

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO E ROTAÇÃO DE
CULTURAS NO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Luciano Zucuni Pes

**Santa Maria, RS, Brasil
2009**

**FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMAS DE
PREPARO DO SOLO E ROTAÇÃO DE CULTURAS NO
PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL**

por

Luciano Zucuni Pes

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Área de Concentração em Mecanização Agrícola, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Agrícola**

Orientador: Prof. Dr. Telmo Jorge Carneiro Amado

Santa Maria, RS, Brasil

2009

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola**

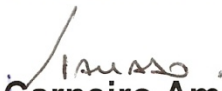
A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMAS DE PREPARO
DO SOLO E ROTAÇÃO DE CULTURAS NO PLANALTO DO
RIO GRANDE DO SUL**

elaborada por
Luciano Zucuni Pes

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Agrícola

COMISSÃO EXAMINADORA:


Telmo Jorge Carneiro Amado, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)


Newton La Scala Júnior, Dr. (UNESP)


Cimélio Bayer, Dr. (UFRGS)

Santa Maria, 27 de fevereiro de 2009

À minha família, em especial ao meu pai, Luisívio
e minha mãe, Teresinha,
dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me dar sabedoria e tranqüilidade nos momentos de incertezas, além de forças para levantar dos pealos da vida.

Aos meus pais, Luisílvio e Teresinha, por terem me proporcionado todas as condições possíveis para meu desenvolvimento. Em especial ao meu pai, grande incentivador dos estudos, pela lição de que antes de usufruir da natureza, devemos respeitá-la.

À Fabiane, por ter demonstrado ser uma grande companheira para todas as horas. Obrigado por tudo, especialmente pela colaboração, compreensão e carinho na fase final da escrita da Dissertação.

Ao professor Telmo, por não ser apenas orientador, mas sim um amigo. Obrigado pelas inúmeras conversas e pela honra do convívio desde a Iniciação Científica. E a peleia segue!

Ao bolsista da UNICRUZ, Marcos Farias, pela colaboração nas coletas e análises de solo.

Ao colega Jardes Bragagnolo, pela colaboração na coleta de dados.

À FUNDACEP, pela cedência da área do estudo.

Ao Jackson Fiorin, por não medir esforços em dar todas as condições necessárias para realização das coletas.

À Josiléia Zanatta, da UFRGS, pelo planejamento e análise das coletas de Gases de Efeito Estufa. Estendo meu agradecimento aos bolsistas que colaboraram nas análises.

Ao professor Newton La Scala Júnior, da UNESP, pela cedência do equipamento Li-Cor, que foi peça-chave na obtenção de resultados desta pesquisa.

Ao professor Cimélio Bayer, da UFRGS, pelos esclarecimentos e contatos para a coleta de dados.

Aos funcionários Luiz e Estevão, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, por não medirem esforços em colaborar na resolução dos problemas burocráticos inerentes ao sistema.

À Universidade Federal de Santa Maria, pela minha formação técnica e acadêmica.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, que me acolheu como discente e à CAPES, pela concessão de Bolsa de Estudos.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) pelo auxílio financeiro no âmbito do projeto PRONEX “Seqüestro de carbono e mitigação das emissões de gases de efeito estufa por sistemas conservacionistas de manejo e as oportunidades para o agronegócio no RS”.

À Daniela Flores, pela colaboração na Revisão Bibliográfica do trabalho.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Setor de Manejo e Conservação do Solo, pelo convívio e parceria.

À gauchada do Departamento de Tradições Gaúchas Noel Guarany, pelos momentos de descontração e convivência durante o período do Mestrado. O lazer também faz parte deste trabalho!

À todos que de alguma forma colaboraram para o desenvolvimento e conclusão deste trabalho.

*“O HOMEM COMEÇA A VALER QUANDO APRENDE A
ENTENDER E A RESPEITAR A
TERRA ONDE PISA”*

ATAHUALPA YUPANQUI

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO E ROTAÇÃO DE CULTURAS NO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL

AUTOR: Luciano Zucuni Pes
ORIENTADOR: Dr. Telmo Jorge Carneiro Amado
Data e Local da Defesa: Santa Maria, 27 de fevereiro de 2009.

Os principais gases de efeito estufa (GEE) são o óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), cujas concentrações na atmosfera aumentaram de forma sem precedentes desde a Revolução Industrial. Este trabalho teve como objetivo avaliar as emissões de primavera/verão de GEE em diferentes sistemas de manejo do solo no Planalto do Rio Grande do Sul. O trabalho, realizado em experimento de longa duração (22 anos), localizado na Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa Fecotriga (FUNDACEP), em Latossolo Vermelho, foi dividido em dois estudos: o primeiro avaliou as emissões de curto prazo (21 dias) de CO_2 durante as atividades de preparo e implantação das culturas, em preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), através de câmara dinâmica (Flux Chamber 6400-09, Licor); já o segundo foi uma avaliação conjunta dos três principais GEE, no período de outubro/2007 a janeiro/2008, totalizando 101 dias, abrangendo as atividades de preparo do solo, implantação e parte do desenvolvimento da cultura do milho e soja, em PC, PD e PD sobre resíduos de trigo (PD-t), através da realização de 11 coletas de amostras de ar pelo método da câmara estática, coletadas com seringa aos 0, 15, 30 e 45 minutos após o fechamento da câmara e a concentração dos GEE analisados por cromatografia gasosa. No primeiro estudo, o PC apresentou emissão acumulada dos 21 dias 42% superior ao PD, sendo que a principal fonte de CO_2 no PC foi associada à decomposição dos resíduos e a liberação do CO_2 retido no interior do solo, enquanto que no PD foi associada à mineralização da matéria orgânica do solo. No segundo estudo, todos os sistemas emitiram N_2O , sendo maiores no PD. Quanto ao CH_4 , todos os sistemas, na média do período, oxidaram o gás, sendo maiores no PD-t. Em relação ao CO_2 , todos os sistemas emitiram o gás, sendo maior no PC e verificou-se haver uma sazonalidade em suas emissões, sendo mais elevada na primavera/verão. A mitigação das emissões de GEE passa pelo desenvolvimento de sistemas conservacionistas de manejo, com mínima perturbação do solo, e racionalização da adubação nitrogenada mineral.

Palavras-chave: dióxido de carbono, metano, óxido nitroso.

ABSTRACT

Master of Science Dissertation
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

GREENHOUSE GASES FLUX IN SYSTEMS OF SOIL TILLAGE AND CROP ROTATION IN THE PLANALTO REGION OF RIO GRANDE DO SUL

AUTHOR: Luciano Zucuni Pes
ADVISER: Dr. Telmo Jorge Carneiro Amado
Date and Place of Defense: Santa Maria, February 27, 2009.

The main greenhouse gases (GHG) are the nitrous oxide (N_2O), methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2), whose atmosphere concentrations increased in an unprecedented rate since the Industrial Revolution. This work aim evaluates the GEE emissions of spring/summer season in different soil management systems located in the Planalto region of Rio Grande do Sul State. This work was carried out in a long term experiment (22 years), located at FUNDACEP research center under a Rhodic Hapludox soil. This research was split in two studies: the first had the objective of evaluated the CO_2 short-term emissions (21 days) during the tillage systems activities and cropping establishment under conventional tillage (CT) and no-tillage (NT) using a dynamic camera (Flux Chamber 6400-09, Licor). The second study aim evaluate the three main GEE, during the period from October/2007 to January/2008 period, totalizing 101 days, including the activities of soil tillage, establishment and part of the corn and soybean growing stage, under CT, NT and NT with wheat residues (NT-w). In this study in the static camera method, 11 air samples were collected using syringe at 0, 15, 30 and 45 minutes after the closing of the camera. The concentration of GEE were analyzed by gaseous chromatography. In the first study, CT presented accumulated CO_2 emission 42% higher than NT, and the main source of CO_2 in CT was associated to the residue decomposition and the release of soil CO_2 , while the gas efflux in NT was associated to the decomposition of soil organic matter. In the second study, all of the tillage systems were N_2O source, being higher in NT. For CH_4 , all of the tillage systems, in the average of the period were a sink of this gas, being higher in NT-w. In relation to CO_2 , all of the systems were a source of this gas, being higher in CT and it was verified a seasonal effect in CO_2 emissions, being higher in spring/summer seasons. The mitigation of the GEE emissions would be achieved by applying conservation tillage systems, with low soil disturbance, and rationalization in the mineral N fertilization.

Key words: carbon dioxide, methane, carbon dioxide.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Emissões acumuladas e médias de C-CO ₂ avaliadas com LI-6400-09 em diferentes sistemas de preparo do solo e presença/ausência de plantas ou resíduos culturais.....	43
TABELA 2 – Modelos de Regressão Linear Múltipla entre as emissões de C-CO ₂ (EC-CO ₂), temperatura do solo (T°) e Porosidade Preenchida por Água (PPA), nos sistemas PC e PD.....	46
TABELA 3 – Cronograma de atividades de manejo do solo e culturas realizadas nas parcelas avaliadas.....	54
TABELA 4 – Emissão acumulada e média de N ₂ O durante o período de avaliações.....	60
TABELA 5 – Coeficientes de correlação (r) entre as variáveis avaliadas e a emissão de N ₂ O.....	63
TABELA 6 – Emissão acumulada e média de CH ₄ durante o período de avaliações.....	65
TABELA 7 – Coeficientes de correlação entre as variáveis avaliadas e a emissão de CH ₄	66
TABELA 8 – Emissão acumulada e média de CO ₂ durante o período de avaliações.....	68
TABELA 9 – Coeficientes de correlação entre as variáveis avaliadas e a emissão de CO ₂	69
TABELA 10 – Potencial de Aquecimento Global dos diferentes tratamentos..	70

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Vista aérea da FUNDACEP, com a localização do experimento. Imagem retirada do Google Earth®.....	29
FIGURA 2 – Croqui da distribuição dos tratamentos e parcelas avaliadas no estudo.....	30
FIGURA 3 – Anéis de PVC instalados no solo após a atividade de lavração e LI-6400-09 realizando a leitura da emissão instantânea de C-CO ₂	32
FIGURA 4 – Temperatura do solo, precipitações e PPA nos sistemas de PC e PD, durante o período de avaliações.....	36
FIGURA 5 – Emissões de C-CO ₂ nos sistemas de PC e PD, avaliadas com o LI-6400-09. As barras verticais indicam o erro padrão.....	38
FIGURA 6 – Emissão acumulada de C-CO ₂ durante o período avaliado (DA = Dia Avaliado, Ex: 30/9 = 1, 20/10 = 21).....	39
FIGURA 7 – Efeito do preparo sobre as emissões de C-CO ₂ e temperatura do solo.....	40
FIGURA 8 – Emissões de C-CO ₂ nos sub-tratamentos, avaliadas com o LI-6400-09.....	42
FIGURA 9 – Correlações entre as emissões de C-CO ₂ e a temperatura média diária do solo, no sistema PC e PD.....	45
FIGURA 10 – Correlações entre as emissões de C-CO ₂ e a Porosidade Preenchida por Água (PPA) do solo, no sistema PC e PD.....	45
FIGURA 11 – Vista aérea da FUNDACEP, com a localização do experimento. Imagem retirada do Google Earth®	51
FIGURA 12 – Croqui da distribuição dos tratamentos e parcelas avaliadas no estudo.....	52
FIGURA 13 – Câmara de PVC e seus componentes, instalada na parcela de PC.....	55

FIGURA 14 – Precipitações e temperatura média do ar durante o período de avaliações.....	58
FIGURA 15 – Emissão de N ₂ O por tratamento, nos dias coletados, durante o período de avaliações. As barras verticais representam o erro padrão da média.....	59
FIGURA 16 – Comportamento das variáveis avaliadas controladoras das emissões de GEE pelo solo durante o período de avaliações, determinadas nos dias de coletas.....	62
FIGURA 17 – Fluxo de CH ₄ por tratamento, nos dias coletados, durante o período de avaliações. As barras verticais representam o erro padrão da média.....	64
FIGURA 18 – Fluxo de CO ₂ por tratamento, nos dias coletados, durante o período de avaliações. As barras verticais representam o erro padrão da média.....	67

LISTA DE ANEXOS

ANEXO A – Valores médios diários do fluxo de C-CO ₂ , avaliado com o LI-6400-09, temperatura e Porosidade Preenchida por Água (PPA) do solo, avaliados nos diferentes tratamentos.....	87
ANEXO B – Emissões de N ₂ O (µg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹), avaliado com câmara estática, nos diferentes tratamentos.....	88
ANEXO C – Fluxo de CH ₄ (µg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹), avaliado com câmara estática, nos diferentes tratamentos.....	89
ANEXO D – Emissões de CO ₂ (mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹), avaliado com câmara estática, nos diferentes tratamentos.....	90
ANEXO E – Concentrações de NH ₄ ⁺ e NO ₃ ⁻ (camada 0-0,10 m), temperatura do ar (°C), temperatura do solo (°C) e Porosidade Preenchida por Água (PPA) nos dias de avaliação de GEE.....	91

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	14
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1 O efeito estufa e a agricultura.....	17
2.2 Fluxo de CO ₂ em solos agrícolas.....	18
2.3 Fluxo de N ₂ O em solos agrícolas.....	20
2.4 Fluxo de CH ₄ em solos agrícolas.....	22
2.5 Potencial de mitigação dos gases de efeito estufa em solos agrícolas.....	24
3. CAPÍTULO 1 – EMISSÕES PRIMAVERAIS DE CURTO PRAZO DE DIÓXIDO DE CARBONO EM DIFERENTES SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO.....	26
3.1 Introdução.....	26
3.2 Objetivos.....	28
3.3 Material e Métodos.....	29
3.3.1 Caracterização da área experimental.....	29
3.3.2 Avaliação da emissão de C-CO ₂	31
3.3.3 Avaliações complementares.....	33
3.3.4 Análise estatística.....	34
3.4 Resultados e Discussão.....	36
3.5 Conclusões.....	47
4. CAPÍTULO 2 – FLUXO DE ÓXIDO NITROSO, METANO E DIÓXIDO DE CARBONO EM DIFERENTES SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO E ROTAÇÃO DE CULTURAS.....	48
4.1 Introdução.....	48
4.2 Objetivos.....	50
4.3 Material e Métodos.....	51
4.3.1 Caracterização da área experimental.....	51
4.3.2 Avaliação conjunta dos fluxos de N ₂ O, CH ₄ e CO ₂	54
4.3.3 Avaliações complementares.....	56
4.3.4 Análise estatística.....	57
4.4 Resultados e Discussão.....	58
4.5 Conclusões.....	71
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72
ANEXOS.....	87

1. INTRODUÇÃO GERAL

A agricultura tem como objetivo principal a produção de alimentos em quantidade e qualidade suficientes para suprir a demanda da população mundial. Porém, com o aumento da população mundial, torna-se necessário aumentar a produção de alimentos, que pode ser através da expansão das fronteiras agrícolas ou aumento da produtividade das áreas já cultivadas. Neste sentido, nos últimos anos, tem sido discutida a contribuição da atividade agrícola na poluição de lençóis freáticos, cursos d'água, solo e ar. Esta poluição é condicionada por atividades como o desmatamento, queimadas, mudança do uso da terra, altas dosagens de fertilizantes e uso incorreto de dejetos como fonte de nutrientes.

Uma das principais fontes de debate da comunidade científica mundial diz respeito ao aquecimento global. Este aquecimento está sendo provocado pelo aumento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera, entre os quais se destacam o dióxido de carbono (CO_2), o óxido nitroso (N_2O) e o metano (CH_4), que estão intimamente ligados com as práticas agrícolas, principalmente com o solo. Diversas projeções estão sendo feitas com relação ao aquecimento global, a grande maioria delas pessimistas, relacionadas ao aumento do nível médio dos oceanos, derretimento das calotas polares, diminuição da biodiversidade e períodos de estiagem mais intensos.

Porém, os estudos também apontam que a agricultura pode ser uma atividade mitigadora das emissões de gases de efeito estufa. Neste sentido, os esforços tem se concentrado no desenvolvimento de sistemas de manejo capazes de reduzir as emissões dos gases ou até mesmo armazená-los temporariamente, como é o caso do seqüestro de carbono. Dentre as práticas que tem se mostrado uma boa alternativa na mitigação é o sistema plantio direto.

O objetivo do sistema plantio direto, inicialmente, era de servir como uma prática de manejo do solo aplicada no controle da erosão. A erosão foi um dos legados da Revolução Verde no Rio Grande do Sul, que preconizava o emprego de defensivos, fertilizantes e mecanização em larga escala. O grande problema é que o sistema de manejo do solo difundido neste período era o preparo convencional do solo, com lavração e gradagens, prática trazida pelos imigrantes europeus. Essa

prática era necessária nos solos de clima temperado devido à necessidade de serem expostos à ação dos raios solares para sofrerem aquecimento. Deste modo, a germinação das plantas era possibilitada. Porém, essa prática demonstrou ser extremamente degradativa nos solos do Rio Grande do Sul, por apresentar características de clima tropical. O resultado foram milhões de toneladas de solo e fertilizantes perdidos por erosão e inúmeras áreas tornaram-se impróprias para a agricultura, devido ao avançado estágio de degradação dos solos.

Já o sistema plantio direto bem executado, com rotação de culturas, cobertura permanente do solo e associado com outras práticas conservacionistas, como o terraceamento, minimizaram as perdas de água e solo. Além disso, com o passar dos anos, foi se verificando que o sistema trouxe inúmeras vantagens adicionais, como aumento dos teores de matéria orgânica, quando associado à rotação de culturas. A matéria orgânica desempenha inúmeras funções no solo, aprimorando as três fases do solo (química, física e biológica), sendo um dos principais indicadores da qualidade do solo.

Sendo assim, o sistema plantio direto já cumpre uma função do ponto de vista ambiental muito importante. Agora, com os debates direcionados às emissões de gases de efeito estufa, o sistema plantio direto também tem se mostrado uma ótima alternativa à mitigação destes gases, quando associado à rotação de culturas e inclusão de leguminosas no sistema. As pesquisas indicam que, no Rio Grande do Sul, é possível acumular carbono no solo quando manejado nas condições anteriormente citadas, tornando o solo um dreno de CO_2 . Quanto ao CH_4 , os solos geralmente atuam como dreno, principalmente em condições de sequeiro. Em condições de solos inundados, as emissões de CH_4 são potencializadas. Porém, já existem pesquisas indicando que sistemas conservacionistas apresentam impacto positivo também nos solos alagados, mitigando a produção de CH_4 . Quanto ao N_2O , geralmente as emissões maiores são verificadas sob plantio direto. Neste caso, a inclusão de leguminosas no sistema tem se apresentado como uma alternativa na redução das emissões. Porém, as pesquisas são recentes e necessita-se obter dados mais conclusivos sobre as variáveis controladoras das emissões.

Um aspecto importante é que estudos de dinâmica do carbono de curto prazo, semelhante ao realizado neste trabalho, poderiam ajudar a identificar as práticas de preparo e manejo do solo, juntamente com suas diversas opções, que estariam causando maiores ou menores emissões imediatas quando adotadas. Assim, o

ganho ou perda de carbono do solo em longo período poderia ser projetado a partir dos estudos de influência das práticas sobre as emissões em curto prazo.

Este trabalho vem de encontro à demanda de se avançar na área de emissões de gases de efeito estufa pelo solo, principalmente relacionadas pelo impacto causado pelas práticas de manejo nas emissões. Nos dias atuais, não basta apenas aumentar a produtividade, é necessário aprimorar a qualidade dos sistemas agrícolas, principalmente no que diz respeito à sustentabilidade ambiental.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O efeito estufa e a agricultura

O efeito estufa é um processo natural ocasionado por gases traços, que em conjunto com o vapor d'água da atmosfera, absorvem e emitem radiação infravermelha, mantendo a temperatura média do planeta ao redor dos 14° C, sendo importante para o surgimento e a manutenção da vida no planeta (Baede et al., 2001). Os principais gases traços, também chamados de gases de efeito estufa (GEE), são o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O), sendo responsáveis por aproximadamente 50; 15,5 e 5% do forçamento radiativo causador do efeito estufa, respectivamente (IPCC, 2007).

Porém, o desenvolvimento industrial e a expansão das fronteiras agrícolas do mundo, principalmente a partir de meados do século XIX, têm acentuado a emissão de GEE, promovendo, assim, um efeito estufa adicional (Costa et al., 2008b) e, como consequência, há um incremento na temperatura média do planeta, chamado de aquecimento global, que apresenta sérias consequências ambientais e ao setor produtivo (IPCC, 2007). A partir da Revolução Industrial, a concentração de CO₂ aumentou 35%, de CH₄ 148% e de N₂O 55%, até 2005. Ressalta-se que o N₂O e CH₄ são emitidos em menores quantidades do que o CO₂, porém apresentam potencial de aquecimento 296 e 23 vezes, respectivamente, maior do que o CO₂ (IPCC, 2007).

Parte dos GEE é oriunda das atividades agrícolas, caracterizando esse setor como um dos responsáveis pelo aumento do efeito estufa (Cerri et al., 2004). Estima-se que a agricultura seja responsável por 23% das emissões de GEE de origem antropogênica. A contribuição da atividade agrícola ocorre principalmente pelo desmatamento, cultivo de arroz irrigado, criação de ruminantes, uso de fertilizantes minerais e pela decomposição da matéria orgânica do solo (MOS), promovida pelas práticas de preparo do solo (Lal et al., 1998; Reicosky & Lindstrom., 1993). À nível mundial, a estimativa é de que a agricultura contribua com aproximadamente 22% das emissões totais de CO₂, 80% das emissões de N₂O e

55% das emissões de CH₄ (IPCC, 2007). Já no Brasil, estima-se que 75% das emissões de CO₂, 94% das emissões de N₂O e 91% das emissões de CH₄ sejam oriundas de atividades agrícolas (EMBRAPA & CNPMA, 2006; Cerri & Cerri, 2007).

Frente à problemática do aquecimento global, destaca-se o papel potencial da agricultura em atuar como um dreno de GEE, contribuindo para mitigação do forçamento radiativo da atmosfera (Gomes, 2006). Estima-se que o setor agrícola possa compensar de 20 a 30% das emissões de GEE do Brasil (Bayer, 2007). Porém, a pesquisa de GEE é bastante recente e as ações devem ser intensificadas visando melhor quantificar a contribuição dos diferentes agroecossistemas para as emissões, bem como identificar atividades ou práticas com potencial de mitigação (Costa et al., 2008b).

2.2 Fluxo de CO₂ em solos agrícolas

O solo é considerado o principal reservatório temporário de carbono no ecossistema (Bruce et al., 1999), por apresentar, em média, 4,5 vezes mais carbono do que a biota e 3,3 vezes mais do que a atmosfera (Lal, 2004a). Porém, a concentração de CO₂ na atmosfera tem aumentado, principalmente, em virtude do grande consumo de combustíveis fósseis e pelo desflorestamento (Reicosky & Lindstrom, 1993; Cerri et al., 2004). Neste sentido, os fatores que aumentam as entradas de C e/ou diminuem a respiração do solo, irão favorecer o acúmulo de C, criando um dreno de CO₂ atmosférico (Smith & Conen, 2004). Os processos de influxo e efluxo de C do solo dependem das práticas de uso e manejo do solo, dentro dos limites impostos pelas condições climáticas e edáficas (CAST, 2004; Frank et al., 2006). O influxo de C pode ser definido como a remoção líquida de CO₂ da atmosfera e seu armazenamento em diferentes compartimentos, como, por exemplo, terrestre e geológico (Lal, 2004b).

A agricultura, através de práticas como o desflorestamento, preparo do solo, calagem e irrigação, têm causado decréscimo no teor de C do solo, decorrente do aumento da taxa de mineralização da MOS (Schlesinger, 1999; Cerri et al., 2001; Read et al., 2001). Paustian et al. (2000) relatam que a conversão de vegetação nativa em sistemas de produção agrícola, geralmente resulta na redução da MOS.

Os principais fatores que afetam as emissões de CO₂ são as temperaturas do ar e do solo e o teor de umidade do solo (Janssens et al., 2001; Costa et al., 2008b; Chavez et al., 2008), que apresentarão diferentes comportamentos conforme o manejo empregado no sistema de produção.

Neste contexto, o preparo convencional (PC) do solo, composto por intensas atividades de revolvimento, ocasiona o rompimento dos agregados do solo, expondo parte do C protegido no seu interior, tornando-o suscetível a mineralização (Beare et al., 1994; Six et al., 1999; Bronick & Lal, 2005; Wright & Hons, 2005), além de promover um maior contato solo-resíduos e aumentar a temperatura do solo, que favorecem a decomposição da MOS e as emissões de C-CO₂ (Reicosky & Lindstrom, 1993; Bayer et al., 2000a; Lal, 2003; Lisboa et al., 2006). Durante a decomposição da MOS, que é composta por 58% de C, os microrganismos utilizam o carbono que necessitam para a síntese de biomassa e o restante perde-se por respiração (Six et al., 2006). Linn & Doran (1984), verificaram que a atividade microbiana do solo é limitada pela restrição de difusão de O₂ através dos poros, quando o solo encontra-se muito úmido, e limita também na condição seca, devido à restrição da solubilidade de substratos de carbono orgânico (Zanchi et al., 2002). O preparo também reduz temporariamente a densidade do solo, aumentando a porosidade total, promovendo condições favoráveis à decomposição da MOS (Sartori et al., 2006). Lovato et al. (2004), estimam que a adição anual de carbono em PC necessária para manter o estoque original de carbono orgânico total é superior a 100% do requerido pelo PD.

Contudo, os sistemas de manejo que aumentem a adição de resíduos vegetais e a retenção de C no solo se constituem em alternativas importantes para aumentar a capacidade de dreno biológico de C-CO₂ atmosférico e mitigação do aquecimento global (Amado et al., 2001; Lovato et al. 2004; Bayer et al., 2006; Gomes, 2006; Cerri et al., 2007; Zanatta et al., 2007; Costa et al., 2008a). O PD, por reduzir a mobilização do solo e por necessitar ser associado à rotação de culturas, com inclusão de culturas de cobertura, apresenta balanço positivo de carbono no solo no Brasil (Sá et al., 2001; Mielniczuk et al., 2003; Cerri et al., 2004; Machado et al., 2004; Amado et al., 2006; Costa et al., 2008a). Cerri et al. (2007), descrevem que os solos brasileiros acumulam, em média, 0,5 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Já algumas pesquisas no sul do Brasil, comparando o PD com o PC, indicam o seqüestro de C variando de 0,12 a 1,6 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (Bayer et al., 2000a; Amado et al., 2001;

Amado et al., 2006). Além disso, sistemas envolvendo pastagens perenes também têm sido apontados como recuperadores do teor de carbono do solo (Corazza, et al., 1999; Jantalia et al., 2006a).

Verificando diversos trabalhos, encontraram-se resultados distintos quanto à magnitude das emissões de CO₂ em PC e PD. Comparando os sistemas de preparo convencional e o plantio direto, são reportadas maiores emissões em PC (Reicosky et al., 1997), em PD (Hendrix et al., 1998; Chavez et al., 2008) e emissões similares (Sanhueza et al., 1994, Fortin et al., 1996; Campos, 2006; Costa et al., 2008a). Esta variedade de resultados sugere que os efeitos do preparo nas emissões de CO₂ dependeram de outros fatores, que variam de local para local, assim como o tipo de solo (Liu et al., 2006)

2.3 Fluxo de N₂O em solos agrícolas

As emissões anuais de N₂O devido às atividades antrópicas estão sofrendo um aumento anual na ordem de 0,2 a 0,3% (CAST, 2004). Estima-se que, das emissões provocadas pela atividade humana, 80% sejam oriundas da agricultura (Beauchamp, 1997). Além dos problemas relacionados ao efeito estufa, o N₂O também provoca a destruição da camada de ozônio (Crutzen, 1981), trazendo inúmeros problemas relacionados à saúde humana.

No solo, a maioria do N₂O é produzida pelos processos de nitrificação e desnitrificação (Firestone & Davidson, 1989; Matson & Vitousek, 1990), embora o gás não seja o principal produto final desses processos (Giacomini, 2005). A nitrificação requer condições aeróbias e é dependente do suprimento de amônio (NH₄), sendo promovida, principalmente, por bactérias autotróficas. Este mecanismo de formação de N₂O ainda não está completamente elucidado (Khahil et al., 2004). Já a desnitrificação, que é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas, depende da disponibilidade de C orgânico lábil e nitrato (NO₃⁻), tendo sua atividade intensificada em ambientes ou sítios anaeróbicos (Moreira & Siqueira, 2006; Aita & Giacomini, 2007). Os processos de desnitrificação e nitrificação no solo podem ocorrer simultaneamente, pois no interior dos agregados, podem desenvolver-se microsítios de anaerobiose e aerobiose (Rochette et al., 2000;

Giacomini, 2005). Vários autores relatam que o processo de desnitrificação é o principal responsável pela emissão de N_2O , porém, em certas ocasiões, a nitrificação pode ter uma importância maior (Skiba et al., 1993). Além disso, a temperatura, a umidade, a porosidade preenchida por água (PPA) e o pH têm sido identificadas como variáveis controladoras das emissões de N_2O em solos agrícolas (Maag & Vinther, 1996; Weitz et al., 2001; Dalal et al., 2003), pois afetam as atividades dos microrganismos nitrificadores e desnitrificadores. No caso da PPA, alguns autores reportam que as altas taxas de emissão de N_2O ocorreram quando o solo apresentou PPA acima de 60%, o que dificultou a difusão de O_2 no solo e favoreceu a formação de ambientes anaeróbicos (Dobbie & Smith, 2001; Smith et al., 2003; Bateman & Baggs, 2005). No entanto, não existem dados que comprovem que essas observações são válidas para Latossolos de regiões tropicais, principalmente porque a alta drenagem dos solos e a elevadas taxas de evapotranspiração nessa região poderiam limitar a formação de N_2O no solo (Jantalia et al., 2006b).

O suprimento de N para as plantas, através da adubação, aumenta as emissões de N_2O (Smith et al., 1998, Dalal et al., 2003; Dobbie & Smith, 2003; Novoa & Tejeda, 2006; Siqueira Neto, 2006; Piccolo et al., 2007), onde, em média, 1,25% do N aplicado na forma de uréia é perdido como N_2O (Bouwman, 1996), bem como o retorno de N através dos resíduos culturais e cultivo de plantas de cobertura (Baggs et al., 2000). Mosier et al. (1997) encontraram uma emissão média anual de duas a quatro vezes maior em solos adubados, em relação àqueles que não receberam adubação nitrogenada. Gomes (2006) constatou que a adubação nitrogenada mineral no milho emitiu taxas maiores de N_2O do que quando a mesma quantidade de N foi suprida pela adição de fitomassa de ervilhaca. Além disso, existe influência da forma de N aplicada no solo nas emissões de N_2O (Dobbie & Smith, 2003). Costa et al. (2008b) descrevem que estudos preliminares no sul do Brasil indicaram maiores emissões de N_2O em solo adubado com nitrato de amônio, em relação a uréia; resultado relacionado com a disponibilidade de N suprindo tanto o processo de nitrificação, como o de desnitrificação. Eincher (1990) reporta que a emissão de N_2O varia de acordo com o tipo de fertilizante e corresponde de 0,001% a 6,8% do N aplicado. Já Vargas & Hungria (1997), em áreas cultivadas no Cerrado, relatam que a maior emissão de N_2O foi incrementada pela fixação biológica de N na soja.

A dimensão das emissões de N_2O varia dependendo da composição do resíduo (Baggs et al., 2000) e da quantidade de biomassa adicionada ao solo (Aulakh et al., 1991), onde as maiores taxas de emissão foram encontradas naqueles com menor relação C/N (Márquez et al, 2000; Millar et al., 2004). Gomes (2006) encontrou que os sistemas com leguminosas apresentaram maior emissão de N_2O do que o sistema aveia/milho e mostrou dependência da época do manejo dessas culturas, decorrente das condições meteorológicas na qual irá ocorrer a decomposição dos resíduos vegetais. Já Escobar (2007) verificou que a emissão em PD foi intensificada pela presença de resíduos de soja em comparação aos de milho.

Em relação ao preparo do solo, geralmente as emissões são maiores em solos sem preparo (Baggs et al., 2003; Smith & Conen, 2004; Zanatta et al., 2008). Estes resultados têm sido atribuídos à menor difusão de oxigênio (O_2) no solo, decorrente da compactação, da porosidade reduzida (Vinten et al., 2002; Baggs et al., 2003; Liu et al., 2006), principalmente em períodos de chuvas freqüentes e intensas (Jantalia et al., 2006b) e à maior atividade microbiana, que consumiria o O_2 e criaria sítios de anaerobiose (Baggs et al., 2006). O PD, por apresentar maior estoque de MOS e aumentar a população de bactérias desnitrificadoras (Palma et al., 1997), proporciona condições favoráveis às emissões de N_2O . Porém, o efeito do preparo do solo sobre as emissões de N_2O depende da interação entre diversos fatores ligados ao solo e ao clima (Aita & Giacomini, 2007), sendo que Lessa et al. (2008) relatam que o uso de PD não resultou em maior, nem menor emissão de N_2O do solo, em comparação ao PC.

2.4 Fluxo de CH_4 em solos agrícolas

A agricultura e a pecuária contribuem com mais de 55% da emissão total deste gás, cuja concentração na atmosfera tem aumentado em 1% ao ano (IPCC, 2007). Apesar de ser considerado um gás causador de efeito estufa, ele também reage com O_2 , na presença de óxido nítrico, formando ozônio na troposfera terrestre (Milich, 1999). As principais fontes que originam metano são: solos naturalmente inundados, lavouras de arroz, fermentação entérica, gás natural, queima da

biomassa, atividade de cupins, aterros de lixo, minas de carvão e oceanos (Millich, 1999).

Os ambientes anaeróbios são a principal fonte de CH_4 (Mosier et al., 2004), devido aos microrganismos terem o CH_4 como produto final do metabolismo oxidativo anaeróbio do substrato orgânico (Moreira & Siqueira, 2006). Nestes locais, a emissão de CH_4 é condicionada pela textura do solo, sendo que os solos de textura mais arenosa apresentam maior oxidação do CH_4 do que os solos argilosos (Boeckx et al., 1997) e pela concentração de aceptores inorgânicos de elétrons. A metanogênese é aumentada com a adição de restos culturais ou pela adubação verde (Yagi & Minami, 1990), devido à maior disponibilidade de substratos fermentativos. Bharati et al. (2001) observaram correlação positiva significativa entre a média de metano emitido e o conteúdo de carbono mineralizável no solo.

Em solos aeróbios, pode ocorrer oxidação do CH_4 , processo também chamado de absorção, com o solo atuando como um dreno (Wang & Ineson, 2003) ou produção de CH_4 (metanogênese), de modo que este processo se concentra nos microsítios anaeróbios. Porém, todas as bactérias metanotróficas são aeróbias obrigatórias, já que a enzima responsável pela primeira etapa do processo de oxidação do CH_4 é mono-oxygenase (MMO), que requer O_2 molecular (Mosier et al., 2004).

O fluxo líquido de CH_4 irá variar de acordo com a natureza do sistema agrícola e as práticas de manejo adotadas (Mosier et al., 2004). Vários autores relatam que ocorre diminuição na capacidade de absorção de metano pelo solo devido à mudança do uso da terra (Smith & Conen, 2004; Powlson et al., 1997; Steudler et al., 1996). Segundo Ball et al. (1999) a taxa de absorção de metano pode ser reduzida pelo preparo do solo devido à perturbação dos microrganismos metanotróficos. Gomes (2006) reportou que o PD, quando associado a sistemas com gramíneas ou leguminosas de inverno, teve uma tendência de apresentar baixas taxas de absorção de metano, enquanto que o PC apresentou emissão.

Em solos agrícolas, a aplicação de adubos nitrogenados diminui a taxa de absorção de CH_4 (Majumdar & Mitra, 2004). O amônio atua como inibidor da absorção do CH_4 no solo ao competir pela enzima mono-oxygenase (Hüstch et al., 1993; Boeckx et al., 1997). Também existe um efeito indireto da adubação nitrogenada, que é a acidificação do solo, que extrapola os limites inferiores de pH para as bactérias metanotróficas (Hüstch, 1998). Porém, alguns autores já

reportaram não haver influência da adubação nitrogenada na absorção de CH₄ (Glatzel & Stahr, 2001; Ruser et al., 1998).

2.5 Potencial de mitigação dos gases de efeito estufa em solos agrícolas

O uso e o manejo do solo podem influenciar o fluxo de GEE em agroecossistemas (Liebig et al., 2005). O IPCC (2007) recomenda que as políticas, medidas e instrumentos para mitigar a mudança do clima devem promover incentivos financeiros e regulamentações para a melhoria do manejo da terra, manutenção do teor de carbono no solo, uso eficiente de fertilizantes e irrigação. Além disso, descreve que não há uma lista de práticas de mitigação que possa ser aplicada universalmente; as práticas precisam ser avaliadas para cada sistema agrícola e suas características.

O preparo do solo, por ocasionar ruptura dos macroagregados e expor o C às enzimas microbianas, é um fator de redução dos estoques de MOS (Reicosky & Lindstrom, 1993). Costa et al. (2008a) relatam que o solo em PC e o solo em PD associado a sistemas de cultura com baixo aporte de resíduos vegetais, apresentam balanço negativo de C, evidenciando que a prática da semeadura direta, por si só, não é uma estratégia potencial de mitigação das emissões de CO₂.

A contribuição da agricultura para o efeito estufa antropogênico pode ser reduzida através do desenvolvimento de sistemas de manejo do solo com capacidade para mitigar as emissões dos gases de GEE (Janzen et al., 1998; Bayer et al., 2000b). Dentre as práticas de manejo destacam-se o PD e o uso de leguminosas como plantas de cobertura em sistemas de rotação de culturas, contribuindo para mitigação das emissões de CO₂ e de N₂O, a partir do seqüestro de C e maior eficiência no uso e manejo de N (Costa et al., 2008b; Gomes, 2006). Uma grande parcela do potencial de mitigação da agricultura decorre do seqüestro de carbono do solo, o qual tem muitas sinergias com a agricultura sustentável e geralmente reduz a vulnerabilidade à mudança do clima (IPCC, 2007). Os sistemas conservacionistas de manejo têm despontado como grande alternativa nos solos agrícolas brasileiros para retenção de CO₂ atmosférico (Costa et al., 2008b), de modo que os benefícios ambientais da mitigação das emissões são dependentes da

adoção pelos agricultores de práticas de manejo que favoreçam o incremento do teor de MOS (Amado et al., 2008). Um dos principais mecanismos propostos para aumento de C no solo está ligado à formação de macroagregados (proteção física) (Mielniczuk et al., 2003; Six et al., 2006).

Segundo Costa et al. (2008b), fontes alternativas de N, como as leguminosas, podem diminuir a emissão de N_2O , o que pode ser decorrente da liberação mais gradativa do N em comparação aos fertilizantes minerais. O sincronismo da liberação de N pela cultura antecessora e a subsequente parece ser a melhor estratégia para reduzir a disponibilidade de N mineral no solo e por consequência mitigar as emissões de N_2O .

Em solos alagados, drenagens periódicas resultam em redução na emissão de CH_4 , sendo uma alternativa para mitigação das emissões (Yagi et al., 1996; Aulakh et al., 2001). Outra opção para redução das emissões é a utilização de sulfato de amônio, em relação à uréia, como fonte de N na adubação em cobertura (Bronson et al., 1997). Costa et al. (2008b), reportam que a mitigação do efluxo de metano do solo em sistemas conservacionistas equivaleu ao seqüestro de $0,60 \text{ Mg C ha}^{-1}$ em cada safra, demonstrando um benefício ambiental similar ou um pouco superior ao seqüestro de C em solos aerados sob PD na região Sul do Brasil. Porém, Wassmann & Aulakh (2000) consideram que a identificação de cultivares de baixa emissão de CH_4 e com alto potencial produtivo é a estratégia mais promissora de mitigação das emissões de CH_4 .

O que deve ser ressaltado é que uma pequena quantidade de trabalhos tem levado em consideração as emissões de N_2O e CH_4 nos estudos de balanço global da emissão de gases de efeito estufa pela agricultura, o qual parece estar associado à aparente baixa quantidade emitida, mas que em determinadas situações, pode neutralizar parcial ou totalmente a mitigação do efeito estufa baseado apenas nas emissões de CO_2 (Jantalia et al., 2008).

De maneira geral, verificando a importância do solo no ciclo dos GEE, vislumbra-se um futuro onde a redução das emissões de GEE no Brasil deverá passar, sem dúvidas, pela melhoria dos processos relacionados à agricultura (Costa et al., 2008b).

3. CAPÍTULO 1

EMISSÕES PRIMAVERAIS DE CURTO PRAZO DE DIÓXIDO DE CARBONO EM DIFERENTES SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO

3.1 Introdução

O dióxido de carbono (CO_2) é o gás de efeito estufa antrópico mais importante, cuja concentração atmosférica global aumentou de um valor pré-industrial de cerca de 280 ppm para 383 ppm em 2007. Para 2008, as estimativas são de um aumento recorde de 2,2 ppm (Global Carbon Project, 2007). Os aumentos globais da concentração de CO_2 na atmosfera se devem principalmente ao uso de combustíveis fósseis e à mudança no uso da terra (IPCC, 2007). Recentemente, especula-se também um possível efeito de redução do potencial de absorção dos grandes drenos biológicos, como os oceanos e a vegetação (Canadell, 2007).

A agricultura apresenta também um considerável potencial de emissão de CO_2 , relacionado principalmente com a queima de combustíveis fósseis pelas máquinas agrícolas; com a conversão de áreas anteriormente cobertas com vegetação natural, como o Cerrado e a Amazônia, para áreas agricultáveis; com as queimadas e com a mineralização da MOS, através das atividades de preparo.

O PC do solo, que consiste no seu revolvimento freqüente, através das lavrações e gradagens, promove uma desestruturação na camada de preparo, fracionando os agregados. Essa quebra expõe parte do C lábil antes protegido à decomposição (Bronick & Lal, 2005; Wright & Hons, 2005). Além disso, outro efeito do preparo é a alteração da constante de decaimento k , que no geral é maior nas parcelas onde o preparo do solo foi conduzido, devido ao aumento da oxigenação promovido pela descompactação do solo.

Porém, os sistemas conservacionistas de manejo do solo, como o PD, associado à rotação de culturas, promove um aumento de MOS, principalmente pela

pequena mobilização do solo, que promove a formação de macroagregados, que são considerados peça-chave no mecanismo de seqüestro de carbono em solos agrícolas (Zoratelli et al., 2005).

As emissões de CO₂ pelo solo estão relacionadas à atividade biológica, que é representada pela respiração das raízes e a decomposição da MOS pela atividade microbiana. Sendo assim, os fatores que vão determinar o fluxo de CO₂ no sistema serão condicionados pela temperatura e umidade do solo, que estarão afetando a produção e difusão do gás do solo até a atmosfera.

A hipótese deste trabalho é que a emissão de CO₂ pelo solo manejado sob PD é menor do que no solo sob PC, durante a implantação de culturas de verão, em Latossolo do Rio Grande do Sul.

3.2 Objetivos

- Avaliar as emissões de CO₂ em PC e PD no período de preparo do solo e implantação das culturas de verão;
- Avaliar a relação entre as emissões de CO₂ e as variáveis temperatura e umidade do solo.

3.3 Material e Métodos

3.3.1 Caracterização da área experimental

O estudo foi desenvolvido em parcelas que constituem o experimento "Influência do preparo do solo e da rotação de culturas sobre o rendimento e a rentabilidade das culturas", instalado em 1985 (Ruedell, 1995), situado na Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa Fecotrigo (FUNDACEP), município de Cruz Alta – RS (FIGURA 1). A FUNDACEP localiza-se na região do Planalto Médio do RS (Rio Grande do Sul, 1994), nas coordenadas geográficas 28°36' Sul e 53°40' Oeste e altitude de 409 m. O solo ocorrente é classificado como Latossolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 2005).

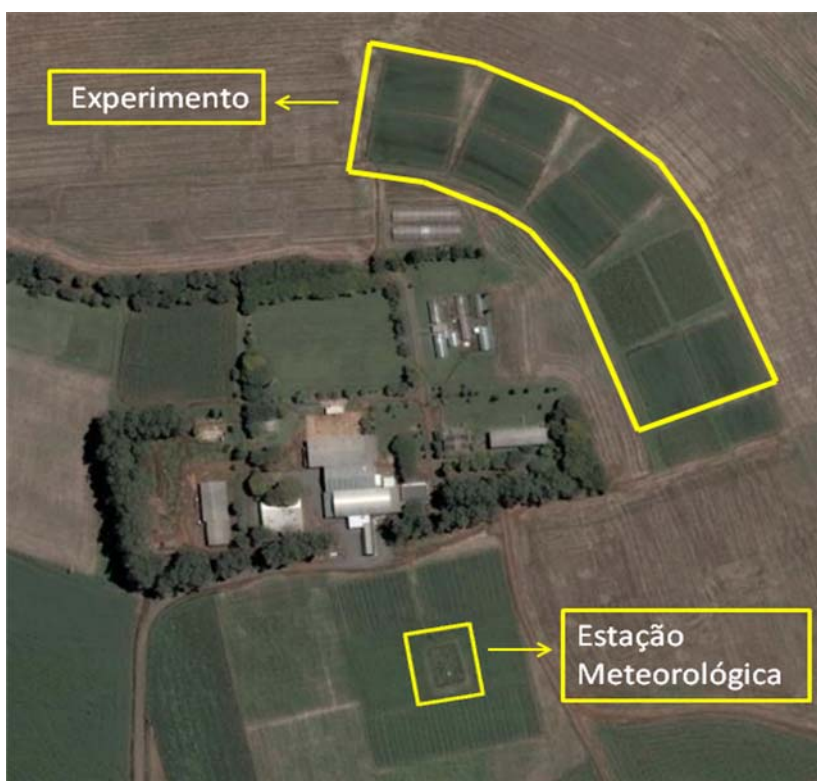
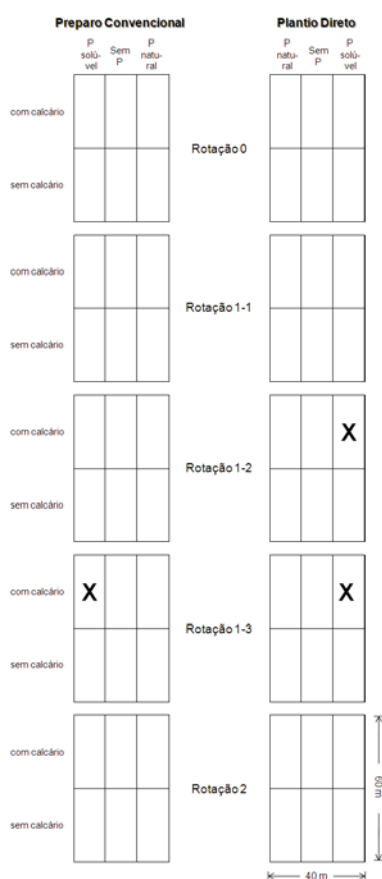


FIGURA 1 – Vista aérea da FUNDACEP, com a localização do experimento. Imagem retirada do Google Earth®.

O clima, segundo a classificação de Köppen (Moreno, 1961), é subtropical úmido, tipo Cfa 2a. A precipitação média anual é de 1755 mm (média do período 1974 a 2006 – Estação Meteorológica da FUNDACEP), com chuvas distribuídas uniformemente durante o ano, podendo ocorrer períodos de estiagem em determinados anos. A temperatura média anual é de 18,7°C (média do período de 1998 a 2006 – Estação Meteorológica da FUNDACEP), com temperaturas mínimas de 8,6°C no mês de julho e máximas de 30°C no mês de janeiro (Moreno, 1961).

O experimento é constituído por dois sistemas de preparo de solo (PC e PD) e três sistemas de rotação de culturas, com as parcelas principais medindo 40 x 60 m, conforme o croqui da FIGURA 2. A área do experimento apresenta declividade média de 4,7%.



Legenda:

Rotação 0: trigo/soja

Rotação 1-1: trigo/soja/aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo

Rotação 1-2: aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja

Rotação 1-3: aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja

Rotação 2: aveia/soja/trigo/soja

X: Parcelas avaliadas

FIGURA 2 – Croqui da distribuição dos tratamentos e parcelas avaliadas no estudo.

No presente estudo, foi selecionado o sistema de rotação de culturas R1-3, sendo um sistema com intensas rotações de inverno e verão, conforme a seqüência: aveia preta (*Avena strigosa* Schreber) / soja (*Glycine max* (L.) Merr.) / aveia preta + ervilhaca comum (*Vicia sativa* (L.) Walp.) / milho (*Zea mays* L.) / nabo (*Raphanus sativus* var. *oleiformis* L.) / trigo (*Triticum aestivum* L.) / soja. No início das avaliações, a cultura estabelecida nas parcelas era aveia preta + ervilhaca.

As avaliações foram executadas nos tratamentos com fósforo solúvel e com calcário, nos dois sistemas de preparo de solo (FIGURA 2), por serem os sistemas mais representativos empregados por agricultores da região do Planalto do Rio Grande do Sul. As parcelas mediram 13,3 x 30,0 m.

O PC consistiu de uma lavração, com arado discos, seguido de duas gradagens. O PD consistiu na mobilização do solo apenas na linha de semeadura, permanecendo as entre-linhas cobertas pelos resíduos da cultura anterior.

As atividades de manejo do solo para estabelecimento da cultura subsequente (milho) foram as seguintes:

01/10 – Lavração, com arado de quatro discos, a 0,20 m de profundidade (PC);

04/10 – Gradagens, com grade de 36 discos, a 0,15 m de profundidade (PC);

04/10 – Rolagem, rolo-faca (PD);

18/10 – Semeadura, com semeadora Semeato SHM mid land 15/17, equipada com facão (PC e PD).

3.3.2 Avaliação da emissão de C-CO₂

As emissões de C-CO₂ foram avaliadas do dia 28/09/2007 ao dia 20/10/2007.

As avaliações realizaram-se pelo método da câmara de fluxo fechada dinâmica, através de um analisador infravermelho (Soil CO₂ Flux Chamber 6400-09, Licor, NE, USA). Esta câmara consiste de um sistema colocado sobre anéis de PVC de 0,10 m de diâmetro, inseridos a 0,01 m no solo (Healy et al., 1996). A câmara tem um volume interno de 991 cm³, com uma área exposta para o solo de 71,6 cm², acoplada a um sistema portátil analisador de gás por absorção na faixa do infravermelho (IRGA), o qual determina a concentração de CO₂ por meio de espectroscopia de absorção ótica (FIGURA 3). As emissões foram calculadas

através do melhor ajuste de uma regressão linear das medidas de fluxo de CO_2 do solo para a câmara. A concentração de CO_2 no interior da câmara foi avaliada a cada 2,5 segundos, levando a um tempo médio de leitura de 1,5 minutos por anel. Posteriormente, os valores obtidos em CO_2 foram transformados para C-CO_2 .



FIGURA 3 – Anéis de PVC instalados no solo após a atividade de lavração e LI-6400-09 realizando a leitura da emissão instantânea de CO_2 .

Na parcela de PC foram instalados 24 anéis de PVC, perpendicularmente à linha de preparo do solo, de modo que cada 6 anéis formavam uma repetição dentro da parcela, sendo elas distribuídas uniformemente. Ressalta-se que foi selecionado um local na parcela onde ocorreu uma falha de semeadura da cultura em desenvolvimento, sem nenhum tipo de vegetação, sendo instalados 6 anéis e denominado preparo convencional sem raiz e palha (PCSPSR). Sendo assim, a parcela ficou composta por 3 repetições de PC e 1 repetição de PCSPSR. Após a implantação da cultura do milho, em cada repetição, 4 anéis foram instalados na

entre-linha e 2 na linha, tomando cuidado para serem colocados entre as plantas, na linha.

Na parcela de PD, foram instalados 30 anéis de PVC, perpendiculares à linha de semeadura das culturas. Da mesma forma que no PC, nesta parcela também 6 anéis formavam uma repetição, sendo elas distribuídas uniformemente. Porém, selecionou-se uma das repetições para se retirar os resíduos vegetais da superfície, sendo esta chamada de plantio direto sem palha (PDSP) e outra repetição foi instalada onde ocorreu falha de semeadura, sendo também retirada a palha da superfície, denominando-se plantio direto sem palha e sem raiz (PDSPSR). Então, esta parcela ficou composta por 3 repetições de PD, 1 repetição de PDSP e 1 repetição de PDSPSR. Da mesma forma que no PC, após a implantação da cultura do milho, em cada repetição, 4 anéis foram instalados na entre-linha e 2 na linha, tomando cuidado para serem colocados entre as plantas, na linha.

As avaliações iniciaram-se três dias antes do preparo do solo, sendo realizadas em 16 dias (dias 28, 29, 30 de setembro de 2007, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 17, 18, 19, 20 de outubro de 2007). Do dia 10 ao dia 16 de novembro de 2007 não foram realizadas avaliações em função das contínuas chuvas diárias neste período. Os resultados das avaliações dos dias 28 e 29/9 foram desconsiderados devido aos valores extremamente altos, decorrentes, provavelmente, da perturbação do solo na instalação dos anéis. Então foram considerados 14 dias, totalizando 72 avaliações no período. As emissões de CO₂ foram registradas às 8, 13 e 17 horas no PC e às 9, 14 e 18 horas no PD, tendo sido calculada a emissão média diária.

3.3.3 Avaliações complementares

Além das emissões de C-CO₂, foram avaliadas a temperatura e a umidade do solo a 0,10 m de profundidade, com auxílio de geotermômetros e através da secagem de uma amostra de solo em estufa (105°C) por 24 horas, respectivamente.

Com os valores de densidade e umidade do solo foi calculada a porosidade preenchida por água (%PPA), utilizando as fórmulas matemáticas descritas a seguir:

$$PPA (\%) = \frac{U_g \times D_s}{P_t \times D_a} \times 100$$

, onde

U_g = Umidade gravimétrica (g g^{-1})

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

P_t = Porosidade Total (g g^{-1})

D_a = Densidade da água (1 Mg m^{-3})

$$P_t = 1 - \frac{D_s}{D_p}$$

, onde

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

D_p = Densidade de partículas ($2,65 \text{ Mg m}^{-3}$)

Os dados de temperatura do ar e precipitação pluviométrica durante o período avaliado foram obtidos nos registros da estação meteorológica da FUNDACEP, distante aproximadamente 150 m da área experimental.

3.3.4 Análise estatística

Primeiramente, com auxílio do software Excel 2007, foram identificados os pontos atípicos e extremos, através de gráficos Box-Plot, elaborados para cada dia de avaliações. Primeiramente se calculou a mediana, o quartil inferior (Q1) e o quartil superior (Q3). Depois, subtraiu-se o quartil superior do quartil inferior, sendo o resultado chamado de valor L. Os valores de emissão que estiveram no intervalo $Q3+1,5L$ e $Q3+3L$ e no intervalo $Q1-1,5L$ e $Q1-3L$, foram considerados atípicos. Os valores maiores que $Q3+3L$ e menores que $Q1-3L$ foram considerados extremos. Tanto os valores atípicos como os extremos foram excluídos.

Os efeitos dos sistemas de preparo do solo sobre as emissões de C-CO₂ foram investigados através da análise descritiva dos dados, fazendo uso da média e

seu desvio-padrão. A dependência da emissão de C-CO₂ em relação à temperatura e umidade do solo foi avaliada a partir da significância dos coeficientes de correlação de regressões lineares, utilizando a metodologia Stepwise Regression do tipo Backward, sendo que os parâmetros de precisão deveriam apresentar significância $p < 0,10$ para entrar no modelo. As emissões de C-CO₂ entre os sistemas de preparo do solo foram avaliadas através do Teste de Tukey, a 5% de significância. Estes procedimentos foram realizados através do pacote estatístico SAS[®], versão 8.02 (SAS Institute Inc, Cary, NC).

3.4 Resultados e Discussão

As variáveis controladoras da variabilidade temporal das emissões de C-CO₂ estão representadas na FIGURA 4, consistindo das precipitações diárias, das médias da Porosidade Preenchida por Água (PPA) e temperatura do solo dos dias avaliados e as datas das operações de manejo do solo e implantação das culturas.

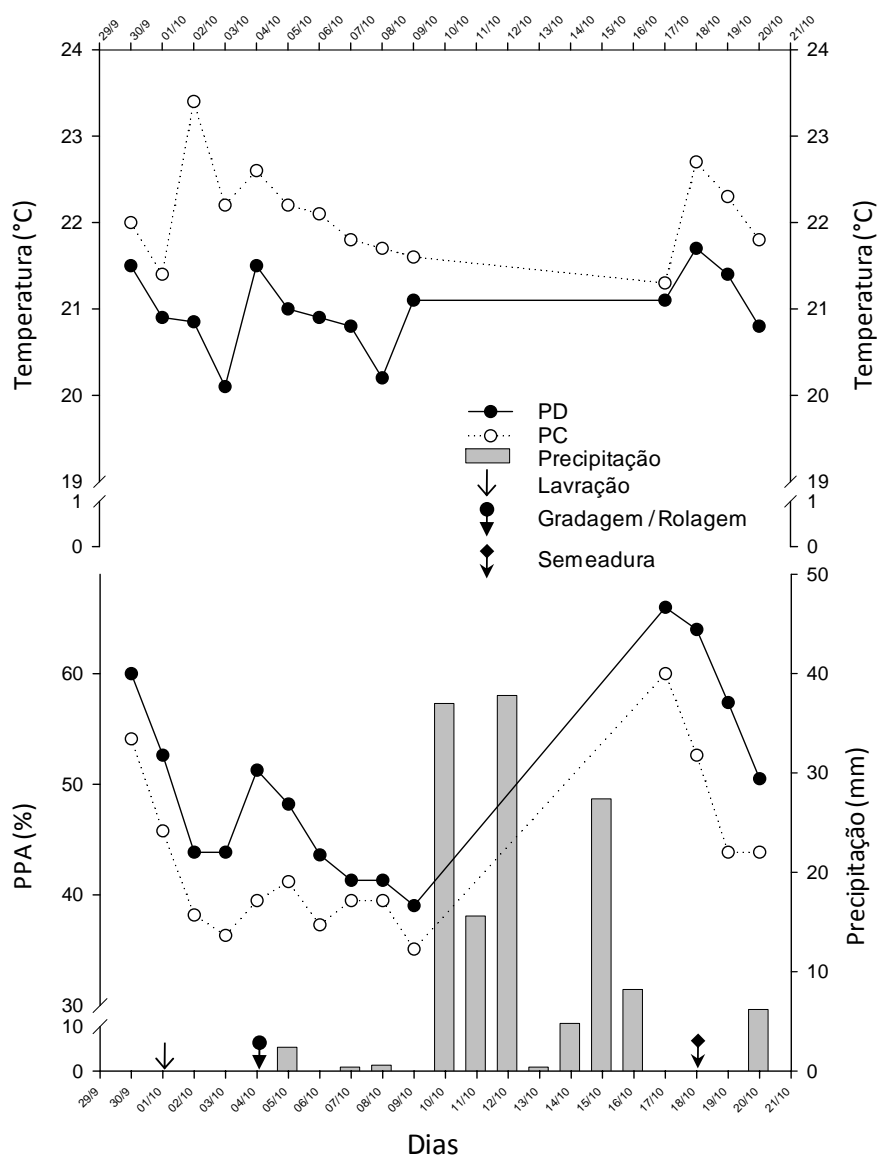


FIGURA 4 – Temperatura do solo, precipitações e PPA nos sistemas de PC e PD, durante o período de avaliações.

As precipitações durante os primeiros dez dias (30/09-09/10) ocorreram na forma de chuvas convectivas. Porém, do dia 10/10 ao dia 16/10 verificou-se um volume excessivo de chuvas (131,2 mm), que corresponde a aproximadamente 80% da média normal do mês (167,0 mm). Estes eventos inviabilizaram as medições de C-CO₂ durante os sete dias. A última precipitação ocorreu na noite do último dia de avaliações. Desse modo, o solo manteve um médio teor de umidade, com a PPA média do período avaliado de 40,6% no PC e 46,5% no PD. Segundo Linn & Doran (1984), a maior atividade microbiana aeróbica encontra-se com PPA próxima a 60,0% e a menor próxima a 30,0%. Sendo assim, a PPA não deve ter sido um fator limitante à atividade microbiana responsável pelas emissões de C-CO₂.

Quanto à temperatura do solo, ela foi superior no PC durante todo o período avaliado, com média de 22,0°C, enquanto que no PD foi de 20,9°C, podendo ser um fator determinante para uma maior emissão no PC. Resumindo os fatores abióticos, o PD teve maior PPA e menor temperatura que o PC.

Durante todo o período de avaliação verificou-se efluxo de C-CO₂ (FIGURA 5), sendo maior no PC em relação ao PD, com média de 48,0 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de C-CO₂ no PC e de 28,0 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de C-CO₂ no PD (TABELA 1). O maior pico de emissão C-CO₂ foi verificado no PC, um dia após a lavração, com 62,0 kg ha⁻¹ dia⁻¹, seguido de outro pico na gradagem, com 57,0 kg ha⁻¹ dia⁻¹ e novamente na semeadura, com 52,0 kg ha⁻¹ dia⁻¹.

As maiores emissões em PC do que em PD já foram relatadas anteriormente por Reicosky & Lindstrom (1993). La Scala Jr. et al. (2001), em estudo realizado em Latossolo Vermelho, no estado de São Paulo, encontrou as maiores emissões 24 horas após o preparo, porém, com valores inferiores aos encontrados neste estudo (30,8 kg ha⁻¹ dia⁻¹ no preparo com arado + grade de discos). Reicosky et al. (1997) afirmam que as emissões de C-CO₂ logo após as operações de preparo se devem, principalmente, ao C-CO₂ já formado no solo, pois neste momento os microrganismos estão se adaptando às novas condições do meio.

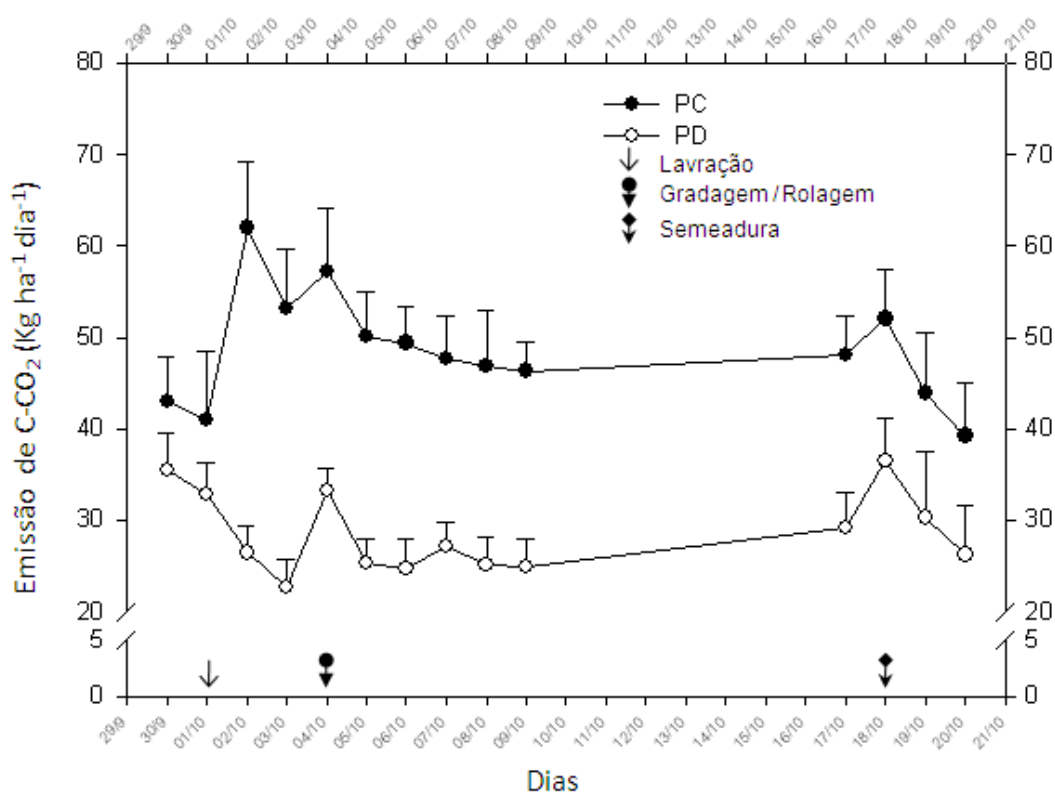


FIGURA 5 – Emissões de C-CO₂ nos sistemas de PC e PD, avaliadas com o LI-6400-09. As barras verticais indicam o erro padrão.

Campos (2006), investigando as emissões de C-CO₂ no mesmo experimento, durante dois anos, encontrou valor semelhante no PD (26,0 kg ha⁻¹ dia⁻¹), mas inferior no PC (24,4 kg ha⁻¹ dia⁻¹). Esta distinção de valores do PC pode ser explicada devido à avaliação neste trabalho ter sido realizada em um curto-período, onde ocorreram condições ótimas de temperatura e umidade para atividade dos microrganismos do solo, enquanto que a de Campos (2006) foi uma média de um longo período de tempo (728 dias).

No PD, o maior pico de C-CO₂ ocorreu após a semeadura, com emissão média de 36,5 kg ha⁻¹ dia⁻¹, seguido da emissão verificada no dia da realização da rolagem das culturas de cobertura, com 33,0 kg ha⁻¹ dia⁻¹. Este resultado evidencia que a mínima perturbação do solo no PD já pode ser suficiente para promover um aumento nas emissões de C-CO₂, que pode ser atribuída ao C-CO₂ pré-existente no solo.

A emissão acumulada de C-CO₂ durante o período de 21 dias estudado está

demonstrada na FIGURA 6, sendo que foi de 1009,8 kg ha⁻¹ no PC e de 589,6 kg ha⁻¹ no PD, ou seja, 42,0% superior no sistema com revolvimento do solo. Estes resultados discordam com os encontrados por Campos (2006) e Chavez (2007) que encontraram maior emissão acumulada em PD, nas mesmas parcelas avaliadas. Porém, Campos (2006) avaliou os tratamentos por dois anos (longa duração) e Chavez (2007) por 30 dias (curta duração), no entanto durante o outono, com baixas temperaturas. Esse resultado indica um importante efeito de sazonalidade das emissões induzidas pelos sistemas de preparo do solo sob clima subtropical, variando com a estação do ano. Costa (2005), em experimento de longa duração, relata que a emissão de C-CO₂ pelo solo, após o preparo, tendeu a ser maior em PC do que em PD, situação que perdurou por três meses.

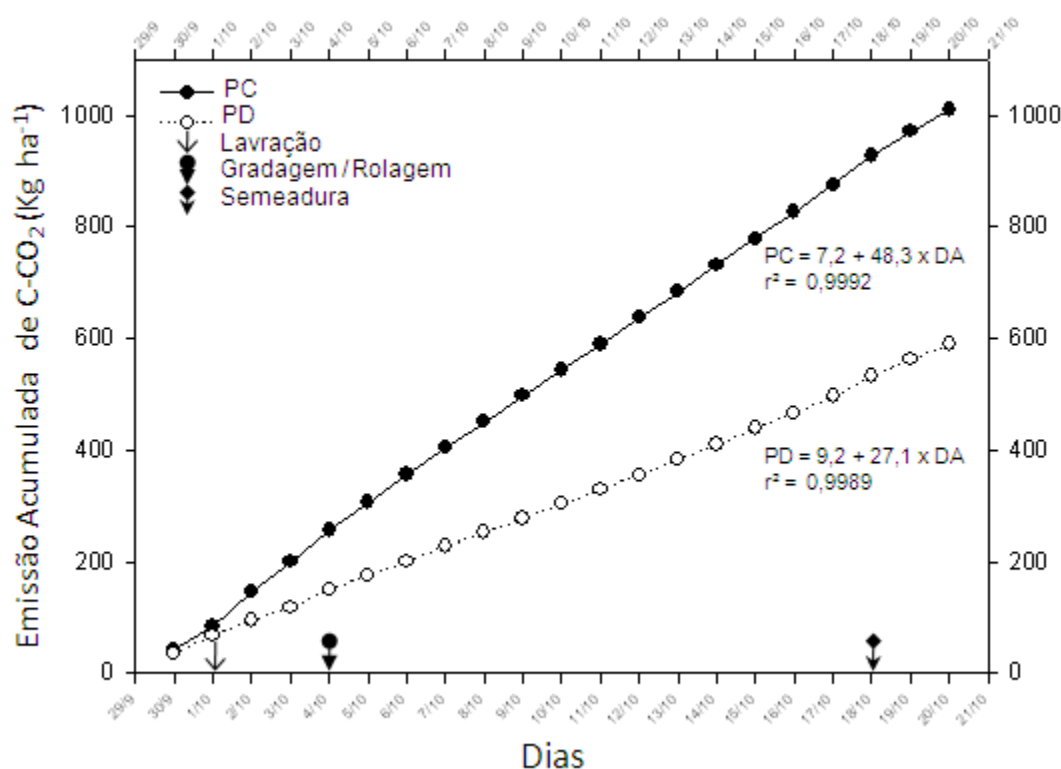


FIGURA 6 – Emissão acumulada de C-CO₂ durante o período avaliado (DA = Dia Avaliado, Ex: 30/9 = 1, 20/10 = 21).

A influência do preparo do solo nas emissões de C-CO₂ pode ser visualizado na FIGURA 7, onde se estabeleceu o PD como referência.

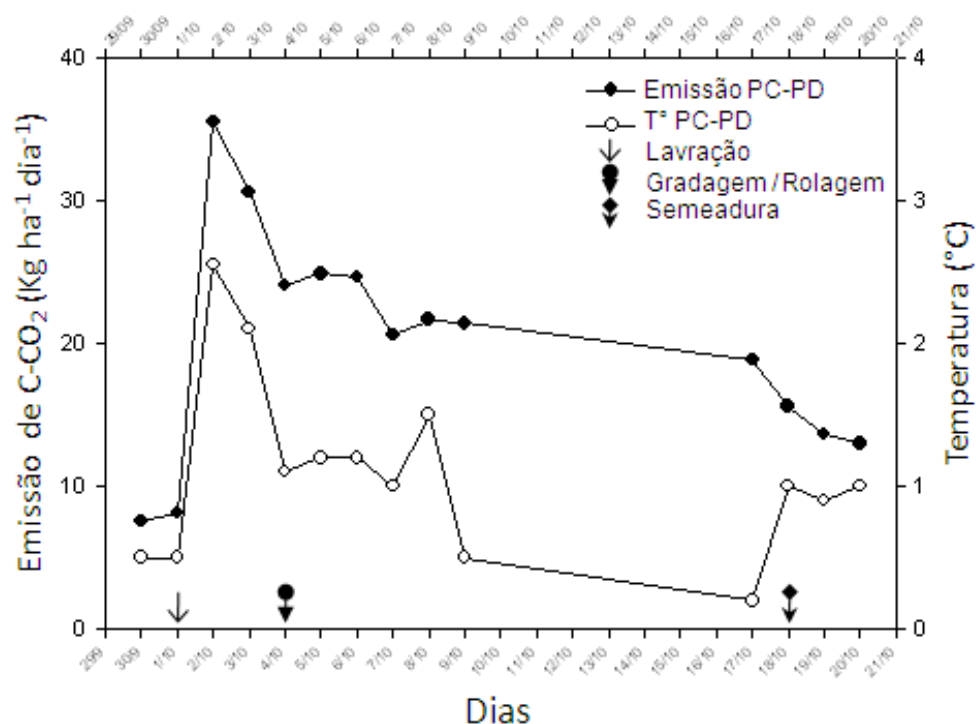


FIGURA 7 – Efeito do preparo sobre as emissões de C-CO₂ e temperatura do solo.

A lavração incrementou as emissões de C-CO₂ em 51,0% (27 kg ha⁻¹ dia⁻¹) no PC além de promover um aumento da temperatura do solo, o que pode ter potencializado a atividade microbiana e contribuído neste efluxo. Este resultado concorda com Reicosky (1997), que descreveu o arado como sendo o implemento responsável pela maior emissão de C-CO₂. O efeito da gradagem não é bem caracterizado na FIGURA 7 devido à realização da rolagem no PD, o que demonstra que o efeito do preparo por grade no PC foi semelhante ao efeito da passagem do rolo-faca no PD. Na operação de semeadura, verifica-se que ela influenciou mais o solo sob PD do que sob PC na emissão de C-CO₂. Esses resultados demonstram a necessidade de se minimizar a perturbação do solo nas atividades de manejo, como utilizar duplo disco de corte no lugar do facão, visando uma menor emissão de C-CO₂. Ainda pode-se verificar que a emissão de C-CO₂ ocasionada pelo preparo segue uma tendência similar ao comportamento da temperatura do solo, com exceção dos dias 8/10, 09/10 e 20/10. Neste dias, provavelmente, o efeito do preparo sobre as emissões de C-CO₂ foi sendo minimizado.

Reicosky & Lindstrom (1993) relataram um aumento de cinco vezes nas

emissões de um solo sob PC, em relação ao solo sob PD, num período de 24 horas, nos Estados Unidos. O preparo do solo, através da lavração e gradagem, rompe os agregados e expõe a matéria orgânica que pode se encontrar dentro dos macroagregados, tornando-a disponível à decomposição pelos microrganismos (Six et al., 1999). As emissões de CO₂ induzidas pelo preparo estão mais relacionadas à decomposição da MOS lábil, devido a característica de ter uma oxidação mais rápida no solo (De Gryze et al., 2004). Quincke et al. (2007) encontraram, em preparo no solo na primavera, com a câmara dinâmica, uma emissão acumulada em 30 dias de C-CO₂ de 493,6 kg ha⁻¹ no PC e 313,6 kg ha⁻¹ no PD, em rotação de soja e sorgo nos EUA, tendo, então, uma média diária de 16,4 kg ha⁻¹ dia⁻¹ no PC e 10,4 kg ha⁻¹ dia⁻¹ no PD. Estes resultados são bem inferiores ao deste estudo (48,1 kg ha⁻¹ dia⁻¹ no PC e 28,1 kg ha⁻¹ dia⁻¹ no PD), indicando que o efeito do preparo do solo, em solos temperados, é bem inferior ao dos solos tropicais. Uma hipótese para esta diferença é que a proteção física dos agregados seja mais importante em solos temperados, enquanto que a proteção química seja em solos tropicais. A matéria orgânica é o principal agente cimentante de agregados em solos temperados. Já em solos tropicais, com argilas cauliníticas e óxidos de alumínio e ferro, a matéria orgânica desempenha um papel complementar (Denef & Six, 2004; Fabrizzi, 2006). Neste solo do experimento, a maior parte do C está associada aos minerais (fração < 53µm), fração menos influenciada pelo preparo (Conceição et al., 2005). Segundo Campos (2006), o C orgânico da fração associada aos minerais representou de 81,4 (camada de 0-5 cm) a 98,5% (camada de 20-30 cm) do teor total de C orgânico do solo.

Além da comparação entre o PC e o PD, foram avaliadas as situações de preparo convencional sem palha e sem raiz (PCSPSR), plantio direto sem palha (PDSP) e plantio direto sem palha e sem raiz (PDSPSR), cujos resultados estão demonstrados na FIGURA 8 e na TABELA 1.

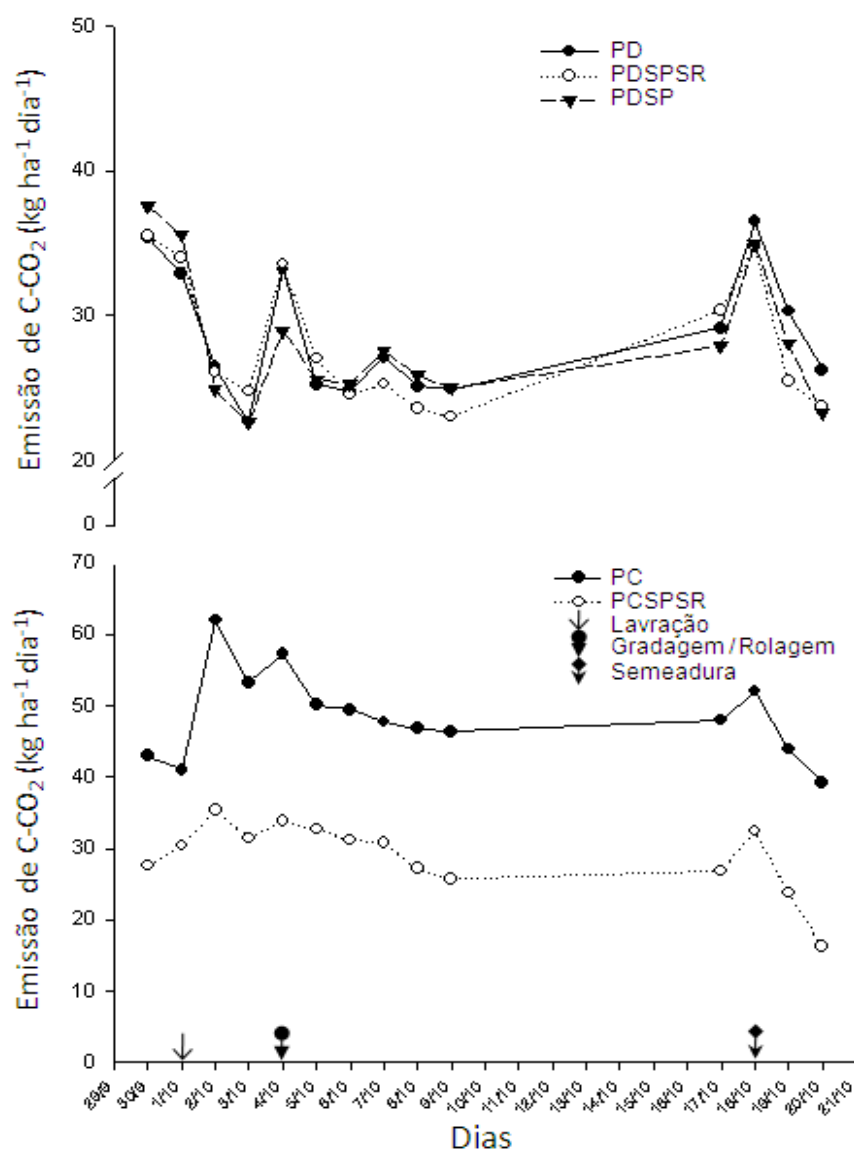


FIGURA 8 – Emissões de C-CO₂ nos sub-tratamentos, avaliadas com o LI-6400-09.

Conforme a TABELA 1, as maiores emissões durante o período estudado foram verificadas no PC, com diferença estatística em relação aos demais. Já o PD apresentou similaridade nas emissões nas situações avaliadas, sem diferença estatística entre elas. No PC, este resultado demonstra que as emissões são potencializadas pela presença de plantas e de resíduos na superfície do solo, que serão incorporados. A velocidade de decomposição dos resíduos dependerá, entre outros fatores, da relação C/N do resíduo. Geralmente, as leguminosas, por

apresentarem menor relação C/N, têm decomposição mais rápida, ao contrário das gramíneas, que apresentam maior relação e decomposição mais lenta. Aita & Giacomini (2003), consorciando aveia e ervilhaca com diferentes proporções de semeadura, encontraram que o aumento da proporção de ervilhaca conduziu a uma diminuição da relação C/N e uma maior velocidade de decomposição dos resíduos. Outro fator a ser considerado é o sistema de manejo adotado. O preparo do solo determina o grau de contato entre o solo e os resíduos, o que facilita o acesso dos microrganismos e suas enzimas ao C destes resíduos e os fluxos de água e nutrientes, em especial do N, até os sítios de decomposição (Aita & Giacomini, 2006), além de aumentar a oxigenação e a constante de decaimento (k). Com relação aos resíduos de aveia + ervilhaca, que fazem parte da discussão dos resultados deste estudo, Giacomini et al. (2003) relataram que a consorciação de espécies, no caso gramíneas e leguminosas, proporcionou uma fitomassa com relação C/N intermediária. Além disso, Aita & Giacomini (2007) sustentaram que o efeito do preparo no aumento da taxa de decomposição dos resíduos é inversamente proporcional ao conteúdo de N da planta.

TABELA 1 – Emissões acumuladas e médias de C-CO₂ avaliadas com LI-6400-09 em diferentes sistemas de preparo do solo e presença/ausência plantas ou resíduos culturais.

Situação	Emissão acumulada	Emissão média
	----- kg ha ⁻¹ -----	----- kg ha ⁻¹ dia ⁻¹ -----
PC	1009,79	48,09 a*
PCSPSR	589,57	28,07 b
PD	588,97	28,05 b
PDSPSR	578,61	27,55 b
PDSP	578,15	27,53 b

* As médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de significância.

Com base nos dados obtidos por Chavez (2007), pode-se deduzir que o PC realizado no outono, com menores temperaturas, emite menos C-CO₂ do que quando realizado na primavera. Neste trabalho desenvolvido por Chavez (2007), a precipitação total e a temperatura média diária do ar foram 24,0% e 13,0%

superiores e inferiores, respectivamente, à média normal do período. Comparando os dois estudos, Chavez (2007) relata que a precipitação total do período foi de 179,0 mm e a temperatura média do ar de 14,0°C, com amplitude de 4,0°C a 22,0°C. Nestas condições, as operações de preparo do solo resultaram em pequeno incremento na emissão de C-CO₂, sendo as variáveis abióticas (temperatura e PPA) mais relacionadas com o incremento das emissões. No presente estudo, a precipitação total foi de 141,0 mm, concentrada no período de 10/10/2007-16/10/2007 e a temperatura média do ar de 20,5°C, com amplitude de 18,1°C a 23,2°C. Sendo assim, a atividade microbiana terá comportamento distinto nas duas situações, sendo mais ativa no presente estudo devido às melhores condições.

Já o PD, em todas as situações, apresentou emissões muito similares, demonstrando que no período investigado as emissões estão mais relacionadas com a mineralização da matéria orgânica do que a decomposição dos resíduos na superfície. Isso pode ser verificado também pelo aumento das emissões nas operações de rolagem e semeadura, através da mínima perturbação de pequena área da superfície do solo. Sendo assim, é muito importante evitar ao máximo possível a mobilização do solo para implantação das culturas sob PD, bem como evitar alternância de preparos, como PD durante alguns anos e escarificação ou preparo reduzido em outros.

Em relação às demais variáveis, temperatura do solo e PPA, as influências sobre as emissões de C-CO₂ estão apresentadas nas FIGURAS 9 e 10. No PC, a correlação da temperatura do solo com as emissões foi de 0,59 e significativa. Já a correlação entre a umidade e as emissões foi de 0,0891 e não significativa. No PD, as correlações entre as emissões com a temperatura e a umidade foram de 0,63 e 0,57, respectivamente, e ambas significativas. Costa et al. (2008a), também observaram correlação positiva entre a emissão de C-CO₂ e a temperatura do solo, bem como Escobar (2007). Já Fang & Moncrieff (2001) relatam ter encontrado as maiores emissões de CO₂ próximas as temperaturas de 32°, ponto ótimo para respiração do solo.

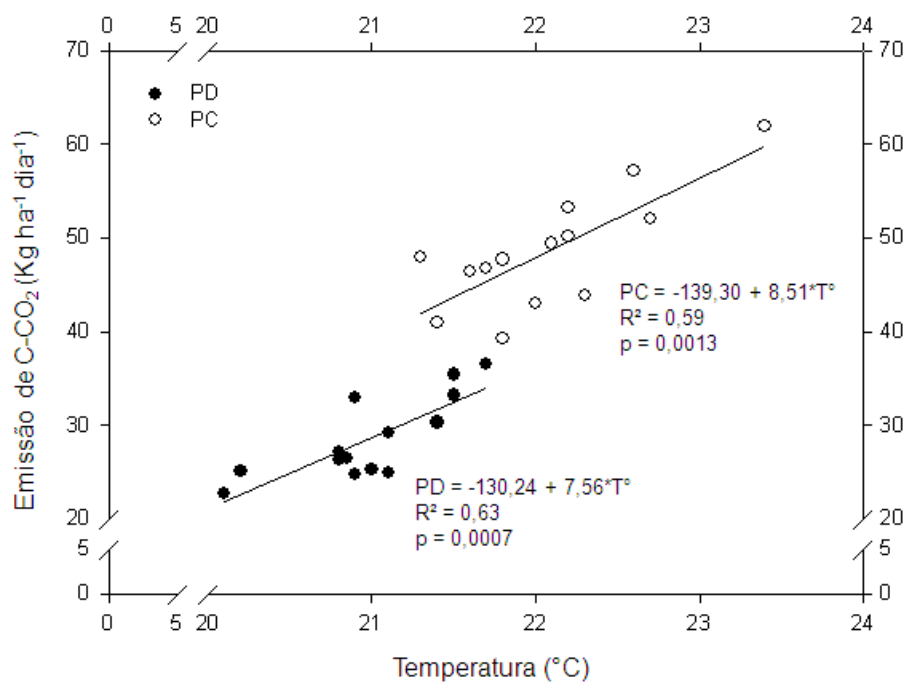


FIGURA 9 – Correlações entre as emissões de C-CO₂ e a temperatura média diária do solo, nos sistemas PC e PD.

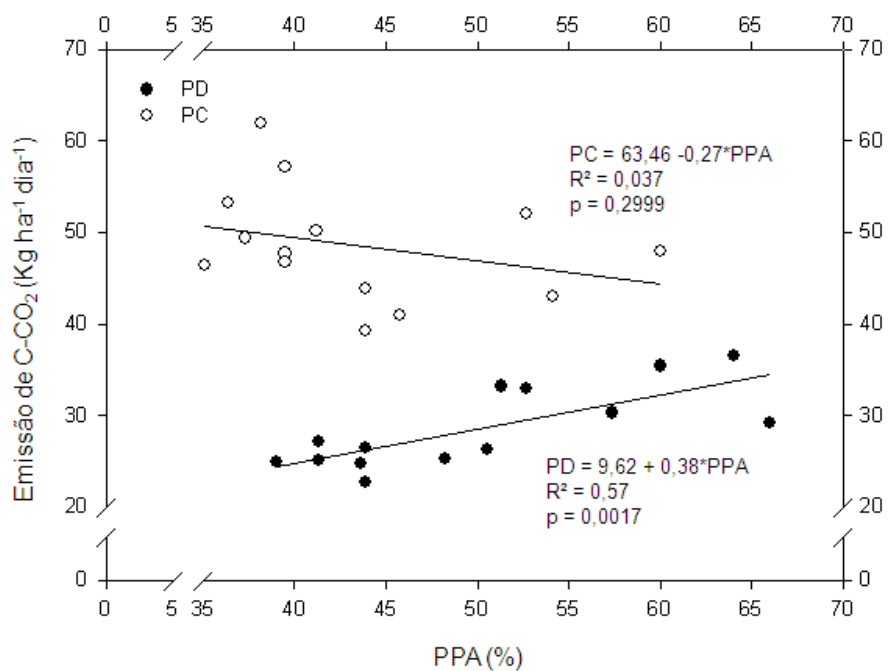


FIGURA 10 – Correlações entre as emissões de C-CO₂ e a Porosidade Preenchida por Água (PPA) do solo, nos sistemas PC e PD.

Chavez (2007), nas mesmas parcelas avaliadas, encontrou alta correlação ($r=0,89$) entre o fluxo de C-CO₂ e a temperatura do solo em PD. Porém, não encontrou correlação significativa entre o fluxo de C-CO₂ e a PPA (%) no PD e com a temperatura e a PPA (%) no PC.

As equações preditivas das emissões de C-CO₂, neste estudo, estão descritas na TABELA 2.

TABELA 2 – Modelos de Regressão Linear Múltipla entre as emissões de C-CO₂ (EC-CO₂), temperatura do solo (T°) e Porosidade Preenchida por Água (PPA), nos sistemas PC e PD.

Tratamento	Regressão Linear Múltipla (EC-CO ₂ = A + B*T° + C*PPA)
PC	A = -139,255*
	B = 8,506*
	C = ns
PD	A = -86,024*
	B = 0,209*
	C = 4,959*

* Variáveis significativas a 10%.

^{ns} Variáveis não significativas a 10%.

Este resultado demonstra que a PPA não foi uma variável significativa no modelo do PC, concordando com o resultado da FIGURA 10.

3.5 Conclusões

1. O PC apresentou emissão superior acumulada na ordem de 42,0%, em relação ao PD, durante o período de preparo do solo e implantação das culturas de verão, na primavera de 2007, em 21 dias de avaliação;
2. As atividades de preparo do solo, especialmente a lavração no PC, e o manejo de plantas de cobertura com o rolo-faca no PD tiveram influência positiva sobre as emissões C-CO₂;
3. As emissões de C-CO₂ tiveram correlações positivas e significativas com a temperatura e a PPA no PD e somente com a temperatura no PC;
4. As principais fontes de C-CO₂ no PC foram a decomposição dos resíduos e a liberação do CO₂ retido no interior do solo. Já no PD foi associada à mineralização da MOS.

4. CAPÍTULO 2

FLUXO DE ÓXIDO NITROSO, METANO E DIÓXIDO DE CARBONO EM DIFERENTES SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO E ROTAÇÃO DE CULTURAS

4.1 Introdução

As causas e as conseqüências do aquecimento global são assuntos muito debatidos nos últimos anos pela comunidade científica. Uma das teorias sobre a elevação da temperatura média do planeta é fundamentada no aumento da concentração de GEE na atmosfera. O efeito estufa é um processo natural e de grande valia no surgimento e desenvolvimento de seres vivos no planeta. Porém, as concentrações atmosféricas globais de CO₂, CH₄ e N₂O, os principais GEE, aumentaram bastante em conseqüência das atividades humanas desde 1750 e agora ultrapassam em muito os valores pré-industriais, determinados com base em testemunhos de gelo de milhares de anos (IPCC, 2007). Os aumentos globais da concentração de CO₂ se devem principalmente ao uso de combustíveis fósseis e à mudança no uso da terra. Já os aumentos da concentração de CH₄ e N₂O são devidos principalmente à agricultura, sendo que mais de um terço de todas as emissões de N₂O é antrópica, devendo-se principalmente à agricultura (IPCC, 2007).

Como já foi descrito no capítulo anterior, as emissões de CO₂ pela agricultura devem-se, principalmente, à mudança do uso da terra, às queimadas e a mineralização da MOS. Já as emissões de N₂O estão relacionadas com a dinâmica do N no solo, que é influenciada pela presença de leguminosas, que fixam o N₂ atmosférico no solo e pelo aporte externo de N, via adubação nitrogenada. E as emissões de CH₄ são devidas, principalmente, à criação de ruminantes e as lavouras de arroz irrigado.

A dinâmica destes gases está intimamente ligada ao solo, mais precisamente com a população microbiana que nele se desenvolve. Todas as reações que resultam na retirada ou emissão dos gases da atmosfera passam, necessariamente,

pela ação dos microrganismos do solo. Sendo assim, todos os fatores bióticos ou abióticos que afetam atividade microbiana, estarão afetando as emissões de GEE.

Vale ressaltar que, em termos de quantidade, as emissões de CO₂ são muito superiores às emissões de N₂O e CH₄. Porém, os potenciais de aquecimento do N₂O e do CH₄ são, respectivamente, 296 e 23 vezes maiores que o CO₂. Por isso é necessária uma avaliação conjunta das emissões dos três gases para determinação do real potencial de aquecimento que determinado sistema apresenta.

Este estudo pretende contribuir na avaliação conjunta de GEE, durante um ano de cultivo do solo, na principal região de produção de grãos de sequeiro do estado, em condições atuais de manejo do solo utilizado pelos agricultores.

A hipótese deste trabalho é que o solo manejado sob PD tem menor emissão dos principais GEE do que o solo manejado sob PC.

4.2 Objetivos

- Comparar as emissões de GEE em diferentes sistemas de preparo do solo;
- Avaliar as emissões de GEE em culturas e resíduos culturais distintos;
- Quantificar a influência das variáveis temperatura, PPA, teor de nitrato e amônia e atividade microbiana do solo nas emissões de GEE.

4.3 Material e Métodos

4.3.1 Caracterização da área experimental

O estudo foi desenvolvido em parcelas que constituem o experimento "Influência do preparo do solo e da rotação de culturas sobre o rendimento e a rentabilidade das culturas", instalado em 1985 (Ruedell, 1995), situado na Fundação Centro de Experimentação e Pesquisa Fecotriga (FUNDACEP), município de Cruz Alta – RS (FIGURA 11). A FUNDACEP localiza-se na região do Planalto Médio do RS (Rio Grande do Sul, 1994), nas coordenadas geográficas 28°36' Sul e 53°40' Oeste e altitude de 409 m. O solo ocorrente é classificado como Latossolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 2005).

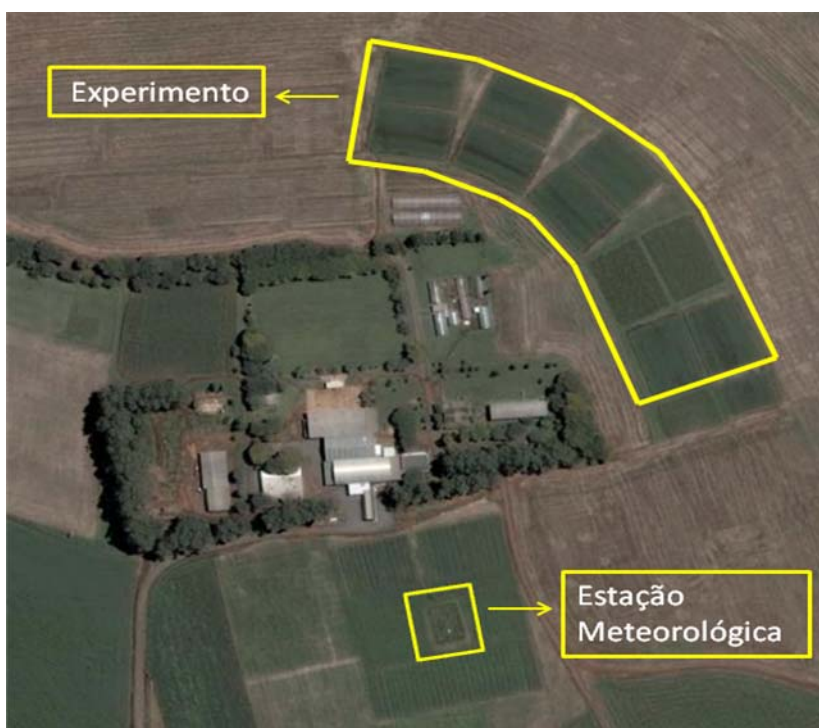
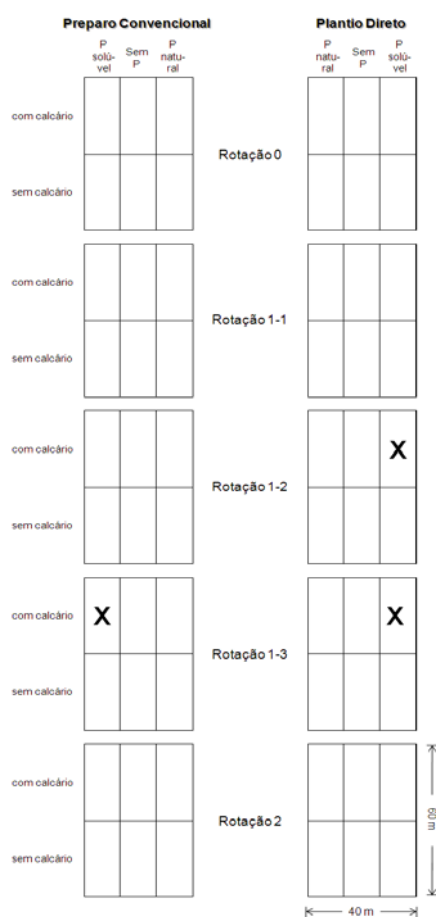


FIGURA 11 – Vista aérea da FUNDACEP, com a localização do experimento. Imagem retirada do Google Earth®.

O clima, segundo a classificação de Köppen (Moreno, 1961), é subtropical úmido, tipo Cfa 2a. A precipitação média anual é de 1755 mm (média do período 1974 a 2006 – Estação Meteorológica da FUNDACEP), com chuvas distribuídas uniformemente durante o ano, podendo ocorrer períodos de estiagem em determinados anos. A temperatura média anual é de 18,7°C (média do período de 1998 a 2006 – Estação Meteorológica da FUNDACEP), com temperaturas mínimas de 8,6°C no mês de julho e máximas de 30°C no mês de janeiro (Moreno, 1961).

O experimento é constituído por dois sistemas de preparo de solo, PC e PD, e três sistemas de rotação de culturas, conforme o croqui da FIGURA 12. A área do experimento apresenta declividade média de 4,7%.



Legenda:

Rotação 0: trigo/soja

Rotação 1-1: trigo/soja/aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo

Rotação 1-2: aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja/aveia/soja

Rotação 1-3: aveia/soja/aveia+ervilhaca/milho/nabo/trigo/soja

Rotação 2: aveia/soja/trigo/soja

X: Parcelas avaliadas

FIGURA 12 – Croqui da distribuição dos tratamentos e parcelas avaliadas no estudo.

No presente estudo, foram selecionados os sistemas de rotação de culturas R1-3 e R1-2. O sistema R1-3 tem a seguinte seqüência: aveia preta (*Avena strigosa* Schreber) / soja (*Glycine max* (L.) Merr.) / aveia + ervilhaca comum (*Vicia sativa* (L.) Walp.) / milho (*Zea mays* L.) / nabo forrageiro (*Raphanus sativus* var. *oleiformis* L.) / trigo (*Triticum aestivum* L.) / soja. Já o sistema R1-2, apresenta: aveia preta + ervilhaca comum / milho / nabo forrageiro / trigo / soja / aveia preta / soja. Na ocasião de início das avaliações, a cultura estabelecida na parcela R1-3 era aveia preta + ervilhaca comum e na parcela R1-2 era trigo. As avaliações no sistema R1-3 foram realizadas em PC e PD. Já no sistema R1-2, somente em PD, o qual será chamado de PD-t. As parcelas experimentais mediram 13,3 x 30 m.

As avaliações foram executadas nos tratamentos com fósforo solúvel e com calcário, nos dois sistemas de preparo de solo (FIGURA 12), por serem os sistemas mais representativos empregados por agricultores da região do Planalto do Rio Grande do Sul.

O PC consistiu de uma lavração, seguida de duas gradagens. O PD consistiu na mobilização do solo apenas na linha de semeadura, permanecendo as entrelinhas cobertas pelos resíduos da cultura anterior. A lavração foi realizada com arado de quatro discos, a 0,20 m de profundidade de trabalho. Já para as gradagens, foi utilizado implemento com 36 discos, a 0,15 m de profundidade de trabalho. No PD, a rolagem das plantas de cobertura foi realizada com rolo-faca. E a semeadura realizou-se com uma semeadora Semeato, modelo SHM mid land 15/17, equipada com facão, no PC e PD.

O período de avaliações compreendeu do dia 01/10/2007 ao dia 09/01/2008, abrangendo todas as atividades de preparo do solo e parte do manejo das culturas, conforme a TABELA 3. As coletas dos gases foram realizadas nos dias 1, 4, 8, 18 e 23 de outubro de 2007, 6, 13 e 20 de novembro de 2007, 4 e 18 de dezembro de 2007 e 9 de janeiro de 2008, totalizando 11 avaliações.

TABELA 3 – Cronograma de atividades de manejo do solo e culturas realizadas nas parcelas avaliadas.

Data	Dias de avaliação	Atividades	Parcelas
01/10/2007	1	Lavração	PC
04/10/2007	4	Gradagem	PC
04/10/2007	4	Rolagem	PD
18/10/2007	18	Semeadura de milho	PC e PD
08/11/2007	39	Colheita de trigo	PD-t
16/11/2007	47	Adubação nitrogenada (250 kg uréia)	PC e PD
20/11/2007	51	Dessecação	PD-t
21/11/2007	52	Semeadura de soja	PD-t

4.3.2 Avaliação conjunta dos fluxos de N₂O, CH₄ e CO₂

A amostragem de gases foi realizada através de câmaras estáticas de cloreto de polivinil (PVC), que mediam 0,20 m de altura e 0,25 m de diâmetro (FIGURA 13). Foram instaladas três câmaras em cada parcela. Cada câmara era suportada por uma base metálica que foi instalada 5 dias antes da primeira avaliação nas parcelas avaliadas, sendo inserida a 0,05 m de profundidade no solo, permanecendo por todo o período de avaliação.

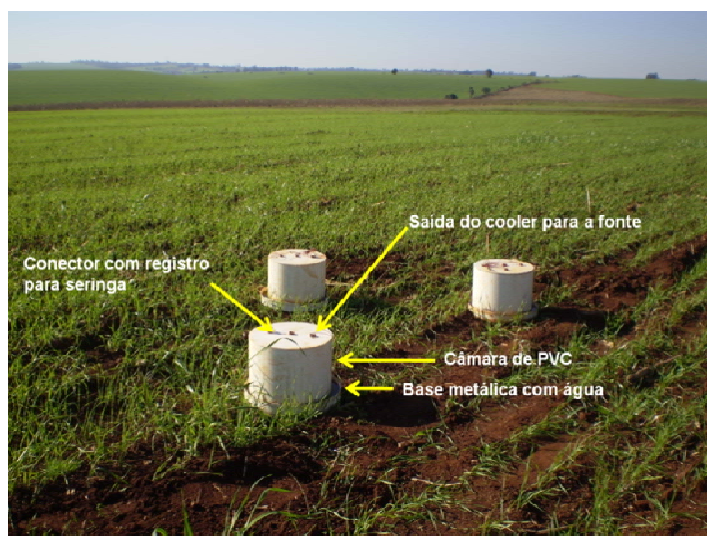


FIGURA 13 – Câmara de PVC e seus componentes, instalada na parcela de PC.

As coletas de gases foram realizadas sempre às 10:30 da manhã, aos 0, 15, 30 e 45 minutos após o fechamento das câmaras, com seringas de polipropileno de 20 mL, equipadas com válvulas para a retenção das amostras, que são conectadas às câmaras. Imediatamente anterior às coletas, o ar no interior da câmara foi homogeneizado através de um ventilador interno, durante cinco segundos. Na ocasião da coleta, a parte interna e externa da câmara era isolada através da colocação de água no canal localizado na parte superior da base, conforme a FIGURA 13. Após coletadas as amostras, as seringas foram acondicionadas em caixas de isopor, juntamente com uma bolsa contendo gelo em gel para resfriamento e foram enviadas para o Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Porto Alegre, RS), onde foram analisadas por cromatografia gasosa, até 24 horas após a coleta. As análises foram realizadas em equipamento Shimadzu GC 2014 - modelo "Greenhouse", que é equipado com dois detectores: um detector de ionização de chama (FID) foi utilizado para quantificar metano e dióxido de C e um detector de captura de elétrons (ECD) foi utilizado para a análise de óxido nitroso. As coletas e análises dos gases foram realizadas através de apoio financeiro do projeto PRONEX "Seqüestro de carbono e mitigação das emissões de gases de efeito estufa por sistemas conservacionistas de manejo e as oportunidades para o agronegócio no RS".

Os fluxos de N₂O, CH₄ e CO₂ foram calculados através da variação da concentração de cada gás nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos dentro da câmara. A variação da concentração de cada gás é obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. As emissões de N₂O, CH₄ e CO₂ foram calculadas pela média das três câmaras instaladas em cada tratamento.

4.3.3 Avaliações complementares

Paralelamente à amostragem de gases, foram monitoradas a temperatura da câmara e do solo (0-0,10 m), a umidade gravimétrica do solo (0-0,10 m) e o teor de N mineral do solo (0-0,10 m). A temperatura foi avaliada através de geotermômetro e a umidade do solo calculada pela secagem de uma subamostra de solo em estufa a 105°C por 24 horas. Os teores de N mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻) foram determinados conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). A PPA foi calculada a partir dos valores de densidade do solo e de umidade gravimétrica, descritas a seguir:

$$PPA (\%) = \frac{U_g \times D_s}{P_t \times D_a} \times 100$$

, onde

U_g = Umidade gravimétrica (g g⁻¹)

D_s = Densidade do solo (Mg m⁻³)

P_t = Porosidade Total (g g⁻¹)

D_a = Densidade da água (1 Mg m⁻³)

$$P_t = 1 - \frac{D_s}{D_p}$$

, onde

D_s = Densidade do solo (Mg m⁻³)

D_p = Densidade de partículas (2,65 Mg m⁻³)

Os dados de temperatura do ar e precipitação pluviométrica durante o período avaliado foram obtidos nos registros da estação meteorológica da FUNDACEP, distante aproximadamente 150 m da área experimental.

Para análise conjunta das emissões dos três principais GEE, foi realizado o cálculo do PAG (Potencial de Aquecimento Global) de cada tratamento. Para isso, foi necessário converter as emissões de N_2O e CH_4 em Carbono Equivalente (CE), que é obtido a partir de seus respectivos potenciais de forçamento radiativo. Além disso, devem ser contabilizadas as emissões de GEE em CE na produção de insumos e realização das práticas agrícolas. Porém, neste trabalho, foi calculado o PAG parcial referente ao período de avaliações, sem considerar os custos em CE dos insumos e da mecanização, sendo utilizada a seguinte expressão (Bayer, 2007):

PAG = ΔC solo + (N- N_2O x 126,9) + (C- CH_4 x 8,4), onde

ΔC solo = variação anual do estoque de C do solo em $kg\ ha^{-1}$

N- N_2O = emissão de N_2O em $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$

126,9 = fator de conversão de N- N_2O para PAG em $CE\ ha^{-1}\ ano^{-1}$

C- CH_4 = emissão de CH_4 em $kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$

8,4 = fator de conversão de C- CH_4 para PAG em $CE\ ha^{-1}\ ano^{-1}$

Os valores da taxa de variação do C do solo foram obtidos por Campos (2006), onde o autor reporta que da instalação do experimento, em 1985, até 2004, o solo acumulou $29,9\ Mg\ CO_2\ ha^{-1}$ no PC e $40,0\ Mg\ CO_2\ ha^{-1}$ no PD

4.3.4 Análise estatística

Os efeitos dos sistemas de preparo do solo sobre as emissões de N_2O , CH_4 e CO_2 foram investigados através da análise descritiva dos dados pelo uso da média e seu desvio-padrão. A dependência das emissões de N_2O , CH_4 e CO_2 em relação às respectivas variáveis controladoras foi avaliada a partir da significância dos coeficientes de correlação de regressões lineares. Estes procedimentos foram realizados através do pacote estatístico SAS[®], versão 8.02 (SAS Institute Inc, Cary, NC). Os gráficos dos resultados foram gerados no programa SigmaPlot[®], versão 9.0.

4.4 Resultados e Discussão

As variáveis meteorológicas do período avaliado encontram-se na FIGURA 14. Durante o período, a precipitação pluviométrica total foi de 454,4 mm e a temperatura média de 21,6 °C.

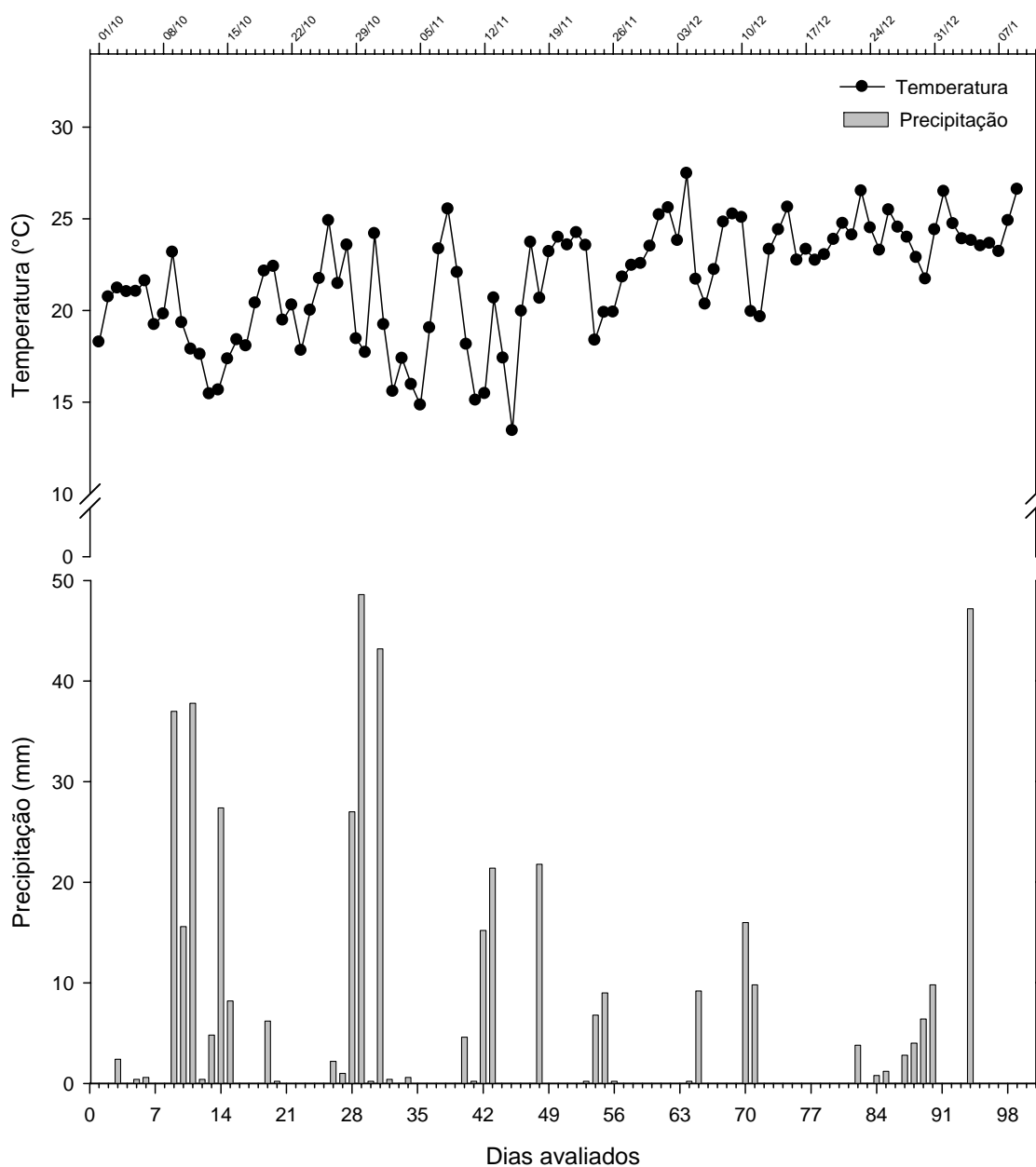


FIGURA 14 – Precipitações e temperatura média do ar durante o período de avaliações.

As emissões de N-N₂O estão apresentadas na FIGURA 15, onde pode ser observado que no período estudado, todos os sistemas apresentaram emissão de N-N₂O, com diferentes magnitudes, sendo afetadas pelos sistemas de preparo do solo e pelas culturas implantadas. No geral, o PD apresentou maiores emissões, com valor médio de 54 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (TABELA 4), 25% e 50% superior ao PC e ao PD-t, respectivamente.

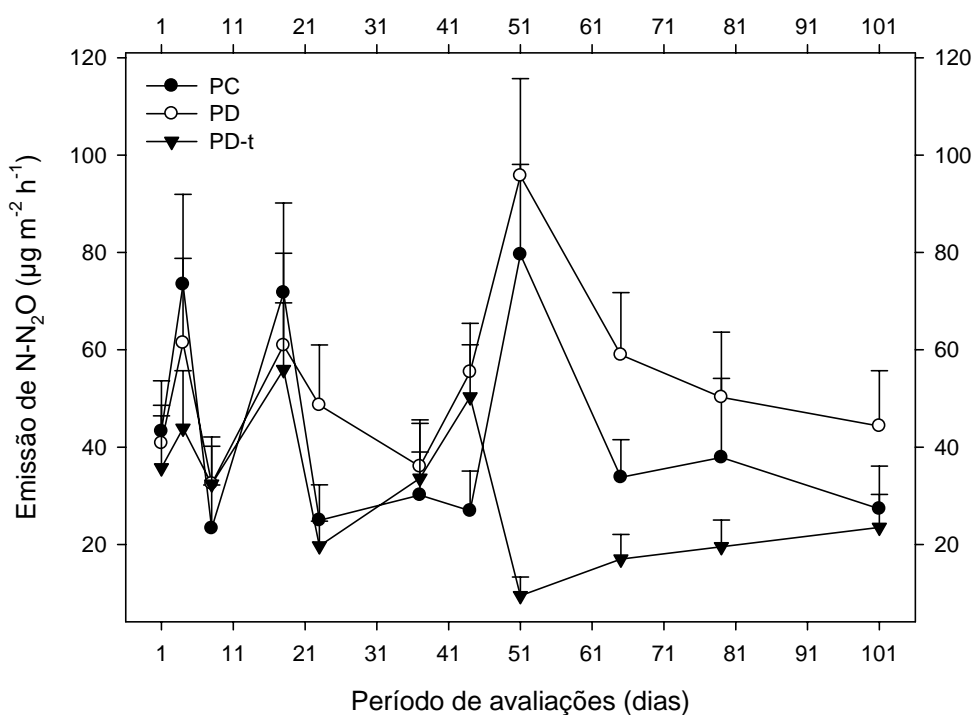


FIGURA 15 – Emissão de N-N₂O por tratamento, nos dias coletados, durante o período de avaliações. As barras verticais representam o erro padrão da média.

As maiores emissões em PD em relação ao PC encontradas neste estudo já foram reportadas anteriormente por outros autores (Pavei, 2005; Liu et al., 2006; Gomes, 2006; Escobar, 2007; Zanatta et al., 2008), que atribuíram os resultados à compactação ou maior PPA do solo em PD, o que reduziria a difusão de O₂ no solo, e à maior atividade microbiana que consumiria o O₂ e criaria sítios de anaerobiose (Baggs et al., 2006), favorecendo a produção de N₂O por desnitrificação. No entanto, ressalta-se que o PD-t apresentou as menores emissões de todos os sistemas. Este

sistema não sofreu preparo de solo e não recebeu adubação nitrogenada no período estudado, o que pode ter contribuído para menores emissões. Porém, a influência das variáveis controladoras nas emissões de N-N₂O nos três sistemas será discutida posteriormente.

TABELA 4 – Emissão acumulada e média de N-N₂O durante o período de avaliações.

Tratamento	Emissão Acumulada	Emissão média
	---- $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}$ ----	--- $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ---
PC	4092,2	40,5
PD	5454,4	54,0
PD-t	2723,2	27,0

As maiores emissões de N₂O foram de 95,7 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, em PD, e 79,6 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, em PC, ambos aos 51 dias de avaliação (FIGURA 15), que foram relacionadas com a adubação nitrogenada, realizada quatro dias antes. Siqueira Neto (2003) reportou que as maiores taxas de emissão de N₂O ocorreram após a adubação nitrogenada na cultura do trigo. A segunda maior emissão ocorreu após a atividade de gradagem no PC, no 4º dia de avaliações, com 73,4 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, indicando que a mobilização aumentou as emissões de N₂O no período pós-preparo. Gomes (2006) encontrou valores de emissão semelhantes (73 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em PC, na rotação ervilhaca/milho. Ambos os resultados podem ser explicados pela baixa relação C/N da ervilhaca e sua alta capacidade de fixação de N₂ atmosférico, conduzindo a uma rápida decomposição e aporte de N mineral ao solo, promovendo emissão de N₂O pelos processos de nitrificação e desnitrificação. Márquez et al. (2000) e Escobar (2007) também encontraram maiores taxas de emissão nos resíduos com menor relação C/N.

Por outro lado, a menor emissão foi verificada em PD-t, aos 51 dias de avaliação, que provavelmente está relacionada às menores concentrações de NH₄⁺ e NO₃⁻ no solo (FIGURA 16). No solo, a maior parte do N₂O é produzida pelos processos de nitrificação e desnitrificação (Firestone & Davidson, 1989), sendo que a nitrificação requer condições aeróbias e é dependente do suprimento de amônio

(NH₄) e a desnitrificação, depende da disponibilidade de C orgânico lábil e nitrato (NO₃⁻), tendo sua atividade intensificada em ambientes ou sítios anaeróbicos (Moreira & Siqueira, 2006; Aita & Giacomini, 2007). Após a semeadura da soja, se verifica um gradual acréscimo nas emissões de N-N₂O neste sistema, aparentemente relacionado à fixação biológica de N pela soja, verificado também num gradual aumento de NH₄⁺ (FIGURA 16). Outro fator que contribui para uma menor emissão é o resíduo de trigo, já que existe um consumo microbiano de N mineral do solo para sua decomposição, reduzindo os processos de nitrificação e desnitrificação no solo. O pico de emissão neste sistema foi de 55,9 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, aos 18 dias de avaliação, coerente com a maior PPA registrada (FIGURA 16), o que proporciona a formação de sítios de anaerobiose no solo, potencializando o processo de desnitrificação.

A variável que mais explicou a emissão de N-N₂O no preparo convencional foi o teor de NH₄⁺ no solo, seguida da PPA (TABELA 5). Isso indica que as emissões foram regidas pelo processo de nitrificação, que ocorre em condições de aerobiose, sendo que o PC proporciona essas condições. Como o solo manteve uma PPA média de 39%, com máxima 44%, apresentou um satisfatório teor de umidade para o desenvolvimento microbiano. Muitos autores citam a ocorrência de altas taxas de emissão de N₂O com a PPA acima de 60% (Dobbie & Smith, 2001; Smith et al., 2003; Bateman & Baggs, 2005, Pavei, 2005). Dalal et al. (2003) afirmam que as emissões de óxido nitroso são estimuladas com a PPA de 40-50%, crescendo com o aumento da umidade, chegando ao ponto máximo de emissão entre 65-75%. Outro fator que corroborou foi a adubação nitrogenada, responsável pelo pico de emissão aos 51 dias de avaliação (FIGURA 15), realizada com uréia, o que aumentou o teor de NH₄⁺ no solo (FIGURA 16), incrementando o processo de nitrificação. A utilização de fertilizantes nitrogenados e o cultivo de leguminosas aumentam a disponibilidade de N mineral do solo e aumentam o suprimento de C lábil, aumentando as emissões de N₂O à atmosfera (Gomes, 2006; Siqueira Neto, M., 2006; Piccolo et al., 2007).

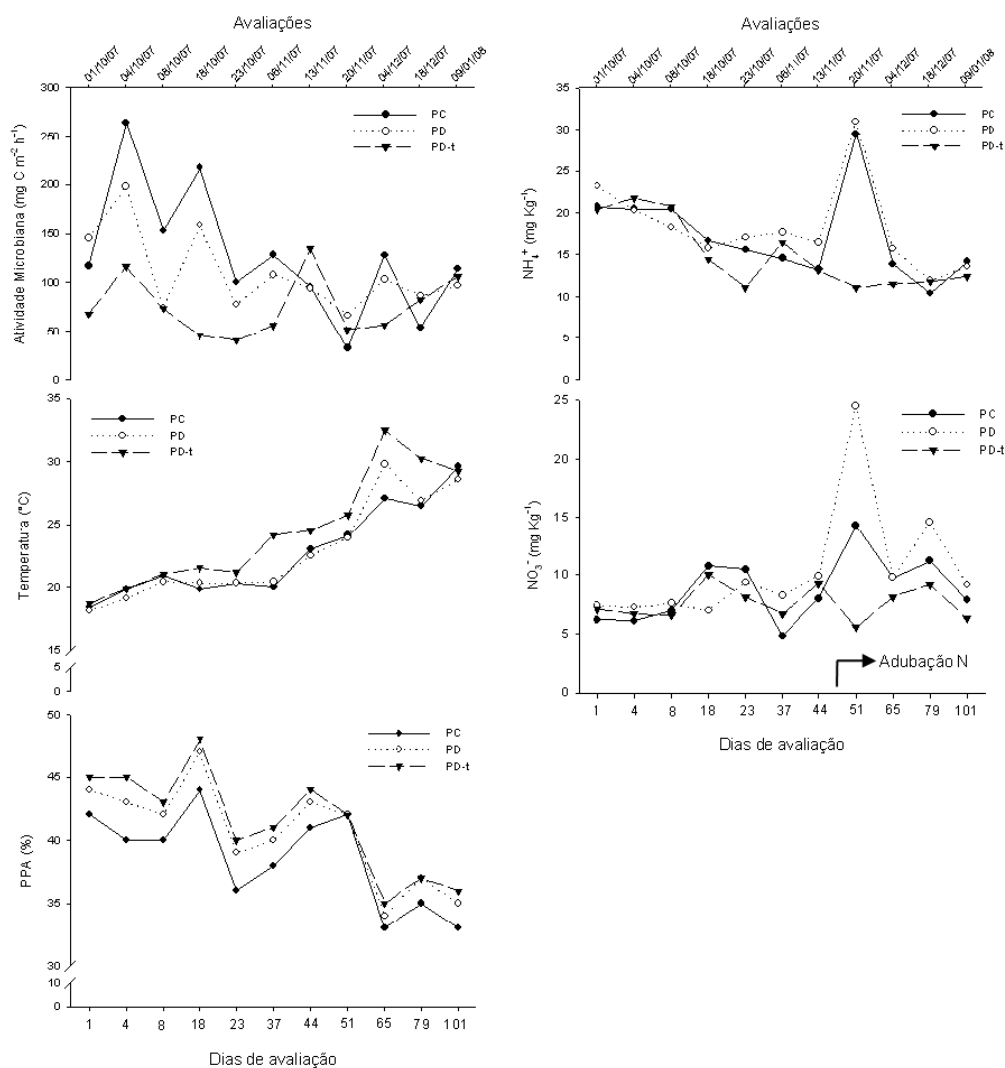


FIGURA 16 – Comportamento das variáveis avaliadas controladoras das emissões de GEE pelo solo durante o período de avaliações, determinadas nos dias de coletas.

Já no PD, as variáveis que mais explicaram as emissões foram os teores de NO_3^- e NH_4^+ no solo. Os resultados indicam que os processos de nitrificação e desnitrificação atuaram em conjunto neste sistema, proporcionados pelo aporte de N via fixação biológica da ervilhaca e adubação nitrogenada com uréia.

Eram esperadas maiores correlações entre a emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ e a temperatura do solo, pois as taxas de nitrificação e desnitrificação aumentam com o aumento da temperatura, o que é atribuído ao aumento do consumo de O_2 pela atividade heterotrófica, que promove condições anaeróbicas (Dobbie & Smith, 2001),

afetando o processo de desnitrificação. Porém, como pode ser verificada na FIGURA 16, a temperatura do solo teve um aumento gradual ao passar do tempo e, no geral, as maiores emissões ocorreram nas primeiras avaliações. Sendo assim, as correlações foram negativas (PC e PD-t) ou muito baixas (PD). Além disso, a temperatura mínima verificada foi de 18,1°C no PD, ou seja, os incrementos na temperatura não afetaram a atividade microbiana devido, provavelmente, a temperatura encontrar-se e manter-se em uma faixa ótima para o seu desenvolvimento. Anteriormente, Pavei (2005), também não encontrou correlação significativa das emissões de N₂O com a temperatura.

TABELA 5 – Coeficientes de correlação (r) entre as variáveis avaliadas e a emissão de N-N₂O.

Tratamento	Variáveis	r
PC	PPA (%)	0,58*
	NH ₄ ⁺	0,63*
	NO ₃ ⁻	0,40 ^{ns}
	Temperatura do solo (°C)	-0,23 ^{ns}
	Atividade Microbiana (mg C m ⁻² h ⁻¹)	0,31 ^{ns}
PD	PPA (%)	0,15 ^{ns}
	NH ₄ ⁺	0,60*
	NO ₃ ⁻	0,77*
	Temperatura do solo (°C)	0,19 ^{ns}
	Atividade Microbiana (mg C m ⁻² h ⁻¹)	-0,02 ^{ns}
PD-t	PPA (%)	0,76*
	NH ₄ ⁺	0,50*
	NO ₃ ⁻	0,46 ^{ns}
	Temperatura do solo (°C)	-0,54*
	Atividade Microbiana (mg C m ⁻² h ⁻¹)	0,37 ^{ns}

* coeficiente de correlação significativo a 10%.

^{ns} coeficiente de correlação não-significativo a 10%.

O solo, durante quase todo o período de avaliações, apresentou absorção/oxidação de C-CH₄, sendo que as emissões tiveram influência das práticas de preparo do solo, conforme a FIGURA 17.

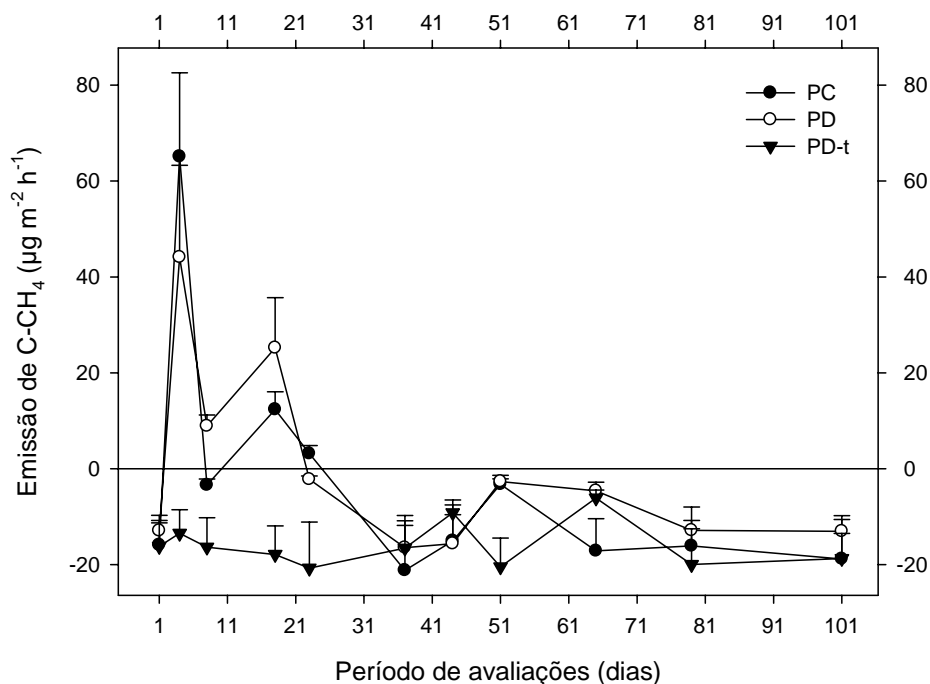


FIGURA 17 – Fluxo de C-CH₄ por tratamento, nos dias coletados, durante o período de avaliações. As barras verticais representam o erro padrão da média.

Na média, o PD-t foi o sistema que mais oxidou C-CH₄, com média de -16,2 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹, seguido do PD, com -8,0 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ e do PC, com -3,9 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ (TABELA 6), evidenciando a importância dos sistemas conservacionistas em absorver CH₄. Escobar (2007), em avaliações outonais na mesma área experimental, durante 23 dias, encontrou valores médios de -7,8 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ no PD-t, -7,7 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ no PC e -5,6 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ no PD.

A maior emissão de CH₄ foi verificada aos 4 dias de avaliação, data de realização da gradagem no PC e da rolagem no PD, onde se verificou emissão de 65,1 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ no PC e 44,1 C-CH₄ m⁻² h⁻¹ no PD. Após, a segunda maior emissão foi verificada na semeadura, aos 18 dias de avaliação, sendo de 12,4 C-CH₄ m⁻² h⁻¹ no PC e 25,2 C-CH₄ m⁻² h⁻¹ no PD. Os resultados indicam que a perturbação do solo, por menor que seja, promove emissão de CH₄. Gomes (2006),

estudando o fluxo de CH₄ em Argissolo, verificou uma tendência anual de emissão de CH₄ pelo solo, porém parte da contribuição deste resultado é proveniente do alto valor encontrado quatro dias após o preparo do solo (430 C-CH₄ m⁻² h⁻¹).

TABELA 6 – Emissão acumulada e média de CH₄ durante o período de avaliações.

Tratamento	Emissão Acumulada	Emissão média
	----- (µg C-CH ₄ m ⁻²) -----	---- (µg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹) ----
PC	-812,8	-3,9
PD	-395,5	-8,0
PD-t	-1637,2	-16,2

Os resultados obtidos no estudo são suportados pela PPA observada durante o período estudado, que foi inferior a 50%. Além disso, o solo estudado apresenta rápida drenagem, não apresentando acúmulo de água no perfil. Logo, solos aerados têm capacidade de absorver CH₄ atmosférico através da oxidação por bactérias aeróbias, denominadas metanotróficas, para obter energia e carbono, necessitando O₂ para a enzima mono-oxigenase (MMO), indispensável para o processo de oxidação do CH₄ (Smith et al., 2003; Mosier et al., 2004). No caso do PD, ocorreu uma alta correlação entre as emissões de CH₄ e a PPA (FIGURA 16), demonstrando que a redução do teor de umidade do solo propicia maior oxidação.

O preparo do solo no PC praticamente anulou a oxidação anterior e posterior à atividade, como pode ser observado na FIGURA 17. Resultados de maior oxidação de CH₄ em sistemas conservacionistas já foram observados em outros estudos (Gomes, 2006; Costa et al., 2008b).

Apesar da pequena correlação entre o fluxo de CH₄ e o teor de NH₄⁺, pode ser observado na FIGURA 17 que aos 51 dias de avaliação houve uma grande redução na absorção de CH₄. Este resultado deve-se à adubação nitrogenada no PC e PD, realizada 4 dias antes, o que levou a um aumento da concentração de NH₄⁺ no solo (FIGURA 16). Altas concentrações de NH₄⁺ no solo inibem a oxidação de CH₄ devido à competição pela enzima MMO (Majumdar & Mitra, 2004). Veldkamp et al., (2001) reportaram que pastagens adubadas com nitrato tiveram uma maior

retenção de CH₄, quando comparadas a pastagens tradicionais ou com leguminosas.

TABELA 7 – Coeficientes de correlação entre as variáveis avaliadas e a emissão de CH₄.

Tratamento	Variáveis	r
PC	PPA (%)	0,33 ^{ns}
	NH ₄ ⁺	0,33 ^{ns}
	Temperatura do solo (°C)	-0,50*
	Atividade Microbiana (mg C m ⁻² h ⁻¹)	0,74*
PD	PPA (%)	0,47*
	NH ₄ ⁺	0,12 ^{ns}
	Temperatura do solo (°C)	-0,39 ^{ns}
	Atividade Microbiana (mg C m ⁻² h ⁻¹)	0,68*
PD-t	PPA (%)	-0,07 ^{ns}
	NH ₄ ⁺	0,11 ^{ns}
	Temperatura do solo (°C)	0,10 ^{ns}
	Atividade Microbiana (mg C m ⁻² h ⁻¹)	0,38 ^{ns}

* coeficiente de correlação significativo a 10%.

^{ns} coeficiente de correlação não-significativo a 10%.

Quanto à variável temperatura, nos sistemas PC e PD ela correlacionou-se negativamente com as emissões de CH₄, sendo significativa no PC. Isso quer dizer que à medida que a temperatura aumenta, maior é a oxidação de CH₄ pelo solo. Esse resultado é devido à temperatura aumentar a atividade dos microrganismos do solo que, por conseqüência, aumentarão a oxidação de CH₄ em ambiente aeróbio.

A correlação que mais se destaca é entre as emissões de CH₄ e a atividade microbiana, sendo significativa no PC e no PD. Este resultado indica que os processos de absorção de CH₄ e de emissão de CO₂ têm comportamentos semelhantes quanto às variáveis reguladoras, podendo ser uma importante relação a ser investigada em futuros estudos.

As emissões de C-CO₂ foram fortemente influenciadas pelas atividades de preparo e semeadura das culturas, como pode ser visualizado na FIGURA 18.

As maiores emissões de C-CO₂ foram encontradas no PC, determinadas aos 4 e 18 dias de avaliação, correspondente às datas em que foram realizadas as atividades de gradagem e a semeadura, respectivamente, com emissão de 264,0 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ e 217,6 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹. No PD, as maiores emissões foram verificadas nas mesmas datas das maiores emissões do PC, quando se realizou as atividades de rolagem e semeadura, com emissões de 198,1 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ e 158,6 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹, respectivamente. Já no PD-t, o pico de emissão foi determinado aos 44 dias de avaliação, cinco dias após a colheita do trigo. No geral, a maior emissão acumulada de C-CO₂ foi encontrada no PC, sendo 10,6% superior ao PD e 34,5% ao PD-t (TABELA 8). As maiores emissões em PC são coerentes com os resultados obtidos no estudo anterior, porém, com magnitudes diferentes, já que no estudo anterior a diferença entre as emissões do PC e PD foi de 42%. O resultado comprova a necessidade do acompanhamento das emissões deste gás ser feito em um longo período de tempo, não se restringindo ao período pós-preparo.

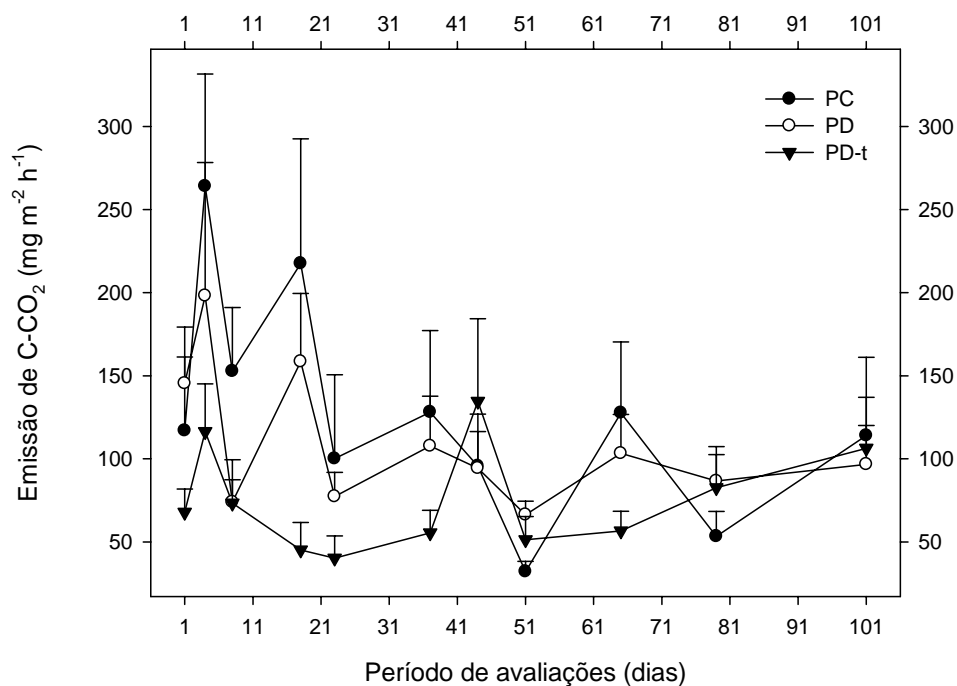


FIGURA 18 – Fluxo de C-CO₂ por tratamento, nos dias coletados, durante o período de avaliações. As barras verticais representam o erro padrão da média.

TABELA 8 – Emissão acumulada e média de C-CO₂ durante o período de avaliações.

Tratamento	Emissão acumulada	Emissão média
	----- mg C-CO ₂ m ⁻² -----	---- mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹ ----
PC	11221,1	111,1
PD	10033,9	99,3
PD-t	7344,8	72,7

Analisando os dados das emissões médias, podem-se fazer algumas inferências quanto às tendências das emissões de C-CO₂ neste experimento. No preparo de solo e implantação das culturas de verão, os valores médios obtidos foram de 26,7 kg ha⁻¹ dia⁻¹ no PC e 23,8 kg ha⁻¹ dia⁻¹. Com relação ao período de preparo de solo e implantação de culturas de inverno, Escobar (2007), avaliando com câmara estática, durante 30 dias, nas mesmas parcelas experimentais, encontrou que o PC emitiu em média 19,6 kg ha⁻¹ dia⁻¹, enquanto que o PD emitiu 27,4 kg ha⁻¹ dia⁻¹. Fazendo uma média aritmética das emissões de inverno/verão, se chegará aos valores de 23,1 kg ha⁻¹ dia⁻¹ no PC e 25,6 kg ha⁻¹ dia⁻¹ no PD. Estes resultados são muito semelhantes aos reportados por Campos (2006), que avaliando as emissões de C-CO₂ nas mesmas parcelas, durante dois anos (728 dias), encontrou médias de 24,4 kg ha⁻¹ dia⁻¹ no PC e 26,0 kg ha⁻¹ dia⁻¹ no PD. Isto vem a confirmar que existe uma sazonalidade nas emissões de C-CO₂ pelo solo, variando conforme a estação do ano, que mudará as condições de temperatura e umidade do solo, afetando a atividade microbiana. Sendo assim, o preparo do solo é mais prejudicial, do ponto de vista das emissões de C-CO₂, quando realizado no verão.

As correlações entre as variáveis e as emissões foram, na maioria, não significativas e negativas (TABELA 9), quando era esperado e já discutido que dessem positivas.

TABELA 9 – Coeficientes de correlação entre as variáveis avaliadas e a emissão de C-CO₂.

Tratamento	Variáveis	r
PC	PPA (%)	0,27 ^{ns}
	Temperatura do solo (°C)	-0,48*
PD	PPA (%)	0,46 ^{ns}
	Temperatura do solo (°C)	-0,43 ^{ns}
PD-t	PPA (%)	0,03 ^{ns}
	Temperatura do solo (°C)	0,25 ^{ns}

* coeficiente de correlação significativo a 10%.

^{ns} coeficiente de correlação não-significativo a 10%.

Os resultados quanto à temperatura do solo se devem ao preparo do solo e a semeadura terem sido realizadas no início do período de avaliações. Como o período era de transição da primavera para o verão, as temperaturas tiveram um aumento gradual na média. Sendo assim, as maiores emissões foram encontradas no período de temperatura mais baixa, tornando os coeficientes de correlação negativos (PC e PD) ou não significativo (PD-t).

O comportamento da variável PPA influenciou positivamente nas emissões de C-CO₂, mesmo não se obtendo correlações significativas. Este resultado havia sido obtido no estudo anterior no PD.

A análise conjunta das emissões dos três principais GEE, através do cálculo do PAG (Potencial de Aquecimento Global) de cada tratamento, está demonstrada na TABELA 10.

TABELA 10 – Potencial de Aquecimento Global dos diferentes tratamentos.

Tratamento	PAG anual	PAG _{101 dias}
	----- kg CE ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----	----- kg CE ha ⁻¹ -----
PC	17,2	4,76
PD	20,2	5,59
PD-t	-286,6	-79,3

Gomes (2006), em sua Tese de Doutorado, calculou o PAG para diferentes sistemas de preparo do solo e rotação de culturas em um Argissolo, onde reporta que o maior PAG foi determinado em PC com rotação aveia/milho (+283 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹), enquanto que o menor foi em PD com rotação guandu/milho (-517 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹). Os resultados foram atribuídos à capacidade do PD em acumular C no solo e à diminuição do consumo de combustível fóssil. Porém, também foi reportado que o PD, com rotação aveia/milho e sem adubação nitrogenada, apresentou PAG positivo (+239 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹), resultado atribuído à baixa produção de resíduos, o que conduziu às emissões de C serem superiores ao seqüestro.

Os resultados das estimativas do PAG parcial confirmam a importância da adoção de sistemas conservacionistas de manejo que prezem pela mínima perturbação do solo e intensa rotação de culturas, com permanente aporte de resíduos ao solo. Além disso, pode se verificar a necessidade de se melhorar o manejo do N no PD, buscando reduzir as emissões N₂O, pois como foi verificado, as emissões de N₂O, potencializadas pela adubação nitrogenada, podem anular o efeito ambiental de seqüestro de C no solo. Jantalia et al. (2008), já haviam reportado a necessidade da avaliação conjunta dos GEE, pois as emissões de N₂O e CH₄ poderiam neutralizar parcial ou totalmente a mitigação do efeito estufa baseado apenas nas emissões de CO₂.

A melhoria do manejo do N passa pela racionalização do uso dos fertilizantes nitrogenados, através da melhoria do sincronismo entre a disponibilidade do N no solo e a absorção pelas culturas, da inclusão de plantas de reconhecida capacidade de fixação de N₂ atmosférico em um sistema de rotação de culturas e da aplicação dos fertilizantes conforme a variabilidade espacial da necessidade das culturas.

4.5 Conclusões

1. As emissões acumuladas de N_2O durante o período de 101 dias de avaliações foram maiores no PD, seguido do PC e do PD-t. Os maiores valores de emissões, nos três sistemas, foram relacionados à mobilização do solo e adubação nitrogenada;
2. Todos os tratamentos oxidaram CH_4 , na média do período de avaliações.
3. As maiores emissões de CO_2 foram determinadas em PC, seguido do PD e do PD-t, onde as atividades de preparo do solo e implantação das culturas influenciaram as emissões em todos os tratamentos. A PPA influenciou positivamente as emissões no PC e PD;
4. Os sistemas conservacionistas de manejo do solo, desde que apresentem um eficiente uso da fertilização nitrogenada, se apresentam como uma alternativa na mitigação das emissões dos GEE;

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Plantas de cobertura do solo em sistemas agrícolas. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Org.). **Manejo de sistemas agrícolas**. Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa. Porto Alegre: Genesis, 2006. cap. 3, p. 59-80.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Matéria orgânica do solo, nitrogênio e enxofre nos diversos sistemas de exploração agrícola. In: YAMADA, T.; STIPP E ABDALLA, S. R.; VITTI, G. C. (Org.). **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba, SP: International Plant Nutrition Institute (INPI), 2007. cap. 1, p. 1-41.

AMADO, T. J. C.; RICE, C. W.; FABRIZZI, K.; NICOLOSO, R. S. O solo agrícola e o Mercado Internacional de Carbono. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metropole, 2008. p. 625-636.

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

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; SPAGNOLLO, E.; CAMPOS, B.; VEIGA, M. **Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil**. Journal of Environmental Quality, Madison, v. 35, p. 1599-1607, 2006.

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

AULAKH, M. S.; WASSMANN, R.; RENNENBERG, H. **Methane emissions from rice fields – quantification, mechanisms, role of management and mitigations options**. Advances in Agronomy, v. 70, p. 193-260, 2001.

BAEDE, A. P. M.; AHLONSOU, E.; DING, Y.; SCHIMEL, D. **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Cambridge University Press: Cambridge, 2001.

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

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

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

BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P. **Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland**. *Soil & Tillage Research*, v. 53, p. 29-39, 1999.

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

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

BAYER, C. et al. **Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, p. 599-607, 2000b.

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

BAYER, C. Desafios no manejo da matéria orgânica do solo e seqüestro de C na agricultura conservacionista. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. SBCS, 2007. Disponível em: <<http://www6.ufrgs.br/cbcs/palestras/CimelioBayer.pdf>>. Acessado em 10 nov. 2008.

BEARE, M.H.; CABRERA, M.L.; HENDRIX, P.F.; COLEMAN, D.C. **Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils.** Soil Science Society of America Journal, v. 58, p. 787-795. 1994.

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

BHARATI, K.; MOHANTY, S. R.; RAO, V. R. et al. **Influence of flooded and non-flooded conditions on methane efflux from two soils planted to rice.** Chemosphere – Global Change Science, v. 3, n. 1, p. 25-32, 2001.

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

BOUWMAN, A. F. **Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soil.** Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 46, p. 53-70, 1996.

BRONICK, C. J.; LAL, R. **Soil structure and management: a review.** Geoderma, v. 124, p. 3-22, 2005.

BRONSON, K. F.; NEUE, H. U.; SINGH, U. et al. **Automated chamber measurements of methane and nitrous oxide flux in a flooded rice soil: Residue, nitrogen and water management.** Soil Science Society of America Journal, v. 61, n. 3, p. 981-987, 1997.

BRUCE, J. P.; FROME, M.; HAITES, E.; JANZEN, H.; LAL, R. **Carbon sequestration in soils.** Journal of Soil and Water Conservation, v. 5, p. 382-389, 1999.

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

CANADELL, P. **More on soaring carbon concentrations.** Disponível em: <<http://climateprogress.org/2007/10/26/soaring-carbon-dioxide-concentrations-sinks-saturating/>>. Acesso em 14 fev. 2009.

CAST - Council for Agricultural Science and Technology. **Climate Change and Greenhouse Gas Mitigation: Challenges and Opportunities for Agriculture**. Task Force Report, n. 141, 2004. 120 p.

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

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P.; DAVIDSON, E. A.; BERNOUX, M.; FELLER, C. **A ciência do solo e o seqüestro de carbono**. Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. v. 29, p. 29-34, 2004.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Seqüestro de carbono em solos na América Latina. Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 40-44, 2007.

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

CHAVEZ, L.F. **Emissões de CO₂ do solo sob preparo convencional e plantio direto em Latossolo Vermelho do Rio Grande do Sul**. 2007. 80f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

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

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

CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. **Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 23, p. 425-432, 1999.

COSTA, F. S. **Estoque de Carbono orgânico e efluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro**. 2005. 128 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

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

COSTA, F. S.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C. Emissões de gases de efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Org.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metropole, 2008b. p. 545-559.

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

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

DE GRYZE, S.; SIX, J.; PAUSTIAN, K.; MORRIS, S.J.; PAUL, E.A.; MERCKX, R. **Soil organic carbon pool changes following land-use conversions**. Global Change Biology, v. 10, p. 1120-1132, 2004.

DENEF, K.; SIX, J. **Clay mineralogy determines the importance of biological versus abiotic processes for macroaggregates formation and stabilization**. European Journal of Soil Science. p. 1-11, 2004.

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

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. **Impact of different forms of N fertilizers on N₂O emissions from intensive grasslands**. Nutrient Cycling in Agroecosystems. v. 67, p. 37-46, 2003.

EINCHER, M.J. **Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data.** Journal of Environmental Quality, v. 19, p. 279-280, 1990.

EMBRAPA - Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 374 p., 2005.

EMBRAPA & CNPMA. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: emissões de óxido nitroso proveniente de solos agrícolas.** Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília, 2006.

ESCOBAR, L. F. **Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solo do Planalto Médio do Rio Grande do Sul.** 2007. 104f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

FABRIZZI, K.P. **Microbial ecology and C and N dynamics in agroecosystems. Manhattan.** 2006. 210f. Tese (Ph.D. Thesis). Department of Agronomy, Kansas State University, Manhattan, 2006.

FANG, C.; MONCRIEFF, J. B. **The dependence of soil CO₂ efflux on temperature.** Soil Biology & Biochemistry, v. 33, p. 155-165, 2001.

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

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

FRANK, A. B.; LIEBIG, M. A.; TANAKA, D. L. **Management effects on soil CO₂ efflux in northern semiarid grassland and cropland.** Soil & Tillage Research, v. 89, p. 78-85, 2006.

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

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

GLATZEL, S.; STAHR, K. **Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilized grassland in southern Germany**. *Plant and Soil*, v. 231, n.1, p.21-35, 2001.

GLOBAL CARBON PROJECT. **Carbon Budget 2007**. Disponível em <<http://www.globalcarbonproject.org/carbontrends/index.htm>>. Acesso em: 15 fev. 2009.

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

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

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

HÜTSCH, B. W.; WEBSTER, C. P.; POWLSON, D. S. **Long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in soil of the Broadbalk wheat experiment**. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, p.1307–1315, 1993.

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

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

JANSSENS, I. A.; KOWALSKI, A. S.; CELEUMANS, R. **Forest floor CO₂ fluxes estimated by eddy covariance and chamber-based model.** *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 106, p. 61-69, 2001.

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

JANTALIA, C. P.; ZOTARELLI, L.; SANTOS, H. P.; TORRES, E.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: avaliação de práticas usadas na produção de grãos no Sul do País. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Org.). **Manejo de sistemas agrícolas. Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa.** Porto Alegre: Genesis, 2006b. cap. 4, p. 81-107.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. **Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the south of Brasil.** *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2008.

JANZEN, H. H. et al. **Management effects on soil C storage on the Canadian prairies.** *Soil & Tillage Research*, v. 47, p. 181-195, 1998.

KHALIL, K; MARY, B.; RENAULT, P. **Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration.** *Soil Biology & Biochemistry*, v. 36, n. 4, p. 687-699, 2004.

LA SCALA Jr., N.; LOPES, A.; MARQUES Jr., J.; PEREIRA, G. T. **Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a dark red latossol in southern Brazil.** *Soil & Tillage Research*, v. 62, p.163-166, 2001.

LAL, R., KIMBLE; J. M., FOLLETT, R. F.; COLE, C. V. **The potential of U.S. cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect.** Sleeping Bear Press, 1998. p. 1-128.

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

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

LAL, R. **Agricultural activities and the global carbon cycle**. Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 70, p. 103-116, 2004b.

LESSA, A. C.; JANTALIA C. P.; FARANCHINI, J. C.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R. Emissão de Óxido Nitroso na Cultura do Milho sob Sistemas de Plantio Direto e Plantio Convencional em Londrina, PR. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 17., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...**, 2008.

LIEBIG, M. A.; MORGAN, J. A.; REEDER, J. D.; ELLERT, B. H.; GOLLANY, H. T.; SCHUMAN, G. E. **Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada**. Soil & Tillage Research, v. 83, p. 25-52, 2005.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. **Effects of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and no tilled soil**. Soil Science Society of America Journal, v. 48, p. 1267-1272, 1984.

LISBOA, C. C.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P.; CONANT, R. T.; FEIGL, B. E. Emissão de CO₂ de solos submetidos a um aumento de temperatura. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 16., 2006, Aracaju. **Anais...**, 2006. 1 CD-ROM.

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; ZHANG, F. S. **The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes from a clay loam soil**. Plant Soil, v. 280, p. 177-188, 2006.

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

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

MACHADO, P.L.O.; BODDEY, R.; MADARI, B.; RODRIGUES, J.R.; URQUIAGA, S. **Os solos brasileiros e o seqüestro de carbono**. Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 29, p. 21-25, 2004.

MAJUMDAR, D.; MITRA, S. **Methane consumption from ambient atmosphere by a Typic Ustochrept soil as influenced by urea and two nitrification inhibitors**. Biology and Fertility of Soils, v. 39, p. 140-145, 2004.

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

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

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

MILICH, L. **The role of methane in global warming**: Where might mitigation strategies be focused? Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions, v. 9, n. 3, p. 179-201, 1999.

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

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

MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura, Secção de Geografia, 1961. 38p.

MOSIER, A. R.; DELGADO, J. A.; COHRAN, V. L.; VALENTINE, D. W.; PARTON, W. J. **Impact of agriculture on soil consumption of atmospheric CH₄ and a comparison of CH₄ and N₂O flux in subarctic, temperate and tropical grasslands**. Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 49, p. 73-83, 1997.

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

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

PALMA, R. M.; RIMOLO, M.; SAUBIDET, M. I.; CONTI, M. E. **Influence of tillage systems on denitrification in maize-cropped soils**. *Biology and fertility of soils*, v. 25, p. 142-146, 1997.

PAUSTIAN, K.; SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; HUNT, H. W. **Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils**. *Biogeochemistry*, v. 48, p. 147-163, 2000.

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

PICCOLO, M. C.; PAVEI, M. A.; BERNOUX, M.; SÁ, J. C. M.; PAULETTI, V. Fluxos de óxido nitroso e decomposição de resíduos culturais no solo sob diferentes manejos agrícolas em Ponta Grossa (PR). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. **Anais...**, 2007. 1 CD-ROM.

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

QUINCKE, J. A.; WORTMANN, C. S.; MAMO, M.; FRANTI, T.; DRIJBER, R. A. **Occasional Tillage of No-Till Systems**: Carbon dioxide flux and changes in total and labile soil organic carbon. *Agronomy Journal*, v. 99 p. 1158-1168, 2007.

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

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

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

REICOSKY, D. C. **Conservation Tillage and Carbon Cycling: Soil as a Source or Sink for Carbon**. USDA – Agricultural Research Service, North Central Soil Conservation Research Laboratory, Morris, Minnesota, 1997.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria da Agricultura e Abastecimento. **Macrozoneamento agroecológico e econômico**. Porto Alegre: SAA/EMBRAPA-CNPT, v.2, 1994. 57p.

ROCHETTE, P. et al. **Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for 19th consecutive year: nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen**. Soil Science Society of America Journal, v. 64, p. 1396-1403, 2000.

RUEDELL, J. **Plantio direto na região de Cruz Alta**. Cruz Alta, FUNDACEP, 1995. 134p.

RUSER, R.; FLESSA, H.; SCHILING, R.; STEINDL, H.; BEESE, F. **Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields**, Soil Science Society of America Journal, v. 62, n. 6, p. 1587-1595, 1998.

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

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

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

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

SIQUEIRA NETO, M. **Estoque de carbono e nitrogênio do solo e emissões de gases do efeito estufa no sistema plantio direto em Tibagi (PR)**. 2003. 83p. Dissertação (Mestrado em Ciências) Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SIQUEIRA NETO, M. **Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes manejos no Cerrado goiano**. 159f. Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Energia Nuclear na Agricultura) Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. **Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems**. Soil Science Society of America Journal, v. 63, p. 1350-1358, 1999.

SIX, J.; FREY, S. D.; THIES, R. K.; BATTEN, K. M. **Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems**. Soil Science Society America Journal, v. 70, p. 555-569, 2006.

SKIBA, U.; SMITH, K. A.; FOWLER, D. **Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in a sandy loam soil**. Soil Biology & Biochemistry, v. 25, n. 11, p. 1527-1536. 1993.

SMITH, K. A.; McTAGGART, I. P.; DOBBIE, K. E.; CONEN, F. **Emissions of N₂O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N**. Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 52, n. 2-3, p. 123-130, 1998.

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

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

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

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**, 2.ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174p.

VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. Fixação biológica de nitrogênio na cultura da soja. In: **Biologia dos solos dos cerrados**. Ed. Vargas, M. A. T. & Hungria, M., Planaltina: Embrapa-CPAC, 1997, p. 297-360.

VELDKAMP, E.; WEITZ, A. M.; KELLER, M. **Management effects on methane fluxes in humid tropical pasture soils**. Soil Biology & Biochemistry, v. 33, p. 1493-1499, 2001.

VINTEN, A. J. A.; BALL, B. C.; O'SULLIVAN, M. F.; HENSHALL, J. K. **The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys**. Journal of Agricultural Science, v. 139, p. 231-243, 2002.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; DIECKOW, J.; VIEIRA, F. C. B.; MIELNICZUK, J. **Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol**. Soil & Tillage Research, v. 94, p. 510-519, 2007.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; KUHN, N.; MIELNICZUK, J. Emissões de Óxido Nitroso em Sistemas de Manejo de Solo no RS. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 17., 2008, Rio de Janeiro. **Anais...**, 2008. 1 CD-ROM.

ZANCHI, F. B.; GOMES, B. M.; VAN RANDOW, C.; KRUIJT, B.; MANZI, A. O. Medições dos fluxos de dióxido de carbono e estimativa do "fetch" (área de influência) em pastagem e floresta em Rondônia. In: CONGRESSO DE ESTUDANTES E BOLSISTAS DO LBA, 1., Belém. **Anais...**, 2002.

ZOTARELLI, L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; TORRES, E.; SANTOS, H. P. DOS; PAUSTIAN, K.; BODDEY, R. M.; SIX, J. **Impact of Tillage and Crop Rotation on Aggregate-Associated Carbon in Two Oxisols**. Soil Science Society America Journal, v. 69, p. 482-491, 2005.

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

WASSMANN, R.; AULAKH, M. S. **The role of rice plants in regulating mechanisms of methane emissions.** *Biology and Fertility of Soils*, v. 31, p. 20-29, 2000.

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

WRIGHT, A. L.; HONS, L. F. M. **Soil carbon and nitrogen storage in aggregates form different tillage and crop regimes.** *Soil Science Society America Journal*, v. 69, p. 141-147, 2005.

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

YAGI, K., TSURUTA, K. K., MINAMI, K. **Automated monitoring of methane emission from a rice paddy field: the effect of water management.** *Global Biogeochemical Cycles*, v. 10, n. 2, p. 255-267, 1996.

ANEXOS

ANEXO A – Valores médios diários do fluxo de C-CO₂, avaliado com o LI-6400-09, temperatura e Porosidade Preenchida por Água (PPA) do solo, avaliados nos diferentes tratamentos.

Data	Atividade	Plantio Convencional				Plantio Direto					
		C-CO ₂ (kg ha ⁻¹ dia ⁻¹)		Temperatura solo (°C)	PPA (%)	C-CO ₂ (kg ha ⁻¹ dia ⁻¹)			Temperatura solo (°C)	PPA (%)	
		PC	PCSPSR			PD	PDSP	PDSPSR			
30/9/2007	Lavração	43,0	27,6	22,0	54,1	35,4	37,6	35,5	21,5	60,0	
1/10/2007		41,0	30,4	21,4	45,8	32,9	35,5	34,0	20,9	52,6	
2/10/2007		62,0	35,3	23,4	38,2	26,5	24,9	26,1	20,9	43,9	
3/10/2007		53,2	31,4	22,2	36,3	22,7	22,6	24,8	20,1	43,8	
4/10/2007		Gradagem / Rolagem	57,2	33,8	22,6	39,5	33,2	28,9	33,5	21,5	51,2
5/10/2007			50,1	32,7	22,2	41,2	25,2	25,6	27,0	21,0	48,2
6/10/2007			49,4	31,2	22,1	37,3	24,8	25,3	24,5	20,9	43,6
7/10/2007			47,7	30,7	21,8	39,5	27,1	27,6	25,3	20,8	41,3
8/10/2007			46,8	27,2	21,7	39,4	25,1	25,9	23,6	20,2	41,2
9/10/2007			46,3	25,7	21,6	35,1	24,9	25,0	23,0	21,1	39,0
17/10/2007	Semeadura	48,0	26,9	21,3	60,0	29,1	27,9	30,4	21,1	66,1	
18/10/2007		52,0	32,5	22,7	52,6	36,5	34,9	34,7	21,7	64,2	
19/10/2007		43,9	23,8	22,3	43,9	30,3	28,1	25,5	21,4	57,4	
20/10/2007		39,2	16,3	21,8	43,8	26,2	23,3	23,7	20,8	50,5	

ANEXO B – Emissões de N₂O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$), avaliado com câmara estática, nos diferentes tratamentos.

Tratamento	Data	Câmara 1	Câmara 2	Câmara 3	Média	Desvio
PC	1/10/2007	53,7	48,4	27,7	43,3	13,7
	4/10/2007	62,8	56,3	101,2	73,4	24,3
	8/10/2007	36,7	18,1	15,2	23,3	11,7
	18/10/2007	99,4	66,2	49,6	71,7	25,4
	23/10/2007	21,8	17,3	35,9	25,0	9,7
	6/11/2007	30,3	16,9	43,3	30,2	13,2
	13/11/2007	24,5	17,1	39,2	26,9	11,2
	20/11/2007	51,8	91,5	95,4	79,6	24,1
	4/12/2007	22,9	33,2	45,4	33,8	11,3
	18/12/2007	22,2	62,3	29,1	37,9	21,4
	9/1/2008	14,2	31,3	36,5	27,3	11,7
PD	1/10/2007	29,2	43,5	49,8	40,8	10,6
	4/10/2007	35,4	80,0	68,9	61,4	23,2
	8/10/2007	46,9	28,4	22,2	32,5	12,9
	18/10/2007	56,1	37,3	89,3	60,9	26,3
	23/10/2007	67,2	45,2	33,5	48,6	17,1
	6/11/2007	27,9	50,4	29,8	36,0	12,5
	13/11/2007	41,8	70,4	54,1	55,4	14,3
	20/11/2007	93,9	67,6	125,7	95,7	29,1
	4/12/2007	39,8	73,4	63,7	59,0	17,3
	18/12/2007	62,1	58,5	30,2	50,3	17,5
	9/1/2008	61,4	33,4	38,2	44,3	15,0
PD-t	1/10/2007	39,7	19,7	47,8	35,7	14,5
	4/10/2007	60,9	44,6	26,2	43,9	17,4
	8/10/2007	34,7	20,7	41,8	32,4	10,7
	18/10/2007	47,2	44,1	76,5	55,9	17,9
	23/10/2007	27,4	16,4	15,3	19,7	6,7
	6/11/2007	38,5	45,7	16,7	33,6	15,1
	13/11/2007	42,8	66,4	41,8	50,3	13,9
	20/11/2007	7,5	5,6	15,3	9,5	5,1
	4/12/2007	17,7	9,4	23,9	17,0	7,3
	18/12/2007	27,0	11,2	20,2	19,5	7,9
	9/1/2008	24,9	32,3	13,4	23,5	9,5

ANEXO C – Fluxo de CH₄ ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2}\text{h}^{-1}$), avaliado com câmara estática, nos diferentes tratamentos.

Tratamento	Data	Câmara 1	Câmara 2	Câmara 3	Média	Desvio
PC	1/10/2007	-18,9	-8,2	-20,6	-15,9	6,7
	4/10/2007	91,3	39,5	64,4	65,1	25,9
	8/10/2007	-1,5	-3,8	-4,9	-3,4	1,7
	18/10/2007	9,1	17,9	10,1	12,4	4,8
	23/10/2007	2,9	0,9	5,7	3,2	2,4
	6/11/2007	-35,3	-11,2	-17,1	-21,2	12,6
	13/11/2007	-11,6	-7,2	-26,3	-15,0	10,0
	20/11/2007	-2,7	-2,1	-4,9	-3,2	1,5
	4/12/2007	-26,3	-7,0	-18,1	-17,1	9,7
	18/12/2007	-8,1	-16,3	-23,9	-16,1	7,9
	9/1/2008	-31,1	-16,4	-8,9	-18,8	11,3
PD	1/10/2007	-8,1	-13,9	-16,7	-12,9	4,4
	4/10/2007	45,7	15,4	71,3	44,1	28,0
	8/10/2007	5,8	8,5	12,4	8,9	3,3
	18/10/2007	40,9	20,6	14,1	25,2	14,0
	23/10/2007	-1,2	-2,6	-2,9	-2,2	0,9
	6/11/2007	-24,8	-8,1	-16,4	-16,4	8,4
	13/11/2007	-15,5	-24,6	-6,7	-15,6	9,0
	20/11/2007	-1,5	-4,6	-1,9	-2,7	1,7
	4/12/2007	-7,3	-2,8	-3,7	-4,6	2,4
	18/12/2007	-20,1	-9,5	-8,9	-12,8	6,3
	9/1/2008	-12,6	-8,6	-17,9	-13,0	4,7
PD-t	1/10/2007	-9,8	-23,6	-15,2	-16,2	7,0
	4/10/2007	-20,9	-7,7	-11,8	-13,5	6,8
	8/10/2007	-16,4	-25,6	-7,1	-16,4	9,3
	18/10/2007	-9,3	-17,5	-26,8	-17,9	8,8
	23/10/2007	-16,3	-10,7	-35,2	-20,7	12,8
	6/11/2007	-10,3	-26,7	-12,6	-16,5	8,9
	13/11/2007	-8,5	-5,8	-13,2	-9,2	3,7
	20/11/2007	-17,3	-14,6	-29,4	-20,4	7,9
	4/12/2007	-3,6	-8,3	-6,4	-6,1	2,4
	18/12/2007	-20,7	-30,4	-8,8	-20,0	10,8
	9/1/2008	-10,9	-26,1	-19,1	-18,7	7,6

ANEXO D – Emissões de CO₂ (mg C-CO₂ m⁻²h⁻¹), avaliado com câmara estática, nos diferentes tratamentos.

Tratamento	Data	Câmara 1	Câmara 2	Câmara 3	Média	Desvio
PC	1/10/2007	183,5	61,6	105,8	117,0	61,7
	4/10/2007	162,7	293,5	335,9	264,0	90,3
	8/10/2007	204,7	158,3	95,3	152,8	54,9
	18/10/2007	228,2	319,5	105,0	217,6	107,6
	23/10/2007	50,4	175,9	74,2	100,2	66,7
	6/11/2007	72,0	201,7	110,6	128,1	66,6
	13/11/2007	125,2	97,3	64,6	95,7	30,3
	20/11/2007	32,4	22,8	41,1	32,1	9,2
	4/12/2007	182,7	63,5	136,6	127,6	60,1
	18/12/2007	51,6	32,5	75,8	53,3	21,7
	9/1/2008	91,8	184,6	65,5	114,0	62,6
PD	1/10/2007	151,9	94,6	189,8	145,4	47,9
	4/10/2007	318,5	156,0	119,8	198,1	105,8
	8/10/2007	74,1	53,8	94,1	74,0	20,2
	18/10/2007	116,4	220,0	139,3	158,6	54,4
	23/10/2007	78,3	98,2	55,7	77,4	21,3
	6/11/2007	104,9	65,6	152,7	107,7	43,6
	13/11/2007	143,2	86,2	53,6	94,3	45,4
	20/11/2007	55,4	78,7	65,2	66,4	11,7
	4/12/2007	138,5	72,3	99,2	103,3	33,3
	18/12/2007	82,9	117,7	59,5	86,7	29,3
	9/1/2008	67,7	131,7	90,6	96,7	32,4
PD-t	1/10/2007	49,4	65,2	88,9	67,8	19,9
	4/10/2007	125,4	150,5	73,4	116,4	39,3
	8/10/2007	112,6	66,8	40,6	73,3	36,4
	18/10/2007	43,4	70,0	22,1	45,2	24,0
	23/10/2007	26,1	34,2	60,4	40,2	17,9
	6/11/2007	53,5	37,1	75,9	55,5	19,5
	13/11/2007	106,3	88,5	209,3	134,7	65,2
	20/11/2007	68,4	30,3	55,2	51,3	19,3
	4/12/2007	55,7	39,9	74,3	56,6	17,2
	18/12/2007	76,3	112,5	59,1	82,6	27,3
	9/1/2008	66,1	152,4	100,4	106,3	43,5

ANEXO E – Concentrações de NH_4^+ e NO_3^- (camada 0-10 cm), temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), temperatura do solo ($^{\circ}\text{C}$) e Porosidade Preenchida por Água (PPA) nos dias de avaliação de GEE.

Data	NH_4^+ (mg N kg^{-1})			NO_3^- (mg N kg^{-1})			Temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$)	Temperatura do solo ($^{\circ}\text{C}$)			PPA (%)		
	PC	PD	PD-t	PC	PD	PD-t		PC	PD	PD-t	PC	PD	PD-t
1/10/2007	20,7	23,2	20,4	6,2	7,4	7,1	22,5	18,7	18,1	18,4	42	44	45
4/10/2007	20,4	20,3	21,7	6,1	7,3	6,7	22,0	19,9	19,1	19,8	40	43	45
8/10/2007	20,4	18,2	20,8	7,0	7,6	6,6	30,0	21,0	20,4	20,9	40	42	43
18/10/2007	16,6	15,8	14,5	10,8	7,0	10,1	31,0	21,5	20,3	19,8	44	47	48
23/10/2007	15,6	17,1	11,1	10,5	9,4	8,2	25,0	21,1	20,3	20,3	36	39	40
6/11/2007	14,6	17,6	16,5	4,8	8,3	6,7	30,5	24,1	20,4	20,0	38	40	41
13/11/2007	13,3	16,5	13,1	8,0	9,9	9,3	36,5	24,5	22,5	23,0	41	43	44
20/11/2007	29,5	31,0	11,1	14,3	24,5	5,5	34,0	25,8	23,9	24,1	42	42	42
4/12/2007	13,9	15,8	11,5	9,8	9,8	8,2	38,0	32,5	29,8	27,1	33	34	35
18/12/2007	10,4	11,9	11,8	11,2	14,6	9,2	33,0	30,3	26,9	26,5	35	37	37
9/1/2008	14,2	13,6	12,4	7,9	9,2	6,3	35,0	29,3	28,6	29,6	33	35	36