unit, 1997.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories: agriculture, forestry and other land use**. Hayana: National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2006. v. 4. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. In: SOLOMOM, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (Ed.). **Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 996 p.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate Change 2007: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

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 systems in the south of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, p. 161-173, 2008.

JOHNSTON, H. Newly recognized vital nitrogen cycle. **Proceedings of the National Academy of Science of the USA**, Washington, Dc, v. 69, p. 2369-2372, 1972.

JONES, H. A.; NEDWELL, D. B. Methane emission and methane oxidation in land-fill cover soil. **FEMS Microbiology Ecology**, Amsterdam, v. 102, p. 185-195, 1993.

KAMP, T.; STEINDL, H.; HANTSCH, R. E.; BEESE, F.; MUNCH, J. C. Nitrous oxide emissions from a fallow and wheat field as affected by increased soil temperatures. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 27, p. 307-314, 1998.

KELLER, M.; ASNER, G. P.; CRILL, P.; DIAS, J. D.; DE OLIVEIRA, R. C.; SILVA, H.; VARNER, R. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, methane and carbon dioxide in logged and undisturbed forest in Tapajos National Forest, Brazil. **Earth Interact**, Washington, DC, v. 9, p. 1-28, 2005.

KELLER, M.; JACOB, D. J.; WOFSY, S. C.; HARRISS, R. C. Effects of tropical deforestation on global and regional atmospheric chemistry. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 19, n. 1-2, p. 139-158, 1991.

KELLER, M.; PALACE, M.; HURTT, G. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: Examination of sampling and allometric uncertainties. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 154, n. 3, p. 371-382, 2001.

KELLER, M.; REINERS, A. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic Lowlands on Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 8, p. 399-409, 1994.

KELLER, M.; VARNER, R.; DIAS, J. D.; SILVA, H.; CRILL, P.; DE OLIVEIRA, R. C.; ASNER, G. P. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, methane, and carbon dioxide in logged and undisturbed forest in the Tapajos National Forest, Brazil. **Earth Interactions**, Washington, DC, v. 9, n. 23, p. 1-28, 2005.

KIESE, R.; HEWETT, B.; GRAHAM, A.; BUTTERBACH-BAHL, K. Seasonal variability of N₂O emissions and CH₄ uptake by tropical soils of Queensland, Australia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 17, n. 2, p. 1043-1055, 2003.

KING, G. M.; ROSLEV, P.; SKOVGAARD, H. Distribution and rate of methane oxidation in sediments of the Florida Everglades. **Applied Environmental Microbiology**, Baltimore, v. 56, p. 2902-2911, 1990

KITTREDGE, J. **Forest influence**: the effects of wood vegetation on climate, water and soil, with applications to the conservation of water and control of floods and erosion. New York: McGraw-Hill, 1948. 394 p.

KOEHLER, B.; CORRE, M. D.; VELDKAMP, E.; WULLAERT, H.; WRIGHT, S. J. Immediate and long-term nitrogen oxide emissions from tropical forest soils exposed to elevated nitrogen input. **Global Change Biology**, Oxford, v. 15, p. 2049–2066, 2009.

KORNDÖRFER, G. H. Resposta da cultura da cana-de açúcar à adubação fosfatada. **Informações Agrônomicas**, Piracicaba, v.102, p.7, 2003.

KROON, P.; HENSEN, A.; VAN DEN BULK, W.; JONGEJAN, P.; VERMEULEN, A. The importance of reducing the systematic error due to non-linearity in N₂O flux measurements by static chambers. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, p. 175–186, 2008.

KUMAR, V.; WATI, L.; NIGAM, P.; BANAT, I. M.; YADAV, B. S. SINGH, D.; MARCHANT, R. Decolorization and biodegradation of anaerobically digested sugarcane molasses spent wash effluent from biomethanation plant by white-rot fungi. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 83-88, 1998.

KUTZBACH, L.; SCHNEIDER, J.; SACHS, T.; GIEBELS, M.; NYKÄNEN, H.; SHURPALI, N. J.; MARTIKAINEN, P. J.; ALM, J.; WILMKING, M. CO₂ flux determination by closed-chamber methods can be seriously biased by inappropriate application of linear regression. **Biogeosciences**, Munich, Germany, v. 4, p. 1005–1025, 2007.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 1485-1498, 2000.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000. 531 p.

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

LE TREUT, H.; SOMERVILLE, R.; CUBASCH, U.; DING, Y.; MAURITZEN, C.; MOKSSIT, A.; PETERSON, T.; PRATHER, M. Historical overview of climate change. In: SOLOMONS, 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 report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p. 93-127.

LEE, R. B. Selectivity and kinetics of ion uptake by barley plants following nutrient deficiency. **Annals of Botany**, Oxford, v. 50, n. 4, p. 429-449, 1982.

LEITÃO-FILHO, H. F.; PAGANO, S. N.; CÉSAR, O.; TIMONI, J. L.; RUEDA, J. J. Aspectos da ciclagem de nutrientes. In: LEITÃO-FILHO, H. F. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão**. Campinas: UNESP, 1993. p. 129-163.

- LIMA, I. T. **Efeitos da aplicação da vinhaça sobre a microflora do solo**. 1980. 150 p. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1980.
- LINN, D.M.; DORAN, J.W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 48, p. 1267-1272, 1984.
- LISBOA, C. C.; BUTTERBACH-BAHL, K.; MAUDER, M.; KIESE, R. Bioethanol production from sugarcane and emissions of greenhouse gases – known and unknowns. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 3, p. 277-292, 2011.
- LIVINGSTON, G.; HUTCHINSON, G. Enclosure-based measurements of trace gas exchange: Applications and sources of error. In: MATSON, P.; HARRISS, R. (Ed.). **Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water**. London: Blackwell Science, 1995. chap. 2, p. 14-52..
- LOARIE, S. R.; LOBELL, D. B.; ASNER, G. P.; QIAOZHEN, M. U.; FIELD, C. B. Direct impacts on local climate of sugar-cane expansion in Brazil. **Nature Climate Change**, New York, v. 1, p. 105–109, 2011.
- LONSDALE, W. M. Predicting the amount of litterfall in forests of the world. **Annals of Botany**, Oxford, v. 61, n. 3, p. 319-324, 1988.
- MAAG, M.; VINTHER, F. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 4, p. 5–14, 1996.
- MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. A.; SILVA, J. E. R. Greenhouse 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**, Amsterdam, v. 32, p. 582-564, 2008.
- MARENGO, J. A. **Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2006. 212 p. (Série Biodiversidade, 26).
- MARSTORP, H. Influence of soluble carbohydrates, free amino acids and protein content on the decomposition of *Lolium multiflorum* shoots. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 21, p. 257-263, 1996.
- MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, v. 18(4), p. 885–898, 2008.
- MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Ecosystem approach to a global nitrous oxide budget. **BioScience**, Washington, DC, v. 40, n. 9, p. 667-672, 1990.
- MEENTEMEYER, V.; BOX, E. O.; THOMPSON, R. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. **BioScience**, Washington, DC, v. 32, n. 2, p. 125-128, 1982.
- MELCHOR, G. I. H.; GARCÍA, S. S.; LÓPEZ, D. J. P.; ESPINOZA, L. C. L.; ESTRADA, M. C.; ROSADO, O. R. Vinaza y composta de cachaza como fuente de nutrientes en caña de

azúcar en un gleysol mólico de Chiapas, México. **Interciencia**, Caracas, v. 33, n. 11, p. 855-860, 2008.

MELO S. B.; GALON, L.; SOUZA, E. F. M.; REZENDE, M. L.; RENATO, N. S. Aquecimento global e um estudo da produtividade potencial da cana-de-açúcar para a região de São Paulo. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 20, n. 4, p. 10-17, 2007.

MILLER, M. H. Effects of nitrogen on phosphorus absorption by plants. In: CARSON, E. W. (Ed.). **The plant root and its environment**. Charlottesville: University Press of Virginia, 1974. p. 634-668.

MINHONI, M.T.A.; CERRI, C.C. Decomposição de Vinhaça em solo sob diferentes níveis de umidade: Liberação de CO₂, formação de biomassa microbiana e Imobilização do nitrogênio adicionado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 11, p. 25-30, 1987.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626 p.

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

MOZAMBANI, A. E.; PINTO, A. S.; SEGATO, S. V.; MATTIUZ, F.M. História e morfologia da cana-de-açúcar. In: SEGADO, S. V.; PINTO, A. S.; JENDIROBA, E.; NÓBREGA, J. C. M. **Atualização em produção de cana-de-açúcar**. Piracicaba, 2006. p. 11-18.

NEILL, C.; MELLILO, J. M.; STEUDLER, P. A.; CERRI, C. C.; MORAES, F. L.; PICCOLO, M. C.; BRITO, M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 7, p. 1216-1225, 1997.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. T. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 1999.

NUNES JÚNIOR, D. Torta de filtro: de resíduo a produto nobre. **Idea News**, Ribeirão Preto, v. 8, n. 92, p. 22-30, 2008.

OLIVEIRA, B. G. **Vinhaça de cana-de-açúcar: fluxo de gases de efeito estufa e comunidades de archaea presentes no sedimento do canal de distribuição**. 2010. 96 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

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

PALATNIK, R. R.; ROSON, R. Climate change and agriculture in computable general equilibrium models: alternative modeling strategies and data needs. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 112, p. 1085–1100, 2012.

PICCOLO, M. C.; NEILL, C.; CERRI, C. C. Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 12, n. 1, p. 61-70, 1994.

PICCOLO, M. D. C. **Dinâmica do nitrogênio incorporada na forma orgânica em solos de várzea e terra firme na Amazônia Central**. 1989. 172 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1989.

POLO, A.; ANDREAUX, F.; CERRI, C. C.; LOBO, M.C. Resíduos orgânicos da agroindústria canieira: 2. Decomposição biológica sob condições controladas. **STAB, Açúcar, Álcool e Subprodutos**, Piracicaba, v. 6, n. 3, p. 53-56, 1988.

PRATHER, M. J.; DERWENT, R.; EHHALT, D. Other trace gases and atmospheric chemistry. In: HOUGHTON, J. T. **Climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 73-126.

PRESCOTT, C. E.; BLEVINS, L. L.; STALEY, C. L. Effects of clear-cutting on decomposition rates of litter and forest floor in forests of British Columbia. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 30, p. 1751-1757, 2000.

PRESCOTT, C. E.; HOPE, G. D.; BLEVINS, L. L. Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high-elevation spruce-fir forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 33, n. 11, p. 2210-2220, 2003.

PRINN, R. Non-CO greenhouse gases. In: FIELD, C. B.; RAUPACH, M. R. (Ed.). **The global carbon cycle: integrating humans climate and natural world**. Washington, DC: Island Press, 2004. p. 75-82.

RAICH, J. W.; SCHLESINGER, W. H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. **Tellus**, Stockholm, v. 44, n. 2, p. 81-99, 1992.

RESENDE, A. S.; XAVIER, R. P.; OLIVEIRA, O. C.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. 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, p. 339-351, 2005.

ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARDWOOD, R. R. Greenhouse gases in intensive agriculture: contribution of individual gases to the radioactive forcing of the atmosphere. **Science**, Washington, DC, v. 289, p. 1922-1925, 2000.

RUFTY JUNIOR, T. W.; ISRAEL, D. W.; VOLK, R. J.; QIU, J.; SA, T. Phosphate regulation of nitrate assimilation in soybean. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 44, n. 5, p. 879-891, 1993.

RUMMEL, U.; AMMANN, C.; GUT, A.; MEIXNER, F.X.; ANDREAE, M.O. Eddy covariance measurements of nitric oxide flux. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 107, n. D20, p. 8050-8058, 2002.

RUZICKA, J.; HANSEN, E. H. **Flow injection analysis**. New York: Wiley Interscience, 1981. 395 p.

SANTOS, D. H.; TIRITAN, C. S.; FOLONI, J. S. S.; FABRIS, L. B. Produtividade de cana-de-açúcar sob adubação com torta de filtro enriquecida com fosfato solúvel. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 40, n. 4, p. 454-461, 2010.

SCHLITTLER, F.H.M.; DEMARINIS, G.; CESAR, O. Produção de serapilheira na floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP. **Naturalia**, São Paulo, v. 18, p. 135-147, 1993.

SEABRA, J. E. A. **Avaliação técnico-econômica de opções para o aproveitamento integral da biomassa de cana no Brasil**. 2008. 298 f. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) – Escola de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

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

SILVA, V. L. M. M.; GOMES, W. C.; ALSINA, O. L. S. Utilização do bagaço de cana-de-açúcar como biomassa adsorvente na adsorção de poluentes orgânicos. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, Campina Grande, v. 2, p. 27-32, 2007.

SILVER, W.; MIYA, R. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. **Oecologia**, Berlin, v. 129, n. 3, p. 407-419, 2001.

SILVER, W. L.; THOMPSON, A. W.; MCGRODDY, M. E.; VARNER, R. K.; DIAS, J. D.; SILVA, H.; CRILL, P. M.; KELLER, M. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, n. 2, p. 290-306, 2005.

SISTANI, K. R.; Jn-BAPTISTE, M.; LOVANH, N.; COOK, K. L. Atmosphere emissions of nitrous oxide, methane, and carbon dioxide from different nitrogen fertilizers. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 40, p. 1797-1805, 2011.

SMEETS, E. M. W.; BOUWMANW, L. F.; STEHFEST, E. VAN VUUREN, D. P; POSTHUMA, A. Contribution of N₂O to the greenhouse gas balance of first generation biofuels. **Global Change Biology**, v. 15, p. 1-23, 2009.

SOARES, L. H.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. **Mitigação das emissões de gases de efeito estufa pelo uso de etanol da cana-de-açúcar produzido no Brasil**. Brasília, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2009. (Circular Técnica, 27).

SOLÓRZANO, L. Determination of ammonia in natural water by the phenol-hypochlorite method. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 14, p. 799-801, 1969.

STEVENSON, F. J. Origin and distribution of nitrogen in soil. In: STEVENSON, F. J.; BREMNER, J. M.; HAUCK, R. D. **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: ASA, 1982. p. 1-42.

SUNDARAPANDIAN, S. M.; SWAMY, P. S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 123, n. 2-3, p. 231-244, 1999.

TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L. Beet vinasse applied to wheat under dry land conditions affects soil properties and yield. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 23, p. 336-347, 2005.

TROFYMOW, J. A.; MOORE, T. R.; TITUS, B.; PRESCOTT, C.; MORRISON, I.; SILTANEN, M.; SMITH, S.; FYLES, J.; WEIN, R.; CAMIRE, C. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 32, n. 5, p. 789-804, 2002.

TURNER, B. L., ROMERO, T. E. Short-term changes in extractable inorganic nutrients during storage of tropical rain forest soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 73, p. 1972-1979, 2009.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DA CANA-DE-AÇÚCAR - UNICA. Disponível em: <http://www.unica.com.br/>. Acesso em: 15 jun. 2012.

UNIÃO DAS INDÚSTRIAS DE CANA-DE-AÇÚCAR - UNICA. **Sugarcane Industry in Brazil**: ethanol – sugar – bioelectricity. São Paulo: UNICA/Apex Brasil, 2008.

UNIVERSITY OF NEW HAMPSHIRE – UNH-UOS **1990-2003 Greenhouse Gas Emissions Inventory**. 2004. Disponível em: www.sustainableunh.unh.edu/climate_ed/greenhouse-gas-invt/1990-2003_UNH_GHG_Report.pdf. Acesso em: 15 jul. 2012.

van RAIJ, B.; QUAGGIO, J. A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M. E.; LOPES, A. S.; BATAGLIA, A. C. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas: Fundação Cargill, 1987. 170 p.

VARNER, R. K.; KELLER, M.; ROBERTSON, J. R.; DIAS, J. D.; SILVA, H.; CRILL, P.; McGRODDY, M.; SILVER, W.L. Experimentally induced root mortality increased nitrous oxide emission from tropical soil. **Geophysical Research Letters**, Washington, DC, v. 29, p. 1-7, 2002.

VASCONCELOS, R. F. B.; CANTALICE, J. R. B.; OLIVEIRA, V. S.; COSTA, Y. D. J.; CAVALCANTE, D. M. Estabilidade de agregados de um Latossolo Amarelo Distrocoeso de tabuleiro costeiro sob diferentes aportes de resíduos orgânicos da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 309-316, 2010.

VIRO, P. J. Investigations on forest litter. **Communicationes Instituti Forestalis Fenniae**, Helsinki, v. 45, p. 1-65, 1955.

VITOUSEK, P. M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, Brooklyn, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.

VOGT, K. A.; PERSSON, H. Measuring growth and development of roots. In: LASSOIE, J. P.; HINCKLEY, T. M. (Ed.). **Techniques and approaches in forest tree ecophysiology**. Boca Raton: CRC Press, 1991. p. 477-501.

WAAL, A.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R.; BONOTTO, D. M.; BERTELLI, C.; HOFFMANN, H. M.; FOBHAG, E.; SANTILLI, M. Influence of the vinasse application in sugar cane fields in Patrocínio Paulista, Sao Paulo State, Brazil. In: BREBBIA, C. A. (Ed.). **Environmental**

Health Risk V, Southampton: Wit Press/Computational Mechanics Publications, 2009. p. 113-124.

WADT, L. C. **Cultivo de *Pleurotus spp.* em vinhaça visando a produção de biomassa e exopolissacarídeos**. 2008. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

WARING, R. H.; SCHLESINGER, W. H. **Forest ecosystems: concepts and management**. Orlando: Academic Press Harcourt Brace Jovanovich, 1985.

WERNECK, M. D. E. S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L. F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, p. 195-198, 2001.

WERNER, D.; INGENDAHL, D.; HASEBORG, E.T.; KREIBICH, H.; VINUESA, P. **The nitrogen cycle**. Wallingford: CABI Publishing, 2001. p. 553.

ZIMMERMANN, S.; BRAUN, S.; CONEDERA, M.; BLASER, P. Macronutrient inputs by litterfall as opposed to atmospheric deposition into two contrasting chestnut forest stands in southern Switzerland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 161, n. 1-3, p. 289-302, 2002.