

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA POR  
SISTEMAS CONSERVACIONISTAS DE MANEJO DE SOLO**

**Luisa Fernanda Escobar Alcalde  
(Tese)**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA POR  
SISTEMAS CONSERVACIONISTAS DE MANEJO DE SOLO**

**LUIZA FERNANDA ESCOBAR ALCALDE**  
**Ecóloga (PUJ)**  
**M.Sc. Ciência do Solo (UFSM)**

**Tese apresentada como  
um dos requisitos à obtenção do  
Grau de Doutor em Ciência do Solo**

Porto Alegre (RS) Brasil  
Julho de 2011

LUIZA FERNANDA ESCOBAR ALCALDE  
Ecologia - La Pontificia Universidad Javeriana - Bogotá/Colômbia  
Mestre em Ciência do Solo - UFSM

## TESE

Submetida como parte dos requisitos  
para obtenção do Grau de

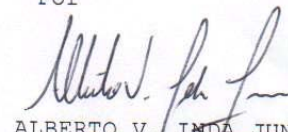
### DOUTORA EM CIÊNCIA DO SOLO

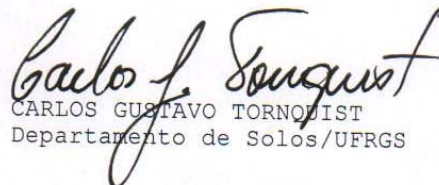
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo  
Faculdade de Agronomia  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovado em: 20.07.2011  
Pela Banca Examinadora

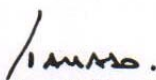
Homologado em: 21.07.2011  
Por

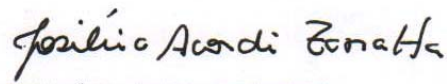
  
CIMÉLIO BAYER  
Orientador-PPG Ciência do Solo


  
ALBERTO V. INADA JUNIOR  
Coordenador do  
Programa de Pós-Graduação em  
Ciência do Solo

  
CARLOS GUSTAVO TORNOQUIST  
Departamento de Solos/UFRGS

  
FREDERICO COSTA BEBER VIEIRA  
UNIPAMPA

  
TELMO JORGE CARNEIRO AMADO  
PPG Ciência do Solo UFSM

  
JOSILÉIA ACORDI ZANATTA  
EMBRAPA - Florestas

  
PEDRO ALBERTO SELBACH  
Diretor da Faculdade  
De Agronomia

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Professor Cimélio Bayer pela acolhida no PPG Ciência do Solo, dedicação e paciência na orientação.

À Universidade Federal de Santa Maria e Universidade Federal do Rio Grande do Sul pelo ensino público gratuito e de qualidade.

À CAPES, Programa de Estudantes-Convênio de Pós-Graduação – PEC-PG pela concessão da bolsa de doutorado.

Aos professores do PPG Ciência do Solo da UFSM e da UFRGS pelos ensinamentos da ciência do solo.

Aos funcionários do Departamento de Solos e do PPG Ciência do Solo da UFRGS Jader Amaro, Paulo Ricardo da Luz, Luiz Antonio da Silveira, Adão dos Santos e José da Silva pela disponibilidade constante e colaboração no desenvolvimento deste trabalho.

Aos colegas do PPG Ciência do Solo pela amizade, companheirismo e colaboração nos momentos certos.

Aos membros da banca examinadora Josiléia Acordi Zanatta, Frederico Costa Beber Vieira, Carlos Gustavo Tornquist e Telmo Jorge Carneiro Amado pelas valiosas contribuições para a tese.

Aos amigos Colombianos em Porto Alegre pelos maravilhosos momentos compartilhados e por representar nossa família no Brasil.

# MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA POR SISTEMAS CONSERVACIONISTAS DE MANEJO DE SOLO<sup>1</sup>

Autor: M.Sc. Luisa Fernanda Escobar

Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

## RESUMO

Sistemas conservacionistas de manejo do solo podem representar uma importante estratégia mitigadora das emissões de gases de efeito estufa (GEE) do solo. A presente pesquisa foi realizada em experimento de longa duração (24 anos) em Argissolo Vermelho, e teve como objetivo avaliar o potencial de sistemas conservacionistas de manejo de solo em mitigar as emissões de GEE sob as condições de clima subtropical da Depressão Central do Rio Grande do Sul. Emissões de óxido nitroso ( $N_2O$ ) e metano ( $CH_4$ ) foram avaliadas em sistemas de preparo do solo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de cultura (aveia/milho e ervilhaca/milho) no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno (2009/10 e 2010/11) e no período de um ano agrícola (2009/10). Amostras de ar foram coletadas utilizando o método da câmara estática, e a concentração dos gases analisada por cromatografia gasosa. Os teores de nitrogênio (N) mineral e carbono orgânico dissolvido (COD), atividade biológica, temperatura e umidade do solo foram monitorados durante o período de avaliação. O potencial de aquecimento global (PAG) dos sistemas de manejo no ano agrícola 2009/10 foi calculado considerando as emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$ , a taxa de retenção de carbono (C) no solo e os custos em C- $CO_2$  das atividades e insumos agrícolas. As emissões de  $N_2O$  do solo no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno foram maiores sob PC. No entanto, esse efeito só foi verificado em ano chuvoso quando ocorreu atraso na semeadura do milho em sucessão. As emissões de  $N_2O$  estiveram relacionadas positivamente com o teor de nitrato ( $NO_3^-$ ), porosidade preenchida por água (PPA), temperatura do solo e com a atividade biológica. No período posterior ao pós-manejo, o efeito dos sistemas de cultura no estoque de N do solo comandou as emissões de  $N_2O$ . O solo comportou-se como dreno de  $CH_4$ , sendo essa característica mais evidente sob PD do que sob PC e inversamente relacionada com a precipitação acumulada nos três dias antes da coleta do gás. Os sistemas sob PD apresentaram PAG inferior aos sistemas sob PC. O PD com inclusão de leguminosas como plantas de cobertura é sugerido como um sistema com características de alta produtividade capaz de mitigar as emissões de GEE.

---

<sup>1</sup> Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (118 p.) Julho, 2011. Trabalho realizado com apoio financeiro da CAPES.

# GREENHOUSE GAS MITIGATION IN SOIL CONSERVATION MANAGEMENT SYSTEMS<sup>2</sup>

Author: Luisa Fernanda Escobar

Adviser: Prof. Cimélio Bayer

## ABSTRACT

Soil conservation management systems are an important strategy for greenhouse gas mitigation. This research was performed in a long-term experiment (24 years) in an Acrisol, and aimed to evaluate conservation soil management systems' potential to mitigate greenhouse gas (GHG) emissions in Southern Brazil. Soil nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) and methane (CH<sub>4</sub>) emissions were evaluated under tillage (conventional-CT and no-tillage-NT) and cropping systems (oat/maize and vetch/maize) in the period after winter cover crop management (post-management) (2009/10 and 2010/11) and on annual basis (2009/10). Air sampling was performed using static closed chambers and gas concentrations were analyzed by gas chromatography. Simultaneously to air sampling, soil was evaluated regarding to mineral N, dissolved organic C contents, biological activity, temperature and moisture. Net global warming potential (GWP) for the management systems was calculated by accounting the annual N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes, annual C retention rates and the C costs of agronomic inputs. Soil N<sub>2</sub>O emissions in the post-management period were higher under CT. However, this effect was only observed in years when there was rain-delayed corn sowing in succession to winter cover crops. N<sub>2</sub>O emissions were positively related to nitrate, water-filled pore space, soil temperature and biological activity. The effect of cropping system on total soil N stocks controlled N<sub>2</sub>O emissions in the period after the post-management. Soil was a small sink for atmospheric CH<sub>4</sub>. Soil capacity to take up CH<sub>4</sub> tended to be higher in NT than CT and was inversely related with rainfall three days prior to air sampling. NT systems decreased GWP relative to CT practices. NT legume-based cropping system was considered the most promising management regime for simultaneously achieving maximal yield and GHG mitigation.

---

<sup>2</sup> Doctoral thesis in Soil Science - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (118 p.) July, 2007. This work had financial support from CAPES-Brazil.

## SUMÁRIO

	Página
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	1
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	3
2.1 O efeito estufa e o aquecimento global.....	3
2.2 Emissões de dióxido de carbono em solos agrícolas .....	4
2.3 Emissões de óxido nitroso em solos agrícolas .....	5
2.4 Emissão/absorção de metano em solos agrícolas.....	6
2.5 Efeito de práticas de manejo sobre as emissões de GEE dos solos.....	7
2.5.1 Sistemas de cultura e emissões de GEE .....	11
2.6 Potencial de aquecimento global de sistemas agrícolas .....	14
<b>3. HIPÓTESES GERAIS</b> .....	17
<b>4. OBJETIVOS GERAIS</b> .....	17
<b>5. ESTUDO I</b> .....	18
5.1 Resumo.....	18
5.2 Introdução .....	19
5.3 Material e métodos .....	22
5.3.1 Caracterização da Área Experimental.....	22
5.3.1.1 Tratamentos avaliados .....	22
5.3.2 Amostragem e análise de gases .....	24
5.3.3 Variáveis de solo e meteorológicas.....	26
5.3.3.1 Análise estatística.....	27
5.4 Resultados e discussão.....	29
5.4.1 Emissões de N <sub>2</sub> O .....	29
5.4.2 Variáveis controladoras das emissões de N <sub>2</sub> O .....	35
5.4.3 Emissões de CH <sub>4</sub> .....	43
5.4.3.1 Variáveis controladoras das emissões de CH <sub>4</sub> .....	45

5.5 Conclusões .....	48
<b>6. ESTUDO II.....</b>	<b>49</b>
6.1 Resumo.....	49
6.2 Introdução .....	50
6.3 Material e métodos .....	53
6.3.1 Caracterização da Área Experimental.....	53
6.3.2 Tratamentos avaliados .....	53
6.3.3 Amostragem e análise de gases .....	54
6.3.4 Variáveis de solo e meteorológicas.....	56
6.3.1 Potencial de aquecimento global dos sistemas de manejo .....	56
6.3.2 Análise estatística.....	58
6.4 Resultados e discussão.....	59
6.4.1 Emissões de N <sub>2</sub> O .....	59
6.4.2 Variáveis controladoras das emissões de N <sub>2</sub> O .....	63
6.4.3 Emissões de CH <sub>4</sub> .....	65
6.4.4 Variáveis controladoras das emissões de CH <sub>4</sub> .....	67
6.4.5 Potencial de aquecimento global de sistemas de manejo de solo .....	68
6.4.6 Intensidade das emissões de gases de efeito estufa .....	71
6.5 Conclusões .....	73
<b>7. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>75</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>76</b>
<b>9. APÊNDICES.....</b>	<b>90</b>



## RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
1. Coeficientes de correlação entre as variáveis avaliadas em um Argissolo Vermelho no período de pós-manejo (131 dias) das culturas de cobertura de inverno e os eixos de ordenação obtidos na análise de coordenadas principais.....	42
2. Estimativa dos custos em carbono equivalente (C-CO <sub>2</sub> ) das operações e insumos agrícolas. Adaptado de Lal (2004b).....	58
3. Rendimento médio de grãos de milho, potencial de aquecimento global (PAG) e intensidade das emissões de gases de efeito estufa (IGEE) em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho).....	72

## RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
1. Esquema do experimento de sistemas de preparo do solo. Estação Experimental Agronômica UFRGS, Eldorado do Sul, RS.	23
2. Câmara utilizada para coleta de gases.....	25
3. Precipitação pluviométrica, temperatura média do ar e apontamento das irrigações complementares realizadas nos períodos avaliados após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10 e safra 2010/11.....	28
4. Emissão diária de óxido nitroso ( $N_2O$ ) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10 e 2010/11. As barras verticais representam o erro padrão da média. OBS: É importante observar que o eixo das ordenadas das figuras é apresentado em escala diferente.....	30
5. Emissão acumulada de óxido nitroso ( $N_2O$ ) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10 e safra 2010/11. As barras verticais representam o erro padrão da média. *Médias seguidas da mesma letra, dentro do mesmo ano agrícola, não diferem entre si pelo teste DMS, ao nível de significância de 5%.....	31
6. Teores de $NH_4^+$ , $NO_3^-$ , carbono orgânico dissolvido (COD), atividade biológica (C-CO <sub>2</sub> ), temperatura do solo e porosidade preenchida por água (PPA) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10. As barras verticais representam o erro padrão da média.....	33
7. Temperatura do solo e porosidade preenchida por água (PPA) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2010/11. As barras verticais representam o erro padrão da média.....	35
8. Relação entre o teor de $NO_3^-$ , porosidade do solo preenchida por água (PPA), temperatura do solo, atividade biológica e a emissão diária de $N_2O$ do solo em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: e ervilhaca/milho) no período de 131 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno.....	37

9. Relação entre as emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O no período pós-manejo (131 dias) e os estoques de N total do solo (0-0,3 m) em sistemas de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) sob preparo convencional-PC. Dados de N obtidos em Zanatta (2006)..... 40
10. Diagrama de dispersão das variáveis avaliadas e os sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) no período pós-manejo (131 dias) das plantas de cobertura de inverno..... 41
11. Emissão diária de metano (CH<sub>4</sub>) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10 e 2010/11. As barras verticais representam o erro padrão da média. OBS: É importante observar que o eixo das ordenadas das figuras é apresentado em escala diferente..... 44
12. Emissão acumulada de metano (CH<sub>4</sub>) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10 e safra 2010/11. As barras verticais representam o erro padrão da média. \*Médias seguidas da mesma letra, dentro do mesmo ano agrícola, não diferem entre si pelo teste DMS, ao nível de significância de 5%..... 45
13. Relação entre a precipitação acumulada nos três dias anteriores à avaliação dos gases e o fluxo diário de CH<sub>4</sub> do solo em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno na safra 2009/10 e na safra 2010/11..... 47
14. Precipitação pluviométrica, temperatura média do ar e apontamento da irrigação complementar realizada no período avaliado após o manejo das plantas de cobertura de inverno..... 57
15. Emissão diária e acumulada de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno. As barras verticais representam o erro padrão da média. \*Médias seguidas da mesma letra, dentro do mesmo período, não diferem entre si pelo teste DMS, ao nível de significância de 5%..... 60
16. Teores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, carbono orgânico dissolvido (COD), atividade biológica (C-CO<sub>2</sub>), temperatura do solo e porosidade preenchida por água (PPA) de um Argissolo Vermelho em

<p>sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno. As barras verticais representam o erro padrão da média.....</p>	62
<p><b>17.</b> Relação entre as emissões diárias de N<sub>2</sub>O no período posterior ao pós-manejo (dia 132 a 381) e o teor de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, e porosidade do solo preenchida por água (PPA) em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho).....</p>	63
<p><b>18.</b> Relação entre as emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O no período posterior ao pós-manejo (dia 132 a 381) e os estoques de N total do solo (0-0,3 m) em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho). Dados de N obtidos em Zanatta (2006) .....</p>	64
<p><b>19.</b> Fluxo diário e acumulado de metano (CH<sub>4</sub>) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno. As barras verticais representam o erro padrão da média. *Médias seguidas da mesma letra, dentro do mesmo período, não diferem entre si pelo teste DMS, ao nível de significância de 5%.....</p>	66
<p><b>20.</b> Relação entre o fluxo diário de CH<sub>4</sub> e a porosidade do solo preenchida por água (PPA) e o conteúdo de carbono orgânico dissolvido (COD) no período posterior ao pós-manejo (dia 132 a 381) em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho).....</p>	67
<p><b>21.</b> Relação entre a oxidação acumulada de CH<sub>4</sub> e o teor médio de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no período de 381 dias em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho).....</p>	68
<p><b>22.</b> Taxas de retenção de Carbono de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho). As barras verticais representam o erro padrão da média. Dados de C obtidos em Zanatta (2006).....</p>	69
<p><b>23.</b> Potencial de aquecimento global (PAG) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho). As barras verticais representam o erro padrão da média. *Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste DMS, ao nível de significância de 5%.....</p>	70

## RELAÇÃO DE APÊNDICES

	Página
1. Emissões de N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho).....	91
2. Teores de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , carbono orgânico dissolvido (COD), porosidade preenchida por água (PPA) e temperatura do solo de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho), safra 2009/10.....	99
3. Porosidade preenchida por água (PPA) e temperatura do solo de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho), safra 2010/11.....	103
4. Produção de matéria seca, percentagem de N na fitomassa e quantidade de nitrogênio adicionado ao solo pelos resíduos vegetais das plantas de cobertura. Safra 2009/10.....	105

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A concentração atmosférica dos três principais gases de efeito estufa (GEE), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ), têm aumentado rapidamente nos últimos anos sendo este fenômeno associado a atividades antrópicas. Em nível mundial, estima-se que a agricultura contribua com aproximadamente 22% das emissões totais de  $\text{CO}_2$ , 80% das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e 55% das emissões de  $\text{CH}_4$  (IPCC, 2007). Por outro lado, no Brasil, estima-se que 76% das emissões de  $\text{CO}_2$ , 93% das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e 86% das emissões de  $\text{CH}_4$  sejam oriundas de atividades agrícolas (MCT, 2009). Embora emitidos em menor quantidade do que o  $\text{CO}_2$ , o  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  apresentam potencial de aquecimento 298 e 25 vezes, respectivamente, maior do que o  $\text{CO}_2$  (IPCC, 2007). Assim, a expressiva contribuição da agricultura na emissão de GEE e o potencial destes gases no forçamento radiativo justificam a investigação sob práticas de manejo quanto ao seu potencial de mitigação.

No solo, a maioria do  $\text{N}_2\text{O}$  é produzido pelos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (Firestone & Davidson, 1989). Altas taxas de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  ocorrem quando o solo apresenta PPA acima de 60%, o que dificulta a difusão de oxigênio ( $\text{O}_2$ ) no solo e favorece a formação de ambientes anaeróbicos ideais para a desnitrificação (Dobbie & Smith, 2001; Smith et al., 2003; Bateman & Baggs, 2005). Geralmente, este processo também é intensificado com o aumento do teor de nitrato  $\text{NO}_3^-$  no solo e quando fatores como temperatura e C orgânico disponível não são limitantes (Dalal et al., 2003).

Dentre as práticas agrícolas, ênfase tem sido dada em nível internacional ao efeito dos fertilizantes nitrogenados, preparos de solo e leguminosas quanto ao seu efeito na emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ . O uso de fertilizantes

nitrogenados e o cultivo de leguminosas, por aumentarem os teores de N mineral do solo e afetarem também o suprimento de C lábil, podem favorecer as emissões de  $N_2O$  à atmosfera (Dalal et al., 2003; Gomes et al., 2009). Por sua vez, os preparos de solo influenciam a maioria das variáveis controladoras das emissões de  $N_2O$ , e normalmente têm sido verificadas maiores emissões deste gás em solos sob PD do que em PC. Este resultado tem sido atribuído à menor difusão de  $O_2$  no solo decorrente do adensamento superficial do solo (Baggs et al., 2003; Liu et al., 2006), principalmente em períodos de chuvas freqüentes e intensas, e à maior atividade microbiana que consumiria o  $O_2$  e criaria sítios de anaerobiose (Baggs et al., 2006).

As emissões de  $CH_4$  do solo são o resultado do balanço entre a produção por metanogênese e a oxidação por processos metanotróficos (Ball et al., 1999a; Baggs et al., 2006). Geralmente os solos não perturbados atuam como dreno de  $CH_4$ , mas a capacidade de oxidação diminui com o uso agrícola do solo. Sistemas conservacionistas de manejo do solo têm sido sugeridos como uma estratégia adequada para manter ou recuperar a capacidade dos solos agrícolas de atuar como dreno de  $CH_4$  (Kessavalou et al., 1998a; Ball et al., 1999a).

Entretanto, a maioria dos resultados sobre emissão de GEE em sistemas de manejo tem sido obtida em solos de regiões temperadas, sendo escassos os estudos sobre as emissões em regiões subtropicais e tropicais. No sul do Brasil, as pesquisas nesta área encontram-se em fase inicial (Giacomini et al. 2006; Jantalia et al., 2008; Gomes et al., 2009; Siqueira Neto et al., 2009a; Zanatta, 2009; Escobar et al., 2010), sendo necessárias investigações sistemáticas que permitam identificar sistemas de manejo do solo com potencial mitigador das emissões de GEE.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 O efeito estufa e o aquecimento global

A radiação proveniente do espectro solar, na forma de onda curta, aquece a superfície da Terra. Uma parte dessa radiação é absorvida, e transformada em calor, enquanto outra parte é refletida e direcionada ao espaço em comprimento de onda mais longo, como radiação infravermelha. O efeito estufa ocorre quando uma parte da radiação solar refletida pela superfície terrestre é absorvida por determinados gases denominados GEE, presentes na atmosfera. Como consequência disso, a radiação infravermelha refletida pela terra fica retida na baixa atmosfera resultando no aquecimento do planeta (Houghton, 2005).

Aumentos na concentração de GEE na atmosfera devido à atividade antrópica, têm levado a um impacto no balanço de entrada e saída de radiação solar do planeta, tendendo ao aquecimento da superfície da terra (Lal et al., 1995). O relatório publicado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2007) reafirma as evidências de que as ações antrópicas são responsáveis pelo aquecimento global de 0,74°C observado durante o último século.

O CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e o N<sub>2</sub>O são GEE de longa vida, quimicamente estáveis e podem permanecer na atmosfera durante escalas de tempo desde décadas até séculos, de modo que suas emissões influenciam o clima ao longo prazo (IPCC, 2007). As concentrações atmosféricas mundiais de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O têm aumentado consideravelmente por efeito das atividades humanas desde 1750, e são atualmente muito superiores aos valores pré-industriais (IPCC, 2007).



## 2.2 Emissões de dióxido de carbono em solos agrícolas

O CO<sub>2</sub> é o GEE de origem antrópica mais importante devido ao alto volume que é emitido para a atmosfera e sua grande contribuição para o efeito estufa. Suas emissões anuais aumentaram em torno de 80% entre 1970 e 2004 (IPCC, 2007). Os aumentos da concentração mundial de CO<sub>2</sub> devem-se principalmente à utilização de combustíveis de origem fóssil e, em menor proporção, às mudanças no uso da terra pela influência no C acumulado nas plantas e no solo (IPCC, 2005). O CO<sub>2</sub> não tem um período de vida específico porque está em ciclo contínuo entre a atmosfera, oceanos e biosfera terrestre e sua eliminação da atmosfera envolve uma gama de processos com escalas de tempo diferentes (IPCC, 2007).

O CO<sub>2</sub>, em comparação com o CH<sub>4</sub> e o N<sub>2</sub>O, é ciclado em maiores quantidades nos sistemas agrícolas. As plantas consomem grandes quantidades de CO<sub>2</sub> através da fotossíntese para produzir alimentos, fibras e energia, mas esses produtos vegetais, eventualmente, são convertidos de volta em CO<sub>2</sub> quando consumidos ou após sua decomposição. As emissões líquidas de CO<sub>2</sub> são pequenas em comparação a sua ciclagem total na agricultura, e são originadas principalmente pelo uso de energia na exploração e na produção e transporte de produtos agrícolas (Snyder et al., 2009).

A absorção e estocagem do C na biosfera terrestre é resultado da diferença líquida entre a absorção devida ao crescimento da vegetação, as mudanças no reflorestamento e no sequestro e emissões devidas à respiração heterotrófica, às colheitas, o desmatamento, os incêndios, a contaminação e outros fatores que afetam a biomassa e os solos (IPCC, 2007).

As emissões de CO<sub>2</sub> do solo são derivadas da respiração autotrófica e heterotrófica. A respiração oriunda do sistema radicular das plantas representa uma liberação significativa de CO<sub>2</sub> e a respiração heterotrófica é derivada de uma grande variedade de organismos do solo que convertem matéria orgânica complexa em compostos orgânicos mais simples (Franzluebbers, 2005).

As plantas absorvem CO<sub>2</sub> que é convertido em C orgânico e pode ser estocado no solo. Sistemas agrícolas com alta adição de resíduos vegetais ricos em C e N resultam em aumento da MOS, apresentado potencial para transformar os solos em dreno de CO<sub>2</sub> em longo prazo (Lal et al., 2003; Bayer

et al., 2006; Costa et al., 2008). O seqüestro de C no solo implica a remoção de CO<sub>2</sub> atmosférico pelas plantas e o armazenamento de C fixado como MOS. A estratégia é aumentar o teor de C no solo, melhorar sua distribuição em profundidade e estabilizá-lo dentro de agregados, assim o elemento estará protegido contra processos microbianos ou na forma de C recalcitrante, tendendo a permanecer mais tempo no ambiente (Lal, 2004a).

### 2.3 Emissões de óxido nitroso em solos agrícolas

O N<sub>2</sub>O é um gás de efeito estufa altamente estável e de longa vida, contribui com 6% do efeito estufa antrópico e apresenta capacidade de destruição das moléculas de ozônio estratosférico (IPCC, 2007). A concentração atmosférica de N<sub>2</sub>O está aumentando linearmente a uma taxa de 0,7 ppb ou 0,26% por ano durante as últimas décadas, sendo a sua maioria atribuível às atividades humanas (Bouwman et al., 2010; Smith et al., 2010). Estima-se que as emissões anuais de N<sub>2</sub>O devidas às atividades antrópicas estejam entre 3 a 8 Tg de N e grande parte desta produção seja devida à agricultura (Mosier et al., 1998), principalmente à produção microbiana de N<sub>2</sub>O pela expansão e fertilização das terras agrícolas (IPCC, 2001). No Brasil, a deposição de dejetos de animais em pastagem representa a principal fonte de emissão de N<sub>2</sub>O em solos agrícolas, devido à predominância da atividade pecuária extensiva (MCT, 2009).

No solo, a maioria do N<sub>2</sub>O é produzido pelos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (Firestone & Davidson, 1989). Estes processos raramente ocorrem de forma isolada, podendo ocorrer transferência de N<sub>2</sub>O ou produtos intermediários de um processo para outro dependendo das condições ambientais predominantes, da estrutura da comunidade microbiana e da localização dentro da matriz do solo (Baggs & Philippot, 2010). A nitrificação é um processo relativamente constante em todos os ecossistemas, enquanto que as taxas de desnitrificação variam temporal e espacialmente (FAO-IFA, 2004).

A nitrificação requer condições aeróbias e depende do suprimento de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), sendo mediada principalmente por bactérias autotróficas pertencentes aos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrosospira* (Baggs & Philippot, 2010). Bateman & Baggs (2005) demonstraram que a nitrificação foi o processo

predominante na produção de  $N_2O$  quando o solo tinha entre 35-60% de PPA, representando até 81% do  $N_2O$  emitido a 60% de PPA, indicando a importância deste processo no aquecimento global.

A desnitrificação é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas (Moreira & Siqueira, 2006; Aita & Giacomini, 2007) cuja atividade é controlada pela disponibilidade de C e N, concentração de  $O_2$  (principalmente por meio da umidade do solo), pH e temperatura (Baggs & Philippot, 2010).

A contribuição da desnitrificação para as emissões de  $N_2O$  normalmente é maior quando os solos têm PPA>70% e os teores de  $NO_3^-$ , C lábil e temperatura não são limitantes (Dalal et al., 2003; Bateman & Baggs, 2005). As taxas de desnitrificação são influenciadas pela disponibilidade de  $NO_3^-$  como aceptor de elétrons, por isso são maiores quando da adição de fontes nitrogenadas, e pela disponibilidade de C orgânico usado como doador de elétrons (Bremner, 1997). Além do efeito do C, ocorre também um efeito indireto pela criação de microsítios de anaerobiose como resultado da respiração microbiana (Azam et al., 2002).

Solos férteis, com altos teores de MO, aliados a condições de umidade que dificultem a difusão de  $O_2$  no solo e favoreçam a formação de ambientes anaeróbicos (Dobbie & Smith, 2001; Smith et al., 2003), proporcionam condições ideais para a ocorrência do processo de desnitrificação (Franzluebbers, 2005).

A magnitude da volatilização de amônia ( $NH_3$ ) também determina a disponibilidade de N para a nitrificação e desnitrificação. Vários estudos concluíram que a desnitrificação é menor quando as perdas de  $NH_3$  são altas tanto em solos aerados como alagados (FAO-IFA, 2004).

## **2.4 Emissão/absorção de metano em solos agrícolas**

O aumento observado na concentração de  $CH_4$  é devido predominantemente à agricultura e à utilização de combustíveis de origem fóssil (IPCC, 2007). Os principais contribuintes para as emissões de  $CH_4$  são os solos cultivados com arroz irrigado, a queimada de biomassa e a fermentação entérica (Mosier et al., 2004; IPCC, 2007). A inundação do solo diminui a concentração de  $O_2$  disponível e altera o caráter da flora microbiana edáfica. A

fermentação é um dos principais processos bioquímicos responsáveis pela decomposição de MO em solos inundados, entre os principais produtos do processo fermentativo nestes solos estão o  $N_2$ ,  $CH_4$  e  $CO_2$  que normalmente constituem a maior parte da fase gasosa dos solos alagados (Mosier et al., 2004).

Solos aerados podem atuar como dreno ou fonte de metano, dominando geralmente a absorção sobre a metanogênese que possa ocorrer em microsítios anaeróbicos (Snyder et al., 2009). A absorção de  $CH_4$  é controlada pela taxa de difusão e a demanda biológica; por sua vez, a difusão é regulada por fatores físicos, e a demanda biológica por ambientes físicos e químicos. Todas as bactérias metanotróficas são aeróbias obrigatórias uma vez que a enzima responsável pelo primeiro passo na oxidação de  $CH_4$  é uma enzima mono-oxygenase (MMO), que requer  $O_2$  molecular (Mosier et al., 2004).

O fluxo líquido (emissão ou consumo) de  $CH_4$  varia de acordo com a natureza do sistema agrícola e as práticas de manejo adotadas (Ussiri et al., 2009). O efeito da mudança no uso da terra de floresta ou pastagem para a agricultura pode reduzir pela metade ou em dois terços a capacidade do solo de atuar como dreno de  $CH_4$  (Smith & Conen, 2004).

## **2.5 Efeito de práticas de manejo sobre as emissões de GEE dos solos**

Além das características edáficas e climáticas, práticas de manejo também podem interferir com os processos do solo pelo seu efeito na mineralização da MO, influenciando assim a disponibilidade de nutrientes e portanto nas emissões de GEE (FAO-IFA, 2004; Chivenge et al., 2007; Costa et al., 2008; Bouwman et al., 2010).

As práticas de manejo nos solos agrícolas podem reduzir ou aumentar os estoques de C e N orgânico do solo. Métodos de preparo do solo como aração e gradagem promovem perdas de MO por meio de vários mecanismos segundo Bayer et al. (2000); Reicosky & Archer (2007) e Sey et al.(2008):

- Fracionamento dos agregados do solo que protegem a MO da decomposição microbiana.

- Aumento da aeração que estimula a atividade microbiana, resultando na liberação de grandes quantidades de  $\text{CO}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$  à atmosfera.

- Incorporação de resíduos culturais que ao aumentar a área de contato, facilita a atividade microbiana sobre os mesmos. Redução na cobertura do solo, deixando-o exposto à radiação solar, aumentando assim a temperatura e reduzindo a umidade do solo.

A alteração na disponibilidade de recursos e condições ambientais do solo induzidas pelo preparo pode ter um efeito maior sobre as emissões de GEE, do que as diferenças na capacidade funcional de comunidades microbianas do solo em sistemas sob PC e PD (Gregorich et al., 2006; Sainju et al., 2008). Geralmente, a atividade biológica aumenta no período imediatamente após o revolvimento do solo, decrescendo posteriormente à atividade basal, devido à redução da fração lábil dos resíduos culturais (La Scala et al., 2006; Costa et al., 2008).

Alguns estudos têm reportado maiores emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em solos sob PC (Kessavalou et al., 1998a; Liebig et al., 2005; Mosier et al., 2006; Omonode et al., 2011), ou aumento das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em PD (Ball et al., 2008; Halvorson et al., 2008; Escobar et al., 2010), enquanto outros não verificaram diferença entre os sistemas de preparo (Robertson et al., 2000; Pavei, 2005; Grandy et al., 2006; Parkin & Kaspar, 2006; Jantalia et al., 2008).

Maiores emissões sob PC têm sido relacionadas com o aumento da taxa de decomposição da MOS induzida pelo preparo, que disponibiliza N inorgânico no solo, utilizado como substrato para os microrganismos nitrificadores e desnitrificadores (Pinto et al., 2004; Grandy & Robertson, 2006; Almaraz et al., 2009). As operações de preparo do solo têm influência direta na estrutura do solo, com a ruptura dos agregados, a MO anteriormente protegida é exposta ao ataque microbiano, aumentando a disponibilidade de  $\text{NO}_3^-$  que serve como substrato para a desnitrificação e subsequente liberação de  $\text{N}_2\text{O}$  (Kristensen et al., 2000; 2003; Drury et al., 2004).

Embora as maiores emissões tenham sido reportadas geralmente em épocas em que a umidade e os teores de  $\text{NO}_3^-$  no solo foram altos (Pinto et al., 2004; Grandy & Robertson, 2006), o estímulo das emissões após o preparo do solo também foi verificada em condições de aeração adequada, não sendo possível determinar a origem do  $\text{N}_2\text{O}$  (Rochette et al., 2008). As emissões

podem ter sido produzidas diretamente por nitrificação ou pelo aumento da desnitrificação em microsítios de anaerobiose. Nesta última situação, a perturbação do solo e incorporação de resíduos culturais promoveria a mineralização de N e a produção de  $\text{NO}_3^-$  pela nitrificação perto a esses microsítios. Nesse sentido, altas taxas de desnitrificação seriam favorecidas pela rápida nitrificação (Barton et al., 1999).

Maiores emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em solos sob PD do que em PC também foram reportadas em condições de clima temperado, tropical e subtropical, sendo relacionadas à alta quantidade de compostos orgânicos lábeis que podem ser facilmente utilizados pelos microrganismos do solo e ao maior adensamento do solo não revolvido que teria reflexo negativo na difusão de  $\text{O}_2$  (Ball et al., 1999a; Vinten et al., 2002; Gregorich et al., 2005; Liu et al., 2007; Gomes et al., 2009). O aumento da microporosidade do solo em PD aliada a condições adequadas de umidade pode originar condições redutoras; desse modo, com a maior disponibilidade de N, ocorre aumento das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  dos solos (Drury et al., 2004).

Jantalia et al. (2008) não observaram diferenças significativas nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  entre o PD e PC e atribuíram este fato aos valores de PPA que raramente estiveram acima de 40% no tempo de amostragem, nível geralmente considerado baixo para permitir a formação de microsítios de anaerobiose e, conseqüentemente, altas taxas de desnitrificação.

As divergências nos resultados das pesquisas em relação ao efeito dos sistemas de preparo do solo sobre a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  reforçam a necessidade de investigações em diferentes ambientes que permitam definir se as emissões observadas estão mais relacionadas às condições climáticas com efeitos na umidade do solo do que ao sistema de preparo de solo empregado.

A oxidação de  $\text{CH}_4$  no solo tende a ser maior em solos sob vegetação nativa e diminuiu quando o solo é cultivado, em função do grau de perturbação pelas operações de preparo (Kessavalou et al., 1998a; Hütsch, 2001). A possível causa da redução na taxa de oxidação de  $\text{CH}_4$  é a destruição de nichos de metanotrofia, mas é também influenciada pela difusividade gasosa ao afetar a taxa de fornecimento de  $\text{CH}_4$  atmosférico (Ball et al., 1999a; Ler Mer & Roger, 2001).

Solos manejados sob PD podem aumentar as taxas de oxidação de  $\text{CH}_4$  como resultado das melhorias na estrutura do solo, que favorece a difusão do gás no perfil do solo (Kessavalou et al., 1998a; Six et al., 2004; Gomes, 2006). No entanto, alguns estudos não têm reportado diferenças na absorção de  $\text{CH}_4$  entre sistemas sob PC e PD, e refletem a necessidade da adoção de práticas conservacionistas de manejo do solo durante várias décadas para que o solo possa recuperar a capacidade de atuar como dreno de  $\text{CH}_4$  (Jacinthe & Lal, 2005; Mosier et al., 2006; Omonode et al., 2007; Alluvione et al., 2009), provavelmente por meio da recuperação da microbiota.

A adubação nitrogenada intensifica os processos de produção de  $\text{N}_2\text{O}$  e pode inibir a oxidação de  $\text{CH}_4$ , no entanto, o efeito parece ser efêmero (Zanatta et al., 2010). Dados obtidos de sistemas de produção agrícola demonstram que o  $\text{N}_2\text{O}$  é emitido em resposta à adubação nitrogenada (Sarkodie-Addo et al., 2003; Mosier et al., 2004; Omonode et al., 2011). No período após a fertilização a magnitude das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  é maior e são fortemente dependentes das chuvas (Ball et al., 1999a; Passianoto et al., 2003). Zanatta et al. (2010) verificaram que a aplicação de N aumentou as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo em cerca de 4 a 400 vezes em relação ao tratamento testemunha, o maior pico de emissão ocorreu três dias após a fertilização nitrogenada, e coincidiu com PPA > 70% e com os maiores teores de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$  no solo.

Em solos agrícolas a adição de adubos nitrogenados pode diminuir a taxa de oxidação de  $\text{CH}_4$  (Mosier et al., 1991; Hütsch, 2001; Majumdar & Mitra, 2004; Zanatta et al., 2010). O íon  $\text{NH}_4^+$  atua como inibidor da oxidação do  $\text{CH}_4$  no solo ao competir pela enzima mono-oxygenase, encarregada de catalisar a reação (Hütsch et al., 1993; Boeckx et al., 1997). Por outro lado, vários estudos têm indicado que os teores de N mineral do solo podem estimular a oxidação de  $\text{CH}_4$  (Veldkamp et al., 2001; Hellebrand et al., 2003; Bodelier & Laanbroek, 2004). O N mineral parece ser um pré-requisito para a ocorrência do consumo de  $\text{CH}_4$  e pode até iniciar e estimular a maquinaria enzimática de uma forma ainda desconhecida (Bodelier & Laanbroek, 2004). Porém ainda é um desafio da pesquisa a identificação das relações entre a disponibilidade de N e o consumo de  $\text{CH}_4$ , assim como as bactérias envolvidas. Enquanto isso acontece, o N tem que ser tratado como um potencial inibidor e como um fator benéfico para o consumo de  $\text{CH}_4$  em solos (Bodelier & Laanbroek, 2004).

A irrigação é uma prática comumente adotada em sistemas agrícolas para garantir maior produção das culturas. O aumento da biomassa total produzida decorrente da irrigação favorece o seqüestro de C no solo (Eagle et al., 2011), no entanto, essa prática reduz a aeração do solo e estimula a atividade microbiana, aumentando assim o potencial de emissões de GEE (De Bona et al., 2006; Ceschia et al., 2010; Kallenbach et al., 2010). Adicionalmente, a irrigação representa uma das atividades agrícolas com maior custo energético, sendo fonte emissora de CO<sub>2</sub> (Lal, 2004b).

### **2.5.1 Sistemas de cultura e emissões de GEE**

A conversão de ecossistemas nativos para o uso agrícola origina perdas na vegetação e nos estoques de MOS. Entre os fatores responsáveis pelos declínios na MOS está a diminuição na quantidade de resíduos vegetais adicionados, perturbação do solo pelo preparo, condições ambientais mais favoráveis para a decomposição e aumento da erosão (Council for Agricultural Science and Technology, 2004). No intuito de recuperar estoques de C no solo, devem ser implementadas práticas de manejo que maximizem as entradas e minimizem as perdas anuais de C no solo (Lal, 2004a; Lovato et al., 2004).

Sistemas conservacionistas de manejo de solo como o PD associado a rotação de culturas com alto aporte de resíduos vegetais, têm sido apontados como uma alternativa eficiente no aumento da MOS (Bayer et al., 2000; Zanatta et al., 2007). Os benefícios da adoção de práticas conservacionistas são reforçados pela utilização de leguminosas como plantas de cobertura quanto a seu efeito no acúmulo de MO e redução das emissões de GEE do solo para a atmosfera (Sainju et al., 2002; Diekow et al., 2005; Gomes, 2006), assim como na substituição parcial do fertilizante nitrogenado sintético pelo N<sub>2</sub> fixado simbioticamente, que resulta na liberação gradativa do elemento e na diminuição da emissão de N<sub>2</sub>O (Amado et al., 2001). A contribuição das leguminosas para a maior adição anual de C e de N ao solo em sistemas de culturas está diretamente relacionada com as alterações dos estoques destes elementos no solo e com a produtividade da cultura em sucessão (Lovato et al., 2004). A utilização do milho como cultura comercial favorece o aumento da



MOS por promover alto aporte de resíduos vegetais e adição de C pelo sistema radicular (Bolinder et al., 1999; Siqueira Neto et al., 2009b).

A rotação de culturas promove o aumento da MOS por meio da adição de resíduos ao solo (Diekow et al., 2005; Wilson & Al-Kaisi, 2008) que por sua vez estimulam a atividade microbiana. A quantidade e a qualidade dos resíduos adicionados ao solo regulam as taxas de mineralização de C e N e, conseqüentemente, os processos de produção microbiana de GEE (Baggs et al., 2006; Alluvione et al., 2010). A atividade microbiana aeróbica consome o O<sub>2</sub> disponível e libera CO<sub>2</sub>, promovendo a criação de microsítios de anaerobiose no solo, que favorecem a desnitrificação. Experimentos de laboratório mostraram que a presença de resíduo no solo aumentou em até 10 vezes a emissão diária de N<sub>2</sub>O em comparação ao solo sem adição de resíduos (Ball et al., 1999b).

A decomposição dos resíduos culturais no solo depende de características intrínsecas aos próprios resíduos, especialmente da sua relação C/N e da composição bioquímica, envolvendo os teores de C solúvel, celulose e lignina, e também de diversos fatores abióticos, os quais variam em função do sistema adotado para o preparo do solo (Huang et al., 2004; Aita & Giacomini, 2007; Lupwayi & Kennedy, 2007). A taxa de decomposição dos resíduos vegetais influencia a disponibilidade de N mineral no solo e as emissões de GEE, que serão maiores quanto mais facilmente decomponível for o resíduo vegetal adicionado ao solo.

As plantas leguminosas caracterizam-se pela produção de um resíduo com baixa relação C/N resultando em alta adição de N ao solo. Fontes nitrogenadas de origem biológica e sintética são fontes potenciais de emissões de N<sub>2</sub>O. Assim como o fertilizante nitrogenado, o N proveniente da fixação biológica de N (FBN) por leguminosas, que é convertido em N orgânico pela planta, poderá ser mineralizado, nitrificado e desnitrificado no processo de decomposição dos resíduos vegetais (Bouwman et al., 2010).

O cultivo de leguminosas por si só não é considerado fonte de emissão de N<sub>2</sub>O (IPCC, 2006). Rochette & Janzen (2005) reportaram que não existem dados na literatura que confirmem a existência de uma relação direta entre a FBN e a emissão de N<sub>2</sub>O. Em estudos feitos no Brasil também não foram registradas emissões de N<sub>2</sub>O durante o crescimento de uma lavoura de soja

que sugerissem a FBN como fonte relevante desse gás (Jantalia et al., 2008; Alves et al., 2010).

Aumento nas emissões de  $N_2O$  do solo em culturas leguminosas pode ser atribuído à liberação de N de exsudatos radiculares durante a fase de crescimento da planta e principalmente à decomposição dos resíduos vegetais após a colheita, em vez de a FBN *per se* (Rochette & Janzen, 2005). Altas taxas de emissão de  $N_2O$  entre o final do ciclo da cultura da soja e após a colheita podem ser relacionadas às maiores concentrações de C e N lábil, produtos da senescência nodular e radicular, que são utilizados como substrato pelas populações microbianas, favorecendo desta maneira à totalidade de microrganismos e especificamente aos nitrificadores e desnitrificadores do solo (Rochette et al., 2004; Ciampitti et al., 2005; Yang & Cai, 2005; Mosier et al., 2006).

A utilização de leguminosas como plantas de cobertura do solo pode favorecer o aumento das emissões de  $N_2O$  do solo. Gomes et al. (2009) e Zanatta (2009) verificaram maiores emissões de  $N_2O$  no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno em Argissolo com PPA acima de 70%, sendo este efeito mais intensificado quando da utilização de leguminosas como cobertura do solo em comparação a sistemas com gramíneas. Por outro lado, Jantalia et al. (2008) observaram que o PD com leguminosas como plantas de cobertura não afetou significativamente as emissões de  $N_2O$  sob Latossolo, num período em que a PPA se manteve abaixo de 40%.

Embora a inclusão de leguminosas em sistemas de cultura promova aumento das emissões de  $N_2O$  em comparação a sistemas com gramíneas (Gomes et al., 2009; Snyder et al., 2009; Adviento-Borbe et al., 2010; Escobar et al., 2010; Johnson et al., 2010), as primeiras têm papel relevante no aporte de N ao solo, que pode ser utilizado pela cultura em sucessão, e permite reduzir a dose de adubação nitrogenada a ser aplicada (Amado et al., 2002). Em estudo realizado por Gomes (2006), a adubação nitrogenada mineral na cultura do milho resultou em emissões de  $N_2O$  cerca de três vezes superiores do que quando a mesma quantidade de N foi suprida pela adição de biomassa de ervilhaca. No entanto, a mitigação das emissões de  $N_2O$  do solo por sistemas com leguminosas quando comparada à adubação mineral parece ser

um fenômeno restrito a anos sem excesso de chuvas após o manejo das plantas de coberturas de solo (Zanatta, 2009).

A adição de N ao solo por plantas leguminosas pode afetar a característica de dreno de  $\text{CH}_4$  (Hütsch, 2001; Le Mer & Roger, 2001). Altas concentrações de  $\text{NH}_4^+$  no solo provenientes da decomposição dos resíduos de leguminosas inibem a oxidação de  $\text{CH}_4$  devido à competição deste íon com o  $\text{CH}_4$  pela enzima mono-oxygenase, responsável pelo processo de oxidação (Bodelier & Laanbroek, 2004; Majumdar & Mitra, 2004). Com resíduos de leguminosas no solo, a liberação do N mineral é mais lenta e contínua, mantendo o solo com maior teor de N mineral por um período prolongado e provocando uma inibição da oxidação de  $\text{CH}_4$  (Gomes, 2006).

A presença de leguminosas em sistemas de cultura aumenta a acidificação do solo devido ao incremento na remoção de material vegetal alcalino do campo pela colheita de grãos, que é favorecida pela maior disponibilidade de N (Vieira et al., 2008). A diminuição do pH do solo pode interferir na atividade das bactérias metanotróficas, por serem sensíveis à acidificação do ambiente (Chan & Parkin, 2001; Le Mer & Roger, 2001).

## **2.6 Potencial de aquecimento global de sistemas agrícolas**

Os GEE diferem quanto ao forçamento radiativo que exercem sobre o sistema climático, devido a suas diferentes propriedades radiativas e períodos de permanência na atmosfera. O balanço entre as emissões de GEE constitui o PAG de um sistema de produção agrícola (Mosier et al., 2005), que proporciona uma medida do forçamento radiativo cumulativo de vários GEE com relação ao  $\text{CO}_2$  (gás referência), ao longo de um horizonte de tempo específico (Reay et al., 2010).

O fluxo de  $\text{CO}_2$  pode ser calculado considerando as mudanças no estoque de C do solo, que refletem os fluxos líquidos de C- $\text{CO}_2$  entre o solo e a atmosfera (Robertson et al., 2000), representando desta forma, medições acumuladas do efeito do manejo nos fluxos de  $\text{CO}_2$  (Six et al., 2004). Alguns estudos têm apontado a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  como o principal contribuinte para o PAG, sendo o acúmulo de C o principal fator mitigador (Robertson et al., 2000; Adviento-Borbe et al., 2007; Elder & Lal, 2008).

O PD tem sido proposto como um sistema de manejo de solo que diminui o PAG gerado pelas emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  na produção agrícola devido à sua capacidade de seqüestrar C no solo (Council for Agricultural Science and Technology, 2004). Six et al. (2004) verificaram que os sistemas que foram recentemente convertidos para PD apresentaram PAG maiores do que aqueles em PC. Porém, após mais de 10 anos sob PD, o PAG foi reduzido em decorrência da diminuição das emissões de  $N_2O$  em relação ao PC, o que foi relacionado às melhores condições de agregação e aeração do solo.

Um efeito diferente do tempo de adoção do PD no PAG foi proposto por Del Grosso et al. (2002) a partir de simulações do modelo DAYCENT. Os autores observaram que durante os primeiros anos em PD, o solo diminuiu o PAG. Ao longo do tempo, como a taxa de retenção de C no solo diminuiu e as emissões de  $N_2O$  aumentam por causa da maior disponibilidade de N no solo, o PAG aumentou em relação ao solo em PC.

O entendimento completo do impacto da agricultura na composição da atmosfera terrestre requer análise a campo de todos os contribuintes para o PAG nos diferentes sistemas de manejo (Robertson et al., 2000; Robertson & Grace, 2004). Nessa análise são considerados os custos energéticos das práticas agrícolas que também emitem GEE à atmosfera, dentre as quais destaca-se o consumo de combustível fóssil para a realização das operações agrícolas (aração, gradagem, semeadura, colheita, irrigação) e produção de insumos agrícolas (fertilizantes, corretivos, herbicidas) (Lal, 2004b).

A mitigação das emissões de GEE permitirá minimizar o PAG de sistemas agrícolas por meio do aumento dos estoques de C, diminuição das emissões de  $CH_4$  ou favorecimento da oxidação, e diminuição das emissões de  $N_2O$ , enquanto a produção agrícola sustentável é mantida (Mosier et al., 2005). Estas características podem ser atingidas com a adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo, como o PD, e serão dependentes do ambiente e das práticas de manejo (Snyder et al., 2009). A inclusão de leguminosas no PD poderia dar uma vantagem adicional para o sistema como prática agrícola para reduzir as emissões de GEE, uma vez que as emissões de  $CO_2$  e  $N_2O$  podem ser reduzidas (Almaraz et al., 2009). No entanto, o PD tem sido apontado como um sistema que aumenta as emissões de  $N_2O$ , principalmente em solos pouco aerados ou mal drenados (Rochette et al.,

2008), o que diminuiria o benefício de seqüestro de C nestes sistemas, tendo efeito negativo no PAG.

O PAG pode ser relacionado com as práticas agrícolas por meio da intensidade das emissões de gases de efeito estufa (IGEE). O IGEE é um indicador que mede a quantidade de emissões por unidade de produção econômica (Herzog et al., 2006). Aplicado para agentes econômicos, na agricultura é calculado como a razão entre o PAG e o rendimento de culturas (rendimento de grãos do milho) (Mosier et al., 2006; Gomes, 2006). Um valor positivo de IGEE indica o sistema como fonte líquida de GEE e um valor negativo indica que o sistema é um dreno líquido de GEE.

### **3. HIPÓTESES GERAIS**

O uso de leguminosas como plantas de cobertura resulta em aumento das emissões de  $N_2O$  do solo em relação a sistemas constituídos apenas por gramíneas, independente do sistema de preparo do solo.

Considerando o balanço dos três principais gases de efeito estufa ( $CO_2$ ,  $N_2O$  e  $CH_4$ ) e seus respectivos potenciais de aquecimento global, sistemas conservacionistas de manejo de solo, que envolvem o uso do plantio direto e de plantas de cobertura leguminosas, apresentam potencial de mitigar as emissões de gases de efeito estufa na Depressão Central do Rio Grande do Sul.

### **4. OBJETIVOS GERAIS**

Avaliar o efeito de sistemas de preparo de solo e de culturas na emissão de  $N_2O$  e  $CH_4$  de um Argissolo Vermelho.

Avaliar o potencial de sistemas conservacionistas de manejo de solo em mitigar as emissões de gases de efeito estufa sob as condições de clima subtropical na Depressão Central do Rio Grande do Sul.

## 5. ESTUDO I

### Emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> em Argissolo no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno

#### 5.1 Resumo

Culturas de cobertura do solo são utilizadas associadas ao plantio direto em regiões tropicais e subtropicais. Entretanto, existe pouca informação da emissão de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> após a adição de resíduos nestes sistemas. O presente estudo foi realizado em experimento de longa duração (24 anos) conduzido em Argissolo Vermelho e teve como objetivo avaliar o efeito de curto prazo de sistemas de preparo (plantio direto -PD e preparo convencional -PC) e de culturas (aveia/milho -A/M e ervilhaca/milho -V/M) na emissão de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>, no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno. Amostras de ar foram coletadas no período pós-manejo das safras agrícolas 2009/10 e 2010/11 utilizando o método da câmara estática, e a concentração dos gases analisada por cromatografia gasosa. A temperatura (0,05 m), umidade, teores de N mineral, C orgânico dissolvido (0-0,10 m) e atividade biológica do solo foram monitoradas durante o período de avaliação. As emissões de N<sub>2</sub>O do solo no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno foram maiores sob PC ( $5,9 \pm 1,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ) do que sob PD ( $2,0 \pm 0,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ) na safra agrícola 2009/10. No entanto, esse efeito só foi verificado em ano chuvoso, quando ocorreu atraso na semeadura do milho em sucessão. As emissões de N<sub>2</sub>O estiveram relacionadas com o teor de nitrato, porosidade preenchida por água, temperatura do solo e com a atividade biológica, indicando a desnitrificação como principal processo envolvido na produção de N<sub>2</sub>O. O volume de chuvas no período pós-manejo das culturas de cobertura de inverno interfere na implantação do milho em sucessão e, portanto, na sincronia entre a liberação de N pela leguminosa e a demanda da cultura subsequente. Em sistemas com leguminosas, anos chuvosos determinam intensas emissões de N<sub>2</sub>O, principalmente quando associados ao PC. Os solos sob PD apresentaram tendência de maior oxidação de CH<sub>4</sub> ( $-0,3 \pm 0,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) do que os solos sob PC ( $0,2 \pm 0,2 \text{ kg ha}^{-1}$ ) na safra agrícola 2009/10, sendo essa característica inversamente relacionada com a precipitação acumulada nos três dias antes da coleta do gás. No ano sem excesso de chuva (2010/11) o solo atuou como um pequeno dreno de CH<sub>4</sub> de similar magnitude entre sistemas de preparo e culturas.

## 5.2 Introdução

O  $N_2O$  e o  $CH_4$  são importantes GEE com longo tempo de permanência na atmosfera e potencial de aquecimento global 298 e 25 vezes maior que o  $CO_2$  (IPCC, 2007). A concentração atmosférica desses gases tem aumentado rapidamente nos últimos anos, o que tem sido relacionado à atividade antrópica. No Brasil, estima-se que 93% das emissões de  $N_2O$  e 86% das emissões de  $CH_4$  sejam provenientes de atividades agrícolas (MCT, 2009). A expressiva contribuição da agricultura na emissão desses gases e seu potencial no forçamento radiativo justificam a necessidade de caracterização das práticas de manejo quanto ao seu potencial de mitigação das emissões.

No solo, o  $N_2O$  é produzido pelos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (Firestone & Davidson, 1989). Estes processos são controlados por fatores ambientais e edáficos que influenciam a atividade dos microrganismos tais como temperatura, precipitação, presença de  $O_2$ , pH, teor de N mineral e MO. O uso do solo, com práticas de manejo que incluem fertilização orgânica e mineral, incorporação de resíduos de colheita e preparo do solo, por meio de seu efeito nos fatores anteriormente mencionados, podem indiretamente influenciar as emissões (Mosquera et al., 2007; Ussiri et al., 2009).

O  $CH_4$  é produzido nos solos quando a MO é decomposta em condições anaeróbias. Normalmente, quando o suprimento de  $O_2$  é adequado, a maior parte da MO em decomposição se converte em  $CO_2$ . Mas, na ausência de  $O_2$ , a decomposição é incompleta e o C é liberado como  $CH_4$ . Uma vez produzido, o  $CH_4$  pode ser transportado para a atmosfera. No entanto, em condições aeróbias o gás pode ser oxidado a  $CO_2$ , conferindo aos solos a característica de absorver  $CH_4$  (Mosquera et al., 2007).

O preparo do solo conduz a diferenças na decomposição dos resíduos culturais. Resíduos incorporados ao solo por meio de aração e gradagem no PC são mais facilmente colonizados por microrganismos, em comparação ao PD, o que deve estar relacionado ao maior contato entre o solo e os resíduos (Aita & Giacomini, 2007, Sey et al., 2008). O preparo do solo afeta também a disponibilidade de substrato e de  $O_2$ , e seus efeitos nas emissões de  $N_2O$  são diferenciados em curto e longo prazo (Oorts et al., 2007).



No curto prazo, o preparo convencional acelera a mineralização de N dos resíduos incorporados favorecendo maiores emissões de  $N_2O$  quando comparado com o PD (Kessavalou et al. 1998b; Estavillo et al. 2002). A magnitude deste efeito depende da qualidade do resíduo vegetal adicionado ao solo, principalmente da relação C/N (Baggs et al, 2003; 2006). Em longo prazo, as emissões de  $N_2O$  tendem a ser maiores em solos sob PD em decorrência do maior acúmulo de MO nesse sistema se comparado ao PC, que resulta em maior disponibilidade e fornecimento de N mineral para os processos de produção de  $N_2O$  (Del Grosso et al., 2002; Gomes et al., 2009).

Por sua vez, as práticas agrícolas, incluindo o preparo do solo, fertilização e o uso de inseticidas e herbicidas podem inibir a absorção de  $CH_4$  do solo em diferentes graus (Chan & Parkin, 2001; Suwanwaree & Robertson, 2005).

Embora as práticas agrícolas influenciem as emissões de GEE do solo, a magnitude das emissões em um determinado momento é determinada, principalmente, por condições climáticas sazonais. Os picos de emissão de GEE observados em resposta a eventos de manejo de solo e precipitação, apesar de serem de relativamente curta duração, contribuem significativamente para a emissão acumulada anual em sistemas agrícolas (Kessavalou et al., 1998b; Gomes et al., 2009).

O uso de plantas de cobertura é uma prática comum no sul do Brasil devido aos diversos benefícios que proporcionam ao solo, sendo que as leguminosas promovem o acúmulo de N no solo em relação a sistemas constituídos apenas por gramíneas (Weber & Mielniczuk, 2009). No entanto, quando do uso de leguminosas, seu manejo na primavera pode ocasionar um aumento nas emissões de  $N_2O$  ao fornecer N ao solo que serve como substrato para a nitrificação e denitrificação (Rochette et al., 2004, Snyder et al., 2009; Gomes et al., 2009). Estudos sobre a emissão de  $N_2O$  e  $CH_4$  em sistemas de manejo que incluem plantas de cobertura são escassos em solos de regiões tropicais e subtropicais. A melhor compreensão dos fatores que controlam a variabilidade das emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  em sistemas de preparo e de culturas é necessária para identificar práticas com potencial de mitigação da emissão deste gás nos solos agrícolas do sul do Brasil.

### **Hipóteses específicas**

Sistemas conservacionistas de manejo de solo, como o plantio direto, apresentam emissões menores de  $N_2O$  e  $CH_4$  em comparação com os sistemas de preparo convencional após o manejo de plantas de cobertura de inverno.

O uso de leguminosas como plantas de cobertura resulta em aumento das emissões de  $N_2O$  do solo em relação a sistemas constituídos apenas por gramíneas, independente do sistema de preparo do solo.

As condições de umidade e temperatura do solo, teores de N mineral, carbono orgânico dissolvido e atividade biológica determinam variações nas emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  do solo para a atmosfera.

### **Objetivos específicos**

Avaliar o efeito de curto prazo de sistemas de preparo de solo e de culturas na emissão de  $N_2O$  e  $CH_4$  de um Argissolo Vermelho, no período após o manejo das plantas de cobertura de inverno, sob as condições de clima subtropical da Depressão Central do Rio Grande do Sul.

Identificar as principais variáveis de solo e meteorológicas controladoras das emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  do solo.

## 5.3 Material e métodos

### 5.3.1 Caracterização da Área Experimental

O estudo foi desenvolvido em experimento de manejo do solo de longa duração (24 anos) instalado em 1985 na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, município de Eldorado do Sul, situado nas coordenadas geográficas 30° 05' 27" Sul e 51° 40' 18" Oeste, região fisiográfica da Depressão Central do RS.

A área experimental apresenta clima subtropical úmido, Cfa segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 19,4 °C, variando entre 9 e 25 °C entre o mês mais frio e o mês mais quente do ano, respectivamente (Bergamaschi et al., 2003). A precipitação média é de 1.440 mm, com curtos períodos de déficit hídrico no verão. O relevo da área é ondulado com altitude de 46 m. O solo é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico típico conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006).

O experimento segue um delineamento de blocos casualizados com parcelas subdivididas (Figura 1). Nas parcelas principais são distribuídos três sistemas de preparo de solo (PC: preparo convencional; PD: plantio direto e PR: preparo reduzido) e nas subparcelas os sistemas de culturas [A/M – aveia (*Avena strigosa* (Schreb)/Milho (*Zea mays* (L.)), V/M – ervilhaca (*Vigna sativa* (L.)/milho, AV/MC – aveia+ervilhaca/milho+caupi (*Vigna Unguiculata* (L.) (Walp)]. A adubação nitrogenada, na forma de uréia, na cultura do milho nas doses de 0 (zero; 0N) e 180 (180N) kg N ha<sup>-1</sup> são aplicadas em faixas nos blocos.

### 5.3.1 Tratamentos avaliados

As emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> foram avaliadas no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno durante as safras 2009/10 e 2010/11 nos tratamentos relacionados a seguir:

- Preparo convencional; aveia/milho (PC A/M)
- Preparo convencional; ervilhaca/milho (PC V/M)
- Plantio direto; aveia/milho (PD A/M)
- Plantio direto; ervilhaca/milho (PD V/M)

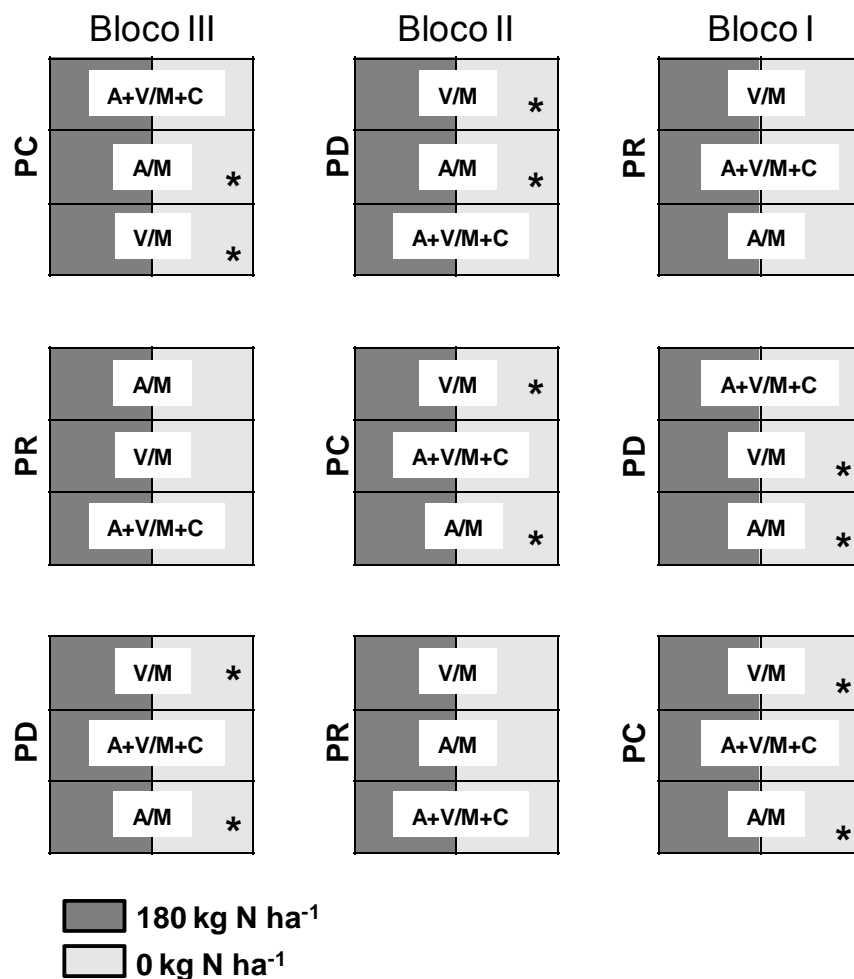


Figura 1. Esquema do experimento de sistemas de preparo do solo. Estação Experimental Agronômica UFRGS, Eldorado do Sul, RS.

\* Tratamentos avaliados

Na safra 2009/10 as plantas de cobertura (aveia e ervilhaca) foram implantadas em maio, dessecadas em setembro e manejadas com rolo-faca. Nos tratamentos sob PC, o preparo de solo foi realizado 10 dias após o manejo das plantas de cobertura e constituiu-se de uma aração e duas gradagens. Nesta safra, devido à ocorrência de chuva freqüentes, o milho foi semeado 81 dias após o manejo das coberturas do solo.

Na safra 2010/11 as plantas de cobertura foram implantadas em junho e dessecadas em outubro. Nos tratamentos sob PC, o preparo de solo foi realizado logo após o manejo das plantas de cobertura e o milho foi semeado 6 dias depois em todos os tratamentos (PC e PD).

A adubação de base foi realizada concomitantemente à semeadura do milho, aplicando-se 20, 50 e 50 kg ha<sup>-1</sup> de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O incorporados na linha de semeadura em todos os tratamentos. Durante o ciclo da cultura do milho foram efetuadas irrigações complementares por aspersão conforme a necessidade hídrica das plantas.

Em cada parcela experimental foi demarcada uma área de 2 m<sup>2</sup>, denominada microparcela onde foram colocadas as câmaras para medição de GEE.

### **5.3.2 Amostragem e análise de gases**

Na safra 2009/10 a amostragem de ar para determinação das emissões de GEE do solo foi realizada no período de outubro de 2009 a janeiro de 2010. Foram realizadas 15 avaliações, aos 14, 18, 21, 24, 28, 31, 34, 42, 52, 59, 73, 80, 87, 117 e 131 dias após o manejo das plantas de cobertura de solo.

Na safra 2010/11 a amostragem de ar foi realizada no período de outubro de 2010 a fevereiro de 2011. Foram realizadas 12 avaliações, aos 9, 13, 16, 21, 30, 37, 51, 65, 84, 97, 119 e 135 dias após o manejo das plantas de cobertura de solo.

A coleta das amostras de ar foi realizada utilizando câmaras estáticas. As câmaras foram compostas de uma base de metal retangular (40 cm x 80 cm) inserida no solo a 5 cm de profundidade permanecendo nas subparcelas durante todo o período de avaliação para evitar perturbações no solo. O interior da base foi mantido sem plantas em desenvolvimento. A parte exposta na superfície do solo possui uma canaleta na qual foi inserida uma tampa retangular, com medidas de largura e comprimento iguais às da base (Figura 2). No momento da coleta, realizou-se o isolamento entre a atmosfera interna e externa da câmara pela colocação de água no canal localizado na parte superior da base e sobre o qual foi apoiada a câmara. Foi instalada uma

câmara em cada subparcela, sendo avaliadas três repetições do tratamento a campo.



Figura 2. Câmara utilizada para coleta de gases.

As amostras de gás foram coletadas sempre no intervalo entre as 9 e 10 horas da manhã por ser este horário representativo da média diária da emissão de  $N_2O$  do solo (Jantalia et al., 2008). Para referenciar a concentração dos gases no tempo zero de coleta, foram coletadas amostras de ar da atmosfera. As coletas foram realizadas aos 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. Imediatamente anterior às coletas, o ar no interior da câmara foi homogeneizado pelo acionamento de ventilador interno durante trinta segundos, e a temperatura interna monitorada com termômetro digital. As amostras armazenadas nas seringas foram acondicionadas em caixas de isopor contendo gelo em gel para resfriamento as quais foram seladas e transportadas para o Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Departamento do Solos da UFRGS.

As análises dos gases foram realizadas em equipamento Shimadzu GC 2014 modelo “Greenhouse”, equipado com detector de captura de elétrons (ECD) a 325°C, e colunas empacotadas em temperatura de 70°C, utilizando-se o N<sub>2</sub> como gás de arraste a um fluxo de 26 mL min<sup>-1</sup>, temperatura do injetor de 250°C. O equipamento é provido por um metanador que transforma o CO<sub>2</sub> em CH<sub>4</sub>, o qual é quantificado em detector de ionização de chama (FID) trabalhando a uma temperatura de 250°C. Os fluxos dos gases foram calculados pela equação:

$$F(\text{gás}) = d[\text{gás}]/dt \times PM \times P \times V / R \times T$$

Onde:

$d[\text{gás}]/dt$  é a mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo (L min<sup>-1</sup>);

PM é o peso molecular do gás;

V e T são o volume (L) e temperatura interna (°K) da câmara;

P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm;

R é a constante universal dos gases (L.atm.K<sup>-1</sup>.mol<sup>-1</sup>).

A variação da concentração dos gases no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. As emissões médias diárias de GEE foram obtidas pelo valor médio das três câmaras instaladas em cada tratamento e a emissão acumulada de cada período pós-manejo foi obtida pela integração da área sob a curva.

### 5.3.3 Variáveis de solo e meteorológicas

Simultaneamente às coletas das amostras de ar na safra 2009/10, foram monitoradas a temperatura do solo (0,05 m), a umidade gravimétrica, os teores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e de COD na camada de 0-0,10 m. Amostras compostas de solo foram obtidas a partir da mistura de três sub-amostras coletadas aleatoriamente dentro da microparcela utilizando trado calador.

A temperatura foi avaliada por geotermômetros e a umidade do solo calculada pela secagem de uma subamostra de solo em estufa a 105°C por 48 horas. O NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foram extraídos de amostra de solo com solução de KCl 1,0 mol L<sup>-1</sup>, determinados por destilação de arraste de vapor em equipamento semi-micro Kjeldhal e titulação com solução ácida (Tedesco et al., 1995). O

COD foi extraído por agitação horizontal da suspensão de 5 g de solo seco e 50 mL de água destilada (1:10) por 10 horas (Chantigny, 2003) e a concentração de C na solução foi determinada por combustão seca em analisador Shimadzu TOC-V CSH.

A atividade microbiana foi avaliada pela quantificação do fluxo de CO<sub>2</sub> do solo (Baggs et al., 2003), determinado a partir da análise da concentração do gás nas mesmas amostras de ar em que foram analisados o N<sub>2</sub>O e o CH<sub>4</sub>.

A partir dos valores de densidade do solo e de umidade gravimétrica foi calculada a percentagem de PPA pela equação:

$$\text{PPA (\%)} = (U_g \times D_s) / P_T \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

$U_g$  = Umidade gravimétrica (g g<sup>-1</sup>)

$D_s$  = Densidade do solo (Mg m<sup>-3</sup>)

$P_T$  = Porosidade total do solo (g g<sup>-1</sup>)

A porosidade do solo foi obtida pela relação:

$$P_T = (1 - D_s) / D_p$$

Onde:

$D_s$  = Densidade do solo (Mg m<sup>-3</sup>)

$D_p$  = Densidade de partícula, considerada igual a 2,65 (Mg m<sup>-3</sup>)

Na safra 2010/11 foram monitoradas a temperatura do solo (0,05 m), a umidade gravimétrica (0-0,10 m) e foi calculada a percentagem de PPA.

A temperatura média do ar e a precipitação foram continuamente monitoradas pela Estação Meteorológica Automática do Departamento de Plantas Forrageiras e Meteorologia (UFRGS) (Figura 3).

### 5.3.1 Análise estatística

O efeito dos sistemas de manejo sobre os fluxos diários de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo foram avaliados por meio da análise descritiva dos dados pelo uso do erro padrão da média. As emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> foram



submetidas à análise da variância e a diferença entre médias foi avaliada pelo teste da Diferença Mínima Significativa (DMS) ao nível de 5 %.

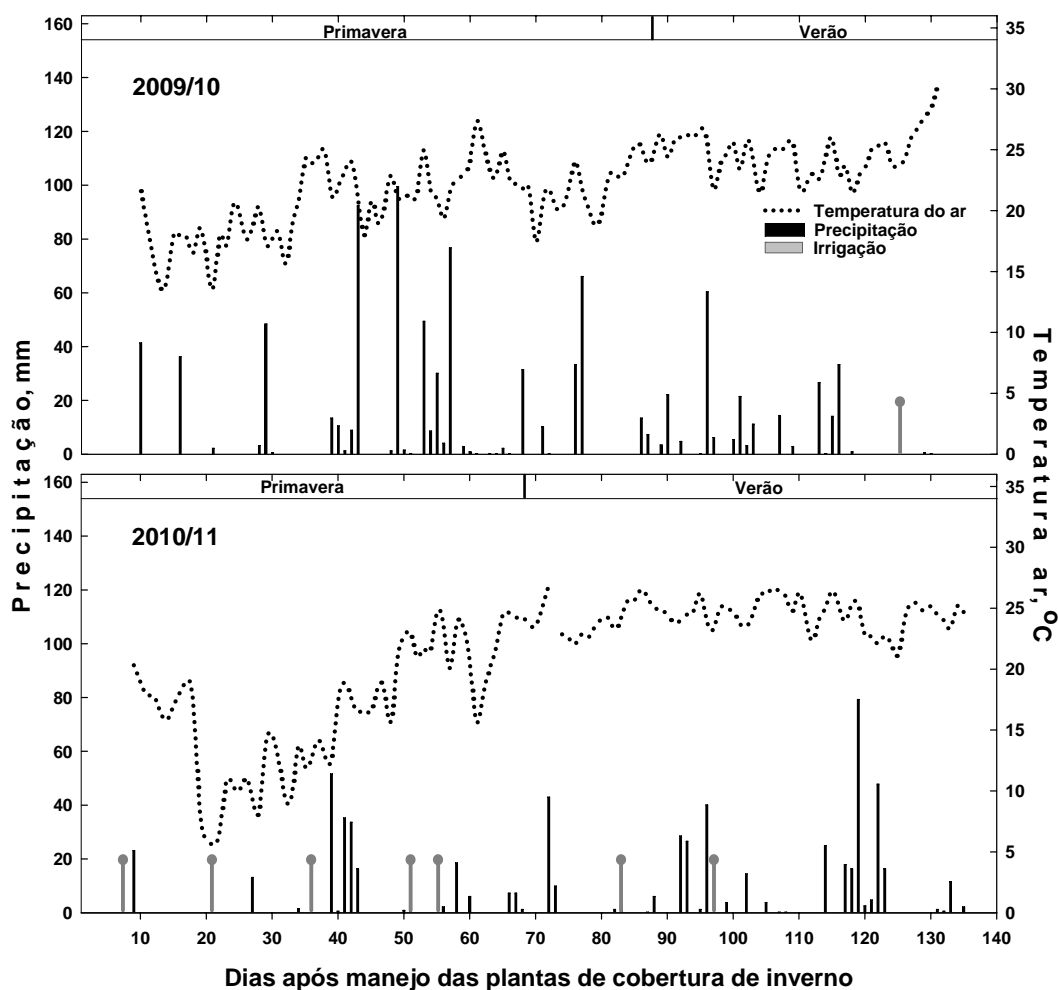


Figura 3. Precipitação pluviométrica, temperatura média do ar e apontamento das irrigações complementares realizadas nos períodos avaliados após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10 e safra 2010/11.

A relação entre as variáveis foi avaliada pela significância do coeficiente de determinação ( $r^2$ ) dos modelos de regressão linear, polinomial e de regressões lineares múltiplas. As emissões de  $N_2O$ , atividade microbiana, temperatura, teores de  $NO_3^-$  e  $NH_4^+$ , PPA e COD do solo do período pós-manejo da safra 2009/10 foram submetidos a análise multivariada utilizando a análise de coordenadas principais, implementada no aplicativo computacional MULTIV (Pillar, 1997). Os dados de cada variável foram transformados vetorialmente (centralização e normalização) e a distância euclidiana foi

utilizada como medida de semelhança entre os sistemas de manejo em suas diferentes datas de avaliação. Foram considerados os eixos de ordenação com autovalores > 1 e que explicaram > 20% da variabilidade.

## **5.4 Resultados e discussão**

### **5.4.1 Emissões de N<sub>2</sub>O**

O período após o manejo das plantas de cobertura de inverno (pós-manejo), caracterizado pelas mais altas emissões de N<sub>2</sub>O do solo (Gomes et al., 2009; Zanatta, 2009), apresentou comportamento diferenciado nas safras 2009/10 e 2010/11, sendo mais prolongado no primeiro ano avaliado (Figura 4) em função das maiores emissões que só retornaram ao nível de base 131 dias após o manejo das plantas de cobertura. Já na safra 2010/11 as emissões apresentaram magnitude inferior após o manejo do que na safra 2009/10, retornando ao nível de base 65 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno (Figura 4).

Apesar desse retorno das emissões ao nível basal aos 65 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno, optou-se por integrar as emissões de N<sub>2</sub>O nesse segundo ano até os 135 dias de forma a permitir comparar as emissões nos dois anos agrícolas na mesma base de tempo (131 e 135 dias).

Na safra 2009/10 foi observada alta variabilidade temporal das emissões de N<sub>2</sub>O (Figura 4), principalmente nos tratamentos sob PC que apresentaram as maiores emissões no período avaliado (Figura 5). Já na safra 2010/11 a variabilidade e a magnitude das emissões foram menores ( $8,9 \pm 3,4 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) (Figura 4 e 5).

Nos tratamentos sob PC as emissões acumuladas no período pós-manejo foram em média 26 vezes maiores na safra 2009/10 do que na safra 2010/11. No solo em PD as emissões de N<sub>2</sub>O foram 9 vezes maiores do que aquelas medidas no segundo ano avaliado (Figura 5).

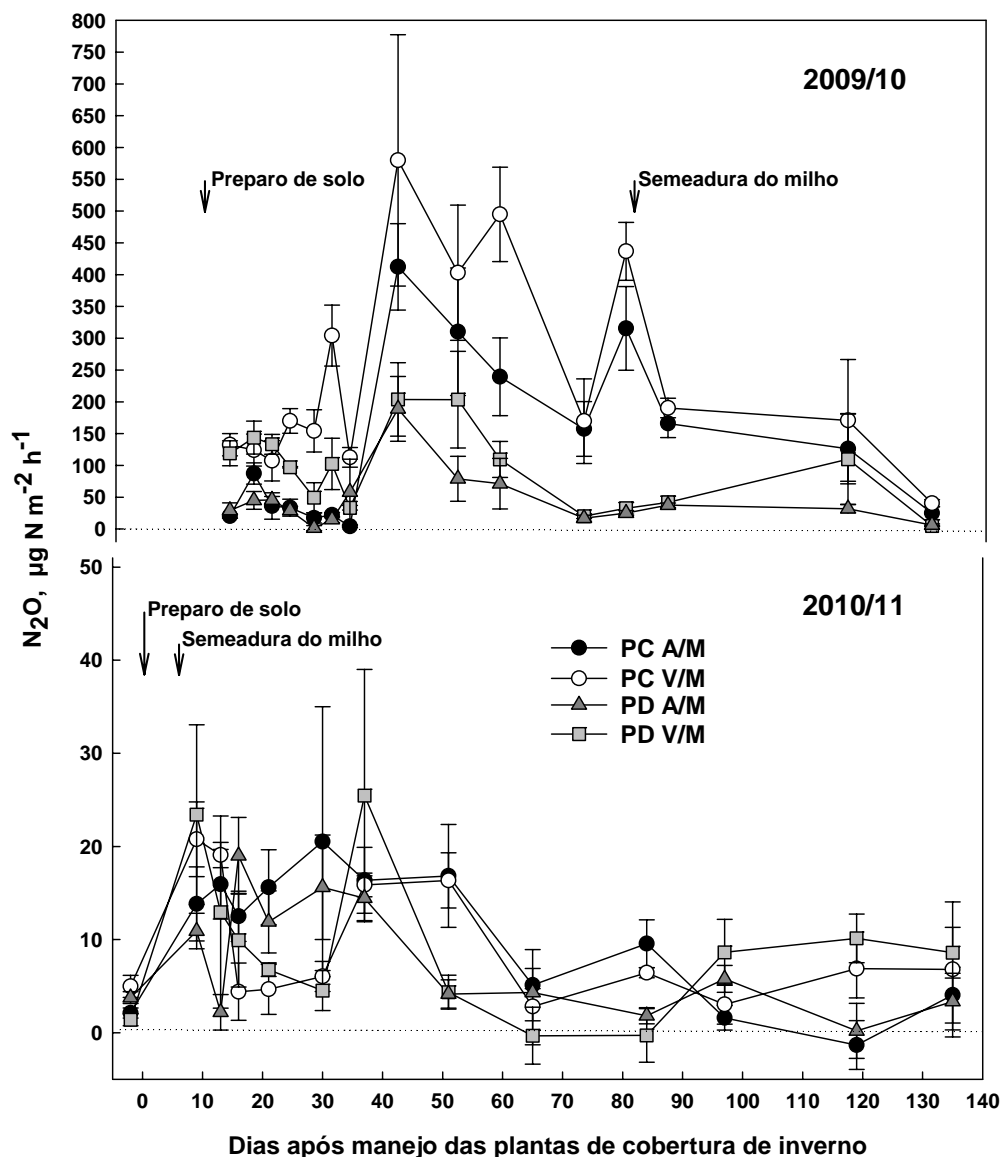


Figura 4. Emissão diária de óxido nítrico ( $N_2O$ ) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10 e 2010/11. As barras verticais representam o erro padrão da média. OBS: É importante observar que o eixo das ordenadas das figuras é apresentado em escala diferente.

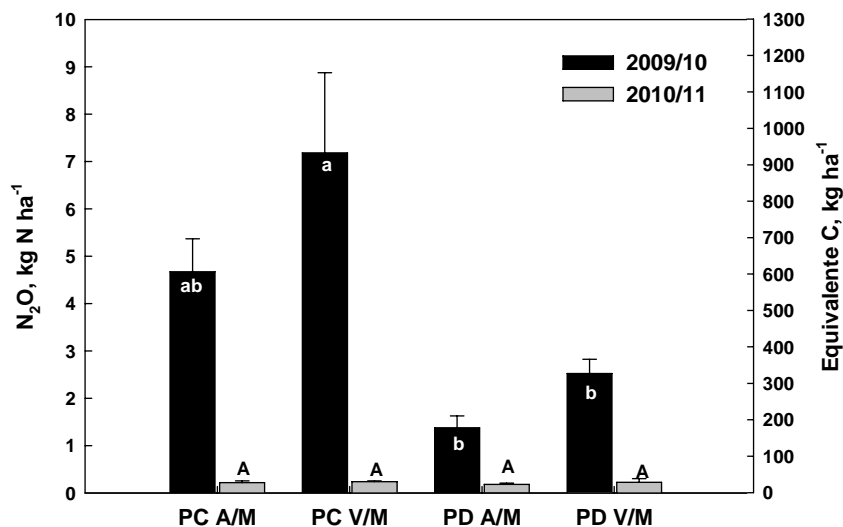


Figura 5. Emissão acumulada de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10 e safra 2010/11. As barras verticais representam o erro padrão da média. \*Médias seguidas da mesma letra, dentro do mesmo ano agrícola, não diferem entre si pelo teste DMS, ao nível de significância de 5%.

O volume e a frequência de chuvas no período pós-manejo (~1060 mm nos 131 dias) (Figura 3), da safra 2009/10 atrasaram a semeadura do milho em 81 dias e mantiveram maiores teores de N mineral no solo (Figura 6), deixando o solo sem vegetação durante um longo período de tempo, o que provavelmente favoreceu a atividade de bactérias desnitrificadoras que utilizavam para seu metabolismo os substratos provenientes da decomposição dos resíduos das plantas de cobertura.

No período pós-manejo da safra 2010/11 a precipitação foi 40% menor (~630 mm nos 135 dias) (Figura 3) em relação ao mesmo período do ano anterior, o que permitiu fazer a rolagem das culturas de cobertura e na sequência o preparo do solo, e a semeadura do milho seis dias depois. Esta semeadura em seguida ao manejo das plantas de cobertura provavelmente contribuiu para um maior sincronismo entre a liberação de N pelas culturas de cobertura, principalmente da leguminosa, e a demanda do milho como cultura sucessora, reduzindo os teores de N mineral no solo e, conseqüentemente, mitigando as emissões de N<sub>2</sub>O.

Os constantes eventos de chuva registrados no período pós-manejo da safra 2009/10 (Figura 3) acompanhados de relativamente baixas temperaturas

do solo (Figura 6), possibilitaram a manutenção de altos conteúdos de umidade no solo e, por conseguinte alta PPA (Figura 6). Estas condições ambientais provavelmente explicam as maiores emissões de  $N_2O$  obtidas nesta safra em relação a safras passadas (Gomes et al., 2009; Zanatta, 2009) e à safra 2010/11, as quais apresentaram menor volume de precipitação.

No período pós-manejo da safra 2009/10, as emissões de  $N_2O$  do solo foram afetadas pelo sistema de preparo do solo (Figura 4 e 5). As emissões de  $N_2O$  do solo variaram de  $1,5 \pm 3,8$  a  $579,7 \pm 197,6 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , valores superiores aos obtidos por Gomes et al. (2009) e Zanatta (2009) neste mesmo experimento em safras anteriores. Os tratamentos sob PD apresentaram uma diminuição significativa das emissões de  $N_2O$  quando comparados ao PC (Figura 4 e 5), sugerindo que o preparo do solo teve um efeito maior no fornecimento de substratos que favorecem a atividade das bactérias nitrificadoras e/ou desnitrificadoras do solo do que o sistema de culturas.

No tratamento PC, a incorporação dos resíduos de leguminosa, com baixa relação C/N, resultou em rápida decomposição dos resíduos, como evidenciado pelo aumento da atividade biológica e liberação de N (Figura 6), resultando em maiores emissões de  $N_2O$  quando comparado com a incorporação de resíduos de gramínea no PC A/M (Baggs et al., 2003). O maior pico de emissão ( $579,7 \pm 197,6 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) no período foi registrado 42 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno no tratamento PC V/M (Figura 4), evento caracterizado por apresentar alto teor de  $\text{NO}_3^-$  e alta PPA (Figura 6).

Na safra 2010/11 o cenário das emissões de  $N_2O$  foi totalmente diferente do ano anterior devido principalmente às condições climáticas favoráveis que permitiram semear o milho imediatamente após a rolagem das plantas de cobertura, diminuindo desta forma o tempo em que o solo fica sem vegetação e os resíduos são decompostos, disponibilizando substratos para os processos de produção de  $N_2O$  (Figura 4 e 5). As emissões de  $N_2O$  do solo variaram de  $-0,3 \pm 3,1$  a  $25,5 \pm 13,5 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Os maiores picos de emissão de  $N_2O$  foram registrados 9 e 37 dias depois do manejo das plantas de cobertura de inverno no sistema PD V/M, enquanto no PC V/M obtiveram-se picos de emissão 9 e 13 dias após o manejo.

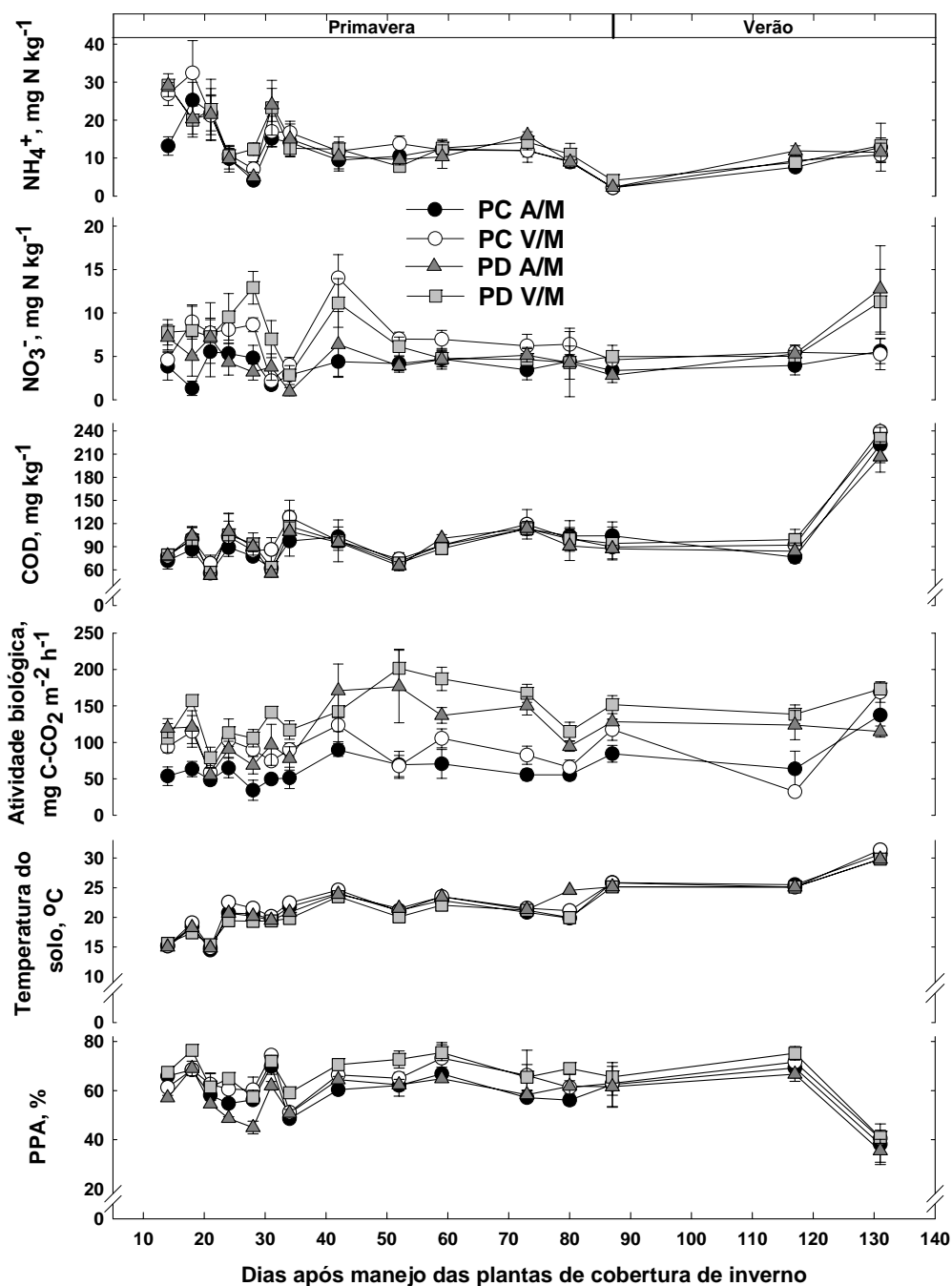


Figura 6. Teores de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , carbono orgânico dissolvido (COD), atividade biológica (C-CO<sub>2</sub>), temperatura do solo e porosidade preenchida por água (PPA) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10. As barras verticais representam o erro padrão da média.

Após 100 dias do manejo das culturas de cobertura, os sistemas que incluem vicia na sucessão tenderam a apresentar emissões maiores do que os sistemas que incluem aveia no inverno (Figura 4). Apesar dos picos de emissão de  $N_2O$  do solo nos tratamentos PC e PD A/M terem sido menores do que nos tratamentos PC e PD V/M, as emissões acumuladas no período não foram significativamente diferentes (Figura 5).

A condição de baixa precipitação no período avaliado na safra 2010/11 (Figura 3) determinou menores emissões de  $N_2O$  em comparação a 2009/10. A PPA esteve abaixo de 60% na maior parte do período (Figura 7). Devido à condição de solo seco favorecer a nitrificação (Bateman & Baggs, 2005), é provável que esse processo tenha sido a fonte do  $N_2O$  produzido neste período.

Mesmo nos sistemas sob PC não foi observado aumento considerável das emissões quando comparados à safra anterior (Figura 4 e 5). As operações de aração e gradagem realizadas nestes tratamentos associadas à baixa quantidade de chuva, provavelmente induziram o solo a ficar mais seco ao longo do período avaliado (Figura 7), criando condições desfavoráveis à desnitrificação (Rochette et al., 2008). Maior aeração e porosidade neste sistema de preparo, e a distribuição do N liberado na camada revolvida limitam a produção de  $N_2O$  a microsítios de anaerobiose criados pelo consumo de  $O_2$  (Chikowo et al., 2004; Baggs et al., 2006; Gomes, 2006).

Nas duas safras avaliadas o tratamento PD A/M apresentou as menores emissões absolutas de  $N_2O$  (Figura 4 e 5). A menor contribuição de N na forma de  $NO_3^-$  neste tratamento (Figura 6) possivelmente desfavoreceu o processo de desnitrificação, o  $NO_3^-$  neste tratamento pode ter sido utilizado pelos microrganismos no processo de decomposição da palha de aveia que possui alta relação C/N (Vargas et al., 2005; Dieckow et al., 2006). Na safra 2010/11 pode ainda ter sido assimilado pelo milho que foi semeado imediatamente após o manejo das plantas de cobertura de inverno, sobrando pouco para o processo de desnitrificação. Desta forma as raízes do milho concorreram pelo N mineral ( $NH_4^+$  e  $NO_3^-$ ), restringindo substrato para a transformação microbiana em  $N_2O$  (Hernandez-Ramirez et al., 2009).

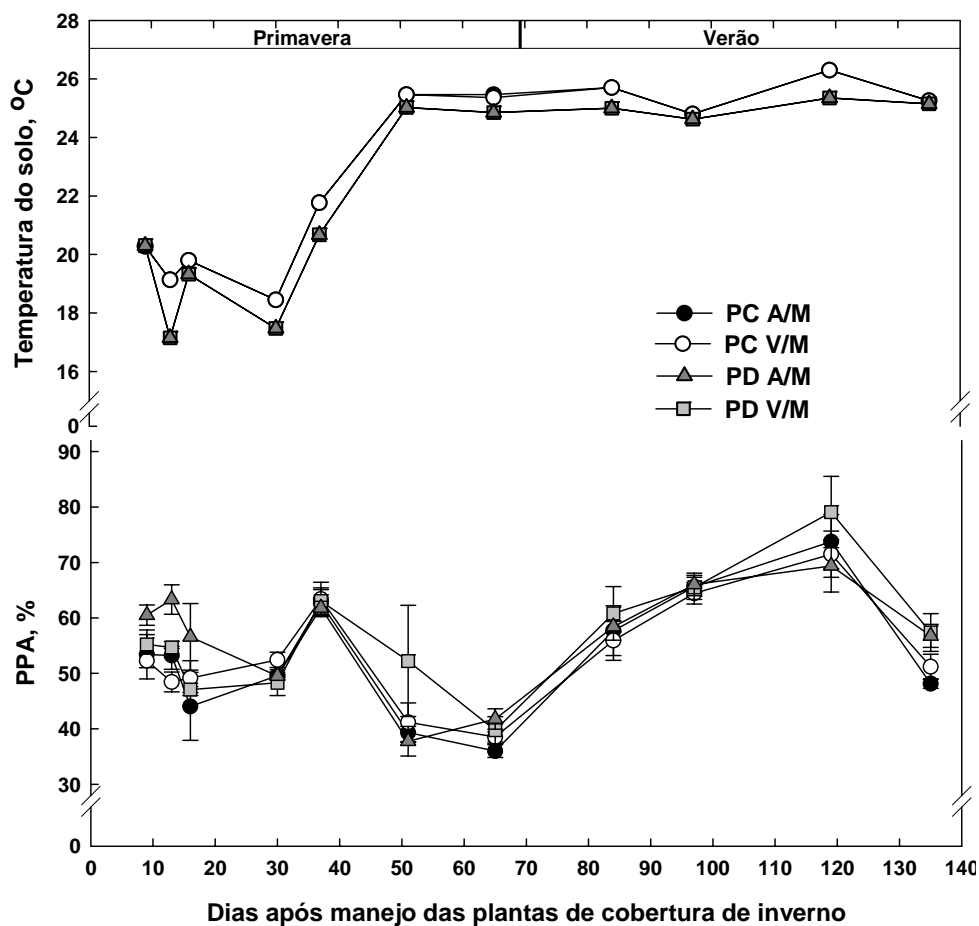


Figura 7. Temperatura do solo e porosidade preenchida por água (PPA) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2010/11. As barras verticais representam o erro padrão da média.

#### 5.4.2 Variáveis controladoras das emissões de N<sub>2</sub>O

Na safra 2010/11 não foram verificadas relações significativas entre a emissão de N<sub>2</sub>O com a temperatura do solo nem PPA, sugerindo a influência de outras variáveis na produção e emissão do gás. Nesse sentido, a disponibilidade de C e N lábeis tem sido apontada como a principal variável controladora da emissão de N<sub>2</sub>O (Lee et al., 2006; Gomes et al., 2009).

Na safra 2009/10 os teores de N mineral tenderam a ser maiores nos tratamentos V/M quando comparado com os tratamentos A/M (Figura 6). A



adição de N associada com a vica e subsequente decomposição dos resíduos teriam contribuído para o maior teor de N mineral observado (Pappa et al., 2011). A disponibilidade de N para os microrganismos do solo nestes tratamentos provavelmente foi o fator determinante das emissões de  $N_2O$  após o manejo das plantas de cobertura (Alluvione et al., 2010) já que a mineralização de resíduos de leguminosas aumenta as emissões de  $N_2O$  do solo (Rochette et al., 2004; Yang & Cai, 2005; Snyder et al., 2009).

A concentração inicial de  $NH_4^+$  no solo sob PC diminuiu depois do preparo do solo (Figura 6). O contrário foi verificado com o  $NO_3^-$ , que aumentou o seu teor logo após o preparo (Figura 6), sugerindo que houve uma alta taxa de nitrificação na seqüência do processo de mineralização (Pinto et al., 2004). Considerando esta condição, e que o período avaliado teve alta precipitação, é possível que a desnitrificação tenha sido responsável pelas emissões de  $N_2O$  do solo já que este processo microbiano é provavelmente maior em solos bem drenados e que formam nitrato ativamente, tornando-se parcialmente anaeróbios durante períodos chuvosos ou após a adição de MO (Passianoto et al., 2003), condições predominantes neste período. Por outro lado, os teores de  $NH_4^+$  no solo não influenciaram as emissões de  $N_2O$ , indicando a baixa influência do processo de nitrificação na produção do gás neste período.

No período pós-manejo as emissões de  $N_2O$  estiveram relacionadas com o teor de  $NO_3^-$ , a PPA, a atividade biológica aeróbica, e com a temperatura do solo (Figura 8), indicando a desnitrificação como principal processo envolvido na produção de  $N_2O$ . A temperatura determina a velocidade com que os microrganismos do solo nitrificam ou desnitrificam, sendo que em temperaturas mais frias a taxa de conversão das espécies químicas de N é lenta, e aumenta com o aumento da temperatura (Snyder et al., 2009). Neste período avaliado, a atividade das bactérias desnitrificadoras seria estimulada a uma temperatura entre 14,5 e 25,9°C, PPA acima de 60% e teor adequado de  $NO_3^-$ , utilizado como acceptor final de elétrons na cadeia respiratória (Figura 8). Apesar da ocorrência de eventos de alta precipitação (>40 mm por dia) (Figura 3), a PPA raramente foi superior a 70% (Figura 6). No entanto, a relação positiva entre as emissões de  $N_2O$  e o volume de chuva acumulado dos três dias anteriores à avaliação dos gases, como proposto por Baggs et al. (2006), Almaraz et al. (2009) e Hernandez-Ramirez et al. (2009) (PC:  $r^2=0,39$ ;  $P=0,001$ ;

n=30; PD:  $r^2=0,10$ ;  $P=0,09$ ; n=30), reforça o provável predomínio do processo de desnitrificação. O volume de chuva provavelmente favoreceu a formação de microspórios de anaerobiose já que os processos anaeróbicos como a desnitrificação predominam a uma PPA > 60% (Linn & Doran, 1984).

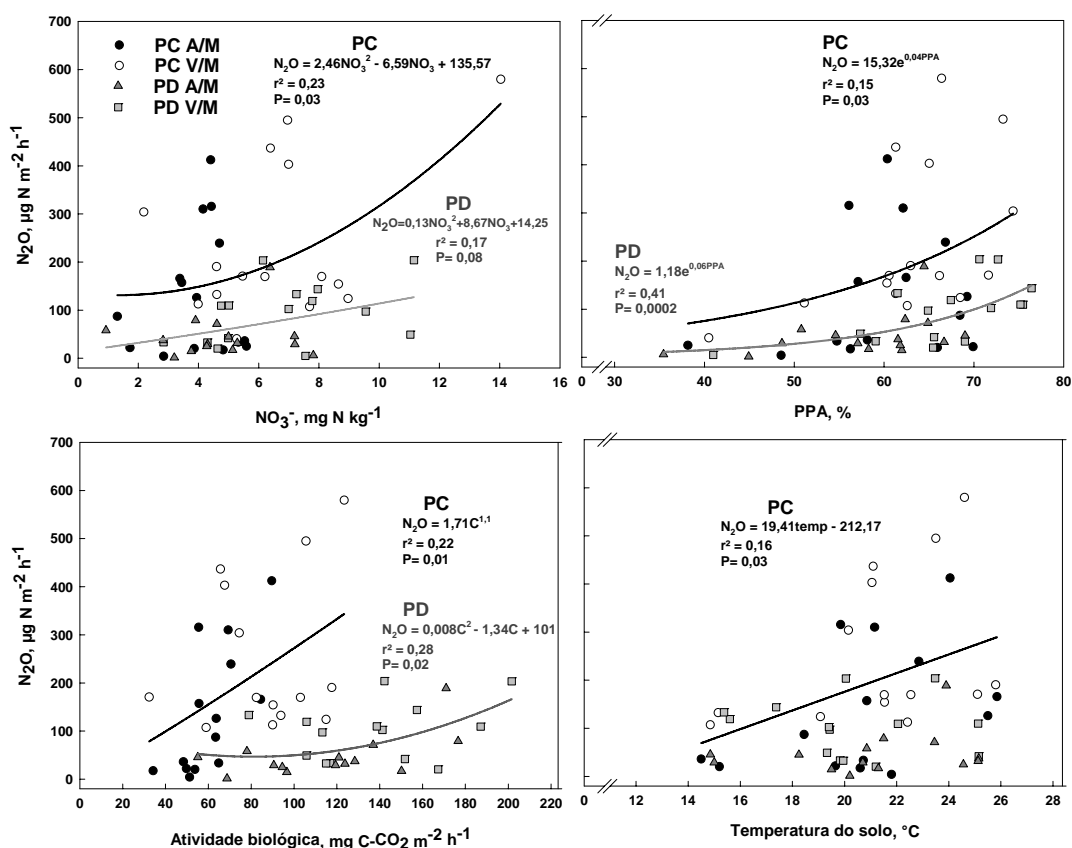


Figura 8. Relação entre o teor de  $\text{NO}_3^-$ , porosidade do solo preenchida por água (PPA), temperatura do solo, atividade biológica e a emissão diária de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) no período de 131 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno.

A relação positiva entre as emissões de  $\text{CO}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$  (Figura 6) indica que as maiores emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo ocorreram quando da ocorrência de maior atividade biológica no solo. Segundo Xu et al. (2008), a relação entre  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CO}_2$  pode ser explicada através de vários mecanismos, tais como a utilização de substratos comuns para sua produção, a dependência da disponibilidade de fontes de C e N lábeis (Bollmann & Conrad, 1998), a produção simultânea

através de processos microbianos, e fatores controladores comuns (Azam et al., 2002). Garcia-Montiel et al. (2002) explicaram a relação positiva entre os dois gases, como consequência da disponibilidade de  $O_2$  em microsítios no solo. A maior taxa de emissão de  $CO_2$  indica maior decomposição, que consome o  $O_2$  disponível e cria condições anaeróbicas, favoráveis para a produção de  $N_2O$  via desnitrificação.

A relação positiva entre as emissões de  $CO_2$  (atividade biológica) e  $N_2O$  sugere que os dois gases foram controlados por fatores ambientais similares no período de 131 dias após o manejo das culturas de cobertura de inverno (Shrestha et al., 2009). O fato de determinadas condições ambientais terem impactos semelhantes sobre a atividade microbiana responsável pela produção e consumo de  $CO_2$  e  $N_2O$  (Firestone & Davidson, 1989), e os ciclos do C e do N estarem estreitamente relacionados, faria possível prever as emissões de  $N_2O$  em sistemas agrícolas utilizando modelos que estimam o ciclo do C (Siqueira Neto, 2006). Por outro lado, o desenvolvimento de estratégias que ajudem na mitigação das emissões de  $N_2O$  irá contribuir por sua vez na diminuição da emissão de  $CO_2$ .

O COD teve relação positiva com a atividade biológica ( $r^2=0,12$ ;  $P=0,007$ ;  $n=60$ ), o que não se verificou com as emissões de  $N_2O$  (Alluvione et al., 2010). Apesar das emissões de  $N_2O$  não ter apresentado relação significativa com o conteúdo de COD, a quantidade de  $CO_2$  produzido (Figura 6) indicou que o suprimento de C não limitou a atividade de microrganismos desnitrificadores durante o período pós-manejo (Haile-Mariam et al., 2008). O manejo das culturas de cobertura provavelmente aumentou a disponibilidade de C (Alluvione et al., 2010) e N facilmente decomponível no solo estimulando a atividade microbiana aeróbica, que aumenta o consumo de  $O_2$  no solo e cria sítios anaeróbios quando a demanda biológica de  $O_2$  supera a oferta, criando condições favoráveis para a desnitrificação (Passianoto et al., 2003; Miller et al., 2008).

Nos solos sob PC, este efeito foi potencializado (Figura 8) devido ao revolvimento do solo que faz com que haja maior contato solo-resíduo, facilitando o acesso de microrganismos ao material orgânico rico em C lábil recém incorporado e favorecendo desta forma a decomposição (Almaraz et al., 2009). No entanto, a magnitude das emissões dependeu da relação C/N dos

resíduos adicionados ao solo, sendo observada maior emissão de N<sub>2</sub>O quando da adição de resíduos da leguminosa (vica) do que de aveia. O tratamento PC V/M também apresentou maior atividade biológica (emissão de CO<sub>2</sub>) do que o tratamento PC A/M (Figura 6), sugerindo que a decomposição dos resíduos foi acelerada quando da menor relação C/N.

Considerando o período pós-manejo, o PC acarretou em maiores emissões de N<sub>2</sub>O do que o PD com resíduos de vica (Figura 3 e 4). Este comportamento pode ser explicado pela maior quantidade de N mineralizado dos resíduos de leguminosas quando submetido à incorporação se comparado ao PD (Amado et al., 2000; Aita & Giacomini, 2007). Nesse sentido, têm sido reportados maiores teores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em solos recentemente preparados se comparados a solos sob PD (Jackson et al., 2003).

Regressões lineares múltiplas das emissões de N<sub>2</sub>O com o teor de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PPA, atividade biológica e temperatura do solo foram testadas para avaliar a resposta das emissões às variáveis que podem determinar a desnitrificação em PC (Equação 2) e em PD (Equação 3).

$$N_2O_{PC} = -733,07 + (24,34NO_3^-) + (8,99PPA) + (0,11CO_2) + (10,54Temp) \\ (r^2 = 0,42; n= 30; P<0,05) \quad \text{Equação 2}$$

$$N_2O_{PD} = -161,45 + (8,54NO_3^-) + (2,72PPA) + (0,34CO_2) - (1,43Temp) \\ (r^2 = 0,53; n= 30; P<0,05) \quad \text{Equação 3}$$

Com base no resultado da equação múltipla, que explicou 42% e 53% da variação da emissão de N<sub>2</sub>O em PC e em PD, as emissões aumentaram em resposta ao teor de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, à PPA e à atividade biológica. O aumento da temperatura do solo no PC favoreceu as emissões (Equação 2), contrário ao observado em PD (Equação 3). No entanto, nem todas as variáveis independentes utilizadas no modelo (Equações 2 e 3) foram necessárias para explicar as emissões de N<sub>2</sub>O. Nesse sentido, o teor de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e a PPA foram mais relevantes para modelar as emissões (Equações 4 e 5).

$$N_2O_{PC} = -384,27 + (26,76NO_3^-) + (6,97PPA) \quad \text{Equação 4} \\ (r^2 = 0,36; n= 30; P<0,05)$$

$$N_2O_{PD} = -193,259 + (9,04NO_3^-) + (3,40PPA) \quad \text{Equação 5}$$

$$(r^2 = 0,50; n= 30; P<0,05)$$

A significância dos modelos de regressão (Equações 4 e 5) sugere a influência da desnitrificação nas emissões de  $N_2O$ , apontando ao teor de  $NO_3^-$  e a PPA como variáveis determinantes da emissão no período de 131 dias após o manejo das culturas de cobertura de inverno.

Apesar de que a decomposição dos resíduos das plantas de cobertura pode ser uma fonte considerável de emissões de  $N_2O$  (Gomes et al., 2009), no período pós-manejo as emissões nos sistemas sob PC provavelmente também foram favorecidas pela quantidade de MOS disponibilizada após o rompimento dos agregados como consequência do preparo do solo. O preparo do solo contínuo disponibiliza resíduos orgânicos que estavam protegidos no interior de agregados, além de aumentar a aeração e temperatura do solo, favorecendo a decomposição microbiana (Singh et al., 2007; Omonode et al., 2011). No período pós-manejo da safra 2009/10 observou-se tendência de aumento exponencial das emissões acumuladas de  $N_2O$  com o aumento do estoque de N do solo sob PC (Figura 9).

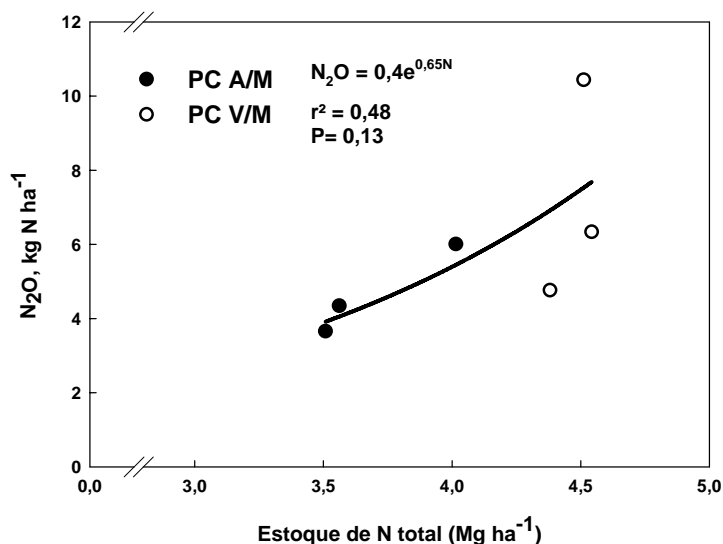


Figura 9. Relação entre as emissões acumuladas de  $N_2O$  no período pós-manejo (131 dias) e os estoques de N total do solo (0-0,3 m) em sistemas de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) sob preparo convencional-PC. Dados de N obtidos em Zanatta (2006).

Desta forma, sugere-se que o efeito de curto prazo do preparo do solo nas emissões de  $N_2O$  é determinado pelo maior contato solo-resíduo resultante da sua incorporação na camada arável e pela disponibilização de N orgânico após o rompimento de agregados, que pode ser mineralizado e utilizado como substrato nos processos de produção de  $N_2O$ .

Por meio da análise de ordenação dos valores de emissão de  $N_2O$  e das variáveis de solo para o período pós-manejo da safra 2009/10, obteve-se o diagrama de dispersão para os quatro tratamentos avaliados (Figura 10).

O eixo 1 explicou 35% da variabilidade dos dados e o eixo 2 explicou 22% (Tabela 1). As variáveis que apresentaram maior coeficiente de correlação com o eixo 1 foram o COD, temperatura do solo, PPA e o teor de  $NH_4^+$ . O eixo 2 apresentou correlação com a emissão de  $N_2O$ , teor de  $NO_3^-$  e a atividade microbiana ( $CO_2$ ) (Tabela 1).

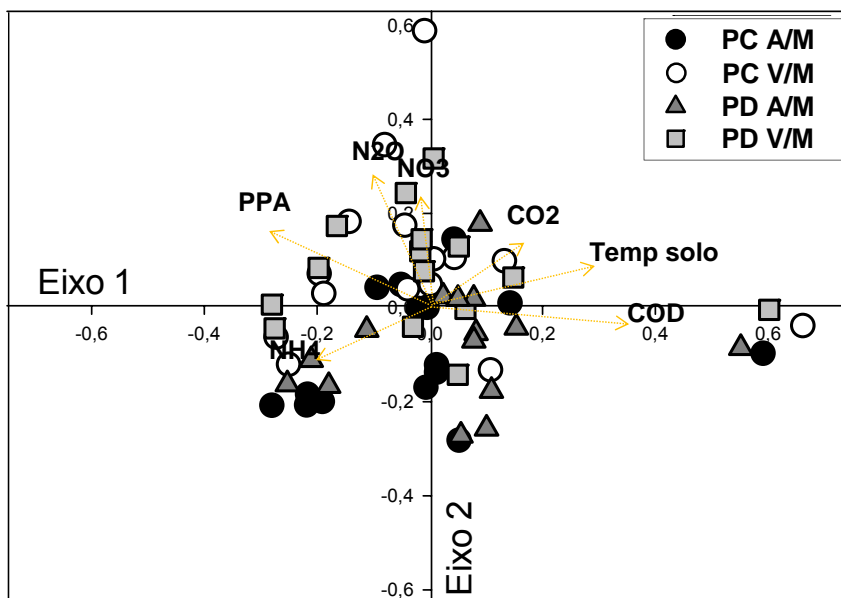


Figura 10. Diagrama de dispersão das variáveis avaliadas e os sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) no período pós-manejo (131 dias) das plantas de cobertura de inverno.

Tabela 1. Coeficientes de correlação entre as variáveis avaliadas em um Argissolo Vermelho no período de pós-manejo (131 dias) das plantas de cobertura de inverno e os eixos de ordenação obtidos na análise de coordenadas principais.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	2,46	1,52
Porcentagem	35,12	21,72
$N_2O$ ( $\mu g N m^{-2} h^{-1}$ )	-0,20	<b>0,74</b>
$CO_2$ ( $mg C m^{-2} h^{-1}$ )	0,40	<b>0,44</b>
Temp. solo ( $^{\circ}C$ )	<b>0,88</b>	0,26
$NH_4^+$ ( $mg N kg^{-1}$ )	<b>-0,53</b>	-0,20
$NO_3^-$ ( $mg N kg^{-1}$ )	-0,02	<b>0,66</b>
PPA (%)	<b>-0,65</b>	0,50
COD ( $mg kg^{-1}$ )	<b>0,89</b>	-0,03

A posição dos tratamentos no diagrama indica tendências quanto às variáveis que os influenciaram mais significativamente, podendo-se visualizar a maior ou menor associação de cada tratamento com as variáveis avaliadas. Os tratamentos que incluem vica na sucessão de culturas caracterizaram-se por apresentar maiores emissões de  $N_2O$  em comparação com os tratamentos que incluem aveia como cobertura de inverno (Figura 10). A decomposição de resíduos de vica ricos em N provavelmente aumentou a mineralização (Pappa et al., 2011), disponibilizando maiores teores de  $NO_3^-$  no solo (Figura 10). Esta decomposição dos resíduos por sua vez está associada com um aumento das emissões de  $N_2O$  (Rochette & Janzen, 2005). As observações dos sistemas V/M, que apresentaram altas emissões de  $N_2O$  estiveram associadas com a atividade biológica, PPA e teor de  $NO_3^-$  do solo (Figura 10), o que reforça produção do gás pelo processo de desnitrificação, possibilitado pela ocorrência de altos valores de PPA (Alluvione et al., 2010) e pelo intenso consumo de  $O_2$  devido à atividade biológica na oxidação do C orgânico lábil (Figura 6), com conseqüente formação de sítios anaeróbios. Nyberg et al. (2002) sugeriram que a adição de resíduos de alta qualidade, como os de leguminosas, ao fornecer C facilmente acessível à comunidade microbiana, pode esgotar o  $O_2$  do solo e criar condições anaeróbias locais, estimulando a desnitrificação (Aulakh et al., 2000).

A maioria das observações dos tratamentos A/M caracterizaram-se por apresentar menores emissões de  $N_2O$  aliadas a menor atividade biológica e menores teores de  $NO_3^-$  (Figura 10). Menores teores de N mineral, menor PPA e COD encontrados nestes sistemas (Figura 6) não proporcionaram condições favoráveis para a atividade de bactérias nitrificadoras ou desnitrificadoras, mantendo portanto, baixa produção de  $N_2O$ .

Os resultados obtidos a partir da avaliação dos períodos após o manejo das plantas de cobertura de inverno sugerem que o preparo do solo, ao favorecer o maior contato solo-resíduo e disponibilizar MO como consequência do rompimento de agregados do solo, foi fator preponderante em relação ao sistema de culturas para determinar as emissões de  $N_2O$  a curto prazo em períodos chuvosos quando ocorre atraso na semeadura do milho em sucessão (Figura 5 e 9).

O volume de chuvas no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno interfere na implantação do milho em sucessão e, portanto, na sincronia fonte-dreno de N. Em sistemas com leguminosas, anos chuvosos determinam intensas emissões de  $N_2O$ , principalmente quando associados ao PC. Possivelmente nesses anos (chuvosos) a emissão de  $N_2O$ , quando do uso de leguminosas, seja superior do que com aplicação de fertilizantes nitrogenados minerais, cuja sincronia é favorecida pelo manejo do N em cobertura na época apropriada para a cultura (período de maior demanda).

#### **5.4.3 Emissões de $CH_4$**

De maneira geral, o solo dos tratamentos avaliados atuou como dreno de  $CH_4$  durante os períodos avaliados (Figura 11 e 12). Na safra 2009/10 o tratamento PC A/M apresentou picos diferenciados de emissão de  $CH_4$  enquanto os outros tratamentos mantiveram fluxos baixos e com pouca variabilidade temporal (Figura 11). Na safra 2010/11 os solos foram gradualmente perdendo sua capacidade de oxidar  $CH_4$  ao longo do período avaliado, com tendência à emissão a partir de 84 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno (Figura 11).



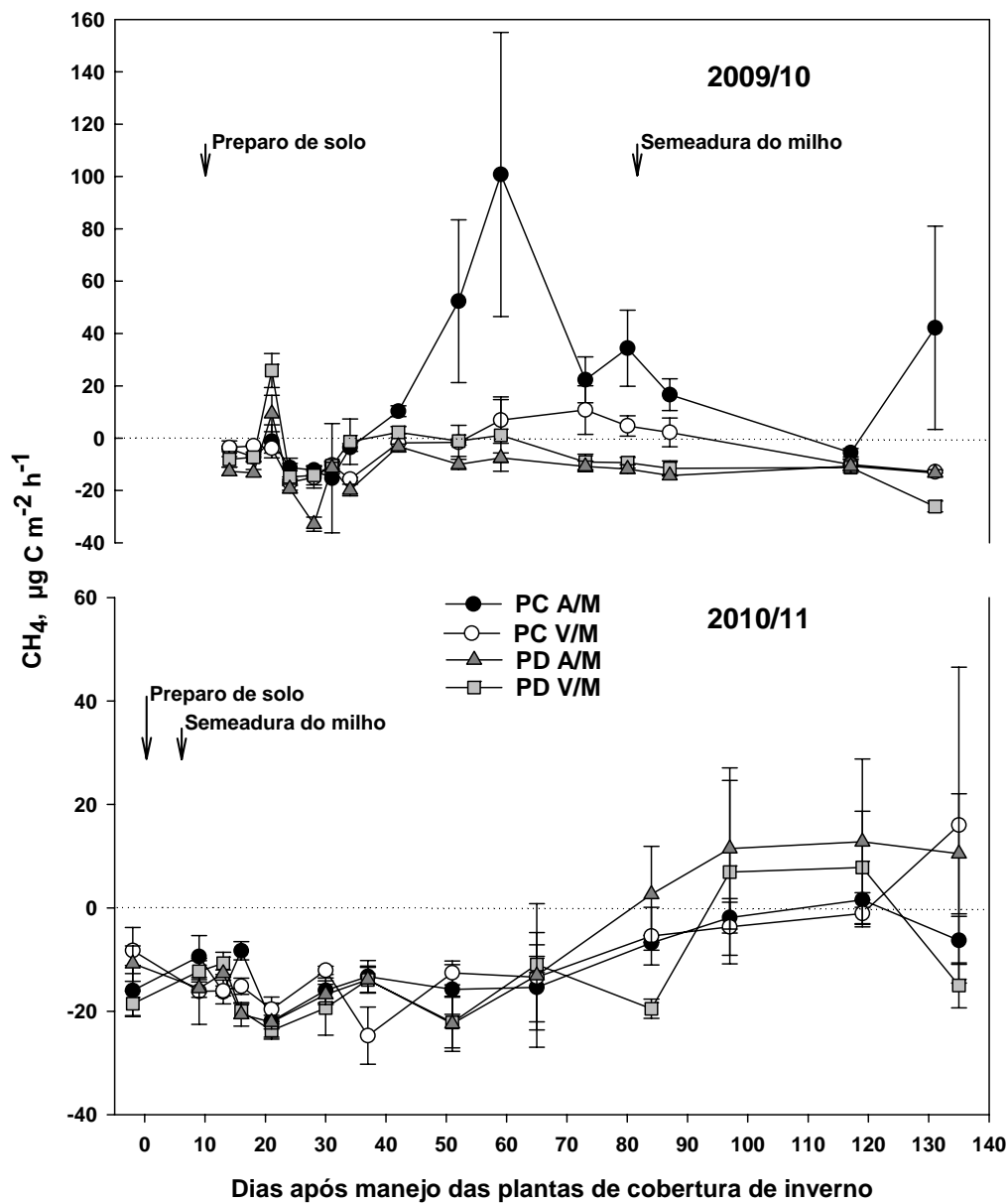


Figura 11. Emissão diária de metano (CH<sub>4</sub>) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10 e 2010/11. As barras verticais representam o erro padrão da média. OBS: É importante observar que o eixo das ordenadas das figuras é apresentado em escala diferente.

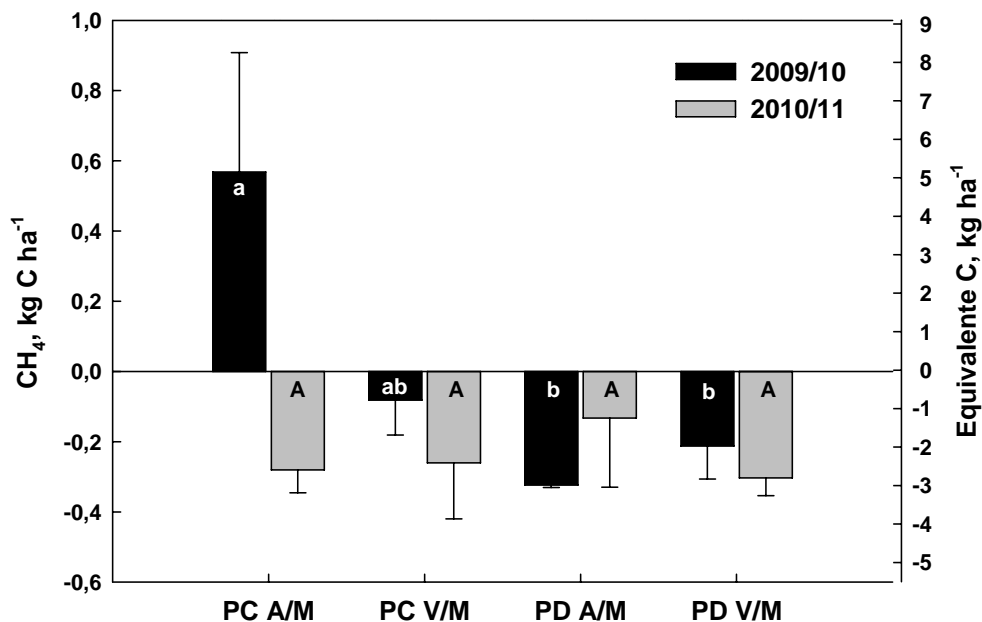


Figura 12. Emissão acumulada de metano ( $\text{CH}_4$ ) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno, safra 2009/10 e safra 2010/11. As barras verticais representam o erro padrão da média. \*Médias seguidas da mesma letra, dentro do mesmo ano agrícola, não diferem entre si pelo teste DMS, ao nível de significância de 5%.

Na primeira safra (2009/10), os picos de emissão de  $\text{CH}_4$  observados a partir dos 42 dias após o manejo das plantas de cobertura do solo sob PC A/M determinaram efluxo líquido de  $\text{CH}_4$  neste tratamento no final do período. Por sua vez, em todos os demais tratamentos avaliados houve um influxo líquido de  $\text{CH}_4$ , sendo o efeito mais significativo no solo em PD (Figura 12). No período pós-manejo da safra 2010/11, o solo em todos os sistemas de manejo atuou como um dreno de  $\text{CH}_4$  de similar magnitude ( $\sim -0,2 \text{ kg C-CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ ) (Figura 12).

#### 5.4.1 Variáveis controladoras das emissões de $\text{CH}_4$

Os fluxos medidos foram o resultado da oxidação e emissão de  $\text{CH}_4$ , por isso, é possível que a diferença observada entre os tratamentos tenha sido causada pela diminuição da oxidação ou por altas taxas de produção ou de

ambos (Bodelier & Laanbroek, 2004), mas não foi encontrado um fator de influência clara sobre estes processos, similar ao verificado por Alluvione et al. (2009).

Solos aerados atuam como sumidouros de  $\text{CH}_4$  através da oxidação microbiana, o principal controle sobre a taxa de oxidação é a difusividade do gás, e a resposta à temperatura é pequena (Smith et al., 2003). A relação positiva entre a oxidação acumulada de  $\text{CH}_4$  e a atividade biológica média ( $r^2=0,99$ ;  $P=0,02$ ;  $n=4$ ) sugere que a influência das variáveis nos microrganismos heterotróficos que decompõem MO foi similar à influência nos microrganismos metanotróficos. Vários estudos têm indicado que os teores de N do solo podem inibir, estimular ou não ter nenhum efeito sobre a oxidação de  $\text{CH}_4$  (Bodelier & Laanbroek, 2004). No período pós-manejo, nem os teores de  $\text{NH}_4^+$  nem os de  $\text{NO}_3^-$  apresentaram efeito significativo na oxidação de  $\text{CH}_4$ .

Os picos de emissão de  $\text{CH}_4$  no tratamento PC A/M no período pós-manejo da safra 2009/10 pareceram ter sido estimulados pela intensa precipitação ocorrida no período da amostragem de gases (74% da média anual), induzindo condições anaeróbicas ideais para a metanogênese (Stams & Plugge, 2010). Esta hipótese é reforçada pela relação positiva entre a emissão de  $\text{CH}_4$  e a precipitação acumulada três dias antes da coleta dos gases descrita por um modelo polinomial quadrático (Figura 13).

Por outro lado, os picos de emissão de  $\text{CH}_4$  podem refletir a diminuição da capacidade deste solo em absorver metano como verificado por Gomes (2006) neste mesmo experimento. Esta condição é atribuída ao intenso revolvimento do solo (Kessavalou et al., 1998b) que altera sua estrutura, e à baixa adição de N no tratamento PC A/M durante 24 anos, que limita o crescimento e atividade de bactérias metanotróficas (Bodelier & Laanbroek, 2004).

No período pós-manejo da safra 2010/11 apesar de que o volume de chuva foi menor que na safra anterior (Figura 3), a emissão de  $\text{CH}_4$  também apresentou relação positiva com a precipitação acumulada três dias antes da coleta (Figura 13). Esta única variável explicou 48% das variações no fluxo de  $\text{CH}_4$ .

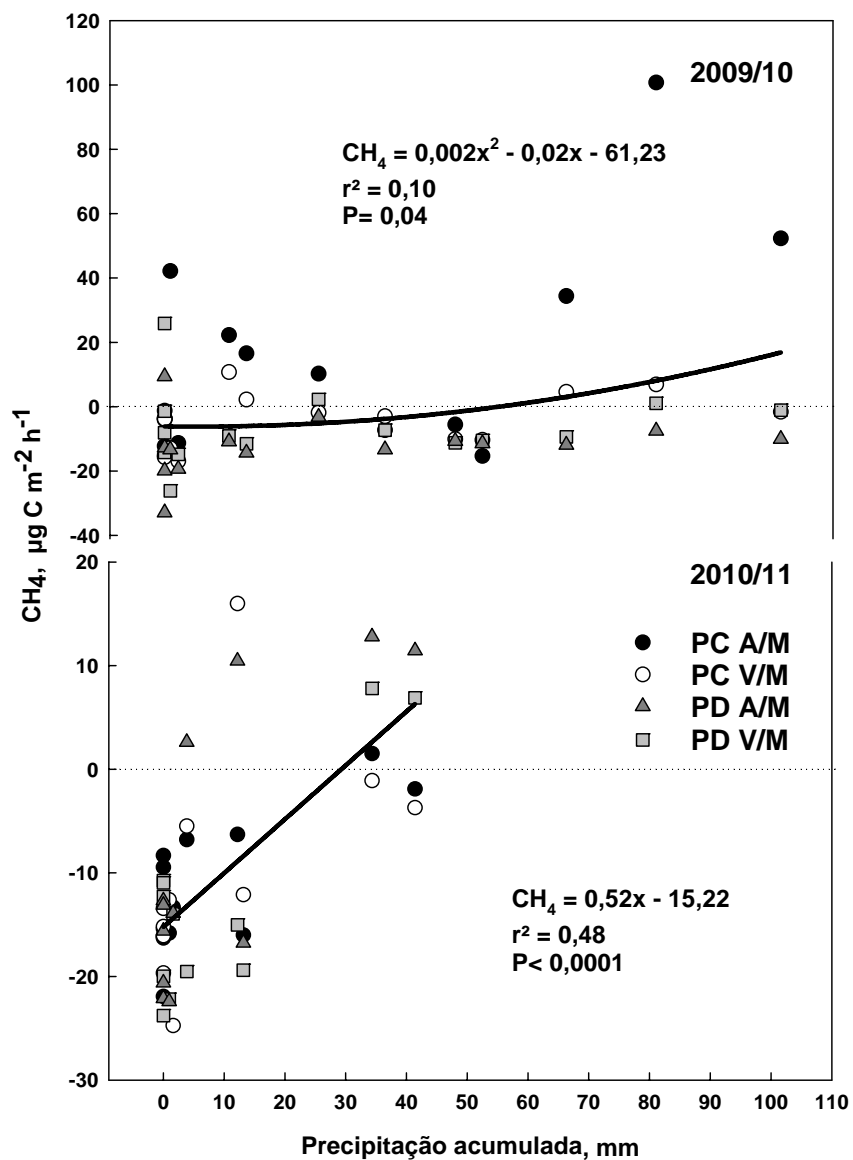


Figura 13. Relação entre a precipitação acumulada nos três dias anteriores à avaliação dos gases e o fluxo diário de CH<sub>4</sub> do solo em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno na safra 2009/10 e na safra 2010/11.

## 5.5 Conclusões

As emissões de óxido nitroso do solo no período pós-manejo das plantas de cobertura de inverno foram maiores sob preparo convencional. No entanto, esse efeito só foi verificado em ano chuvoso quando ocorreu atraso na semeadura do milho em sucessão. O sistema aveia/milho sob plantio direto apresentou as menores emissões de óxido nitroso no período pós-manejo.

As emissões de óxido nitroso estiveram relacionadas com o teor de nitrato, a porosidade preenchida por água, a temperatura do solo e com a atividade biológica, indicando a desnitrificação como principal processo envolvido na produção de óxido nitroso.

A contribuição ambiental do metano como dreno foi pequena, sendo essa característica inversamente relacionada com a precipitação acumulada nos três dias antes da coleta do gás.

A variabilidade interanual observada nas emissões de óxido nitroso e metano destaca a importância de estudos de longo prazo para avaliar os efeitos dos sistemas de manejo e das condições climáticas sobre as emissões de gases de efeito estufa.

## 6. ESTUDO II

### Emissões anuais de gases de efeito estufa e potencial de aquecimento global em sistemas de manejo de solo no sul do Brasil

#### 6.1 Resumo

Sistemas de produção agrícola são grandes contribuintes do aquecimento global, mas podem tornar-se importante dreno de gases de efeito estufa (GEE) quando em sistemas conservacionistas de manejo. O presente estudo foi realizado em experimento de longa duração (24 anos) com o objetivo de avaliar o potencial de sistemas conservacionistas de manejo de solo em mitigar as emissões de GEE. Emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  foram avaliadas em sistemas de preparo do solo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de cultura (aveia/milho e ervilhaca/milho) em Argissolo Vermelho durante a safra agrícola 2009/10. Amostras de ar foram coletadas utilizando o método da câmara estática, e a concentração dos gases analisada por cromatografia gasosa. O PAG dos sistemas de manejo foi calculado considerando as emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$ , a taxa de retenção de C no solo e os custos das atividades agrícolas e dos insumos utilizados. Os teores de N mineral e C orgânico dissolvido, atividade biológica, temperatura e umidade do solo foram monitorados durante o período de avaliação. As emissões diárias de  $N_2O$  foram maiores no período de 131 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno, representando de 72 a 94% da emissão acumulada anual. Depois do período pós-manejo, as emissões de  $N_2O$  tenderam a ser maiores nos sistemas que incluíram vicia como cobertura do solo, apresentando relação positiva com os estoques de N do solo. Considerando o período anual, o solo apresentou absorção de  $CH_4$ , sendo maior nos tratamentos sob PD ( $-1,2 \pm 0,1 \text{ kg ha}^{-1}$ ) quando comparados com PC ( $-0,5 \pm 0,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ). No período posterior ao pós-manejo a oxidação de  $CH_4$  apresentou relação negativa com a porosidade preenchida por água e relação positiva com o conteúdo de C orgânico dissolvido do solo. Em termos anuais, o aumento na oxidação de  $CH_4$  apresentou relação positiva com o teor de amônio do solo. A taxa média anual de retenção de C- $CO_2$  no solo variou de emissão líquida de  $309 \pm 49 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  no sistema PC A/M à retenção líquida de  $-176 \pm 100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  no solo no sistema PD V/M. As altas emissões de  $N_2O$  aumentaram o PAG enquanto os fluxos de  $CH_4$  tiveram pouco efeito. Os tratamentos sob PC apresentaram em média PAG 3 vezes maior do que os tratamentos sob PD. Sistemas conservacionistas de manejo de solo que incluem leguminosas na sucessão de culturas apresentam alto potencial para diminuir o aquecimento global em termos de seqüestro de carbono, porém se faz necessário incluir estratégias de mitigação das emissões de  $N_2O$ .

## 6.2 Introdução

O impacto ambiental de diferentes práticas agrícolas precisa ser compreendido com a finalidade de identificar sistemas conservacionistas de manejo de solo produtivos e sustentáveis ao longo prazo. Dentre os aspectos ambientais relacionados à agricultura, ênfase tem sido dada à emissão de GEE e às possíveis estratégias de mitigação com o objetivo de contribuir para a diminuição do aquecimento global.

Na avaliação da contribuição dos sistemas de produção agrícola para o efeito estufa, devem ser considerados os três principais gases gerados por esta atividade, principalmente em nível de solo - CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O (Mosier et al., 2005). No Brasil, estima-se que 76% das emissões de CO<sub>2</sub>, 93% das emissões de N<sub>2</sub>O e 86% das emissões de CH<sub>4</sub> sejam oriundas de atividades agrícolas (MCT, 2009), cifras que demonstram a importância do desenvolvimento de estratégias de mitigação por parte deste setor produtivo.

Para o solo atuar como sumidouro de C, as entradas do elemento no solo devem ser superiores ao efluxo de CO<sub>2</sub>. Neste sentido, as mudanças na MOS refletem a diferença entre a captação líquida de C pelas plantas e perdas de C na colheita e na oxidação microbiana dos resíduos vegetais e MOS (Robertson et al., 2000). A magnitude desses processos pode ser avaliada em experimentos de longa duração, pela determinação da taxa de retenção de C no solo, que considera os estoques de C orgânico, em comparação ao estoque inicial de C no solo (Costa et al., 2006).

No solo, a produção e consumo de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> são resultado de diferentes processos microbianos. Estes processos são controlados por fatores ambientais e edáficos que influenciam a atividade dos microrganismos tais como temperatura, precipitação, presença de O<sub>2</sub>, pH, teor de N mineral e MO. O uso do solo, com práticas de manejo que incluem fertilização orgânica e mineral, incorporação de resíduos de colheita e preparo do solo, por meio de seu efeito nos fatores anteriormente mencionados, podem indiretamente influenciar as emissões (Mosquera et al., 2007).

Estudos que comparam o efeito dos sistemas de preparo do solo sobre a emissão de N<sub>2</sub>O não apresentam resultados conclusivos. Maiores emissões sob PC têm sido relacionadas com o aumento da taxa de decomposição da

MOS induzida pelo preparo, que disponibiliza N inorgânico no solo, utilizado como substrato para os microrganismos nitrificadores e desnitrificadores (Almaraz et al., 2009). Por outro lado, o aumento da densidade do solo e microporosidade em solos não revolvidos têm reflexo negativo na difusão de  $O_2$  que pode originar condições redutoras; desse modo, com a maior disponibilidade de N, ocorre aumento das emissões de  $N_2O$  em solos sob PD (Ball et al., 1999a).

O fluxo líquido (emissão ou consumo) de  $CH_4$  varia de acordo com as práticas de manejo adotadas nos sistemas agrícolas (Mosier et al., 2004). A conversão de florestas ou pastagens em áreas agrícolas pode reduzir significativamente a capacidade do solo de atuar como dreno de  $CH_4$  (Smith & Conen, 2004). Adicionalmente, o preparo do solo diminui a taxa de oxidação de  $CH_4$  devido à destruição de nichos de metanotrofia (Ball et al., 1999a).

O balanço entre as trocas líquidas destes gases constitui o PAG de um sistema de produção agrícola. O PAG é calculado em unidades equivalentes de  $CO_2$  assumindo que o  $N_2O$  e o  $CH_4$  têm 298 e 25 vezes, respectivamente, mais capacidade de absorver radiação infravermelha que o  $CO_2$  (IPCC, 2007). A estratégia para a mitigação do PAG é aumentar a taxa de retenção de C no solo, diminuir as emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$ , mantendo uma produção agrícola sustentável (Mosier et al., 2005).

### **Hipóteses específicas**

A taxa de retenção de C no solo supera a quantidade de  $N_2O$  emitida anualmente em solos sob plantio direto associado a sucessões de culturas que envolvem o uso de plantas de cobertura leguminosas.

As condições de umidade e temperatura do solo, teores de N mineral, carbono orgânico dissolvido e atividade biológica determinam variações nas emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  do solo para a atmosfera.



### **Objetivos específicos**

Avaliar o efeito de sistemas de culturas e preparos de solo nas emissões anuais de  $N_2O$  e  $CH_4$ .

Identificar padrões temporais de emissão de  $N_2O$  e  $CH_4$  após o manejo de culturas de cobertura de inverno em sucessão aveia/milho e vica/milho sob preparo convencional e plantio direto.

Identificar as principais variáveis controladoras das emissões anuais de  $N_2O$  e  $CH_4$  do solo.

Avaliar o potencial de sistemas conservacionistas de manejo de solo em mitigar o potencial de aquecimento global, a partir da avaliação do balanço do C no solo, emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$ , e gastos energéticos das operações agrícolas.

## 6.3 Material e métodos

### 6.3.1 Caracterização da Área Experimental

O estudo foi desenvolvido em experimento de manejo do solo de longa duração (24 anos) instalado em 1985 na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, município de Eldorado do Sul, situado nas coordenadas geográficas 30° 05' 27" Sul e 51° 40' 18" Oeste, região fisiográfica da Depressão Central do RS.

A área experimental apresenta clima subtropical úmido, Cfa segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 19,4 °C, variando entre 9 e 25 °C entre o mês mais frio e o mês mais quente do ano, respectivamente (Bergamaschi et al., 2003). A precipitação média é de 1.440 mm, com curtos períodos de déficit hídrico no verão. O relevo da área é ondulado com altitude de 46 m. O solo é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico típico conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006).

O experimento segue um delineamento de blocos casualizados com parcelas subdivididas (Figura 1). Nas parcelas principais são distribuídos três sistemas de preparo de solo (PC: preparo convencional; PD: plantio direto e PR: preparo reduzido) e nas subparcelas os sistemas de culturas [A/M – aveia (*Avena strigosa* (Schreb)/Milho (*Zea mays* (L.)), V/M – ervilhaca (*Vigna sativa* (L.)/milho, AV/MC – aveia+ervilhaca/milho+caupi (*Vigna Unguiculata* (L.) (Walp)]. A adubação nitrogenada, na forma de uréia, na cultura do milho nas doses de 0 (zero; 0N) e 180 (180N) kg N ha<sup>-1</sup> são aplicadas em faixas nos blocos.

### 6.3.2 Tratamentos avaliados

As emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> foram avaliadas durante a safra 2009/10 nos tratamentos relacionados a seguir:

- Preparo convencional; aveia/milho (PC A/M)
- Preparo convencional; ervilhaca/milho (PC V/M)
- Plantio direto; aveia/milho (PD A/M)

- Plantio direto; ervilhaca/milho (PD V/M)

As culturas de cobertura (aveia e ervilhaca) foram implantadas em maio, dessecadas em setembro e manejadas com rolo-faca. Nos tratamentos sob PC, o preparo de solo foi realizado 10 dias após o manejo das culturas de cobertura e constituiu-se de uma aração e duas gradagens. O milho foi semeado 81 dias após o manejo das coberturas do solo em todos os tratamentos (PC e PD) e a colheita foi realizada em abril de 2010.

A adubação de base foi realizada concomitantemente à semeadura do milho, aplicando-se 20, 50 e 50 kg ha<sup>-1</sup> de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O incorporados na linha de semeadura em todos os tratamentos. Durante o ciclo da cultura do milho foi efetuada uma irrigação complementar por aspersão.

Em cada parcela experimental foi demarcada uma área de 2 m<sup>2</sup>, denominada microparcela onde foram colocadas as câmaras para medição de GEE.

### **6.3.3 Amostragem e análise de gases**

A amostragem de ar para determinação de GEE do solo foi realizada no período de outubro de 2009 a outubro de 2010, iniciando 14 dias após o manejo das plantas de cobertura. Foram realizadas 27 avaliações que ocorreram aos 14, 18, 21, 24, 28, 31, 34, 42, 52, 59, 73, 80, 87, 117, 131, 145, 159, 178, 199, 255, 262, 283, 304, 318, 340, 358 e 381 dias após o manejo das culturas de coberturas de solo.

A coleta das amostras de ar foi realizada utilizando câmaras estáticas. As câmaras foram compostas de uma base de metal retangular (40 cm x 80 cm) inserida no solo a 5 cm de profundidade, permanecendo nas subparcelas durante todo o período de avaliação para evitar perturbações no solo. O interior da base foi mantido sem plantas em desenvolvimento. A parte exposta na superfície do solo possui uma canaleta na qual foi inserida uma tampa retangular, com medidas de largura e comprimento iguais às da base (Figura 2). No momento da coleta, realizou-se o isolamento entre a atmosfera interna e externa da câmara pela colocação de água no canal localizado na parte superior da base e sobre o qual foi apoiada a câmara. Foi instalada uma

câmara em cada subparcela, sendo avaliadas três repetições do tratamento a campo.

As amostras de gás foram coletadas sempre no intervalo entre as 9 e 10 horas da manhã por ser este horário representativo da média diária da emissão de N<sub>2</sub>O do solo (Jantalia et al., 2008). Para referenciar a concentração dos gases no tempo zero de coleta, foram coletadas amostras de ar da atmosfera. As coletas foram realizadas aos 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. Imediatamente anterior às coletas, o ar no interior da câmara foi homogeneizado pelo acionamento de ventilador interno durante trinta segundos, e a temperatura interna monitorada com termômetro digital. As amostras armazenadas nas seringas foram acondicionadas em caixas de isopor contendo gelo em gel para resfriamento as quais foram seladas e transportadas para o Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Departamento do Solos da UFRGS.

As análises dos gases foram realizadas em equipamento Shimadzu GC 2014 modelo “Greenhouse”, equipado com detector de captura de elétrons (ECD) a 325°C, e colunas empacotadas em temperatura de 70°C, utilizando-se o N<sub>2</sub> como gás de arraste a um fluxo de 26 mL min<sup>-1</sup>, temperatura do injetor de 250°C. O equipamento é provido por um metanador que transforma o CO<sub>2</sub> em CH<sub>4</sub>, o qual é quantificado em detector de ionização de chama (FID) trabalhando a uma temperatura de 250°C. Os fluxos dos gases foram calculados pela equação:

$$F(\text{gás}) = d[\text{gás}]/dt \times PM \times P \times V / R \times T$$

Onde:

d[gás]/dt é a mudança na quantidade do gás dentro da câmara no intervalo de tempo (L min<sup>-1</sup>);

PM é o peso molecular do gás;

V e T são o volume (L) e temperatura interna (°K) da câmara;

P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm;

R é a constante universal dos gases (L.atm.K<sup>-1</sup>.mol<sup>-1</sup>).

A variação da concentração dos gases no tempo foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. As emissões médias diárias

de GEE foram obtidas pelo valor médio das três câmaras instaladas em cada tratamento e a emissão anual foi obtida pela integração da área sob a curva.

#### **6.3.4 Variáveis de solo e meteorológicas**

Simultaneamente às coletas das amostras de ar foram monitoradas a temperatura do solo (0,05 m), a umidade gravimétrica, os teores de  $\text{NH}_4^+$  e de  $\text{NO}_3^-$  e de COD na camada de 0-0,10 m. Amostras compostas de solo foram obtidas a partir da mistura de três sub-amostras coletadas aleatoriamente dentro da microparcela utilizando trado calador.

A temperatura foi avaliada por geotermômetros e a umidade do solo calculada pela secagem de uma subamostra de solo em estufa a 105°C por 48 horas. O  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  foram extraídos de amostra de solo com solução de KCl 1,0 mol L<sup>-1</sup>, determinados por destilação de arraste de vapor em equipamento semi-micro Kjeldhal e titulação com solução ácida (Tedesco et al., 1995). O COD foi extraído por agitação horizontal da suspensão de 5 g de solo seco e 50 mL de água destilada (1:10) por 10 horas (Chantigny, 2003) e a concentração de C na solução foi determinada por combustão seca em analisador Shimadzu TOC-V CSH.

A atividade microbiana foi avaliada pela quantificação do fluxo de  $\text{CO}_2$  do solo (Baggs et al., 2003), determinado a partir da análise da concentração do gás nas mesmas amostras de ar em que foram analisados o  $\text{N}_2\text{O}$  e o  $\text{CH}_4$ .

A partir dos valores de densidade do solo e de umidade gravimétrica foi calculada a percentagem de PPA pela equação 1 (Estudo I).

A temperatura média do ar e a precipitação foram continuamente monitoradas pela Estação Meteorológica Automática do Departamento de Plantas Forrageiras e Meteorologia (UFRGS) (Figura 14).

#### **6.3.1 Potencial de aquecimento global dos sistemas de manejo**

O PAG foi calculado a partir das emissões anuais de  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  em cada tratamento avaliado. As emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  foram determinadas diretamente por cromatografia gasosa, e as emissões de  $\text{CO}_2$  foram calculadas

considerando a taxa de retenção de C do solo, estimada a partir da diferença entre os estoques de C no solo determinados em 2003 (Zanatta, 2006) na camada de 0-0,30 m (IPCC, 2006) e o estoque de C do solo no início do experimento em 1985 ( $\Delta C_{\text{solo}}$ ).

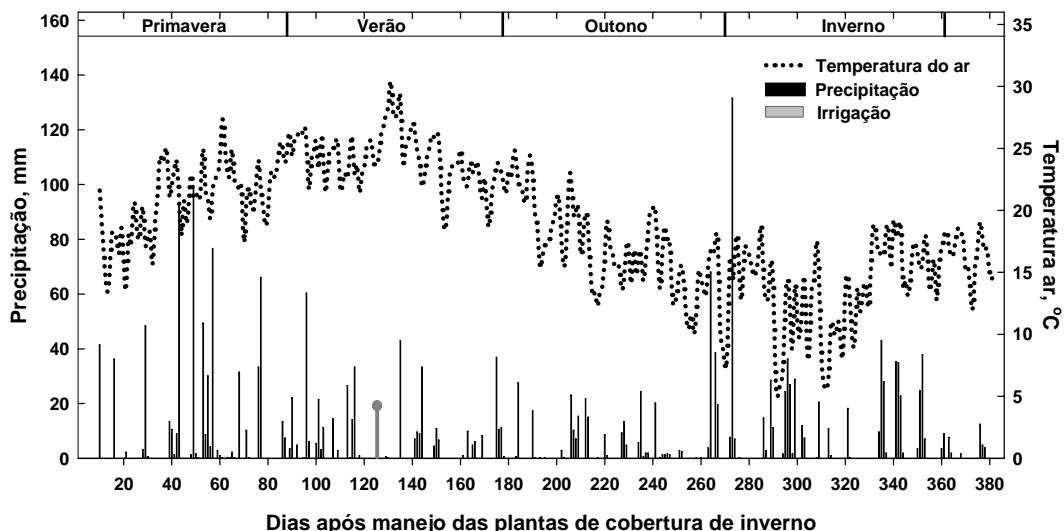


Figura 14. Precipitação pluviométrica, temperatura média do ar e apontamento da irrigação complementar realizada no período avaliado após o manejo das plantas de cobertura de inverno.

As emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  foram convertidas para quantidades equivalentes de  $C-CO_2$ . Para isso, considerou-se o potencial de aquecimento global das moléculas de  $N_2O$  e do  $CH_4$ , que é 298 e 25 vezes maior do que de uma molécula de  $CO_2$  (IPCC, 2007).

Na equação do PAG:

$$\text{PAG (kg C-CO}_2 \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}) = (\Delta C_{\text{solo}}) + (N_2O \times 81,27) + (CH_4 \times 6,82) + \text{custos C-CO}_2,$$

os fatores de conversão de 81,27  $[298/(44/12)]$  para  $N_2O$  e 6,82  $[25/(44/12)]$  para  $CH_4$ , são referentes à conversão das emissões anuais dos respectivos gases para quantidades anuais equivalentes de  $C-CO_2$ .

No cálculo do PAG foram considerados também os custos das atividades agrícolas e dos insumos utilizados em cada sistema de manejo, expressos em quantidade equivalente de  $C-CO_2$  (Tabela 2), baseados em levantamento apresentado em Lal (2004b). O PAG relativo de cada sistema foi

calculado em relação ao sistema PC A/M, considerado como referência do manejo do solo tradicional na região.

Tabela 2. Estimativa dos custos em carbono equivalente (C-CO<sub>2</sub>) das operações e insumos agrícolas. Adaptado de Lal (2004b).

Prática de manejo/insumo	Quantidade consumida	kg C-CO <sub>2</sub> /un.insumo	Custos C-CO <sub>2</sub> eq
Operação agrícola	Diesel, L ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
Aração	17,5	0,80	14,00
Gradagem	7,4 (x2)	0,80	11,84
Semeadura PC	3,2	0,80	2,56
Semeadura PD	3,8	0,80	3,04
<b>Irrigação</b>			
Bombeamento	24 cm ano <sup>-1</sup>	128,9	10,31
Instalação	-	6,74	6,74
<b>Fertilizante</b>			
	Fertilizante, kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>		
N	20	1,30	26,00
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	50	0,20	10,00
K <sub>2</sub> O	50	0,15	7,50
CaCO <sub>3</sub>	167	0,16	26,66
<b>Defensivos agrícolas</b>			
	Ing. ativo, kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>		
Herbicida	6,3	1,80	11,34
Aplicação	-	-	1,4
Colheita milho	-	-	10,00
<b>TOTAL</b>			<b>PC= 138</b>
			<b>PD= 113</b>

Um índice de sustentabilidade foi calculado como a razão entre o PAG (kg C-CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>) e rendimento de grãos do milho (Mg ha<sup>-1</sup>), que indica a IGEE de um sistema de produção agrícola (Mosier et al., 2006; Gomes, 2006). No cálculo, considerou-se o rendimento médio de grãos de milho obtido a partir de dados de todo o período experimental.

### 6.3.2 Análise estatística

O efeito dos sistemas de manejo sobre os fluxos diários de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> do solo foram avaliados por meio da análise descritiva dos dados pelo uso do erro padrão da média. As emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>, e o PAG dos

sistemas avaliados foram submetidas à análise da variância e a diferença entre médias foi avaliada pelo teste DMS ao nível de 5 %. A relação entre as emissões de N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> e as variáveis do solo foi avaliada pela significância do coeficiente de determinação (r<sup>2</sup>) dos modelos de regressão linear e polinomial.

## 6.4 Resultados e discussão

### 6.4.1 Emissões de N<sub>2</sub>O

As emissões de N<sub>2</sub>O no período anual avaliado (381 dias) variaram de -0,7±5,4 a 579,7±197,6 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (Figura 15), valores similares aos obtidos em solos de regiões temperadas (~0 a 700 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> Baggs et al., 2003; Dusenbury et al., 2008; Jarecki et al., 2009; Ussiri et al., 2009). A magnitude das emissões de N<sub>2</sub>O neste estudo foram superiores às reportadas no Brasil (~0 a 357 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; Passionato et al., 2003; Giacomini et al., 2006; Metay et al., 2007; Jantalia et al., 2008; Gomes et al., 2009; Zanatta, 2009) apesar de terem sido verificados picos de emissão em sistemas com leguminosas (670 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, Escobar et al., 2010).

As emissões diárias de N<sub>2</sub>O foram maiores no período de 131 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno, representando de 72 a 94% da emissão acumulada anual (Figura 15). Os picos de emissão de N<sub>2</sub>O, apesar de terem sido registrados somente no período pós-manejo, contribuíram significativamente para a emissão acumulada anual nos tratamentos avaliados (Kessavalou et al., 1998b; Gomes et al., 2009).

O período pós-manejo, considerado o de maiores perdas de N<sub>2</sub>O, apresentou a emissão máxima aos 42 dias após o manejo das coberturas (Figura 15). No decorrer do período avaliado verificou-se uma diminuição gradual da emissão de N<sub>2</sub>O (Figura 15), apresentando valores baixos depois do período pós-manejo, quando provavelmente a fração lábil dos resíduos já tinha sido decomposta.



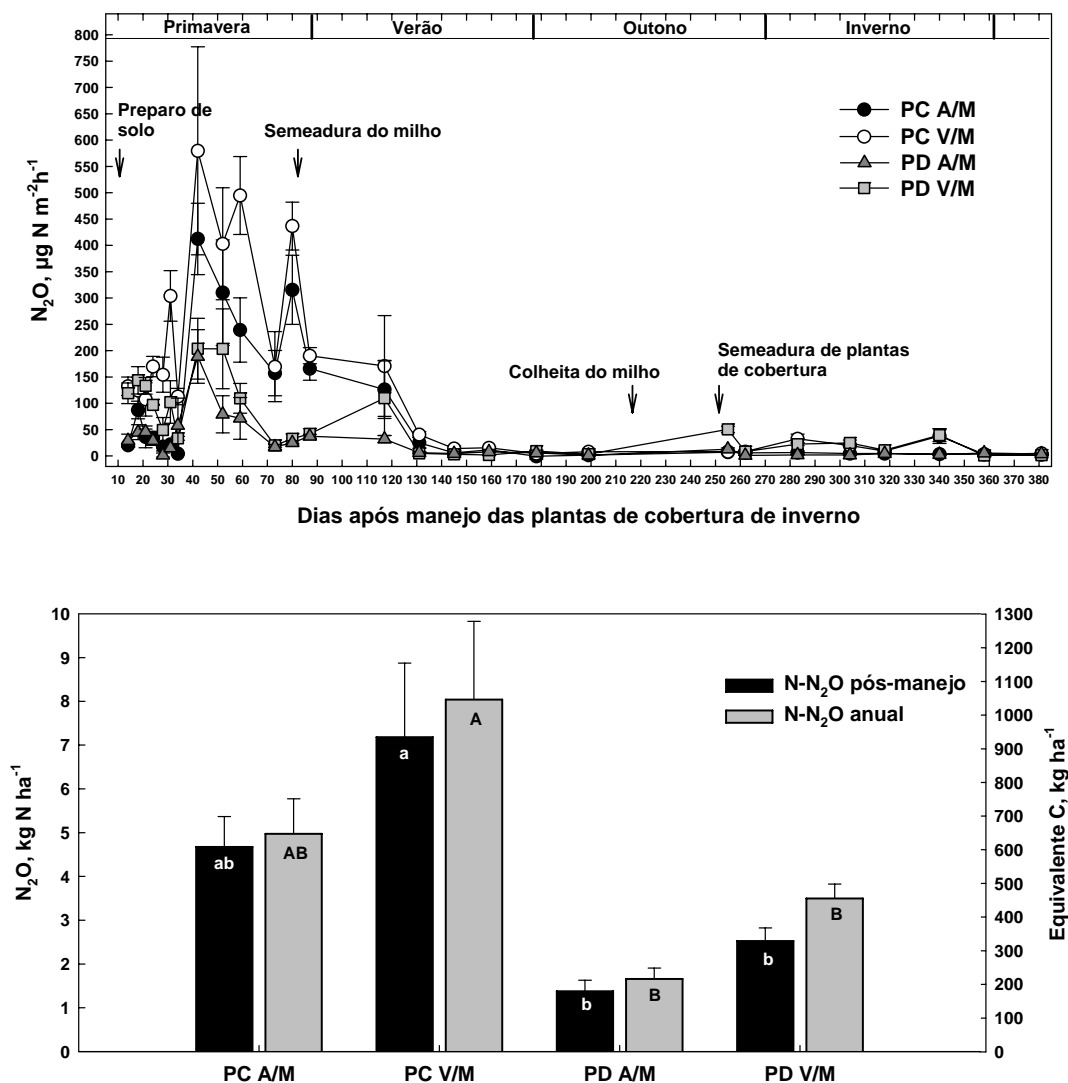


Figura 15. Emissão diária e acumulada de óxido nitroso ( $N_2O$ ) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno. As barras verticais representam o erro padrão da média. \*Médias seguidas da mesma letra, dentro do mesmo período, não diferem entre si pelo teste DMS, ao nível de significância de 5%.

Depois do período pós-manejo, as emissões médias de  $N_2O$  de todos os tratamentos avaliados diminuíram de  $127,47 \pm 32 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$  (dia 14 a 131) a  $9,39 \pm 3 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$  (dia 132 a 381), atingindo o nível de base e apresentando pouca variação até o final das avaliações (Figura 15). Neste período as emissões de  $N_2O$  tenderam a ser maiores nos sistemas que incluíram vicia como cobertura do solo (Figura 15). Em termos anuais, as

menores emissões de  $N_2O$  foram obtidas nos tratamentos sob PD, principalmente com resíduos de aveia (Figura 15).

A composição da população microbiana exerce um controle dominante sobre as emissões de  $N_2O$  e permanece relativamente constante ao longo do tempo, enquanto que as interações entre as variáveis ambientais como o teor de  $NO_3^-$ , temperatura, PPA, C disponível controlam a magnitude dessas emissões (Bedard-Haughn et al., 2006). A razão para o período de baixas emissões a partir de 131 dias depois do manejo das plantas de cobertura, pode ser atribuída à ausência de substratos ricos em N para a nitrificação e desnitrificação (Dusenbury et al., 2008), que acompanhada da diminuição da atividade biológica (Figura 16) sugere aos resíduos das plantas de cobertura como importante fonte nitrogenada para as emissões de  $N_2O$  durante o período pós-manejo (Almaraz et al., 2009).

Os sistemas que incluem vicia como plantas de cobertura mantiveram emissões baixas durante a fase de crescimento da leguminosa (outono/inverno – Figura 15) e não apresentaram diferenças com os sistemas com cobertura de aveia, sugerindo taxas mínimas de produção de  $N_2O$  durante a FBN (Dusenbury et al., 2008). O N proveniente da fixação biológica por leguminosas está geralmente menos disponível para os processos de nitrificação e desnitrificação no período de crescimento da leguminosa. Isso ocorre porque as bactérias fixam o  $N_2$  do ar para o íon  $NH_4^+$  que é utilizado pela cultura de leguminosas para formar proteínas (Snyder et al., 2009), representando fonte significativa de emissão de  $N_2O$  só após seu manejo, quando os resíduos são adicionados ao solo e decompostos (Rochette & Janzen, 2005).

Parkin & Kaspar (2006) reportaram maiores emissões de  $N_2O$  em solos plantados com milho do que aqueles plantados com soja, provavelmente como consequência da maior disponibilidade de N do fertilizante mineral. Por outro lado, Rochette et al. (2004) observaram emissões de  $N_2O$  geralmente menores a partir de uma cultura não leguminosa sem fertilização nitrogenada quando comparada a uma cultura de leguminosa em crescimento.

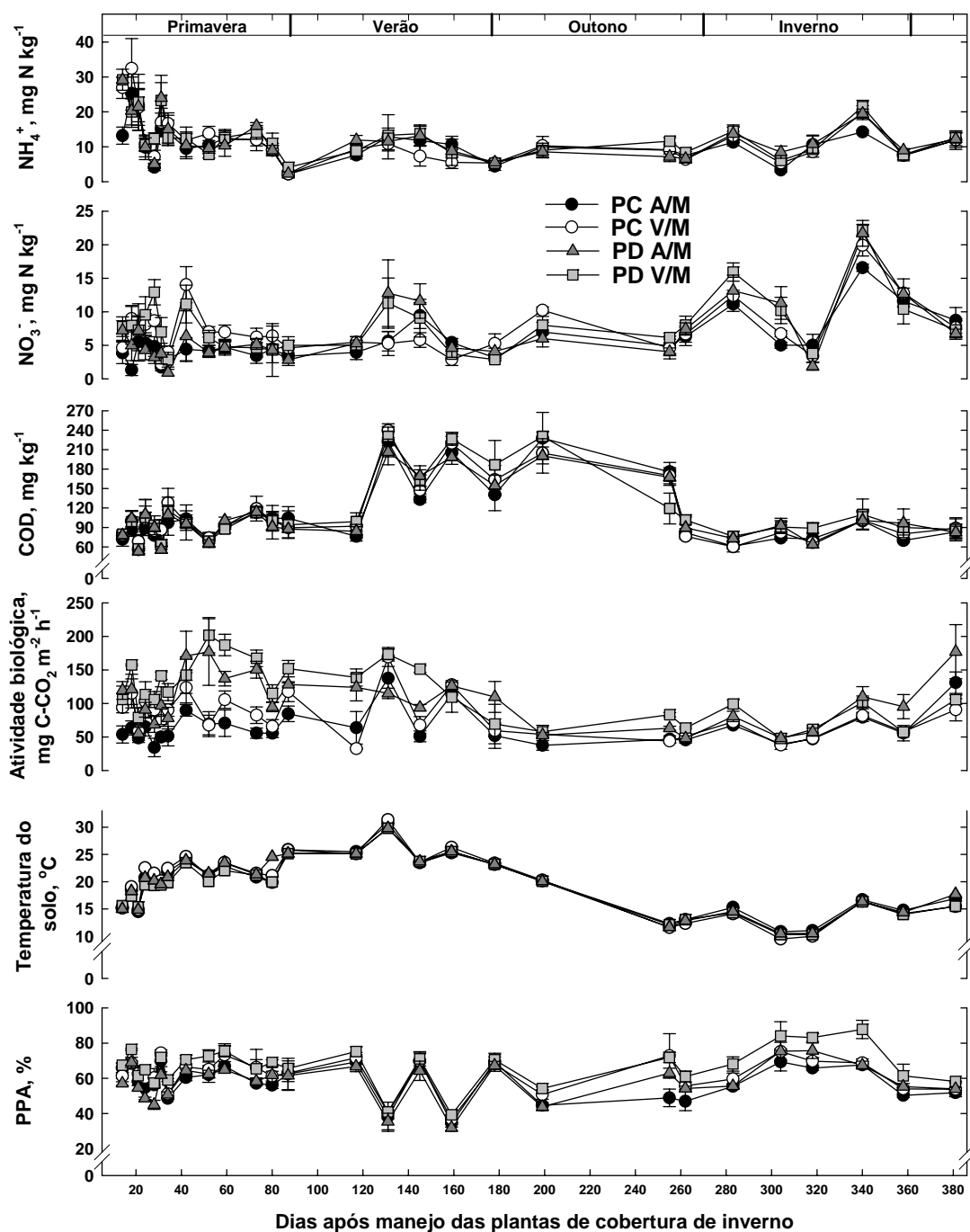


Figura 16. Teores de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , carbono orgânico dissolvido (COD), atividade biológica (C-CO<sub>2</sub>), temperatura do solo e porosidade preenchida por água (PPA) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno. As barras verticais representam o erro padrão da média.

### 6.4.2 Variáveis controladoras das emissões de N<sub>2</sub>O

As emissões diárias de N<sub>2</sub>O posteriores as do período pós-manejo apresentaram relação positiva com os teores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e PPA (Figura 17), sugerindo a atuação dos processos de nitrificação e desnitrificação na produção de N<sub>2</sub>O. Ao longo da safra avaliada, a maior parte do N<sub>2</sub>O provavelmente foi produzida via nitrificação, sendo que nos períodos de alta precipitação o processo dominante seria a desnitrificação, responsável pelos maiores picos de emissão (FAO-IFA, 2004). Apesar de que as emissões de N<sub>2</sub>O diminuíram nas estações do outono e inverno (Figura 15), quando as temperaturas do ar e do solo foram menores (Figuras 14 e 16), não houve relação significativa entre estas variáveis.

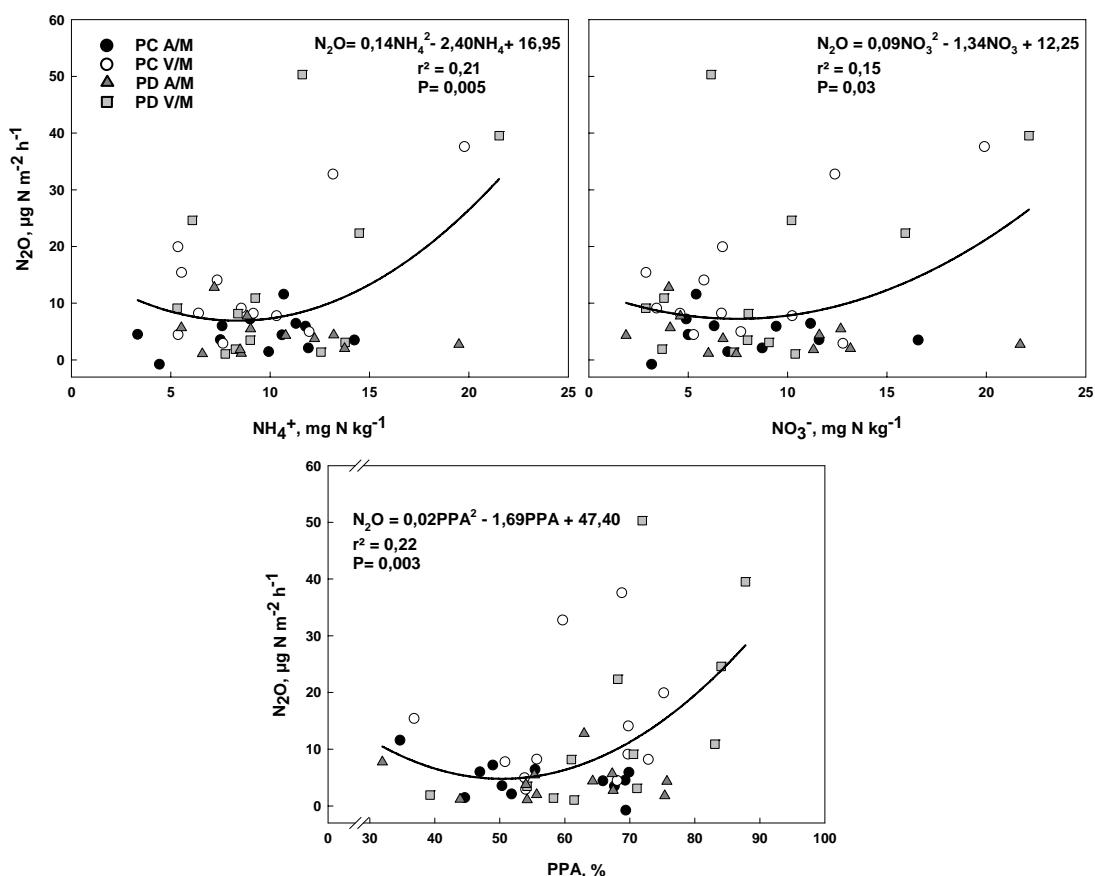


Figura 17. Relação entre as emissões diárias de N<sub>2</sub>O no período posterior ao pós-manejo (dia 132 a 381) e o teor de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, e porosidade do solo preenchida por água (PPA) em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho).

O estoque de N do solo explicou 78% das variações nas emissões acumuladas de  $N_2O$  posteriores ao período pós-manejo (131 dias) (Figura 18). O uso prolongado de leguminosas em sistemas de cultura é uma estratégia eficiente de aumento do estoque de N total (Amado et al, 2001; Weber & Mielniczuk, 2009) e, conseqüentemente, da disponibilidade de N do solo que por sua vez comanda as emissões de  $N_2O$  (Gomes et al., 2009).

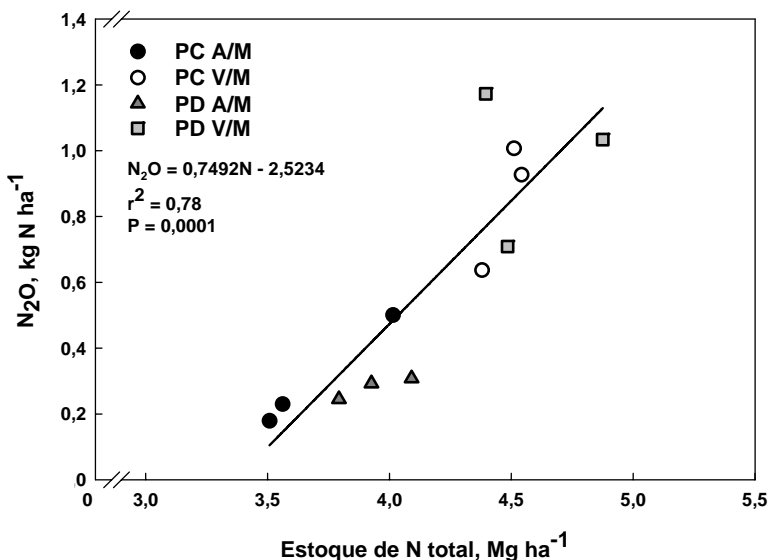


Figura 18. Relação entre as emissões acumuladas de  $N_2O$  no período posterior ao pós-manejo (dia 132 a 381) e os estoques de N total do solo (0-0,3 m) em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho). Dados de N obtidos em Zanatta (2006).

A relação positiva entre o estoque de N e as emissões de  $N_2O$  sugere que os sistemas que incluem leguminosa na sucessão terão um aumento nas emissões de  $N_2O$  até que o conteúdo de N no solo se estabilize. As maiores emissões de  $N_2O$  nos sistemas que incluem vicia provavelmente estão relacionadas ao aumento na disponibilidade de N, sugerindo que o sistema está se aproximando ao estado de equilíbrio, como simulado para PD pelo modelo DAYCENT (Del Grosso et al., 2002). No entanto, Six et al. (2004) verificaram que solos sob PD de longa duração (>10 anos) diminuem as emissões de  $N_2O$  em relação ao PC. Esse efeito é atribuído à melhoria na estrutura do solo que aumenta a agregação e aeração, em resposta ao acúmulo de MO.

Por outro lado, as menores emissões de  $N_2O$  no sistema A/M sob PC e PD sugerem baixas taxas de mineralização do N do solo nestes tratamentos (Dusenbury et al., 2008) e constatam que a imobilização microbiana de N quando da adição de resíduos de alta relação C/N diminui o potencial de produção de  $N_2O$  pelos processos de desnitrificação e nitrificação (Toma & Hatano, 2007; Delgado et al., 2010).

Os resultados sugerem que a curto prazo o preparo do solo teve uma influencia maior que o sistema de culturas nas emissões de  $N_2O$  após o manejo das plantas de cobertura de inverno (Figura 15). Já a longo prazo, o sistema de culturas, por meio da qualidade dos resíduos vegetais adicionados, e portanto, do acúmulo de N no solo, foi fator preponderante em relação ao preparo do solo para determinar as emissões de  $N_2O$  (Figura 18).

#### **6.4.3 Emissões de $CH_4$**

Os fluxos de  $CH_4$  variaram entre influxo de  $-32,87 \pm 3 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$  e efluxo de  $100,77 \pm 54 \mu g C-CH_4 m^{-2} h^{-1}$  (Figura 19). Os fluxos de  $CH_4$  foram afetados no curto prazo pelo sistema de preparo do solo e o comportamento do fluxo foi diferenciado no período pós-manejo e no restante das avaliações (Figura 19).

Considerando o período anual, o solo nos diferentes tratamentos apresentou absorção de  $CH_4$  (Figura 19). Maior absorção de  $CH_4$  acumulada foi registrada nos tratamentos sob PD (Figura 19) quando comparados com o PC, ressaltando o potencial dos solos agrícolas em sistemas conservacionistas de manejo de atuar como um pequeno dreno de  $CH_4$ . Kessavalou et al. (1998a), Ball et al. (1999a) e Robertson et al. (2000) encontraram pequenos aumentos no consumo de  $CH_4$  em PD. Uma maior continuidade dos poros e a presença de nichos ecológicos para bactérias metanotróficas em solos sob PD favorecem a oxidação de  $CH_4$  em relação aos solos sob PC (Hütsch, 1998; Ussiri et al., 2009). No entanto, Chan & Parkin (2001) e Mosier et al. (2006) não observaram maior oxidação de  $CH_4$  em solos sob PD em comparação a solos sob PC.

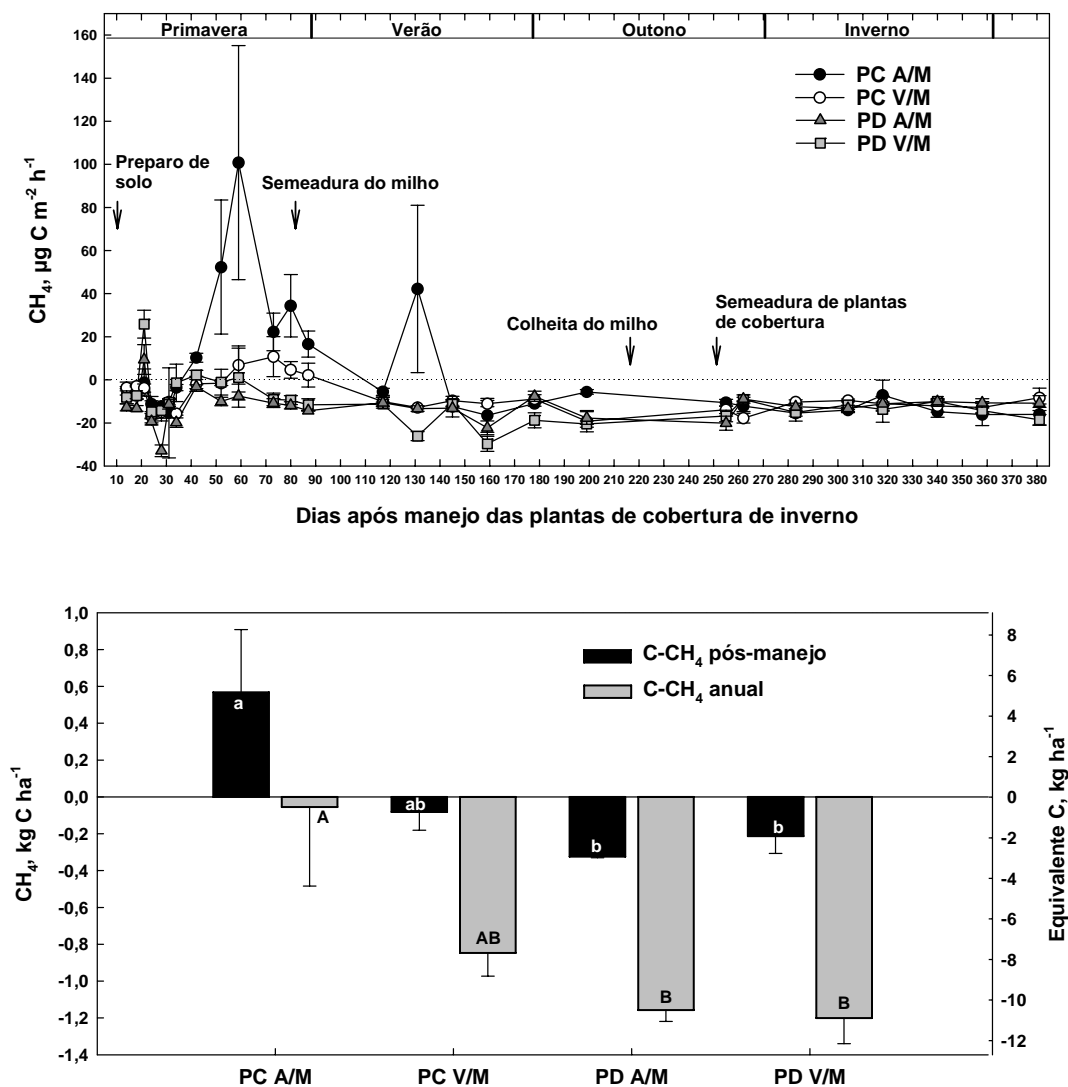


Figura 19. Fluxo diário e acumulado de metano (CH<sub>4</sub>) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho) após o manejo das plantas de cobertura de inverno. As barras verticais representam o erro padrão da média. \*Médias seguidas da mesma letra, dentro do mesmo período, não diferem entre si pelo teste DMS, ao nível de significância de 5%.

No período de 131 dias após o manejo das plantas de cobertura, os fluxos de CH<sub>4</sub> foram maiores, os sistemas sob PC apresentaram fluxos positivos (Figura 19) que foram ainda maiores no tratamento A/M. As emissões de CH<sub>4</sub> obtidas no solo sob PC são provavelmente decorrentes do intenso

revolvimento (Kessavalou et al., 1998a) apesar que alguns autores tenham evidenciado maiores emissões sob PD devido principalmente à ausência de revolvimento do solo, maior umidade e maior cobertura do solo com resíduos de culturas que favorecem a condição de anaerobiose (Jacinthe & Lal, 2004; 2005; Omonode et al, 2007).

#### 6.4.4 Variáveis controladoras das emissões de CH<sub>4</sub>

A oxidação de CH<sub>4</sub> esteve relacionada negativamente com a PPA no período posterior ao pós-manejo (Figura 20), o que se deve, provavelmente, ao fato das condições anaeróbias no solo favorecem a metanogênese (Stams & Plugge, 2010). Por outro lado, neste período, a oxidação de CH<sub>4</sub> esteve relacionada positivamente com o conteúdo de COD do solo (Figura 20), sugerindo a utilização desta fonte de C por parte das bactérias metanotróficas. Alguns estudos têm reportado a importância da disponibilidade de C para os microrganismos metanotróficos, que se beneficiam e podem até depender de fontes adicionais de C além do CH<sub>4</sub> (Jensen et al., 1998; West & Schmidt, 1999).

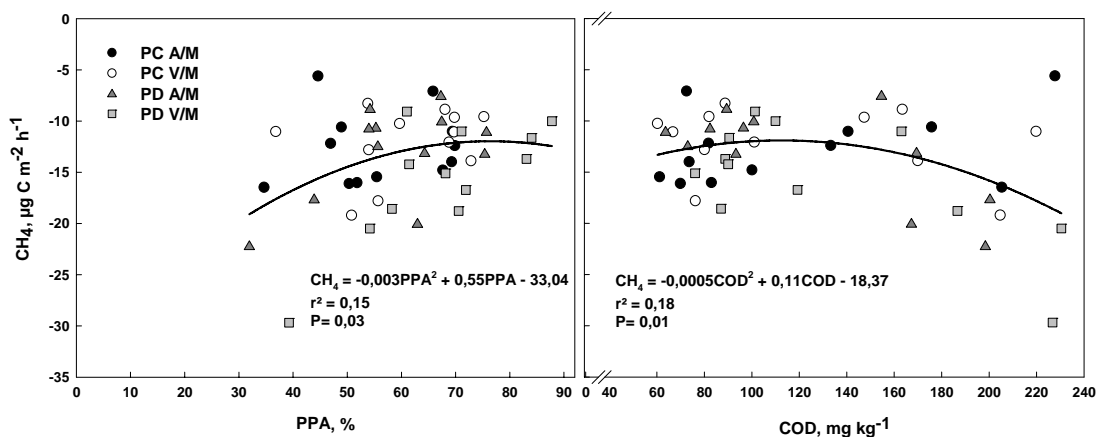


Figura 20. Relação entre o fluxo diário de CH<sub>4</sub> e a porosidade do solo preenchida por água (PPA) e o conteúdo de carbono orgânico dissolvido (COD) no período posterior ao pós-manejo (dia 132 a 381) em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho).



Em termos anuais, o aumento na oxidação de  $\text{CH}_4$  apresentou relação positiva com o teor de  $\text{NH}_4^+$ , do solo (Figura 21). Apesar de vários estudos terem apontado ao íon  $\text{NH}_4^+$  como inibidor da oxidação do  $\text{CH}_4$  no solo (Mosier et al., 1991; Majumdar & Mitra, 2004; Zanatta et al., 2010), outros trabalhos sugerem o estímulo do crescimento e atividade de bactérias metanotróficas a partir do  $\text{NH}_4^+$  (Bodelier et al., 2000a; 2000b; Krüger et al., 2003).

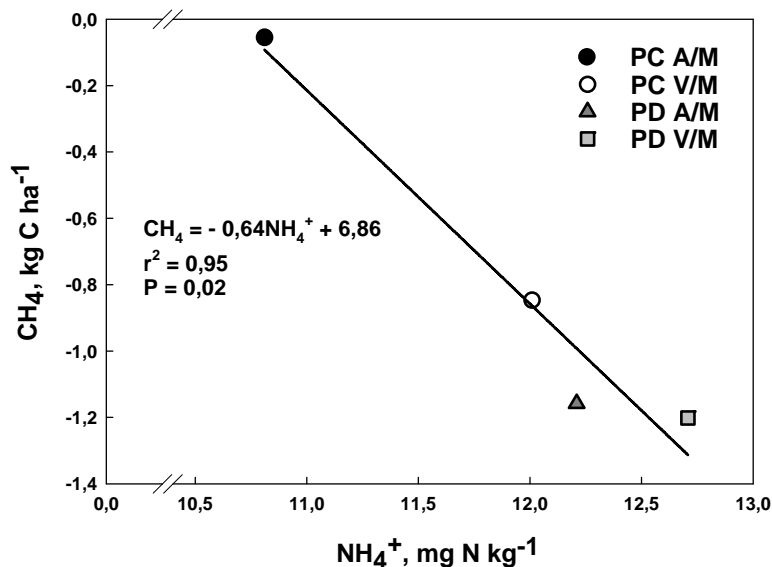


Figura 21. Relação entre a oxidação acumulada de  $\text{CH}_4$  e o teor médio de  $\text{NH}_4^+$  no período de 381 dias em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho).

#### 6.4.5 Potencial de aquecimento global de sistemas de manejo de solo

As emissões líquidas de  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  constituíram o PAG dos sistemas de manejo do solo (Mosier et al., 2006; Shrestha et al., 2009). Os custos energéticos das práticas agrícolas que também emitem GEE à atmosfera (Lal, 2004b) foram incluídos na estimativa do PAG (Mosier et al., 2005). As diferenças nos custos energéticos entre os tratamentos avaliados foram inerentes às operações de preparo do solo, representando 138 e 113 kg C- $\text{CO}_2$   $\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  para PC e PD (Tabela 2).

A taxa média anual de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo variou de emissão líquida para a atmosfera de 309±49 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> a retenção líquida de -176 ±100 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no solo (Figura 22).

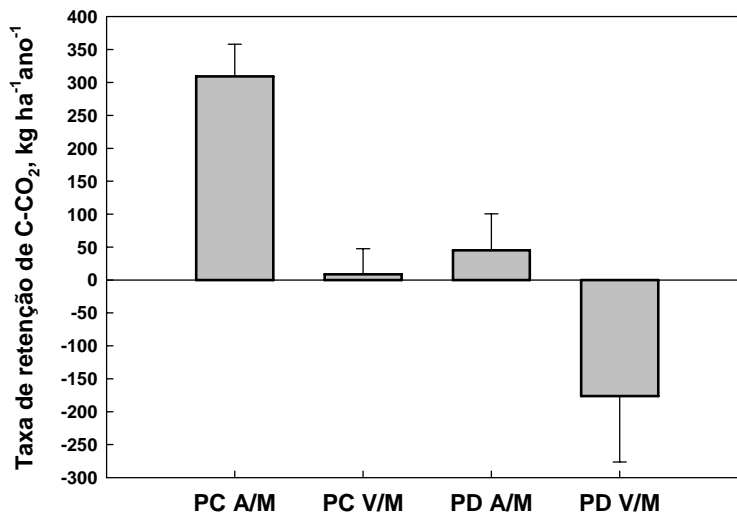


Figura 22. Taxas de retenção de Carbono de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho). As barras verticais representam o erro padrão da média. Dados de C obtidos em Zanatta (2006).

Durante a safra 2009/10, os sistemas de manejo avaliados atuaram como fonte de GEE para a atmosfera, como evidenciado pelo PAG positivo (Figura 23). Os tratamentos sob PC apresentaram em média PAG 3 vezes maior do que os tratamentos sob PD.

As altas emissões de N<sub>2</sub>O aumentaram o PAG enquanto os fluxos de CH<sub>4</sub> tiveram pouco efeito (Figura 15 e 19), como reportado na literatura (Robertson et al., 2000; Elder & Lal, 2008). A taxa de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo sob PD com vicia como cultura de cobertura de inverno representou fonte mitigadora do aquecimento global (Figura 22). No entanto, devido à magnitude das emissões de N<sub>2</sub>O no sistema, particularmente no período pós-manejo, esse efeito não foi compensado e o PAG foi positivo (Figura 15 e 23).

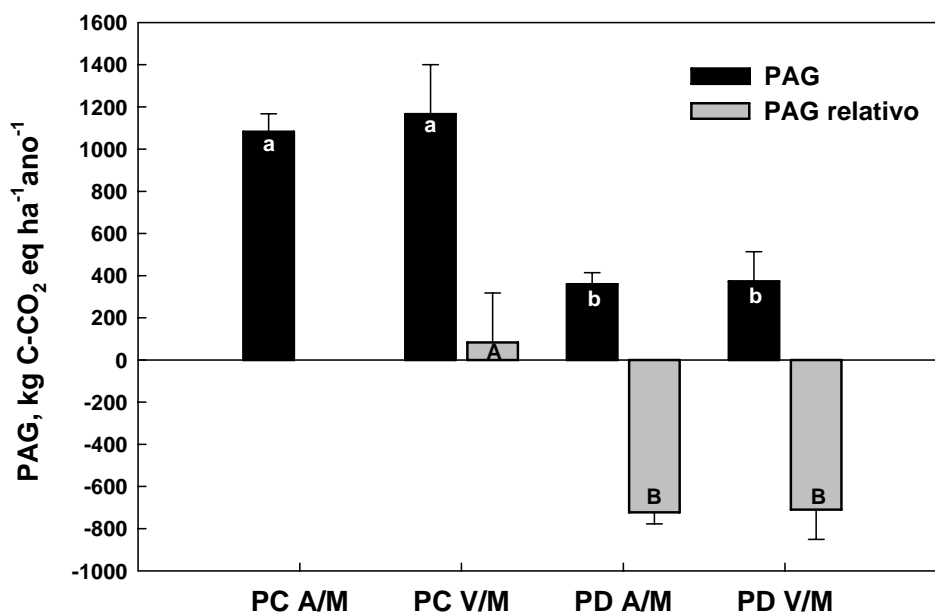


Figura 23. Potencial de aquecimento global (PAG) de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho). As barras verticais representam o erro padrão da média. \*Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste DMS, ao nível de significância de 5%.

Em uma situação em que o período pós-manejo não apresente altas perdas de N<sub>2</sub>O como verificado neste estudo (Figura 15), é de se esperar que a taxa de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo comande o efeito do manejo do solo no PAG, especialmente em solos sob PD que incluem leguminosas na sucessão de culturas (Gomes, 2006). O papel importante que desempenha a taxa de retenção de C-CO<sub>2</sub> no solo, resultando em sumidouros de PAG, também tem sido reportado para solos de regiões temperadas sob PD (Robertson et al., 2000; Mosier et al., 2005; 2006). Sistemas conservacionistas de manejo de solo que incluem leguminosas na sucessão de culturas apresentam alto potencial para diminuir o aquecimento global em termos de seqüestro de C (Figura 22), porém se faz necessário incluir estratégias de mitigação das emissões de N<sub>2</sub>O.

Estudos conduzidos no sul do Brasil indicam que o uso do PD associado a leguminosas como plantas de cobertura não afeta significativamente as emissões de N<sub>2</sub>O do solo ao ponto de anular os benefícios do seqüestro de C,

quando comparado ao sistema tradicional de trigo e soja sob PC (Jantalia et al., 2008).

Cabe ressaltar a influência da magnitude das emissões de  $N_2O$  durante o período pós-manejo 2009/10 no PAG. Na safra avaliada esse período caracterizou-se por apresentar altas emissões, considerando as condições climáticas (freqüentes chuvas) e o conseqüente atraso na semeadura de milho, não é conveniente extrapolar os níveis de emissões obtidas neste período em particular. Considerando um cenário onde a semeadura do milho seja feita logo após o manejo das plantas de cobertura, as emissões de  $N_2O$  seriam reduzidas (como observado no período pós-manejo da safra 2010/11-Estudo I), diminuindo por sua vez o PAG dos sistemas agrícolas. Desta forma seria melhor evidenciado o benefício da adoção do sistema PD com inclusão de leguminosas na mitigação das emissões de GEE (Gomes, 2006).

O tratamento PD A/M comportou-se como fonte de PAG (Figura 23) por ser um sistema sem adição de N, o que ocasiona baixos níveis de produção de biomassa (Mosier et al., 2006; Zanatta et al., 2007).

No tratamento PC A/M, sistema com baixa adição de resíduos, a diminuição nos estoques de C e, portanto o aumento nas emissões de C- $CO_2$  contribuiu significativamente no aumento do PAG (Figura 22 e 23). Ao considerar este sistema como referência, verifica-se o efeito do manejo do solo no PAG (Figura 23). Em comparação ao PC A/M, sistema tradicionalmente utilizado na região, os demais sistemas de manejo apresentaram valores de PAG relativo de  $84 \pm 234$  a  $-722 \pm 55$  kg C- $CO_2$   $ha^{-1}$   $ano^{-1}$ , sendo os menores valores verificados nos sistemas que envolveram o uso do PD, o que aponta aos sistemas conservacionistas de manejo do solo como tendo grande potencial na mitigação do aquecimento global.

#### **6.4.6 Intensidade das emissões de gases de efeito estufa**

Os valores da IGEE variaram entre 90 e 442 kg C- $CO_2$ eq  $Mg^{-1}$  grãos para os diferentes sistemas de manejo (Tabela 3). Os sistemas sob PD apresentaram em média metade da IGEE do que os sistemas sob PC, no entanto, foi verificado o efeito benéfico da inclusão da leguminosa como

cobertura de inverno na sustentabilidade da produção agrícola com práticas convencionais. O PC A/M, tratamento com baixa adição de resíduos, apresentou alta IGEE indicando a baixa sustentabilidade do sistema que além de apresentar baixos rendimentos, é uma fonte potencial de emissão de GEE.

Tabela 3. Rendimento médio de grãos de milho, potencial de aquecimento global (PAG) e intensidade das emissões de gases de efeito estufa (IGEE) em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho).

Tratamento	Rendimento	PAG	IGEE
	Mg ha <sup>-1</sup>	kg C-CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	kg C-CO <sub>2</sub> eq Mg <sup>-1</sup> grãos
PC A/M	2,45	1082	442±35
PC V/M	4,45	1166	262±53
PD A/M	2,10	359	171±26
PD V/M	4,12	372	90±34

IGEE = PAG/rendimento de grãos de milho

Os menores valores de IGEE obtidos nos sistemas sob PD (Tabela 3) reforçam o potencial desses sistemas como dreno de GEE principalmente quando associados a culturas leguminosas, permitindo identificá-los como sistemas de manejo de solo com características de alta produtividade e menor impacto ambiental.

## 6.5 Conclusões

As emissões de óxido nitroso foram maiores no período de 131 dias após o manejo das culturas de cobertura de inverno em comparação ao período posterior. No período pós-manejo, o preparo do solo promoveu aumentos nas emissões de óxido nitroso. No período posterior ao pós-manejo, o efeito dos sistemas de culturas no estoque de nitrogênio do solo comandou as emissões de óxido nitroso.

As emissões diárias de óxido nitroso posteriores ao período pós-manejo apresentaram relação positiva com o teor de nitrato, amônio e porosidade preenchida por água, sugerindo a nitrificação e a desnitrificação como processos responsáveis pelas emissões.

Solos sob plantio direto apresentaram maior absorção de metano do que solos sob preparo convencional. No período posterior ao pós-manejo, a oxidação de metano apresentou relação negativa com porosidade preenchida por água e relação positiva com o conteúdo de carbono orgânico dissolvido do solo.

Os sistemas sob plantio direto apresentaram potencial de aquecimento global bem inferior aos sistemas sob preparo convencional, sugerindo o plantio direto como um sistema capaz de mitigar as emissões de gases de efeito estufa e reduzir o aquecimento global.

Sistemas conservacionistas de manejo de solo que incluem leguminosas na sucessão de culturas apresentam alto potencial para diminuir o aquecimento global em termos de seqüestro de carbono, porém se faz necessário incluir estratégias de mitigação das emissões de óxido nitroso.

Os resultados indicam que o plantio direto apresenta alto potencial de mitigação das emissões de gases de efeito estufa em nível regional, representando um avanço na identificação de sistemas de manejo de solo com

características de alta produtividade e de preservação ambiental, contribuindo assim para a produção sustentável da cultura do milho.

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A contribuição significativa do setor agropecuário às emissões de GEE indica que a pesquisa deve direcionar seu foco à identificação de estratégias mitigadoras das emissões de GEE. Neste estudo foi verificada a influência de fatores ambientais, especificamente que a frequência e volume das precipitações aumentaram as emissões de N<sub>2</sub>O do solo, principalmente em sistemas de preparo convencional.

No intuito de avançar no entendimento da produção e emissão de GEE na região, sugere-se investigações sistemáticas de longo prazo que avaliem os processos relacionados com emissões de GEE de solos agrícolas, que permitam identificar sistemas de manejo do solo com potencial mitigador das emissões de GEE:

- Avaliação de emissões de GEE ao longo do ano durante vários anos consecutivos e em diferentes regiões do Rio Grande do Sul.

- Coletas de GEE durante 24 horas em cada estação do ano, para ter uma estimativa da emissão média diária das diferentes regiões.

- Estudo em laboratório das variáveis controladoras das emissões de GEE, com ênfase à quantidade e qualidade do resíduo vegetal adicionado e PPA do solo.

- Estudos de micro, meso e macrofauna associada a cada sistema de manejo e sua relação com as emissões de GEE.

- Avaliação das emissões/produção de GEE em várias camadas do perfil do solo, monitorando variáveis edáficas e climáticas.



## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADVIENTO-BORBE, M.A.A. et al. Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. **Global Change Biology**, Oxford, v.13, n.9, p.1972-1988, 2007.

ADVIENTO-BORBE, M.A.A. et al. Soil greenhouse gas and ammonia emissions in long-term maize-based cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.74, n.5, p.1623-1634, 2010.

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. (Eds.) **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba, SP: International Plant Nutrition Institute (INPI), 2007. cap. 1, p.1-41.

ALLUVIONE, F.; HALVORSON, A.D.; DEL GROSSO, S.J. Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on carbon dioxide and methane fluxes from irrigated cropping systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.38, n.5, p.2023-2033, 2009.

ALLUVIONE, F. et al. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions following green manure and compost fertilization in corn. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.74, n.2, p.384-395, 2010.

ALMARAZ, J.J. et al. Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.104, n.1, p.134-139, 2009.

ALVES, B.J.R. et al. **A fixação biológica de nitrogênio não é uma fonte direta de N<sub>2</sub>O de solos agrícolas**. Seropédica: EMBRAPA, 2010. 4 p. (Comunicado Técnico, 125)

AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S.V. Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio em sistemas de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.1, p.179-189, 2000.

AMADO, T.J.C. et al. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, n.1, p.189-197, 2001.

AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; AITA, C. Recomendação de adubação nitrogenada para o milho no RS e SC adaptada ao uso de culturas de cobertura do solo, sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, n.1, p.241-248, 2002.

AULAKH, M.S.; KHERA, T.S.; DORAN, J.W. Mineralization and denitrification in upland, nearly saturated and flooded subtropical soil II. Effect of organic manures varying in N content and C:N ratio. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.31, n.2, p.168-174, 2000.

AZAM, F. et al. Nitrification and denitrification as sources of atmospheric nitrous oxide –role of oxidizable carbon and applied nitrogen. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.35, n.1, p.54-61, 2002.

BAGGS, E.M. et al. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.254, n.2, 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**, Amsterdam, v.90, n.1-2, p.69-76, 2006.

BAGGS, E.; PHILIPPOT, L. Microbial terrestrial pathways to nitrous oxide. In: SMITH, K.A. (Ed.) **Nitrous oxide and climate change**. Londres: Earthscan, 2010. p. 4-35.

BALL, B.C.; SCOTT, A.; PARKER, J.P. Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.53, n.1, p.29-39, 1999a.

BALL, B.C.; PARKER, J.P.; SCOTT, A. Soil and residue management effects on cropping and nitrous oxide fluxes under controlled traffic in Scotland 2. Nitrous oxide, soil N status and weather. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.52, n.3-4, p.191-201, 1999b.

BALL, B.C.; CRICHTON, I.; HORGAN, G.W. Dynamics of upward and downward N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to water-filled pore space, compaction and crop presence. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.101, n.1-2, p.20-30, 2008.

BARTON, L. et al. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: A review. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v.37, n.6, p.1073-1093, 1999.

BATEMAN, E.J.; BAGGS, E.M. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.41, n.6, p.379-388, 2005.

BAYER, C. et al. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.54, n.1-2, p.101-109, 2000.

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

BEDARD-HAUGHN, A.; MATSON, A.L.; PENNOCK, D.J. Land use effects on gross nitrogen mineralization, nitrification, and N<sub>2</sub>O emissions in ephemeral wetlands. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.38, n.12, p.3398-3406, 2006.

BERGAMASCHI, H. et al. **Clima da estação experimental da UFRGS (e região de abrangência)**. Porto Alegre: UFRGS, 2003. 78p.

BODELIER, P.L.E. et al. Stimulation by ammonium-based fertilisers of methane oxidation in soil around rice roots. **Nature**, London, v.403, n. 6768, p.421-424, 2000a.

BODELIER, P.L.E. et al. Effects of ammonium-based fertilisation on microbial processes involved in methane emission from soils planted with rice. **Biogeochemistry**, Heidelberg, v.51, n.3, p.225-257, 2000b.

BODELIER, P.L.E.; LAANBROEK, H.J. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. **FEMS Microbiology Ecology**, Oxford, v.47, n.3, p.265-277, 2004.

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

BOLINDER, M.A. et al. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea Mays* L.). **Plant and Soil**, Dordrecht, v.215, n.1, p.85-91, 1999.

BOLLMANN, A.; CONRAD, R. Influence of O<sub>2</sub> availability on NO and N<sub>2</sub>O release by nitrification and denitrification in soils. **Global Change Biology**, Oxford, v.4, n.4, p.387-396, 1998.

BOUWMAN, A.F.; STEHFEST, E.; VAN KESSEL, C. Nitrous oxide emissions from the nitrogen cycle in arable agriculture: Estimation and mitigation. In: SMITH, K.A. (Ed.) **Nitrous oxide and climate change**. London: Earthscan, 2010. p.85-106.

BREMNER, J.M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient cycling in agroecosystems**, Heidelberg, v.49, n.1, p.7-16, 1997.

CESCHIA, E. et al. Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v.139, n.3, p.363-383, 2010.

CHAN, A.S.K.; PARKIN, T.B. Methane oxidation and production activity in soils from natural and agricultural ecosystems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.30, n.6, p.1896-1903, 2001.

CHANTIGNY, M.H. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. **Geoderma**, Amsterdam, v.113, n.3-4, p.357-380, 2003.

CHIKOWO, R. et al. Mineral N dynamics, leaching and nitrous oxide losses under maize following two-year improved fallows on a sandy loam soil in Zimbabwe. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.259, n.1-2, p.315-330, 2004.

CHIVENGE, P.P. et al. Long-term impact of reduced tillage and residue management on soil carbon stabilization: Implications for conservation agriculture on contrasting soils. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.94, n.2, p.328-337, 2007.

CIAMPITTI, I.A; CIARLO, E.A; CONTI, M.E. Emisiones de óxido nitroso en un cultivo de soja [*Glycine max* (L.) Merrill]: efecto de la inoculación y de la fertilización nitrogenada. **Ciencia del suelo**, Buenos Aires, v.23, n.2, 2005.

COSTA, F.S. et al. Métodos para avaliação das emissões de gases de efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, n.2, p.693-700, 2006.

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

COUNCIL FOR AGRICULTURAL SCIENCE AND TECHNOLOGY (CAST) **Climate change and greenhouse gas mitigation: challenges and opportunities for agriculture**. CAST, Ames, IA, USA, 2004. 120p. (Task Force Report No. 141)

DALAL, R.C. et al. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v.41, n.2, p.165-195, 2003.

DE BONA, F.D. et al. Carbono orgânico no solo em sistemas irrigados por aspersão sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.5, p.911-920, 2006.

DEL GROSSO, S.J. et al. Simulated effects of tillage and timing of N fertilizer application on net greenhouse gas fluxes and N losses from agricultural soils in the Midwestern USA. In: VAN HAM et al. (Eds.) **Non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases**. Rotterdam: Millpress, 2002. p.23-29. (Proceedings of the Third International Symposium NCGG, Maastricht, Holanda, 2002)

DELGADO, J.A.; DEL GROSSO, S.J.; OGLE, S.M. <sup>15</sup>N isotopic crop residue cycling studies and modeling suggest that IPCC methodologies to assess residue contributions to N<sub>2</sub>O-N emissions should be reevaluated. **Nutrient cycling in agroecosystems**, Heidelberg, v.86, n.3, p.383-390, 2010.

DIEKOW, J. et al. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.81, n.1, p.87-95, 2005.

DIECKOW, J.; MEURER, E.J.; SALET, R.L. Nitrogen application timing and soil inorganic dynamics under no-till oat/maize sequential cropping. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.4, p.707-714, 2006.

DOBBIE, K.E.; SMITH, K.A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N<sub>2</sub>O emissions from an imperfectly drained gleysol. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.52, n.4, p.667-673, 2001.

DRURY, C.F. et al. Influence of crop rotation and aggregate size on carbon dioxide production and denitrification. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.79, n.1, p.87-100, 2004.

DUSENBURY, M.P. et al. Nitrous oxide emissions from a northern great plains soil as influenced by nitrogen management and cropping systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.37, n.2, p.542-550, 2008.

ELDER, J.W.; LAL, R. Tillage effects on gaseous emissions from an intensively farmed organic soil in North Central Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.98, n.1, p.45-55, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2<sup>a</sup> ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-Solos, 2006. 306p.

EAGLE, A.J. et al. **Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States: a synthesis of the literature**. 2<sup>nd</sup> ed. Durham: Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, 2011. 72p.

ESCOBAR, L.F. et al. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical Oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, n.2, p.507-516, 2010.

ESTAVILLO, J.M. et al. Short term effect of ploughing a permanent pasture on N<sub>2</sub>O production from nitrification and denitrification. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.239, n.2, p.253-265, 2002.

FAO-IFA. **Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH<sub>3</sub>, NO y N<sub>2</sub>O provenientes de las tierras agrícolas**. Roma: FAO, 2004. 110p.

FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soils. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D.S. (Eds.) **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: Wiley, 1989. p.7-21.

FRANZLUEBBERS, A.J. Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.83, n.1, p. 120-147, 2005.

GARCIA-MONTIEL, D. et al. Relationship between N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from the Amazon Basin. **Geophysical Research Letters**, Washington, v.29, n.6, p.14.1-14.3, 2002.

GIACOMINI, S.J. et al. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.11, p.1653-1661, 2006.

GOMES, J. **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) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

GOMES, J. et al. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crop-based crop rotations under subtropical climate. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.106, n.1, p.36-44, 2009.

GRANDY, A.S.; ROBERTSON, G.P. Initial cultivation of a temperate-region soil immediately accelerates aggregate turnover and CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes. **Global change biology**, Oxford, v.12, n.8, p.1507-1520, 2006.

GRANDY, A.S. et al. Long-term trends in nitrous oxide emissions, soil nitrogen, and crop yields of till and no-till cropping systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.35, n.4, p.1487-1495, 2006.

GREGORICH, E.G. et al. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.83, n.1, p.53-72, 2005.

GREGORICH, E.G. et al. Tillage-induced environmental conditions in soil and substrate limitation determine biogenic gas production. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.38, n.9, p.2614-2628, 2006.

HAILE-MARIAM, S.; COLLINS, H.P.; HIGGINS, S.S. Greenhouse gas fluxes from an irrigated sweet corn (*Zea mays* L.)-potato (*Solanum tuberosum* L.) rotation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.37, n.3, p.759-771, 2008.

HALVORSON, A.D.; DEL GROSSO, S.J.; REULE, C.A. Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on nitrous oxide emissions from irrigated cropping systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.37, n.4, p.1337-1344, 2008.

HERNANDEZ-RAMIREZ, G. et al. Greenhouse gas fluxes in an eastern corn belt soil: weather, nitrogen source, and rotation. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.38, n.3, p.841-854, 2009.

HELLEBRAND, H.J.; KERN, J.; SCHOLZ, V. Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on sandy soils. **Atmospheric Environment**, Kidlington, v.37, n.12, p.1635-1644, 2003.

HERZOG, T.; BAUMERT, K.; PERSHING, J. **Target: intensity** - an analysis of greenhouse gas intensity targets. Washington, D.C.: World Resources Institute. 2006. 29 p. Disponível em: <[http://pdf.wri.org/target\\_intensity.pdf](http://pdf.wri.org/target_intensity.pdf)>. Acesso em: 19 jun. 2011.

HOUGHTON, J. Global warming. **Reports on Progress in Physics**, Bristol, v.68, n.6, p.1343-1403, 2005.

HUANG, Y. et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.36, n.6, p.973-981, 2004.

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 and Biochemistry**, Amsterdam, v. 25, n.10, p.1307-1315, 1993.

HÜTSCH, B.W. Tillage and land use effects on methane oxidation rates and their vertical profiles in soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.27, n.3, p. 284-292, 1998.

HÜTSCH, B.W. Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production - invited paper. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v.14, n.4, p.237-260, 2001.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climatic change 2001: the scientific basis**. Disponível em: <[http://www.grida.no/publications/other/ipcc\\_tar/](http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/)>. Acesso em: 20 jun. 2011.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Carbon dioxide capture and storage**. 2005. Disponível em: <<http://www.ipcc-wg3.de/publications/special-reports/special-report-on-carbon-dioxide-capture-and-storage>>. Acesso em: 20 jun. 2011.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>>. Acesso em: 12 out. 2009.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2007: the physical science basis**. Disponível em: <[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/ar4/wg1/en/ch2.html](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2.html)>. Acesso em: 20 fev. 2010.

JACINTHE, P.A.; LAL, R. Labile carbon and methane uptake as affected by tillage intensity in a Mollisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.80, n.1-2, p.35-45, 2005.

JACINTHE, P.A.; LAL, R. Effects of soil cover and land-use on the relations flux-concentration of trace gases. **Soil Science**, Hagerstown, v.169, n.4, p.243-259, 2004.

JACKSON, L.E. et al. Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality. **Geoderma**, Amsterdam, v.114, n. 3-4, p.305-317, 2003.

JANTALIA, C.P. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Heidelberg, v.82, n.2, p.161- 73, 2008.

JARECKI, M.K. et al. Cover crop effects on nitrous oxide emission from a manure-treated Mollisol. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v.134, n.1-2, p.29-35, 2009.

JENSEN, S.; PRIEME, A.; BAKKEN, L. Methanol improves methane uptake in starved methanotrophic microorganisms. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v.64, n.3, p.1143-1146, 1998.

JOHNSON, J.M.F.; ARCHER, D.; BARBOUR, N. Greenhouse Gas Emission from Contrasting Management Scenarios in the Northern Corn Belt. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.74, n.2, p.396-406, 2010.

KALLENBACH, C.M.; ROLSTON, D.E.; HORWATH, W.R. Cover cropping affects soil N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions differently depending on type of irrigation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v.137, n.3-4, p.251-260, 2010.

KESSAVALOU, A. et al. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, n.5, p.1094-1104, 1998a.

KESSAVALOU, A. et al. Greenhouse gas fluxes following tillage and wetting in a wheat-fallow cropping system. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, n.5, p.1105–1116, 1998b.

KRISTENSEN, H.L.; MCCARTY, G.W.; MEISINGER, J.J. Effects of soil structure disturbance on mineralization of organic soil nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.64, n.1, p.371-378, 2000.

KRISTENSEN, H.L., DEBOSZ, K., MCCARTY, G.W. Short-term effects of tillage on mineralization of nitrogen and carbon in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.35, n.7, p.979-986, 2003.

KRÜGER, M.; FRENZEL, P. Effects of N-fertilisation on CH<sub>4</sub> oxidation and production, and consequences for CH<sub>4</sub> emissions from microcosms and rice fields. **Global change biology**, Oxford, v.9, n.5, p.773-784, 2003.

LA SCALA, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G.T. Short-term soil CO<sub>2</sub> emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.91, n.1-2, p.244-248, 2006.

LAL, R.; KIMBLE, J.; STEWART, B.A. World soils as a source or sink for radiatively-active gases. In: LAL, R. et.al.(Eds.) **Soil management and**



**greenhouse effect:** advances in soil science. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. p.1-7.

LAL, R.; FOLLETT, R.F.; KIMBLE, J.M. Achieving soil carbon sequestration in the United States: A challenge to the policy makers. **Soil Science**, Hagerstown, v.168, n.12, p.827-845, 2003.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v.123, n.1-2, p.1-22, 2004a.

LAL, R. Carbon emission from farm operations. **Environment International**, Oxford, v.30, n.7, p.981-990, 2004b.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v.37, n.1, p.25-50, 2001.

LEE, J. et al. Tillage and field scale controls on greenhouse gas emissions. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.35, n.3, p.714-725, 2006.

LINN, D.M.; DORAN, J.W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.48, n.4, p.1267-1272, 1984.

LIEBIG, M.A. et al. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.83, n.1, p.25-52, 2005.

LIU, X.J. et al. The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes from a clay loam soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.280, n.1-2, p.177-188, 2006.

LIU, X.J. et al. Dinitrogen and N<sub>2</sub>O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.39, n.9, p.2362-2370, 2007.

LOVATO, T. et al. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, n.1, p.175-187, 2004.

LUPWAYI, N.Z.; KENNEDY, A.C. Grain legumes in northern Great Plains: Impacts on selected biological soil processes. **Agronomy Journal**, Madison, v.99, n.6, 2007.

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**, Berlin, v.39, n.3, p.140-145, 2004.

METAY, A. et al. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiania (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v.141, n.1-2, p.78-88, 2007.

MILLER, M.N. et al. Crop residue influence on denitrification, N<sub>2</sub>O emissions and denitrifier community abundance in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.40, n.10, p.2553-2562, 2008.

Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT). **Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa**: informações gerais e valores preliminares. 2009. Disponível em: <[http://www.oc.org.br/cms/arquivos/inventa%C2%A1rio\\_emissa%C2%B5es\\_gee-valores\\_preliminares-25-11-2009.pdf](http://www.oc.org.br/cms/arquivos/inventa%C2%A1rio_emissa%C2%B5es_gee-valores_preliminares-25-11-2009.pdf)>. Acesso em 21 jul. 2011.

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

MOSIER, A. et al. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, London, v.350, n.6316, p.330-332, 1991.

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

MOSIER, A. et al. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, Heidelberg, v.6, n.1-2, p.11-49, 2004.

MOSIER, A.R. et al. Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. **Nutrient cycling in agroecosystems**, Heidelberg, v.72, n.1, p.67-76, 2005.

MOSIER, A.R. et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in Northeastern Colorado. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.35, n.4, p.1584-1598, 2006.

MOSQUERA, J. et al. **Precise soil management as a tool to reduce CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils**. Report 28. Wageningen, 2007. 42 p. Disponível em: <<http://www.asg.wur.nl/NR/rdonlyres/F81D8745-6596-4296-A292-8553950E2B98/40310/28.pdf>>. Acesso em 15 jan. 2010.

NYBERG, G. et al. Short-term patterns of carbon and nitrogen mineralization in a fallow field amended with green manures from agroforestry trees. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.36, n.1, p.18-25, 2002.

OMONODE, R.A. et al. Soil carbon dioxide and methane fluxes from long-term tillage systems in continuous corn and corn-soybean rotations. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.95, n.1-2, p.182-195, 2007.

OMONODE, R.A. et al. Soil nitrous oxide emissions in corn following three decades of tillage and rotation treatments. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.75, n.1, p.152-163, 2011.

OORTS, K. et al. Determinants of annual fluxes of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in long-term no-tillage and conventional tillage systems in northern France. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.95, n.1-2, p.133-148, 2007.

PAPPA, V.A. et al. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an arable rotation resulting from the presence of an intercrop. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v.141, n.1-2, p.153-161, 2011.

PARKIN, T.B.; KASPAR, T.C. Nitrous oxide emissions from corn-soybean systems in the Midwest. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.35, n.4, p.1496-1506, 2006.

PASSIANOTO, C.C. et al. Emissions of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.38, n.4, p.200-208, 2003.

PAVEI, M.A. **Decomposição de resíduos culturais e emissão de gases do efeito estufa em sistemas de manejo do solo em Ponta Grossa (PR)**. 2005. 116 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

PILLAR, V. Multivariate exploratory analysis and randomization testing with MULTIV. **Coenoses**, Gorizia, v.12, n.1-2, p.145-148, 1997.

PINTO, M. et al. Increased emissions of nitric oxide and nitrous oxide following tillage of a perennial pasture. **Nutrient cycling in agroecosystems**, Heidelberg, v.70, n.1, p.13-22, 2004.

REAY, D.; SMITH, P.; VAN AMSTEL, A. Methane sources and the global methane budget. In: REAY, D. et al. (Eds.) **Methane and climate change**. London: Earthscan, 2010. p.1-13.

REICOSKY, D.C.; ARCHER, D.W. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.94, n.1, p.109-121, 2007.

ROCHETTE, P. et al. Emissions of N<sub>2</sub>O from alfalfa and soybean crops in eastern Canada. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.68, n.2, p.493-506, 2004.

ROCHETTE, P.; JANZEN, H.H. Towards a revised coefficient for estimating N<sub>2</sub>O emissions from legumes. **Nutrient cycling in agroecosystems**, Heidelberg, v.73, n.2-3, p.171-179, 2005.

ROCHETTE, P. et al. Nitrous oxide emissions respond differently to no-till in a loam and a heavy clay soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.72, n.5, p.1363-1369, 2008.

ROBERTSON, G.P., PAUL, E.A., HARWOOD, R.R. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. **Science**, Washington, v.289, n.5486, p.1922-1925, 2000.

ROBERTSON, G.P.; GRACE, P.R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Environment, Development and Sustainability**, Heidelberg, v.6, n.1-2, p. 51-63, 2004.

SAINJU, U.M.; SINGH, B.P.; YAFFA, S. Soil organic matter and tomato yield following tillage, cover cropping and nitrogen fertilization. **Agronomy Journal**, Madison, v.94, n.3, p.594-602, 2002.

SAINJU, U.M.; JABRO, J.D.; STEVENS, W.B. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.37, n.1, p.98-106, 2008.

SARKODIE-ADDO, J.; LEE, H.C.; BAGGS, E.M. Nitrous oxide emissions after application of inorganic fertilizer and incorporation of green manure residues. **Soil Use and Management**, Oxford, v.19, n.4, p.331-339, 2003.

SEY, B.K. et al. Carbon dioxide and nitrous oxide content in soils under corn and soybean. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.72, n. 4, p.931-938, 2008.

SHRESTHA, R.K.; LAL, R.; PENROSE, C. Greenhouse gas emissions and global warming potential of reclaimed forest and grassland soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.38, n.2, p.426-436, 2009.

SINGH, S.; GHOSHAL, N.; SINGH, K.P. Synchronizing nitrogen availability through application of organic inputs of varying resource quality in a tropical dryland agroecosystem. **Applied soil ecology**, Kidlington, v.36, n.2-3, p.164-175, 2007.

SIQUEIRA NETO, M. **Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes usos no Cerrado em Rio Verde (GO)**. 2006. 159f. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SIQUEIRA NETO, M. et al. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). II - Emissões de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, n.4, p.1023-1029, 2009a.

SIQUEIRA NETO, M. et al. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). I - Sequestro de carbono no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, n.4, p.1013-1022, 2009b.

SIX, J. et al. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. **Global Change Biology**, Oxford, v.10, n.2, p.155-160, 2004.

SMITH, K.A. et al. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.54, n.4, p.779-791, 2003.

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

SMITH, K.A. et al. The global nitrous oxide budget: A reassessment. In: SMITH, K.A. (Ed.) **Nitrous oxide and climate change**. London: Earthscan, 2010. p.63-84.

SNYDER, C.S. et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effect. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v.133, n.3-4, p.247-266, 2009.

STAMS, A.J.M.; PLUGGE, C.M. The microbiology of methanogenesis. In: REAY, D. et al. (Eds.) **Methane and climate change**. London: Earthscan, 2010. p.14-26.

SUWANWAREE, P.; ROBERTSON, G.P. Methane oxidation in forest, successional, and no-till agricultural ecosystems: effects of nitrogen and soil disturbance. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.69, n.6, p.1722-1729, 2005.

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

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

USSIRI, D.A.N; LAL, R.; JARECKI, M.K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.104, n.2, p.247-255, 2009.

VARGAS, L.K.; SELBACH, P.A.; SÁ, E.L.S. Imobilização de nitrogênio em solo cultivado com milho em sucessão à aveia preta nos sistemas plantio direto e convencional. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.1, p.76-83, 2005.

VELDKAMP, E.; WEITZ, A.M.; KELLER, M. Management effects on methane fluxes in humid tropical pasture soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.33, n.11, p.1493-1499, 2001.

VIEIRA, F.C.B. et al. Long-term acidification of a Brazilian Acrisol as affected by no till cropping systems and nitrogen fertiliser. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v.46, n.1, p.17-26, 2008.

VINTEN, A.J.A. et al. 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**, Cambridge, v.139, n.3, p.231-243, 2002.

WEBER, M.A.; MIELNICZUK, J. Estoque e disponibilidade de nitrogênio no solo em experimento de longa duração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, n.2, p.429-437, 2009.

WEST, A.E.; SCHMIDT, S.K. Acetate stimulates atmospheric CH<sub>4</sub> oxidation by an alpine tundra soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.31, n.12, p.1649-1655, 1999.

WILSON, H.M.; AL-KAISI, M.M. Crop rotation and nitrogen fertilization effect on soil CO<sub>2</sub> emissions in central Iowa. **Applied soil ecology**, Kidlington, v.39, n.3, p.264-270, 2008.

XU, X.; TIAN, H.; HUI, D. Convergence in the relationship of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O exchanges between soil and atmosphere within terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, Oxford, v.14, n.7, p.1651-1660, 2008.

YANG, L.; CAI, Z. The effect of growing soybean (*Glycine max.* L.) on N<sub>2</sub>O emission from soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.37, n.6, p.1205-1209, 2005.

ZANATTA, J.A. **Estoque e labilidade do carbono em frações da matéria orgânica de um Argissolo afetados por sistemas de manejo de solo**. 2006. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

ZANATTA, J.A. et al. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.94, n.2, p.510-519, 2007.

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

ZANATTA, J.A. et al. Nitrous oxide and methane fluxes in Southern Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, n.5, p.1653-1665, 2010.

## 9. APÊNDICES

Apêndice 1. Emissões de N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho).

Tratamento	Data	Dias após manejo	N-N <sub>2</sub> O				C-CH <sub>4</sub>				C-CO <sub>2</sub>			
			Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média	Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média	Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média
		safr	-----				-----				-----			
			µg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>								mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>			
	09/10/09	14	23,03	24,07	13,82	20,31	-9,63	0,65	-3,14	-4,04	64,83	28,27	67,95	53,68
	13/10/09	18	120,48	69,94	71,40	87,27	-10,94	-4,86	-5,97	-7,26	83,32	59,12	47,75	63,39
	16/10/09	21	77,59	17,15	13,75	36,16	10,66	-3,43	-10,85	-1,21	54,09	34,92	56,06	48,36
	19/10/09	24	54,38	38,08	8,31	33,59	-13,34	-16,03	-4,35	-11,24	88,08	41,52	64,94	64,85
	23/10/09	28	29,85	19,77	2,76	17,46	-9,60	-15,37	-11,68	-12,22	48,38	47,68	6,65	34,24
	26/10/09	31	28,45	14,04	23,50	21,99	-56,74	1,13	9,71	-15,30	42,53	48,95	57,76	49,75
	29/10/09	34	8,44	2,10	2,36	4,30	-3,82	-0,89	-5,99	-3,57	78,30	47,44	27,99	51,24
	06/11/09	42	405,62	298,38	532,76	412,25	8,01	8,44	14,42	10,29	95,71	72,44	100,62	89,59
	16/11/09	52	489,74	143,10	297,46	310,10	4,39	41,90	110,66	52,32	62,97	40,72	104,08	69,26
	23/11/09	59	335,39	125,95	256,41	239,25	29,47	65,49	207,37	100,77	58,76	43,79	108,99	70,51
	07/12/09	73	176,81	75,05	220,24	157,37	5,60	26,04	35,22	22,29	45,94	50,19	70,66	55,60
	14/12/09	80	443,36	225,38	277,85	315,53	5,83	53,10	44,27	34,40	58,76	43,03	64,62	55,47
	21/12/09	87	208,41	133,91	155,42	165,91	10,09	11,01	28,71	16,60	75,20	70,77	107,30	84,42
	20/01/10	117	156,58	203,13	19,07	126,26	-7,84	-2,47	-6,30	-5,54	111,44	47,48	32,06	63,66
	03/02/10	131	45,87	15,05	14,36	25,09	-30,11	53,63	102,97	42,16	188,99	107,41	115,70	137,37
	17/02/10	145	6,80	-2,03	13,03	5,93	-12,22	-12,09	-12,86	-12,39	60,97	35,01	56,64	50,87
	03/03/10	159	18,82	9,88	6,06	11,58	-30,89	-14,70	-3,80	-16,46	124,55	93,61	122,70	113,62
	22/03/10	178	9,75	-4,03	-7,95	-0,74	-9,44	-13,44	-10,13	-11,01	88,60	25,24	41,85	51,89
	12/04/10	199	5,81	-0,34	-1,08	1,46	-6,23	-3,46	-7,11	-5,60	50,05	25,00	37,01	37,35
	07/06/10	255	8,40	6,47	6,80	7,22	-7,88	-10,57	-13,30	-10,58	56,35	40,73	42,32	46,47
	14/06/10	262	6,34	3,33	8,39	6,02	-11,90	-16,56	-8,06	-12,17	44,31	53,75	38,29	45,45
	05/07/10	283	12,82	3,35	3,14	6,44	-8,62	-16,21	-21,50	-15,44	68,85	61,90	71,53	67,43
	26/07/10	304	4,62	3,27	5,69	4,53	-11,59	-14,76	-15,57	-13,97	39,36	36,13	42,48	39,33
	09/08/10	318	6,54	3,73	3,01	4,43	-10,92	6,44	-16,74	-7,08	46,06	49,43	44,98	46,82
	31/08/10	340	1,75	3,71	5,03	3,50	-19,74	-13,55	-11,06	-14,79	67,86	81,18	88,76	79,27
	18/09/10	358	3,42	2,90	4,37	3,57	-26,33	-10,31	-11,64	-16,09	35,34	74,77	56,72	55,61
	11/10/10	381	1,22	2,03	3,09	2,12	-22,50	-6,50	-19,02	-16,01	122,25	161,98	108,47	130,90

PC A/M



safra 2010/11

22/10/10	9	21,79	9,96	9,75	13,83	-15,88	-10,49	-1,97	-9,45	187,63	114,38	120,01	140,67
26/10/10	13	13,56	11,00	23,27	15,94	-19,89	-16,94	-11,99	-16,28	98,65	86,71	78,49	87,95
29/10/10	16	17,25	12,38	7,88	12,50	-4,89	-9,35	-10,71	-8,32	112,82	73,83	51,38	79,34
03/11/10	21	11,51	11,70	23,67	15,62	-26,82	-23,79	-15,17	-21,93	79,16	55,61	40,14	58,30
12/11/10	30	4,27	7,85	49,43	20,51	-15,25	-20,49	-12,25	-16,00	79,58	55,65	50,11	61,78
19/11/10	37	19,91	12,82	136,03	56,25	-19,25	-8,72	-11,95	-13,31	160,42	89,54	90,09	113,35
03/12/10	51	13,09	9,71	27,72	16,84	-23,73	-16,55	-7,10	-15,79	157,48	119,87	106,93	128,09
17/12/10	65	12,68	0,47	2,16	5,10	-27,59	-18,87	0,29	-15,39	162,22	69,30	153,30	128,27
05/01/11	84	12,68	4,47	11,52	9,56	-9,58	-5,70	-5,06	-6,78	269,12	206,10	240,97	238,73
18/01/11	97	3,82	1,73	-0,75	1,60	-4,46	4,04	-5,25	-1,89	146,87	144,93	124,58	138,79
09/02/11	119	-6,38	2,35	0,08	-1,32	-0,34	0,61	4,29	1,52	74,72	31,61	13,90	40,08
25/02/11	135	6,51	7,54	-1,92	4,04	3,01	-10,96	-10,91	-6,29	167,71	153,00	133,72	151,48

Apêndice 1. Continuação...

Tratamento	Data	Dias após manejo	N-N <sub>2</sub> O				C-CH <sub>4</sub>				C-CO <sub>2</sub>				
			Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média	Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média	Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média	
	safr	2009/10	-----				µg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	-----				----- mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> -----			
PC V/M	09/10/09	14	102,31	132,13	163,01	132,48	-3,19	-4,55	-3,07	-3,61	99,73	90,83	90,94	93,83	
	13/10/09	18	90,72	173,41	108,25	124,13	-2,53	-2,73	-3,54	-2,93	156,58	104,60	83,77	114,98	
	16/10/09	21	100,63	164,94	56,37	107,31	-0,81	-3,35	-7,30	-3,82	70,80	55,59	50,54	58,97	
	19/10/09	24	133,46	177,01	199,30	169,92	-14,50	-18,12	-18,05	-16,89	108,29	98,42	102,21	102,97	
	23/10/09	28	164,85	205,94	92,00	154,27	-16,20	-7,45	-21,41	-15,02	105,49	87,98	77,12	90,19	
	26/10/09	31	226,07	391,29	294,87	304,08	-12,53	-10,40	-7,94	-10,29	75,74	66,99	80,49	74,41	
	29/10/09	34	119,71	135,54	83,09	112,78	-14,64	-15,34	-17,07	-15,68	107,50	75,87	86,71	90,02	
	06/11/09	42	259,73	940,45	539,02	579,73	4,98	-3,92	-6,54	-1,83	93,54	167,79	108,96	123,43	
	16/11/09	52	236,71	601,03	371,47	403,07	-0,53	-0,58	-3,68	-1,60	96,56	56,05	50,24	67,62	
	23/11/09	59	347,98	586,21	550,14	494,78	22,08	7,28	-8,66	6,90	126,71	107,91	81,99	105,54	
	07/12/09	73	83,59	300,55	124,76	169,63	24,04	15,35	-7,12	10,76	96,88	92,58	57,83	82,43	
	14/12/09	80	356,59	514,07	439,31	436,65	7,14	9,77	-2,95	4,66	82,99	66,17	47,75	65,64	
	21/12/09	87	170,31	220,58	180,14	190,34	9,39	5,87	-8,61	2,22	109,77	146,26	96,84	117,62	
	20/01/10	117	84,12	362,07	66,23	170,80	-6,67	-9,52	-14,10	-10,10	32,76	33,50	30,80	32,35	
	03/02/10	131	40,52	50,16	30,88	40,52	-13,62	-12,01	-12,96	-12,86	187,37	141,37	178,69	169,14	
	17/02/10	145	9,47	23,69	9,15	14,10	-9,90	-9,14	-9,86	-9,63	90,76	47,44	64,64	67,61	
	03/03/10	159	19,80	13,71	12,78	15,43	-12,98	-8,16	-11,93	-11,02	126,55	123,17	133,77	127,83	
	22/03/10	178	5,78	1,90	5,75	4,48	-11,93	-9,39	-5,26	-8,86	62,09	41,80	74,48	59,46	
	12/04/10	199	13,12	7,66	2,61	7,79	-28,40	-11,54	-17,63	-19,19	56,37	46,44	58,24	53,68	
	07/06/10	255	5,63	11,80	7,21	8,21	-10,48	-16,27	-14,86	-13,87	50,52	40,91	40,21	43,88	
14/06/10	262	8,86	9,35	6,54	8,25	-13,27	-19,62	-20,45	-17,78	49,13	58,32	45,70	51,05		
05/07/10	283	16,15	37,43	44,71	32,76	-9,35	-9,18	-12,19	-10,24	75,84	72,15	69,37	72,45		
26/07/10	304	19,95	20,09	19,81	19,95	-8,53	-9,41	-10,77	-9,57	48,75	36,97	27,46	37,73		
09/08/10	318	5,55	8,88	12,97	9,13	-8,54	-6,75	-17,89	-11,06	53,15	43,50	47,04	47,90		
31/08/10	340	9,42	51,38	52,02	37,61	-17,43	-7,27	-11,45	-12,05	77,80	76,05	91,33	81,73		
18/09/10	358	-3,42	3,55	8,68	2,94	-17,89	-8,75	-11,76	-12,80	56,46	48,71	68,92	58,03		
11/10/10	381	7,17	4,69	3,10	4,99	-5,65	-2,22	-16,95	-8,27	76,47	71,26	123,66	90,47		

safra 2010/11

22/10/10	9	26,26	23,11	12,96	20,78	-28,40	-13,20	-6,88	-16,16	134,26	141,11	139,41	138,26
26/10/10	13	21,76	18,11	17,36	19,08	-15,58	-14,70	-17,93	-16,07	95,33	96,61	84,60	92,18
29/10/10	16	3,92	9,94	-0,67	4,40	-16,25	-12,11	-17,17	-15,18	49,70	63,38	36,95	50,01
03/11/10	21	0,27	9,52	4,20	4,66	-24,35	-16,49	-18,13	-19,66	41,51	52,15	41,76	45,14
12/11/10	30	5,60	3,49	9,03	6,04	-12,71	-13,08	-10,53	-12,10	53,58	51,48	48,05	51,04
19/11/10	37	13,82	15,62	18,17	15,87	-30,04	-13,65	-30,48	-24,72	100,92	97,86	87,49	95,43
03/12/10	51	10,66	17,75	20,63	16,35	-13,74	-8,15	-15,89	-12,60	130,00	85,33	108,84	108,06
17/12/10	65	7,40	-5,37	6,41	2,81	-7,18	-2,60	-30,49	-13,42	127,49	123,41	157,58	136,16
05/01/11	84	7,13	5,37	6,82	6,44	-13,55	5,25	-8,12	-5,47	246,19	212,10	254,88	237,72
18/01/11	97	6,86	-0,45	2,69	3,03	-2,99	5,41	-13,53	-3,71	152,05	180,00	101,80	144,61
09/02/11	119	7,68	11,86	1,10	6,88	0,88	2,14	-6,27	-1,09	78,56	53,46	53,67	61,90
25/02/11	135	21,30	-0,66	-0,26	6,79	-8,62	76,72	-20,11	16,00	151,13	141,33	142,85	145,10

Apêndice 1. Continuação...

Tratamento	Data	Dias após manejo	N-N <sub>2</sub> O				C-CH <sub>4</sub>				C-CO <sub>2</sub>			
			Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média	Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média	Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média
	safr	2009/10	-----				-----				-----			
			µg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>								mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>			
	09/10/09	14	28,95	50,22	8,13	29,10	-15,71	-12,32	-10,13	-12,72	129,72	93,25	135,16	119,38
	13/10/09	18	35,63	26,97	72,71	45,10	-15,30	-13,79	-10,78	-13,29	103,65	93,55	165,59	120,93
	16/10/09	21	43,07	37,58	56,37	45,67	21,64	-2,36	9,03	9,44	46,85	42,71	75,67	55,08
	19/10/09	24	22,03	22,98	42,26	29,09	-16,12	-20,46	-21,41	-19,33	83,46	76,00	112,18	90,55
	23/10/09	28	6,76	-5,91	3,73	1,53	-37,95	-28,76	-31,90	-32,87	60,13	53,69	92,28	68,70
	26/10/09	31	22,85	6,25	15,63	14,91	-15,64	-9,96	-8,53	-11,38	94,69	48,92	146,31	96,64
	29/10/09	34	161,40	3,74	9,24	58,13	-15,87	-23,49	-20,13	-19,83	56,64	67,83	109,58	78,01
	06/11/09	42	280,25	104,35	182,24	188,95	-2,08	-4,90	-2,49	-3,16	240,48	116,48	155,93	170,96
	16/11/09	52	90,89	12,77	133,49	79,05	-13,94	-8,19	-7,98	-10,03	269,33	98,81	161,70	176,62
	23/11/09	59	52,85	13,65	147,72	71,41	-4,33	-10,60	-7,54	-7,49	154,07	116,80	140,05	136,98
	07/12/09	73	10,99	26,17	13,91	17,02	-14,44	-10,50	-7,42	-10,79	171,84	150,73	127,99	150,19
	14/12/09	80	17,16	29,32	28,55	25,01	-13,60	-8,51	-13,37	-11,83	88,30	87,07	108,25	94,54
	21/12/09	87	44,75	33,61	33,89	37,42	-14,15	-14,14	-14,60	-14,30	129,67	131,58	123,90	128,38
	20/01/10	117	18,92	39,69	37,31	31,98	-7,07	-9,46	-15,41	-10,65	127,11	87,52	156,67	123,77
	03/02/10	131	4,67	9,88	4,32	6,29	-15,57	-11,07	-13,31	-13,32	104,87	129,89	109,86	114,87
	17/02/10	145	-3,16	12,10	4,27	4,40	-5,77	-14,16	-19,56	-13,16	99,32	84,33	97,27	93,64
	03/03/10	159	9,36	4,50	9,41	7,76	-20,13	-18,18	-28,48	-22,26	134,21	110,37	133,82	126,13
	22/03/10	178	5,26	-3,39	15,18	5,69	-7,45	-3,62	-11,75	-7,61	94,17	79,65	155,02	109,61
	12/04/10	199	1,11	2,17	0,24	1,17	-23,60	-14,94	-14,56	-17,70	46,16	60,11	51,36	52,54
	07/06/10	255	9,61	17,48	11,24	12,78	-13,89	-21,47	-24,90	-20,09	61,37	58,52	68,71	62,87
	14/06/10	262	0,73	1,88	0,68	1,09	-5,46	-9,02	-12,11	-8,86	45,04	43,62	55,19	47,95
	05/07/10	283	1,54	1,54	2,97	2,01	-10,06	-15,67	-11,76	-12,50	81,71	66,59	93,33	80,54
	26/07/10	304	1,54	2,89	1,00	1,81	-16,16	-12,26	-11,34	-13,25	52,14	50,24	42,79	48,39
	09/08/10	318	1,75	8,38	2,86	4,33	-9,95	-10,61	-12,77	-11,11	57,15	67,73	46,71	57,20
	31/08/10	340	3,98	-1,09	5,34	2,74	-12,94	-8,54	-8,80	-10,09	124,82	124,96	79,43	109,74
	18/09/10	358	9,11	3,35	3,98	5,48	-8,38	-9,08	-14,63	-10,70	111,50	115,01	58,99	95,17
	11/10/10	381	4,99	2,82	3,50	3,77	-10,48	-5,00	-16,88	-10,79	217,29	217,42	96,62	177,11

PD A/M

safra 2010/11

22/10/10	9	13,09	12,56	7,13	10,92	-18,10	-16,44	-12,26	-15,60	170,14	148,61	174,38	164,38
26/10/10	13	-0,44	5,90	1,14	2,20	-11,42	-12,93	-13,69	-12,68	76,44	97,64	62,26	78,78
29/10/10	16	26,23	18,83	11,96	19,01	-24,12	-16,35	-21,33	-20,60	178,64	119,09	175,75	157,83
03/11/10	21	11,64	17,82	6,25	11,90	-19,48	-23,11	-23,77	-22,12	85,52	70,27	75,88	77,22
12/11/10	30	10,04	26,85	9,97	15,62	-17,48	-13,07	-19,72	-16,76	81,66	76,80	71,43	76,63
19/11/10	37	18,58	14,50	10,26	14,45	-9,54	-13,57	-18,56	-13,89	146,95	145,47	119,25	137,22
03/12/10	51	1,38	6,63	4,47	4,16	-11,93	-26,01	-29,32	-22,42	143,44	127,76	121,79	131,00
17/12/10	65	4,00	5,12	3,84	4,32	3,05	-40,76	-1,60	-13,10	161,70	136,11	84,78	127,53
05/01/11	84	0,22	2,02	3,22	1,82	-9,46	-3,54	20,86	2,62	247,66	260,13	267,85	258,55
18/01/11	97	7,42	2,89	7,03	5,78	-5,09	-3,17	42,64	11,46	202,83	192,50	309,76	235,03
09/02/11	119	-5,70	3,07	3,23	0,20	-1,51	-4,81	44,71	12,80	98,03	102,43	222,86	141,11
25/02/11	135	-2,31	8,12	4,23	3,35	-11,29	14,26	28,42	10,46	147,90	164,76	204,33	172,33

Apêndice 1. Continuação...

Tratamento	Data	Dias após manejo	N-N <sub>2</sub> O				C-CH <sub>4</sub>				C-CO <sub>2</sub>			
			Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média	Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média	Rep. I	Rep. II	Rep. III	Média
	safr	2009/10	-----				-----				-----			
			µg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>								mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>			
	09/10/09	14	89,78	156,18	111,33	119,09	-13,80	-6,81	-3,69	-8,10	123,78	127,71	66,02	105,84
	13/10/09	18	129,76	107,36	193,97	143,70	-8,86	-8,54	-4,52	-7,31	155,89	156,25	159,98	157,38
	16/10/09	21	103,01	140,88	155,82	133,24	34,63	13,19	29,77	25,87	106,87	71,38	58,37	78,88
	19/10/09	24	96,15	98,21	97,18	97,18	-12,99	-24,48	-6,95	-14,81	148,78	106,90	84,08	113,25
	23/10/09	28	32,67	95,89	19,09	49,22	-15,10	-20,00	-7,55	-14,22	125,34	107,90	84,22	105,82
	26/10/09	31	54,14	182,60	70,28	102,34	-13,31	-11,26	-6,93	-10,50	152,59	134,31	136,82	141,24
	29/10/09	34	28,78	30,97	40,58	33,44	14,09	-16,01	-2,21	-1,38	140,01	114,57	96,07	116,88
	06/11/09	42	149,21	319,31	142,75	203,76	-1,62	2,78	5,64	2,26	191,59	137,25	97,75	142,20
	16/11/09	52	191,86	78,34	340,24	203,48	-7,54	-6,51	10,84	-1,07	235,86	218,95	150,05	201,62
	23/11/09	59	85,91	76,40	165,97	109,43	-11,97	-13,30	28,41	1,04	205,06	201,07	155,17	187,10
	07/12/09	73	16,45	16,52	27,84	20,27	-12,69	-11,29	-3,28	-9,08	142,89	176,08	182,86	167,28
	14/12/09	80	29,50	19,02	49,43	32,65	-8,59	-13,33	-6,28	-9,40	89,42	128,54	127,00	114,99
	21/12/09	87	40,43	26,05	59,31	41,93	-13,72	-14,98	-5,93	-11,54	127,33	162,26	165,78	151,79
	20/01/10	117	249,72	19,87	59,90	109,83	-11,60	-12,71	-9,38	-11,23	123,81	163,94	128,01	138,59
	03/02/10	131	3,51	3,94	7,22	4,89	-26,30	-29,63	-22,44	-26,12	158,96	173,86	187,00	173,27
	17/02/10	145	3,40	0,22	5,66	3,10	-13,15	-15,46	-4,42	-11,01	147,16	161,00	145,40	151,18
	03/03/10	159	0,89	2,28	2,59	1,92	-36,69	-25,63	-26,71	-29,68	111,62	146,79	69,41	109,27
	22/03/10	178	10,11	6,14	11,10	9,12	-13,12	-25,17	-18,07	-18,79	90,80	10,99	105,96	69,25
	12/04/10	199	8,99	3,11	-1,67	3,48	-20,64	-17,91	-22,95	-20,50	76,34	45,43	51,79	57,85
	07/06/10	255	47,79	61,65	41,46	50,30	-17,58	-20,94	-11,67	-16,73	80,88	89,59	79,07	83,18
	14/06/10	262	9,88	8,53	6,09	8,17	-8,69	-7,54	-10,98	-9,07	65,72	60,52	63,70	63,31
	05/07/10	283	27,96	20,73	18,34	22,34	-14,37	-18,39	-12,54	-15,10	89,49	110,44	97,52	99,15
	26/07/10	304	33,48	25,38	14,97	24,61	-11,58	-15,18	-8,17	-11,64	36,69	60,06	46,40	47,72
	09/08/10	318	11,04	10,21	11,45	10,90	-2,02	-21,89	-17,18	-13,69	50,52	68,87	64,60	61,33
	31/08/10	340	58,50	42,84	17,22	39,52	-11,03	-9,74	-9,26	-10,01	85,32	118,45	100,51	101,43
	18/09/10	358	1,86	0,64	0,62	1,04	-16,56	-13,16	-12,94	-14,22	55,32	61,69	54,70	57,24
	11/10/10	381	2,32	0,14	1,71	1,39	-13,71	-20,12	-21,88	-18,57	118,78	101,98	96,24	105,67

PD V/M

safra 2010/11

22/10/10	9	39,40	6,10	24,78	23,43	-12,39	-15,82	-8,66	-12,29	208,62	140,38	137,82	162,28
26/10/10	13	33,57	2,21	3,07	12,95	-12,63	-13,14	-6,45	-10,74	108,38	81,48	37,56	75,81
29/10/10	16	19,98	4,66	5,14	9,93	-21,77	-17,03	-21,11	-19,97	115,75	78,24	65,11	86,37
03/11/10	21	8,18	6,39	5,76	6,77	-21,34	-24,22	-25,73	-23,76	41,84	37,38	47,66	42,29
12/11/10	30	8,80	2,23	2,56	4,53	-29,45	-11,70	-17,02	-19,39	71,05	56,18	52,94	60,06
19/11/10	37	52,47	10,23	13,71	25,47	-12,63	-18,72	-10,56	-13,97	181,21	132,21	128,34	147,25
03/12/10	51	6,55	5,78	0,73	4,36	-31,16	-21,14	-14,29	-22,20	159,76	141,06	145,09	148,64
17/12/10	65	5,78	-3,24	-3,52	-0,32	-9,86	-8,93	-14,05	-10,95	171,21	129,08	122,73	141,00
05/01/11	84	4,65	-0,16	-5,32	-0,28	-16,19	-22,60	-19,77	-19,52	282,16	256,57	273,62	270,79
18/01/11	97	5,24	4,94	15,72	8,63	42,13	-14,28	-7,15	6,90	157,80	294,24	267,77	239,93
09/02/11	119	12,02	4,97	13,40	10,13	-1,47	29,46	-4,58	7,80	162,01	152,76	171,95	162,24
25/02/11	135	3,40	9,77	12,63	8,60	-18,71	-6,37	-19,98	-15,02	182,59	189,97	190,44	187,67

Apêndice 2. Teores de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , carbono orgânico dissolvido (COD), porosidade preenchida por água (PPA) e temperatura do solo de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho), safra 2009/10.

Tratamento	Data	Dias após manejo	$\text{NH}_4^+$		$\text{NO}_3^-$		COD		PPA		Temperatura
			Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média
			----- mg kg <sup>-1</sup> -----						--- % ---		°C
PC A/M	09/10/09	14	13,19	2,46	3,86	1,60	71,83	10,80	65,94	2,53	15,2
	13/10/09	18	25,27	4,71	1,31	0,82	86,69	10,54	68,46	1,36	18,5
	16/10/09	21	21,94	4,77	5,53	2,88	55,54	5,80	58,15	0,64	14,5
	19/10/09	24	9,85	3,53	5,32	1,19	88,91	5,14	54,75	0,45	20,7
	23/10/09	28	4,12	0,90	4,82	1,45	77,46	3,65	56,25	1,74	20,6
	26/10/09	31	15,17	2,07	1,73	0,52	61,81	5,66	69,92	3,24	19,7
	29/10/09	34	14,11	3,56	2,84	0,40	97,38	19,52	48,54	0,18	21,8
	06/11/09	42	9,47	2,30	4,40	1,70	102,78	12,82	60,37	1,71	24,1
	16/11/09	52	10,51	2,48	4,15	0,80	70,46	11,58	62,11	4,34	21,2
	23/11/09	59	12,43	2,15	4,70	0,87	91,66	2,57	66,84	2,69	22,9
	07/12/09	73	11,98	3,07	3,44	1,14	113,26	7,31	57,11	0,26	20,9
	14/12/09	80	8,95	1,46	4,43	0,78	103,91	19,74	56,10	1,89	19,9
	21/12/09	87	2,16	0,88	3,38	0,56	104,15	17,95	62,46	8,95	25,9
	20/01/10	117	7,62	1,11	3,94	1,07	76,26	7,16	69,24	5,48	25,5
	03/02/10	131	12,87	6,32	5,59	1,44	222,30	23,41	38,16	8,29	30,6
	17/02/10	145	11,78	4,08	9,43	1,94	133,23	5,16	69,85	0,83	23,5
	03/03/10	159	10,68	1,52	5,40	0,60	205,33	18,08	34,64	2,33	25,3
	22/03/10	178	4,43	1,18	3,16	0,51	140,54	24,76	69,39	0,90	23,2
	12/04/10	199	9,92	3,07	6,98	1,43	227,73	39,76	44,61	0,88	20,2
	07/06/10	255	8,99	2,07	4,90	1,93	175,73	14,47	48,92	4,97	12,3
14/06/10	262	7,58	1,00	6,30	1,35	81,74	6,24	46,93	5,32	13,1	
05/07/10	283	11,29	0,98	11,15	1,10	61,13	4,80	55,43	0,92	15,3	
26/07/10	304	3,33	0,57	5,00	0,43	73,58	2,79	69,28	5,08	10,8	
09/08/10	318	10,60	2,51	5,02	1,62	72,45	9,54	65,84	1,28	11,0	
31/08/10	340	14,24	0,49	16,57	0,54	100,05	13,91	67,63	1,85	16,7	
18/09/10	358	7,50	1,15	11,58	0,70	69,86	2,61	50,33	1,30	14,8	
11/10/10	381	11,92	2,68	8,72	1,92	82,97	11,62	51,81	2,23	16,9	



Apêndice 2. Continuação...

Tratamento	Data	Dias após manejo	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		COD		PPA		Temperatura Média
			Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	
			----- mg kg <sup>-1</sup> -----						--- % ---		°C
PC V/M	09/10/09	14	26,94	3,10	4,61	0,98	77,52	5,87	61,29	1,37	15,2
	13/10/09	18	32,45	8,54	8,96	1,98	100,17	15,26	68,49	1,18	19,1
	16/10/09	21	21,26	5,10	7,69	3,49	68,33	10,70	62,58	4,60	14,9
	19/10/09	24	10,88	2,23	8,09	1,62	102,91	20,15	60,56	0,54	22,5
	23/10/09	28	7,15	1,86	8,65	0,81	84,94	11,54	60,31	5,17	21,5
	26/10/09	31	16,99	4,06	2,18	0,50	86,27	15,49	74,38	1,88	20,2
	29/10/09	34	16,68	2,32	3,99	0,90	128,06	22,14	51,13	1,17	22,4
	06/11/09	42	11,83	1,83	14,03	2,68	97,58	27,08	66,41	4,90	24,6
	16/11/09	52	13,82	2,04	6,99	0,79	73,80	8,27	65,04	2,30	21,1
	23/11/09	59	12,16	1,92	6,96	1,05	92,03	5,06	73,25	6,35	23,5
	07/12/09	73	11,98	1,71	6,20	1,34	118,99	19,11	66,18	10,26	21,5
	14/12/09	80	9,21	1,79	6,39	1,47	100,68	14,07	61,30	2,73	21,1
	21/12/09	87	2,21	1,12	4,60	0,91	89,45	15,36	62,96	4,82	25,8
	20/01/10	117	9,34	1,00	5,46	0,82	91,99	0,89	71,63	1,70	25,1
	03/02/10	131	10,85	2,04	5,27	1,80	239,33	10,55	40,48	3,42	31,4
	17/02/10	145	7,33	2,84	5,79	1,10	147,33	5,68	69,77	4,62	23,6
	03/03/10	159	5,54	1,75	2,87	0,89	219,73	10,60	36,80	1,83	26,3
	22/03/10	178	5,36	1,03	5,26	1,43	163,43	22,24	68,03	4,12	23,4
	12/04/10	199	10,32	0,85	10,23	0,50	204,63	9,51	50,80	2,75	20,3
	07/06/10	255	9,15	1,20	4,59	0,79	169,90	12,47	72,84	12,51	11,6
14/06/10	262	6,39	1,06	6,67	1,23	76,16	3,97	55,68	1,99	12,4	
05/07/10	283	13,16	1,26	12,38	0,84	60,21	8,25	59,67	3,29	14,1	
26/07/10	304	5,36	1,08	6,72	0,45	81,94	11,65	75,22	1,54	9,5	
09/08/10	318	8,55	1,50	3,40	0,96	66,70	1,95	69,71	2,09	10,0	
31/08/10	340	19,78	1,97	19,90	1,59	101,00	14,97	68,77	2,29	16,4	
18/09/10	358	7,62	0,81	12,78	2,11	80,03	6,79	53,97	1,41	14,2	
11/10/10	381	11,96	2,16	7,64	1,33	88,70	14,60	53,80	3,24	15,5	

Apêndice 2. Continuação...

Tratamento	Data	Dias após manejo	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		COD		PPA		Temperatura Média	
			Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro		
			-----		mg kg <sup>-1</sup>		-----		---	%	---	°C
PD A/M	09/10/09	14	29,12	0,76	7,20	1,46	77,96	3,81	57,07	1,00	15,0	
	13/10/09	18	20,32	4,78	5,00	2,27	103,75	12,27	69,03	2,95	18,3	
	16/10/09	21	21,49	6,85	7,19	2,05	52,79	3,26	54,60	1,28	14,9	
	19/10/09	24	9,86	2,73	4,30	1,46	109,78	22,90	48,64	0,69	20,7	
	23/10/09	28	5,03	1,26	3,20	0,93	89,73	6,28	44,93	2,58	20,2	
	26/10/09	31	24,02	4,34	3,76	1,53	55,46	5,02	61,97	1,71	19,5	
	29/10/09	34	15,02	4,70	0,93	0,47	109,69	12,51	50,79	1,52	20,9	
	06/11/09	42	10,42	3,83	6,37	3,78	95,64	7,08	64,45	1,28	23,9	
	16/11/09	52	9,63	1,42	3,90	0,71	65,29	5,37	62,35	2,24	21,5	
	23/11/09	59	10,37	3,09	4,61	1,09	100,84	4,87	64,88	0,31	23,5	
	07/12/09	73	15,99	0,95	5,14	0,76	113,75	9,09	58,29	1,53	21,3	
	14/12/09	80	8,97	1,44	4,27	1,90	91,05	19,13	61,80	4,85	24,6	
	21/12/09	87	2,30	0,56	2,83	0,84	87,29	4,38	61,55	8,36	25,2	
	20/01/10	117	11,95	1,30	5,29	0,99	84,07	10,61	66,69	1,55	25,1	
	03/02/10	131	11,54	2,39	7,81	4,96	206,37	19,70	35,44	4,67	29,8	
	17/02/10	145	13,19	2,81	11,59	2,57	169,40	15,67	64,28	5,46	23,7	
	03/03/10	159	8,84	4,18	4,60	1,39	198,40	5,42	31,92	1,98	25,5	
	22/03/10	178	5,53	0,53	4,09	0,47	154,63	15,79	67,29	2,29	23,2	
	12/04/10	199	8,54	1,54	6,01	1,26	200,33	26,46	43,89	2,28	20,1	
	07/06/10	255	7,19	1,46	4,02	0,57	167,27	12,23	62,96	2,83	11,6	
14/06/10	262	6,59	1,23	7,41	0,91	89,37	4,94	54,20	1,37	12,8		
05/07/10	283	13,74	2,52	13,16	2,32	72,99	2,98	55,66	1,54	14,5		
26/07/10	304	8,49	1,71	11,30	2,43	93,27	10,87	75,37	5,07	10,5		
09/08/10	318	10,78	2,57	1,87	0,59	63,64	4,38	75,71	4,44	10,5		
31/08/10	340	19,49	1,30	21,70	1,92	100,79	13,49	67,44	2,24	16,4		
18/09/10	358	9,02	0,32	12,67	0,86	96,47	22,15	55,30	1,79	14,4		
11/10/10	381	12,23	1,90	6,75	0,64	82,35	9,36	54,00	0,83	17,7		

Apêndice 2. Continuação...

Tratamento	Data	Dias após manejo	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		COD		PPA		Temperatura
			Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média	Erro	Média
			----- mg kg <sup>-1</sup> -----						--- % ---	°C	
PD V/M	09/10/09	14	29,20	3,01	7,78	1,46	79,42	5,72	67,44	1,40	15,6
	13/10/09	18	20,01	3,73	7,96	2,82	98,47	16,20	76,42	0,65	17,4
	16/10/09	21	22,78	7,98	7,25	2,15	56,86	3,28	61,49	5,38	15,4
	19/10/09	24	10,62	1,76	9,55	2,69	105,36	28,01	64,89	1,77	19,4
	23/10/09	28	12,35	1,65	11,03	1,88	93,44	14,41	57,35	2,82	19,3
	26/10/09	31	23,27	7,23	6,99	2,14	62,99	2,83	71,91	2,42	19,4
	29/10/09	34	12,57	1,50	2,84	1,10	116,30	20,40	59,07	0,86	19,8
	06/11/09	42	12,39	3,26	11,15	2,80	97,19	11,97	70,60	2,39	23,5
	16/11/09	52	7,83	1,03	6,14	1,09	68,80	1,52	72,69	3,48	20,1
	23/11/09	59	12,66	2,29	4,75	0,98	87,49	6,22	75,46	3,22	22,1
	07/12/09	73	14,19	1,98	4,63	1,39	113,36	6,97	65,45	5,18	21,2
	14/12/09	80	11,03	2,87	4,30	3,95	100,09	13,05	69,00	1,60	20,0
	21/12/09	87	4,14	0,99	4,98	1,29	94,18	21,33	65,56	1,39	25,2
	20/01/10	117	8,86	1,72	5,01	0,47	99,03	13,34	75,19	2,74	25,1
	03/02/10	131	13,30	2,03	7,55	3,74	230,30	14,23	40,98	1,28	29,8
	17/02/10	145	13,77	2,51	9,06	2,81	163,03	15,71	71,09	4,04	23,7
	03/03/10	159	8,25	1,38	3,68	0,68	226,70	10,09	39,26	0,26	25,5
	22/03/10	178	5,32	1,02	2,86	0,14	186,63	37,61	70,56	3,70	23,2
	12/04/10	199	9,00	2,03	7,98	1,33	230,40	6,79	54,17	0,99	20,1
	07/06/10	255	11,61	1,00	6,15	0,22	119,22	23,70	71,90	2,93	12,1
14/06/10	262	8,38	1,01	8,02	1,32	101,33	4,74	61,01	3,12	13,1	
05/07/10	283	14,48	1,12	15,92	1,36	76,05	2,93	68,13	4,02	14,3	
26/07/10	304	6,08	0,87	10,20	1,96	90,45	10,05	84,03	8,13	10,3	
09/08/10	318	9,25	0,93	3,78	1,33	88,79	8,75	83,08	2,12	10,3	
31/08/10	340	21,52	1,79	22,14	0,91	109,96	24,00	87,78	5,20	16,3	
18/09/10	358	7,74	1,77	10,38	2,18	90,00	11,81	61,43	6,60	14,0	
11/10/10	381	12,55	1,37	7,30	1,41	87,03	17,78	58,24	0,24	15,5	

Apêndice 3. Porosidade preenchida por água (PPA) e temperatura do solo de um Argissolo Vermelho em sistemas de preparo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de culturas (A/M: aveia/milho e V/M: ervilhaca/milho), safra 2010/11.

Tratamento	Data	Dias após manejo	PPA		Temperatura Média	
			Média	Erro		
			-----	%	-----	°C
PC A/M	22/10/10	9	53,42	4,42	20,3	
	26/10/10	13	53,25	2,51	19,1	
	29/10/10	16	44,06	6,13	19,8	
	12/11/10	30	49,59	0,64	18,5	
	19/11/10	37	62,65	2,44	21,8	
	03/12/10	51	39,34	1,77	25,5	
	17/12/10	65	36,01	1,15	25,5	
	05/01/11	84	57,70	4,48	25,7	
	18/01/11	97	65,61	1,70	24,8	
	09/02/11	119	73,77	4,88	26,3	
	25/02/11	135	48,15	0,85	25,3	
PC V/M	22/10/10	9	52,30	1,25	20,3	
	26/10/10	13	48,46	1,79	19,1	
	29/10/10	16	49,16	3,12	19,8	
	12/11/10	30	52,44	1,38	18,5	
	19/11/10	37	63,42	3,01	21,8	
	03/12/10	51	41,21	3,48	25,5	
	17/12/10	65	38,55	0,92	25,4	
	05/01/11	84	55,93	3,56	25,7	
	18/01/11	97	64,44	1,93	24,8	
	09/02/11	119	71,48	4,19	26,3	
	25/02/11	135	51,21	2,27	25,3	
PD A/M	22/10/10	9	60,52	1,82	20,3	
	26/10/10	13	63,32	2,64	17,2	
	29/10/10	16	56,59	5,99	19,3	
	12/11/10	30	49,54	0,25	17,5	
	19/11/10	37	61,82	1,21	20,7	
	03/12/10	51	37,79	2,66	25,0	
	17/12/10	65	41,79	1,83	24,9	
	05/01/11	84	58,41	0,98	25,0	
	18/01/11	97	66,04	2,03	24,6	
	09/02/11	119	69,39	4,73	25,4	
	25/02/11	135	56,78	2,07	25,2	

## Apêndice 3. Continuação...

Tratamento	Data	Dias após manejo	PPA		Temperatura	
			Média	Erro	Média	
			-----	%	-----	°C
PD V/M	22/10/10	9	55,25	1,76	20,3	
	26/10/10	13	54,69	0,20	17,2	
	29/10/10	16	47,10	0,54	19,3	
	12/11/10	30	48,32	2,32	17,5	
	19/11/10	37	63,04	2,40	20,7	
	03/12/10	51	52,25	10,02	25,0	
	17/12/10	65	39,77	2,43	24,9	
	05/01/11	84	60,82	4,84	25,0	
	18/01/11	97	65,51	2,16	24,6	
	09/02/11	119	79,08	6,44	25,4	
	25/02/11	135	57,37	3,42	25,2	

Apêndice 4. Produção de matéria seca, percentagem de N na fitomassa e quantidade de nitrogênio adicionado ao solo pelos resíduos vegetais das plantas de cobertura. Safra 2009/10.

Cultura	Matéria seca	N	N adicionado
	-- Mg ha <sup>-1</sup> --	%	-- kg ha <sup>-1</sup> --
Aveia preta	4,74	0,95	46
Ervilhaca	3,91	2,58	101