

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

**EMIÇÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA E MITIGAÇÃO DO POTENCIAL
DE AQUECIMENTO GLOBAL POR SISTEMAS CONSERVACIONISTAS DE
MANEJO DO SOLO**

Tese de Doutorado

Juliana Gomes

Porto Alegre, 2006.

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

**EMIÇÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA E MITIGAÇÃO DO POTENCIAL
DE AQUECIMENTO GLOBAL POR SISTEMAS CONSERVACIONISTAS DE
MANEJO DO SOLO**

JULIANA GOMES
Bacharel em Química (UFRGS)
M.Sc. Ciência do Solo (UFRGS)

Tese apresentada como um dos requisitos para a obtenção do grau de Doutor
em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil.
Agosto de 2006.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Cimélio Bayer, pela disposição e determinação na orientação, principalmente nas horas mais difíceis.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul por me proporcionar formação acadêmica com qualidade.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado.

A minha ex-orientadora, Deborah Pinheiro Dick que sempre me incentivou e acreditou no meu trabalho.

A professora Maria do Carmo Peralba pelo empenho na tentativa de realizar as análises cromatográficas do gás óxido nitroso no Instituto de Química, e pelos ensinamentos em cromatografia durante esse período.

À professora Marisa Piccolo, pela disposição em viabilizar as análises cromatográficas no CENA-USP (Piracicaba) e pela atenção durante o período em que fiquei em Piracicaba.

Ao prof. João Mielniczuk que é um exemplo profissional de respeito ao próximo, e sem dúvida uma estimada referência para todo o “grupo do Manejo”.

Aos meus colegas do grupo de manejo, Josiléia, Jeferson, Paulo César, Fabiano, Madalena, Júlio, Nilvânia e Elisandra pela satisfação do convívio no PPG com muito café, chimarrão e amizade. Em especial ao Falberni, pelo apoio técnico incondicional, e condução do trabalho com muito respeito pelas diferenças intrínsecas ao ser humano, e também ao Frederico, pelas palavras amigas, ou às vezes simplesmente pela escuta amiga nas horas difíceis.

À Mariana pelo acolhimento carinhoso em sua casa durante o período que estive em Piracicaba e ao Marcos Siqueira pela disposição em

ajudar sempre. Aos dois por serem quase que minha família no período em que estive em Piracicaba.

Ao Antonio, o Tonho, que além de ser o laboratorista extremamente dedicado está disposto a ajudar em qualquer situação.

Ao Luiz, laboratorista do CENA que se mostrou dedicado para a condução das análises cromatográficas no CENA e sempre muito atencioso.

Aos colegas que me acompanharam desde o início do curso Alaerto, Leandro e Carla, com quem dividi momentos de ansiedade e alegria: provas seminário, defesa no mestrado, qualificação, e, por último a defesa de doutorado, incluindo umas boas risadas e churrascos.

As minhas amigas do BB, Carla, Nilvânia e Fabiane com quem compartilhei muitas risadas, ansiedades, alegria, dúvidas, desabafos, e sempre, com apoio incondicional.

As minhas amigas que me acompanham há bastante tempo e comemoram comigo várias conquistas e se sempre me ajudam nos maus momentos Cláudia, Aline, Luciana e Juliana.

A minha tia e madrinha Zara pela torcida e pelo apoio durante minha formação acadêmica.

A minha tia Noi, e minha vó Ida (in memorian) pelo exemplo pessoal, pelo convívio acolhedor e por proporcionar momentos de alegria na minha família.

Ao Marcelo pelo incentivo nos últimos meses de escrita da tese.

À minha prima e meu afilhado pelo gostoso convívio que uma criança feliz pode nos proporcionar.

A minha irmã pela paciência no “monopólio do computador” durante a escrita da tese.

Aos meus pais pelo apoio, sem o qual, com certeza não estaria com a formação acadêmica que estou a conquistar.

Emissão de Gases de Efeito Estufa e Mitigação do Potencial de Aquecimento Global por Sistemas Conservacionistas de Manejo do Solo¹

Autor: Juliana Gomes

Orientador: Cimélio Bayer

Resumo

O solo pode atuar como um dreno ou fonte de gases de efeito estufa (GEE) dependendo do sistema de manejo utilizado. A presente pesquisa teve como objetivo identificar sistemas de manejo que apresentem baixo potencial de aquecimento global (PAG). Dois experimentos de longa duração (19 e 22 anos) conduzidos na EEA/UFRGS, em Eldorado do Sul (RS), foram avaliados quanto ao efeito dos sistemas de preparo (convencional e plantio direto), sistemas de cultura (aveia/milho, ervilhaca/milho, aveia+ ervilhaca/milho+caupi, guandu+milho e lablab+milho) e da adubação nitrogenada (0 e 180 kg⁻¹ N ha⁻¹) nas emissões de óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) nas safras 2003/2004 e 2004/2005. Calculou-se também o PAG dos diferentes sistemas de manejo baseado nas emissões destes GEE, nos custos energéticos das operações e dos insumos agrícolas, e no balanço de C no solo. Um índice de sustentabilidade dos sistemas de manejo, baseado na razão entre o PAG e o rendimento de grãos de milho, foi proposto. O suprimento parcial de N pela inclusão de leguminosas, em sistemas de rotação de culturas, mostrou-se uma alternativa potencial para mitigar as emissões de N₂O em comparação ao suprimento total desse nutriente por fertilizantes nitrogenados (uréia), sendo que ambas práticas tiveram reflexo negativo quanto à absorção de CH₄ pelo solo. Embora tenha ocorrido aumento da emissão de N₂O nos sistemas com leguminosas, em comparação ao sistema aveia/milho, a emissão de N₂O neste mesmo sistema com adubação nitrogenada foi superior à verificada nos sistemas com leguminosas, cujos resultados sugerem uma influência da qualidade do resíduo vegetal nas emissões de N₂O. Os preparos de solo tiveram pouco efeito nas emissões de N₂O e CH₄, enquanto o PD teve um efeito positivo no acúmulo de C no solo, além de apresentar menores custos energéticos em comparação ao preparo convencional. A análise da sustentabilidade dos sistemas de manejo indicou que, mesmo nas condições de ambiente subtropical úmido em que este estudo foi realizado, o uso do plantio direto e de leguminosas torna possível produzir alimentos sem que haja contribuição da atividade agrícola ao aquecimento global. Por outro lado, o PD associado a culturas com baixo aporte de resíduos, e o preparo convencional independente das culturas utilizadas, mostrou-se de baixa sustentabilidade.

¹Tese 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 (129 p.) Agosto de 2006.

**Fluxes of greenhouse gases and mitigation of the global
warming potential by conservation soil management systems in the
Southern Brazil ²**

Author: Juliana Gomes

Adviser: Cimélio Bayer

Abstract

Soils can act as a sink or source of greenhouse gases (GHG) depending of the adopted soil management system. This study aimed to identify soil management systems with potential to mitigate the global warming. Two long-term (19 and 22 years) experiments in the South of Brazil were evaluated over the effect of tillage systems (no-tillage and conventional tillage), cover crops based maize cropping systems (oat, vetch, oat+vetch/cowpea, pigeon pea and lablab), and mineral N fertilization (0 and 180 kg N ha⁻¹) on the nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) emissions in the 2003/2004 and 2004/2005. The global warming potential (GWP) of the different soil management systems was calculated based on the fluxes of these GEE, the costs of agricultural practices and on the C balance in the soil. A sustainability index of soil management systems, based on the ratio between GWP and the maize yield, was proposed. The legume cover crops were a good alternative to supply N to maize and to mitigate the N₂O emissions in comparison to the application of mineral fertilizer (urea), while these two practices decreased the CH₄ absorption by the soil. Despite legume cover crops had increased the N₂O emissions in comparison to the oat/maize system, the N₂O emission in this cropping system with urea application was several times higher than under legume crops. The results of N₂O emissions suggest the nitrification process as an important source of N₂O to the atmosphere. Tillage systems had a small effect on the N₂O and CH₄ emissions, while no-tillage had a positive effect on the C accumulation in soil in comparison to the conventionally tilled soil. The sustainability analysis of the soil management systems indicated that, even under moist tropical climatic conditions of this study, no-tillage and legume cover crops become feasible to produce food and fiber with no negative contribution of the agriculture to the global warming. On the other hand, no-tillage, with low crop residues addition, or conventional tillage, with any cropping systems, showed low sustainability.

² Doctoral thesis in Soil Science. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. (129p.) Agosto 2006.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. O aquecimento global e a agricultura.....	4
2.2. Emissões dos gases do efeito estufa em solos agrícolas.....	6
2.2.1 Emissões de CO ₂ e o potencial de mitigação de solos agrícolas.....	6
2.2.2. Emissões de N ₂ O.....	8
2.2.3. Emissão/absorção de metano em solos agrícolas.....	14
2.2.4. Potencial de Aquecimento global de solos agrícolas.....	17
3. HIPÓTESES E OBJETIVOS	21
3.1. Hipótese geral.....	21
3.2. Hipóteses específicas.....	21
3.3. Objetivo geral.....	22
3.4. Obejtivos específicos.....	22
4. MATERIAL E MÉTODOS GERAL	23
4.1. Caracterização da região.....	23
4.2. Áreas experimentais.....	23
4.3. Tratamentos avaliados e preparação das subparcelas.....	26
4.4. Períodos de avaliação.....	26
4.5. Amostragem e análise dos gases.....	28
4.6. Análises complementares.....	30
5. ESTUDO 1. Influência das leguminosas e da adubação nitrogenada na emissão de óxido nitroso em Argissolo vermelho sob plantio direto e preparo convencional	31
5.1. Resumo.....	31
5.2. Introdução.....	32
5.3. Material e Métodos.....	34
5.3.1. Tratamentos avaliados.....	34
5.3.2. Períodos de avaliação.....	35
5.3.2. Dados metereológicos.....	36
5.3.3. Preparação das subparcelas para o estudo.....	36
5.3.5. Amostragem e análise dos gases.....	38
5.3.6. Análises complementares.....	38
5.4. Resultados e Discussão.....	38
5.4.1. Efeito dos sistemas de preparo de solo e das culturas de cobertura de inverno - Ano 2003/2004.....	38
5.4.2. Efeito da adubação nitrogenada mineral na emissão	

de N ₂ O - Ano 2004/2005 -	43
5.4.3. Efeito da planta na emissão de N ₂ O -Ano 2004/2005-.....	45
5.4.4. Comparação entre as emissões dos anos 2003/2004 e 2004/2005.....	48
5.4.5. Variáveis controladoras das emissões de N ₂ O em solos agrícolas.....	50
5.5. Conclusões.....	57
6. ESTUDO II. A utilização de leguminosas com plantas de cobertura e as emissões de óxido nítrico em Argissolo Vermelho.....	58
6.1. Resumo.....	58
6.2. Introdução.....	59
6.3. Material e Métodos.....	61
6.3.1. Tratamentos avaliados.....	61
6.3.2. Períodos de avaliação.....	61
6.3.3. Dados meteorológicos.....	62
6.3.4. Preparação das subparcelas para o estudo.....	63
6.3.5. Amostragem e análise dos gases.....	63
6.3.6. Análises complementares.....	63
6.3.7. Concentração de C, N e lignina dos resíduos.....	64
6.4. Resultados e Discussão.....	64
6.4.1. Adição de C e N e qualidade dos resíduos vegetais.....	65
6.4.2. Emissão de N ₂ O.....	66
6.4.3. Variáveis controladoras das emissões de N ₂ O.....	71
6.5. Conclusões.....	75
7. ESTUDO III. Oxidação de metano em solos sob diferentes sistemas de manejo.....	77
7.1. Resumo.....	77
7.2. Introdução.....	78
7.3. Material e Métodos.....	79
7.3.1. Tratamentos avaliados.....	79
7.3.2. Períodos de avaliação.....	80
7.3.3. Dados meteorológicos.....	81
7.3.4. Preparação das subparcelas para o estudo....	82
7.3.5. Amostragem e análise dos gases.....	83
7.3.6. Análises complementares.....	83
7.4. Resultados e Discussão.....	83
7.4.1. Efeito do preparo do solo.....	83
7.4.2. Efeito das leguminosas de inverno e verão....	87
7.4.3. Efeito da adubação nitrogenada.....	90
7.5. Conclusões.....	92
8. ESTUDO IV. Potencial de aquecimento global de sistemas de manejo de solo agrícola no Rio Grande do Sul....	94
8.1. Resumo.....	94
8.2. Introdução.....	95
8.3. Material Métodos.....	97
8.3.1. Cálculo do potencial de aquecimento global dos sistemas de manejo.....	97

8.3.2 Custos em C equivalente (CE).....	98
8.3.3 Estimativa da sustentabilidade dos sistemas.....	98
8.4. Resultados e Discussão.....	99
8.4.1. Custos em C equivalente das operações e insumos agrícolas.....	99
8.4.2. Potencial de aquecimento global parcial.....	100
8.4.3. Potencial de aquecimento global total.....	102
8.4.4. Índice de sustentabilidade.....	102
8.5. Conclusões.....	105
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	106
10. APÊNCIDES.....	115

RELAÇÃO DE TABELAS

		Página
1	Emissão de N ₂ O acumulada no período pós-manejo para os sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M) com e sem adubação nitrogenada ambos em plantio direto (PD). Todos os sistemas continham subparcelas com e sem planta durante período de avaliação. Ano: 2004/2005.....	45
2	Adição de N, via fitomassa da parte aérea, emissão acumulada anual expressa em kg N-N ₂ O e em kg C-CO ₂ nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M) com e sem adubação nitrogenada (180 e 0 N) e de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) sem adubação nitrogenada, ambos sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD) no ano de 2003/2004 e sob plantio direto (PD). Todos os sistemas continham subparcelas sem a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2004/2005.....	49
3	Coeficiente de correlações obtido a partir da relação de emissão de N ₂ O com as concentrações de amônio (NH ₄ ⁺ , mg N kg ⁻¹), nitrato +nitrito (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ , mgN kg ⁻¹) no solo e com a umidade gravimétrica (u _g , g g ⁻¹) nos diferentes sistemas de manejo.....	51
4	Adições de N via fitomassa da parte aérea dos resíduos culturais e teores de lignina e relações C/N e lignina/N desses resíduos.....	65
5	Emissão média anual de CH ₄ (μg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M) e de ervilhaca em sucessão com milho (E/M), ambos sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD). Todos os sistemas continham subparcelas sem a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2003/2004.....	84
6	Emissão média anual de CH ₄ (μg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de leguminosas de verão em consórcio com o milho (guandu+milho - G+M ou lablab+milho - L+M) e de leguminosa de inverno em sucessão com o milho (ervilhaca/milho - E/M) ou de leguminosa consorciada com uma gramínea no inverno e verão (aveia+ervilhaca/ milho+caupi - A+E/M+C). Ano: 2003/2004.....	88
7	Emissão média de CH ₄ (μg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹) referente ao período pós-manejo (38 a 45 dias) de sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M), com e sem	

	adubação nitrogenada (180 e 0 N) e, de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) sem adubação nitrogenada, sendo todos os sistemas em plantio direto (PD). Todos os sistemas continham subparcelas com e sem a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2004/2005.....	90
8	Custo em carbono equivalente (kg CE ha ⁻¹ ano ⁻¹) dos insumos e das operações agrícolas tomando como base a quantidade consumida em um ano.....	99
9	Potencial de aquecimento global (PAG) em kg CE ha ⁻¹ ano ⁻¹ segundo as operações agrícolas e quantidade de insumos agrícolas, acúmulo de carbono orgânico no solo (SOC) e emissão dos gases do efeito estufa, N ₂ O e CH ₄ , para o período anual (2003/2004) em sistemas de manejo que incluem o preparo convencional (PC) e plantio direto (PD) e, o cultivo de leguminosas e/ou gramíneas (ervilhaca-E, aveia-A e aveia+ervilhaca, A+E) no inverno e de gramínea (milho-M) no verão, ou de gramínea+leguminosa (milho+guandu-M+G, milho+lalab-M+L, milho+caupi-M+C) no verão.....	101
10	Rendimento médio de grãos de milho considerando 19 e 20 anos de experimento, potencial de aquecimento global (PAG) e índice de sustentabilidade em sistemas de manejo sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD) e sob o cultivo de leguminosas e/ou gramíneas (ervilhaca - E, aveia-A e aveia+ervilhaca, A+E) no inverno e de gramínea no verão (milho-M) ou gramínea + leguminosa (milho+guandu - M+G, milho+lalab - M+L, milho+caupi - M+C) no verão.....	104

RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
1 Hierarquia das variáveis controladoras dos processos de produção de N ₂ O no solo (a) desnitrificação, (b) nitrificação.....	12
2 Croqui com a distribuição dos tratamentos a campo nos experimentos 1 (a) desde 1985 com 3 sistemas de preparo de solo (preparo convencional-PC, preparo reduzido-PR e plantio direto – PD) e com três sistemas de cultura e experimento 2 (b) desde 1983 cultivado em plantio direto (PD) com dez sistemas de cultura em consórcio ou em sucessão com o milho nos quais foram conduzidas a presente pesquisa.....	25
3 Calendário das avaliações de emissões de CH ₄ e N ₂ O e das operações agrícolas realizadas nos anos de (a) 2003/2004 e (b) 2004/2005.....	27
4 Vista geral do dispositivo (câmara e base) utilizado para coleta de gás em subparcelas 2x2m.....	29
5 Calendário das avaliações de emissão de N ₂ O e das operações agrícolas realizadas nos anos de (a) 2003/2004 e (b) 2004/2005, as respectivas operações agrícolas.....	35
6 Dados de temperatura média do ar (°C) e precipitação pluviométrica (mm) durante o período de avaliação das emissões de N ₂ O durante os anos de 2003/2004 (a) e 2004/2005 (b).....	37
7 Emissões de N ₂ O (µg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) e aveia em sucessão com milho (E/M), ambos sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC). Todos os sistemas continham as subparcelas sem a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2003/2004. As setas indicam eventos de chuva. As barras de erro correspondem ao erro padrão da média.....	39
8 Emissão acumulada de N ₂ O (mg N m ⁻²) referente ao período pós-manejo (45 dias) e anual (345 dias) dos sistemas de manejo que incluem o cultivo de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) e de aveia em sucessão com milho (E/M) ambos sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC). Todos os sistemas continham as subparcelas sem a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2003/2004.....	42
9 Emissões de N ₂ O (µg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho, com e	

	sem adubação nitrogenada (180N e 0N), e de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) sem adubação nitrogenada (0N), todos sob plantio direto (PD). Todos os sistemas continham as subparcelas com a presença de planta durante o período de avaliação. As barras de erro correspondem ao erro padrão da média. Ano: 2004/2005.....	44
10	Emissões de N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho com (a) e sem (b) adubação nitrogenada ,e o cultivo de ervilhaca em sucessão com milho sem adubação nitrogenada (b), todos sob plantio direto (PD). Todos os sistemas continham subparcelas com e sem a presença da planta de milho durante a avaliação. Ano: 2004/2005. As barras de erro correspondem ao erro padrão da média.....	46
11	Correlação linear entre emissões de N ₂ O (μg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹) obtidos nos sistemas com e sem planta (*: dados não considerados na correlação).....	47
12	Emissão acumulada de N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻²) referente ao período anual em 2003/2004 (345 dias), e, ao período pós-manejo em 2003/2004 e 2004/2005 (45 dias para PD E/M 0N e 38 dias para PD A/M 0N) medidos nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) e de aveia em sucessão com milho (E/M) ambos sob plantio direto (PD). Todos os sistemas continham as subparcelas sem a presença de planta durante o período de avaliação.	48
13	Relação entre as emissões de N ₂ O com: (A) concentração de amônio no solo (NH ₄ ⁺) e umidade gravimétrica (Ug); e (B) concentração de amônio (NH ₄ ⁺) e carbono solúvel em água (Cs) no sistema PD E/M 0N. Ano: 2003/2004.....	53
14	Relação entre as emissões de N ₂ O com: (A) concentração de nitrato+nitrito (NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻) no solo e umidade gravimétrica (Ug); e com (B) concentração de nitrato+nitrito (NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻) e carbono solúvel em água (Cs) no sistema PD E/M 0N. Ano 2003/2004.....	54
15	Relação entre emissões de N ₂ O com: (A) concentração de amônio no solo (NH ₄ ⁺) e umidade gravimétrica (Ug); e (B) concentração de amônio no solo (NH ₄ ⁺) carbono solúvel em água (Cs,) no sistema PC E/M 0N. Ano 2003/2004.....	55
16	Relação entre emissões de N ₂ O com: (A) concentração de nitrato+nitrito (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻) no solo e umidade gravimétrica (Ug); e (B) concentração de nitrato+nitrito (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻) no solo e carbono solúvel em água (Cs) no sistema PC E/M 0N. Ano 2003/2004.....	56
17	Calendário das avaliações de emissão de N ₂ O e das operações agrícolas realizadas no ano de 2003/2004.....	62
18	Dados de temperatura média do ar (°C) e precipitação (mm) durante os meses de novembro de 2003 a outubro de 2004 (fonte: Deperatmento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia –UFRGS).....	62
19	Emissão acumulada anual (345 dias) de N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻²)	

	nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de leguminosas de verão em consórcio com o milho (guandu+milho - G+M ou lablab+milho - L+M), de leguminosa de inverno em sucessão com o milho (ervilhaca/milho - E/M) ou de leguminosa consorciada com uma gramínea no inverno e verão (aveia+ervilhaca/ milho+caupi – A+E/M+C). Todos sistemas sob plantio direto (PD). Ano: 2003/2004.....	66
20	Correlação linear entre emissão anual (345 dias) acumulada de N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻²) e aporte anual de N via resíduos.(* ponto referente ao sistema G+M que não está incluído no ajuste da reta obtida).....	67
21	Emissões de N ₂ O (μg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de leguminosas de verão em consórcio com o milho (guandu+milho - G+M ou lablab+milho - L+M), de leguminosa de inverno em sucessão com o milho (ervilhaca/milho - E/M) ou de leguminosa consorciada com uma gramínea no inverno e verão (aveia+ervilhaca/ milho+caupi – A+E/M+C). Todos sistemas sob plantio direto (PD). Ano: 2003/2004. As setas indicam eventos de chuva. As barras de erro correspondem ao erro padrão da média.....	68
22	Concentração de amônio (NH ₄ ⁺) e nitrato + nitrito (NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻) no solo, analisados em amostras (camada: 0 a 20 cm) de solo coletadas de diferentes sistemas de cultura no sistema plantio direto (PD) nos dias de avaliação das emissões do N ₂ O nos sistemas leguminosas de inverno (A) e nos sistemas com leguminosas de verão (B). Ano de 2003/2004.....	69
23	Relação entre emissões de N ₂ O com: (A) concentração de amônio (NH ₄ ⁺) e porosidade preenchida por água (PPA); (B) concentração de nitrato+nitrito (NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻) e porosidade preenchida por água (PPA); (C) concentração de amônio (NH ₄ ⁺) e carbono solúvel em água (Cs); e (D) concentração de nitrato + nitrito (NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻) no solo e carbono solúvel em água (Cs) no sistema A+E/M+C. Ano 2003/2004.....	72
24	Relação entre emissões de N ₂ O com: (A) concentração de amônio (NH ₄ ⁺) e porosidade preenchida por água (PPA); (B) concentração de amônio (NH ₄ ⁺) no solo e carbono solúvel em água (Cs); (C) concentração de nitrato+nitrito (NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻) e PPA; e (D) concentração de nitrato+nitrito (NO ₃ ⁻ +nitrito) no solo e carbono solúvel em água (Cs) no sistema PD G+M. Ano 2003/2004.....	73
25	Relação entre emissões de N ₂ O com: (A) concentração de amônio (NH ₄ ⁺) e porosidade preenchida por água (PPA); (B) concentração de nitrato+nitrito (NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻) e PPA; (C) concentração de amônio (NH ₄ ⁺) e carbono solúvel em água (Cs); e (D) concentração de nitrato+nitrito (NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻) no solo e carbono solúvel em água (Cs) no PD L+M. Ano 2003/2004.....	74
26	Calendário das avaliações de emissão de CH ₄ e das operações agrícolas realizadas nos anos de (a) 2003/2004 e de (b) 2004/2005.....	81

27	Dados de temperatura média do ar (°C) e precipitação pluviométrica (mm) durante o período de avaliação das emissões de CH ₄ durante os anos de 2003/2004 (a) e 2004/2005 (b).....	82
28	Emissões de CH ₄ nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M) (a), e de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) (b), ambos em plantio direto (PD) e preparo convencional (PC). Todos os sistemas continham as subparcelas sem a presença da planta de milho durante a avaliação. Ano: 2003/2004.....	84
29	Umidade gravimétrica do solo (Ug), concentrações de amônio (NH ₄ ⁺) e nitrito + nitrato (NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻) no solo analisadas em amostras (camada de 0 a 20 cm) coletadas dos sistemas de manejo que incluem as sucessões de aveia com milho (A/M, figura A) ou ervilhaca o milho (E/M, figura B) ambos em plantio direto (PD) e preparo convencional. Coletas realizadas nos dias de avaliação das emissões do N ₂ O. Ano de 2003/2004.....	86
30	Umidade gravimétrica do solo (Ug), concentrações de amônio (NH ₄ ⁺) e nitrito + nitrato (NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻) no solo analisadas em amostras (camada de 0 a 20 cm) coletadas dos sistemas de manejo que incluem as leguminosas de inverno em sucessão com o milho e em consórcio com a aveia (a), e nos sistemas que incluem as leguminosas de verão semeadas em consórcio com o milho (b). Ano de 2003/2004.....	89
31	Emissão/ absorção de CH ₄ nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M) e aplicação de adubação nitrogenada (180 N) em plantio direto. Todos os sistemas continham subparcelas com e sem a presença da planta de milho durante a avaliação. Ano: 2004/2005.....	91

RELAÇÃO DE APÊNDICES

1	Emissões de N_2O ($\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$) no ano de 2003/2004 para os solos sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC) e com as culturas de aveia/milho (A/M), ervilhaca/milho (E/M) e, somente sob plantio direto (PD) para as culturas de aveia+ervilhaca/milho + caupi (AE/MC), lablab+milho (L+M), guandu+milho (G+M). (DP=desvio padrão da média; EP=erro padrão da média).....	115
2	Emissão de CH_4 ($\mu g C-CH_4 m^{-2} h^{-1}$) no ano de 2003/2004 para os solos sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC) e com as culturas de aveia/milho (A/M), ervilhaca/milho (E/M) e, somente sob plantio direto (PD) para as culturas de aveia+ervilhaca/milho + caupi (AE/MC), lablab+milho (L+M), guandu+milho (G+M). (DP=desvio padrão da média; EP=erro padrão da média).....	118
3	Emissões de N_2O no ano de 2004/2005 para os solos sob plantio direto (PD) e com as culturas de aveia/milho (A/M) com ($180 kg N ha^{-1}$) e sem adubação nitrogenada ($0 kg N ha^{-4}$) e ervilhaca/milho (E/M) sem adubação nitrogenada ($0 kg N ha^{-1}$) (DP=desvio padrão da média; EP=erro padrão da média).....	121
4	Emissões de CH_4 no ano de 2004/2005 para os solos sob plantio direto (PD) e com as culturas de aveia/milho (A/M) com ($180 kg N ha^{-1}$) e sem adubação nitrogenada ($0 kg N ha^{-4}$) e ervilhaca/milho (E/M) sem adubação nitrogenada ($0 kg N ha^{-1}$) (DP=desvio padrão da média; EP=erro padrão da média).....	123
5	Concentração de amônia (NH_4^+) e nitrato + nitrito ($NO_3^-+NO_2^-$) no em amostras de solo sob plantio direto (PD) e com as culturas de aveia/milho (A/M) com ($180 kg N ha^{-1}$) e sem adubação nitrogenada ($0 kg N ha^{-4}$) e ervilhaca/milho (E/M) sem adubação nitrogenada ($0 kg N ha^{-1}$) (N.D.= não determinado, r1=repetição 1 e r2= repetição 2)	125
6	Concentração de amônia (NH_4^+) e nitrato + nitrito ($NO_3^-+NO_2^-$) no solos sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC) e com as culturas de aveia/milho (A/M), ervilhaca/milho (E/M) e, somente sob plantio direto (PD) para as culturas de aveia+ervilhaca/milho + caupi (AE/MC), lablab+milho (L+M), guandu+milho (G+M).....	127
7	Composição bioquímica dos resíduos vegetais.....	129

1. INTRODUÇÃO

Os gases do efeito estufa (GEE) apresentam capacidade de absorver a radiação infravermelha emitida pelo solo, o que mantém a temperatura média do planeta em aproximadamente 15° C (Baird, 2002). Entretanto, no último século, as atividades relacionadas à produção industrial e uso agrícola dos solos tem causado aumento expressivo na concentração dos gases do efeito estufa, com destaque para o dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄), o que tem sido responsável, ao menos em parte, pelo aquecimento global e seus impactos negativos na agricultura e sociedade de modo geral. Esse fenômeno tem sido chamado de efeito estufa antrópico ou antropogênico.

A agricultura contribui com cerca de 20% da emissão antropogênica dos GEE, sendo responsável por 21-25 % do total das emissões de CO₂, 55-60% de CH₄ e 65-80% do N₂O (Houghton et al., 2001). A contribuição da agricultura às emissões de CO₂ decorre da mudança de uso da terra (floresta para pastagem ou cultivo de culturas anuais), da queima de biomassa e da emissão de CO₂ pelo solo. Por sua vez, a emissão de N₂O pela agricultura está relacionada com a dinâmica do N no solo, a qual sofre influência do uso de plantas de cobertura leguminosas e das adições de adubação nitrogenada mineral. O CH₄ é oxidado a CO₂ pela microbiota em solos aerados, os quais usualmente atuam como um dreno deste gás quando sob vegetação nativa e têm essa capacidade diminuída quando sofrem processos de degradação (Moiser et al., 1991; Lessard et al., 1994; Kessavalou et al., 1998). Emissões relevantes de CH₄ são observadas em solos alagados, tendo a cultura do arroz irrigado um importante papel nesse sentido na região Sul do Brasil (Costa, 2005).

Dentre outros fatores, as práticas de manejo de solo afetam as emissões desses três principais GEE. Os sistemas de preparo e de culturas afetam o balanço entre a absorção de C fotossintetizado e a emissão de CO₂ do solo para atmosfera, o que irá caracterizar o solo como dreno (absorção>emissão) ou fonte (emissão>absorção) deste gás para a atmosfera. Nesse sentido, o sistema plantio direto tem resultado num acúmulo de C na matéria orgânica do solo, sendo que as maiores taxas têm sido verificadas quando o plantio direto é associado a sistemas de sucessão/rotação de culturas com alto aporte de resíduos vegetais (Amado et al., 2000; Diekow et al., 2004). Por outro lado, o sistema plantio direto pode afetar as emissões de N₂O para a atmosfera, a qual será dependente da disponibilidade de N mineral e do espaço poroso do solo que afetará a difusão do O₂ no solo, entre outros fatores (Eincher, 1990; Smith et al., 1998; Kessavalou et al., 1998; Ruser et al., 1998; Ball et al. 1999a; Glatzel & Stahr, 2001).

O uso de leguminosas em sistemas de rotação de culturas aumentam as taxas de emissão de N₂O em comparação a sistemas exclusivamente com gramíneas (Eincher, 1990; Baggs et al., 2003), mas, por outro lado, as emissões deste gás são potencialmente maiores quando do uso de adubos nitrogenados minerais (Eincher, 1990; Aulakh et al., 2001, Baggs et al., 2003). Desta forma, o suprimento parcial de N por culturas leguminosas pode ser uma alternativa para mitigação das emissões de N₂O decorrente do uso de fertilizantes minerais, o que tem um enfoque especial ainda em agricultura de subsistência, com baixo aporte de insumos, realizada em muitas regiões tropicais e subtropicais.

A influência da adubação nitrogenada e do uso de leguminosas também é verificada na capacidade de oxidação de CH₄ a CO₂ no solo. O aumento da concentração de amônio (NH₄⁺) no solo pode causar competição com o CH₄ pela enzima mono-oxygenase que é responsável pela sua oxidação. Outro aspecto relacionado a considerar é a provável relação da redução da absorção de CH₄ com a degradação da qualidade física do solo, a qual afeta a difusão de O₂ e pode determinar a ocorrência de metanogênese, passando o solo a atuar como uma fonte potencial de CH₄ para a atmosfera (Powlson et al., 1997; Ruser et al., 1998; Hütsch, 1998; Kessavalou et al., 1998; Glatzel & Stahr, 2001). Por outro lado, pode-se inferir que a recuperação

da qualidade física do solo pode determinar a recuperação da capacidade do solo em oxidar CH₄.

O efeito integrado da combinação das diferentes práticas de manejo de solo na emissão dos GEE é de difícil previsão e é altamente dependente do tipo de solo e das condições ambientais, o que determina a necessidade de realização de pesquisas em nível regional. Outro aspecto a salientar é que estudos visando a avaliação da contribuição líquida da adoção de sistemas conservacionistas de manejo na mitigação do forçamento radioativo da atmosfera devem quantificar o efeito dessas práticas sobre as emissões dos três principais GEE, bem como considerar os custos adicionais, em equivalente C-CO₂ (CE-CO₂), das operações agrícolas e da produção de insumos agrícolas. Apesar de emitidos em menor quantidade, o N₂O e o CH₄ apresentam, respectivamente, um potencial de aquecimento 296 e 23 vezes superiores ao do CO₂ (Houghton et al., 2001), o que justifica a importância da avaliação destes gases quando do estudo de práticas de manejo com potencial de mitigação do aquecimento global.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. O aquecimento global e a agricultura

O fenômeno do aquecimento global tem causado preocupação à saúde e a segurança pública diante da vulnerabilidade da agricultura, das florestas, das regiões costeiras e dos sistemas marinhos (McCarthy et al., 2001). O aquecimento global é causado pelo aumento da concentração dos GEE na atmosfera, com destaque para o CO₂, CH₄ e N₂O. Os GEE ocorrem naturalmente na atmosfera e são responsáveis pela manutenção da temperatura média do planeta em +15°C (Baird, 2002). Porém, desde a Revolução Industrial, verifica-se que a utilização de combustíveis fósseis, a intensa atividade industrial, e as mudanças de uso da terra estão gerando o aumento da concentração destes gases na atmosfera, e, conseqüentemente, uma intensificação do efeito estufa que causa o aquecimento.

Os GEE presentes na atmosfera absorvem parte da radiação infravermelha emitida pela superfície do planeta. A radiação solar aquece a superfície terrestre, e este corpo aquecido, emite radiação infravermelha (4 a 50 µm) que é absorvida pelos GEE (Baird, 2002). A absorção dessa radiação faz com que essa energia se mantenha na superfície terrestre causando aquecimento. Cada GEE apresenta uma capacidade de aquecimento em função de suas características moleculares e de seu tempo de permanência na atmosfera. Baseado nisto, é calculado o potencial de aquecimento global (PAG) de cada GEE considerando o CO₂ como referência. O N₂O e o CH₄, para um prognóstico de 100 anos, apresentam PAG de 296 e 23, respectivamente (Houghton et al., 2001). Ou seja, N₂O e CH₄ apresentam 296 e 31 vezes maior potencial de aquecimento do que o CO₂.

A concentração do CO₂ na atmosfera terrestre passou de 280 ppm em 1750 para 365 ppm, em 1998. Isso representa um aumento de 31% da concentração deste GEE na atmosfera que ocorreu, principalmente devido à atividade industrial, queima de combustíveis fósseis e mudanças do uso da terra. A queima de combustíveis fósseis aparece contribuindo com 3/4 da emissão deste gás (Houghton et al., 2001). Em países do hemisfério norte, onde há intensa atividade industrial, prevalece a contribuição pelas indústrias. Em países com alto potencial agrícola, como o Brasil, as queimadas e as mudanças de uso da terra são importantes fontes de emissão de C-CO₂ para a atmosfera. A agricultura responde por apenas 20 a 25% da contribuição nas emissões totais de CO₂, o qual tem um papel de destaque no ponto de vista do aquecimento global por ser o mais abundante na atmosfera e pelas grandes emissões oriundas de atividades antrópicas (Houghton et al., 2001).

O N₂O aumentou sua concentração na atmosfera em 16%, passando de 270 ppb para 316 ppb, desde a Revolução Industrial. A emissão antropogênica do N₂O ocorre devido à atividade industrial, queima de biomassa e, principalmente, pelas atividades agrícolas. Estima-se que 65 a 80% das emissões totais deste gás resultam direta ou indiretamente de atividades agrícolas (Houghton et al., 2001). Segundo Mosier (2002) o aumento da concentração do N₂O na atmosfera está diretamente associado à interferência do homem no ciclo do N, o que está principalmente relacionado com a agricultura.

De fato, solos agrícolas recebem suprimento de N para garantir boas produtividades das culturas. As formas minerais de N no solo são fontes potenciais de N₂O para atmosfera, uma vez que a atividade microbiana transforma o nitrato (NO₃⁻) e/ou amônia (NH₄⁺) do solo, produzindo este gás. Normalmente, o aumento de N mineral do solo associado à aplicação de adubos nitrogenados contribui para as emissões de N₂O (Eichner, 1990; Smith, 1998; Glatzel & Stahr, 2001; Kravchenko et al., 2002). Além de disponibilizar altas quantidades de N, a adubação mineral gera emissão dos GEE por ocasião da produção destes insumos, sendo que este aspecto deve somar-se ao aumento das emissões de N₂O quando da aplicação em solos agrícolas. Segundo Pachauri (2001), fontes alternativas de N, como as leguminosas podem diminuir a emissão de N₂O em solos agrícolas, o que pode ser

decorrente da liberação mais gradativa do N em comparação aos fertilizantes minerais, bem como por algum aspecto relacionado à dinâmica conjunta do C e do N no solo (Baggs et al., 2003).

O CH₄ teve acréscimo na sua concentração de 1060 ppb, o que corresponde a um aumento de 150% desde a Revolução Industrial (Houghton et al., 2001). O acréscimo da emissão de CH₄ está relacionado com a extração de combustível fóssil, queima de biomassa, tratamento do lixo urbano, mas em grande parte, pela atividade agropecuária, com destaque para a produção entérica de CH₄ pelo rebanho bovino e pela cultura do arroz irrigado (Houghton et al., 2001). Em adição, a conversão de solos de sistemas naturais para exploração agrícola pode diminuir a capacidade de absorção de CH₄ do solo, contribuindo para este balanço negativo entre fontes e sumidouros de CH₄.

Frente à problemática de aquecimento global, destaca-se o papel potencial da agricultura em atuar como um dreno de GEE, contribuindo para mitigação do forçamento radiativo da atmosfera. Pesquisas mostram que as técnicas desenvolvidas atualmente para melhorar a produtividade das culturas, e manter sistemas sustentáveis também contribuem para a diminuição ou mitigação dos GEE. Dentre as práticas de manejo destacam-se o sistema plantio direto e o uso de leguminosas como plantas de cobertura em sistemas de rotação de culturas, os quais têm um potencial de mitigar as emissões de CO₂ a partir do seqüestro de C no solo e reduzir as emissões de N₂O para atmosfera a partir da maior eficiência do uso e manejo do N em sistemas de produção.

2.2. Emissões dos gases do efeito estufa em solos agrícolas

2.2.1. Emissões de CO₂ e o potencial de mitigação de solos agrícolas

O solo é o maior reservatório natural de carbono. Estima-se que a quantidade de C nos solos está entre 1200 a 1600 Pg, sendo que na vegetação terrestre a quantidade estimada é de 550 a 700 Pg e na atmosfera, é próximo a 750 Pg (Poste et al., 1990; Sundquist, 1993). Ao converter os ecossistemas naturais em agrícolas, usualmente ocorrem grandes perdas de C do solo na

forma de CO₂ para a atmosfera (Moiser et al., 1991). No Rio Grande do Sul, a conversão de solos de mata ou campo nativo para solos agrícolas gerou perdas de mais da metade do C do solo entre 10 a 15 anos de uso e manejo inadequado (Mielniczuk, 1999). Atualmente, com o uso de técnicas conservacionistas de manejo de solo, parte dos estoques de C do solo está sendo recuperados. Nesse sentido, Cole et al. (1996) sugerem que a capacidade de recuperação do C do solo é 1/2 a 2/3 da quantidade inicialmente existente, entretanto, o potencial de recuperação do C perdido está relacionado ao histórico da área, às condições ambientais e das características do sistema de manejo adotado (Bayer et al., 2006a).

O sistema plantio direto ao determinar uma baixa mobilização do solo contribui para a redução das taxas de decomposição da matéria orgânica do solo. Quando associado a sistemas de culturas com alto aporte de resíduos vegetais, o sistema plantio direto atua como um dreno de CO₂ da atmosfera o qual acumula na matéria orgânica do solo (Bayer et al., 2006a; Diekow et al. 2004). A utilização de leguminosas em sucessão ou em consórcio com a cultura comercial tem se constituído numa prática interessante ao suprimento de N ao solo trazendo benefícios na adição de resíduos e na matéria orgânica do solo. A qualidade do resíduo adicionado ao solo também pode afetar o acúmulo de matéria orgânica no solo, sendo que resíduos mais recalcitrantes apresentam-se mais resistentes a mineralização microbiana (Paustian et al., 1997).

Embora o manejo seja fundamental para a diminuição da emissão do CO₂ e capacidade de recuperação do C no solo, o potencial deste solo para a recuperação também depende de características do mesmo. A textura do solo influencia no acúmulo de matéria orgânica do solo por proporcionar proteção física da mesma. Vários estudos realizados mostram que solos com textura argilosa apresentam uma matéria orgânica mais estável do que solos com textura grosseira o que é decorrente da capacidade de interação da fração mineral com a matéria orgânica e a sua proteção dentro de macro e microagregados (Bayer et al., 2006b).

A combinação de variáveis climáticas, que define o potencial de adição de fitomassa bem como a influencia a decomposição da matéria orgânica, associada à textura e mineralogia do solo, irão definir conjuntamente

o potencial de acúmulo de C no solo pelos sistemas conservacionistas de manejo em comparação aos sistemas convencionais. A avaliação dos estoques de balanço de C no solo pode ser uma das ferramentas para quantificar o balanço entre a absorção e emissão de C em diferentes sistemas de produção (Costa et al., 2006).

2.2.2. Emissões de N₂O

A emissão de N₂O em solos agrícolas é altamente favorecida pela aplicação de adubos nitrogenados minerais (Eincher 1990; Smith et al., 1997, Smith et al., 1998). Segundo levantamento realizado, em média, 1,25% do N aplicado na forma de uréia é perdido como N₂O (Houghton et al., 1996). Porém, se observa que essa perda pode ser bastante variável, já que depende de características do solo, do ambiente e do manejo da adubação nitrogenada adotado. Nesse sentido, Veldkamp & Keller (1997) verificaram emissões de N₂O variando de 1,3 a 2,9 % do N aplicado em plantação de banana na Costa Rica, enquanto Veldkamp et al. (1998) verificaram perdas de até 6,8 % quando da aplicação de 300 kg N ha⁻¹. Por outro lado, Smith et al. (1998) em região de clima temperado, quantificaram perdas de N na forma de N₂O variando de 0,16 a 0,67% do N aplicado na forma de uréia. As perdas de N na forma de N₂O nesta ordem de grandeza são significativas para o efeito estufa antropogênico, já que o N₂O apresenta alto potencial de aquecimento global.

As maiores taxas de emissão de N₂O são obtidos em período a seguir a aplicação de fertilizante nitrogenado mineral ao solo. Moiser et al. (1997) observaram a influência da adição de N no aumento da emissão de N₂O do solo em experimentos sob pastagens. Em um dos experimentos, localizado no Alaska, a emissão que apresentava média anual de 4,2 µg N m⁻²h⁻¹, alcançou 20 µg N m⁻²h⁻¹ após 30 dias da aplicação de uréia. Em outro experimento também sob pastagem, em Porto Rico, a emissão de N₂O em solo que recebeu adubação nitrogenada mineral, mostrou valores de 7 a 12 vezes maior do que em solo sem aplicação do N mineral. O efeito do adubo mineral é intenso em um curto período, que geralmente varia entre uma a quatro semanas após a aplicação do fertilizante nitrogenado mineral. Porém, em experimentos de longa duração em que foram avaliadas emissões em mais de

um ano, verifica-se que a média anual de emissão de N_2O também foi influenciada. Em trabalho realizado por Moiser et al. (1997), verificou-se que a emissão média anual de N_2O em solo que recebe fertilizante nitrogenado mineral foi de 2 a 4 vezes maior do que em solo que não é adubado com N mineral.

Em contrapartida, sabe-se que a adubação nitrogenada mineral é prática necessária e eficiente para a melhor produtividade de grãos e de matéria seca. A adição de N ao solo por adubação mineral coloca no solo grandes quantidades de N prontamente disponível, que, se não absorvido pela planta ou imobilizado torna-se disponível para a formação de N_2O . O suprimento de N também pode ser realizado parcialmente, pela utilização de leguminosas como plantas de cobertura. A inclusão das leguminosas tem expressivo efeito no suprimento de N e aumento na produtividade de culturas em sucessão e também para a recuperação de solos degradados (Aita, 1997; Aita et al., 2003; Amado et al., 2000). Em levantamento realizado por Aita (1997) destaca-se a quantidade de N presente na fitomassa de leguminosas que varia de 93 a 112 $kg\ ha^{-1}$ para leguminosas de inverno, e de 103 a 189 $kg\ ha^{-1}$ no caso das leguminosas de verão.

Estudos sobre as emissões de N_2O na região sul do Brasil são recentes, e em sua maioria, não estudam o efeito da adição dos resíduos de leguminosas utilizadas como planta de cobertura. No município de Tibagi, no Paraná, Neto (2003) ao avaliar as emissões de N_2O em solo cultivado por 12 e 22 sob plantio direto, nas sucessões milho/trigo e soja/trigo obteve valores que variaram entre - 14,7 a 35,8 $\mu g\ de\ N-N_2O\ m^{-2}\ dia^{-1}$, sendo que o plantio direto de 22 anos apresentou uma tendência de maiores taxas de emissão. Também no estado do Paraná, em Ponta Grossa, Pavei (2005) não verificou influência do revolvimento do solo pela gradagem e incorporação dos resíduos, na emissão de N_2O , ao comparar resultados obtidos em solo sob plantio direto, preparo mínimo e convencional no ano em que se implementou a rotação aveia branca/soja/trigo. As médias anuais das emissões foram de $15,91 \pm 7,39$; $20,57 \pm 8,81$ e $17,87 \pm 11,06\ \mu g\ N-N_2O\ m^{-2}h^{-1}$ para preparo convencional, mínimo e plantio direto, respectivamente. Porém, Jantália et al. (2004) em um experimento localizado em Passo Fundo (RS) observaram, que em solo como os latossolos que apresentam boa denagem o plantio direto não proporcionaram

condições anaeróbias que estimulariam a emissão de N_2O . Nestes trabalhos (Neto, 2003; Pavei, 2005) os maiores valores de emissão de N_2O foram associados à aplicação de adubação nitrogenada mineral. Jantália (2004).

Trabalhos que avaliam as emissões de N_2O em sistemas que utilizam leguminosas com alternativa para a adição de N ao solo são importantes para verificar o possível potencial dessa prática na mitigação das emissões deste gás em comparação aos fertilizantes nitrogenados. Segundo Eincher (1990), em regiões temperadas, as emissões de N_2O em solos cultivados com leguminosas variam de 0,34 a 4,6 kg N_2O ha⁻¹ e encontram-se na ordem das emissões naturais.

Porém, a magnitude da emissão de N_2O apresenta ampla variação dependendo da quantidade, da qualidade e do manejo do resíduo adicionado ao solo. Baggs et al. (2001), em experimento realizado em laboratório observaram a influência da qualidade do resíduo vegetal nas emissões de N_2O . Esses autores obtiveram ampla variação nos valores de emissões (3,4 mg N_2O-N m⁻² a 10 mg N_2O-N m⁻²) que mostraram correlação negativa com características bioquímicas dos resíduos, como conteúdo de polifenóis e a capacidade de ligação com proteínas dos substratos. Por outro lado, Baggs et al. (2003) ao utilizarem resíduos de centeio e feijão encontraram diferença no intervalo de 115 a 635 g N_2O-N ha⁻¹, sendo verificados os maiores valores de emissão no solo sob resíduo de centeio. Estes resultados evidenciam que o efeito da leguminosa na emissão de N_2O não é generalizado, sendo dependente do manejo dado à adubação nitrogenada quanto, provavelmente, às condições ambientais por ocasião da aplicação, bem como na sincronia de liberação e demanda de absorção pela planta.

Os preparos de solo podem apresentar expressivo efeito nas emissões de N_2O em solos agrícolas. Os efeitos dos preparos de solo estão relacionados, em parte, com a sua influência diante a qualidade física do solo e na taxa de decomposição dos resíduos culturais e da mineralização do N orgânico no solo. De maneira geral, os estudos têm verificado tendências de maiores emissões de N_2O em solos sob plantio direto do que em preparo convencional, e isso tem sido relacionado à condição de maior adensamento ou compactação do solo não revolvido, o que teria reflexo negativo na difusão do O_2 . Em estudo realizado por Ball et al. (1999a), a maior emissão de N_2O nos

solos em PD foi verificada, sendo restrita aos períodos imediatamente posteriores a ocorrência de chuvas. Apesar de picos de emissões ocorrerem, em ambos os preparos, estes foram mais intensos no solo sob PD, o que foi atribuído à menor porosidade de aeração, elevando os valores de porosidade preenchida por água e, em consequência, menor difusão de O_2 , do que o solo em PC. Da mesma forma, Aulakh et al. (1984), em um experimento com trigo, verificaram que as emissões de N_2O foram duas vezes mais altas no plantio direto em comparação ao preparo convencional, atingindo valores acima de $700 \text{ g } N_2O-N \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ em dois meses após a semeadura. Ball et al. (1999b) mostraram em um experimento com diferentes preparos de solo, que a emissão de N_2O apresentou respostas mais altas para ocorrência de chuva, particularmente em plantio direto.

Neste sentido, dois aspectos são importantes considerar. Primeiro, no que se refere à estrutura do solo é fundamental observar que quando manejado em condições adequadas de umidade e sem tráfego excessivo de máquinas, o solo em PD não apresenta grau avançado de compactação. E segundo, que a melhor condição de aeração do solo em PC deve-se limitar ao período que segue o revolvimento do solo, sendo que, posteriormente, o solo sofre um adensamento expressivo (Silva et al., 2006). Nessa condição, a dificuldade que existe é a avaliação da porosidade preenchida por água no solo em PC recém-preparado, sendo que não é adequado utilizar a densidade do solo determinada quando o solo encontra-se adensado para o cálculo desse índice para o período pós-preparo.

Em relação à dinâmica do N do solo e dos resíduos, os preparos de solo afetam basicamente as taxas de mineralização do N. Neste sentido, o não revolvimento do solo em PD determina uma menor mineralização do N do solo e uma liberação gradual do N presente nos resíduos, em comparação ao preparo convencional (Amado et al., 2000). O reflexo dessa alteração pelos preparos na taxa de mineralização do N dos resíduos na emissão do N_2O será dependente da espécie vegetal, se diferenciando, principalmente, quando se trata de gramíneas e leguminosas. Enquanto com resíduos de gramíneas não se espera praticamente um grande efeito do preparo nas emissões de N_2O , com leguminosas o solo em PD, por resultar numa decomposição gradual do

resíduo, possivelmente presente menores emissões de N_2O em comparação ao PC, principalmente no período imediatamente posterior ao manejo do solo.

A interação dos fatores como preparo de solo, qualidade do resíduo e adubação nitrogenada, bem como a influência destes nas variáveis concentração de C, O_2 e NO_3^- ou NH_4^+ no solo está apresentada em esquema proposto por Robertson (Firestone & Davidson, 1989) (Figura 1).

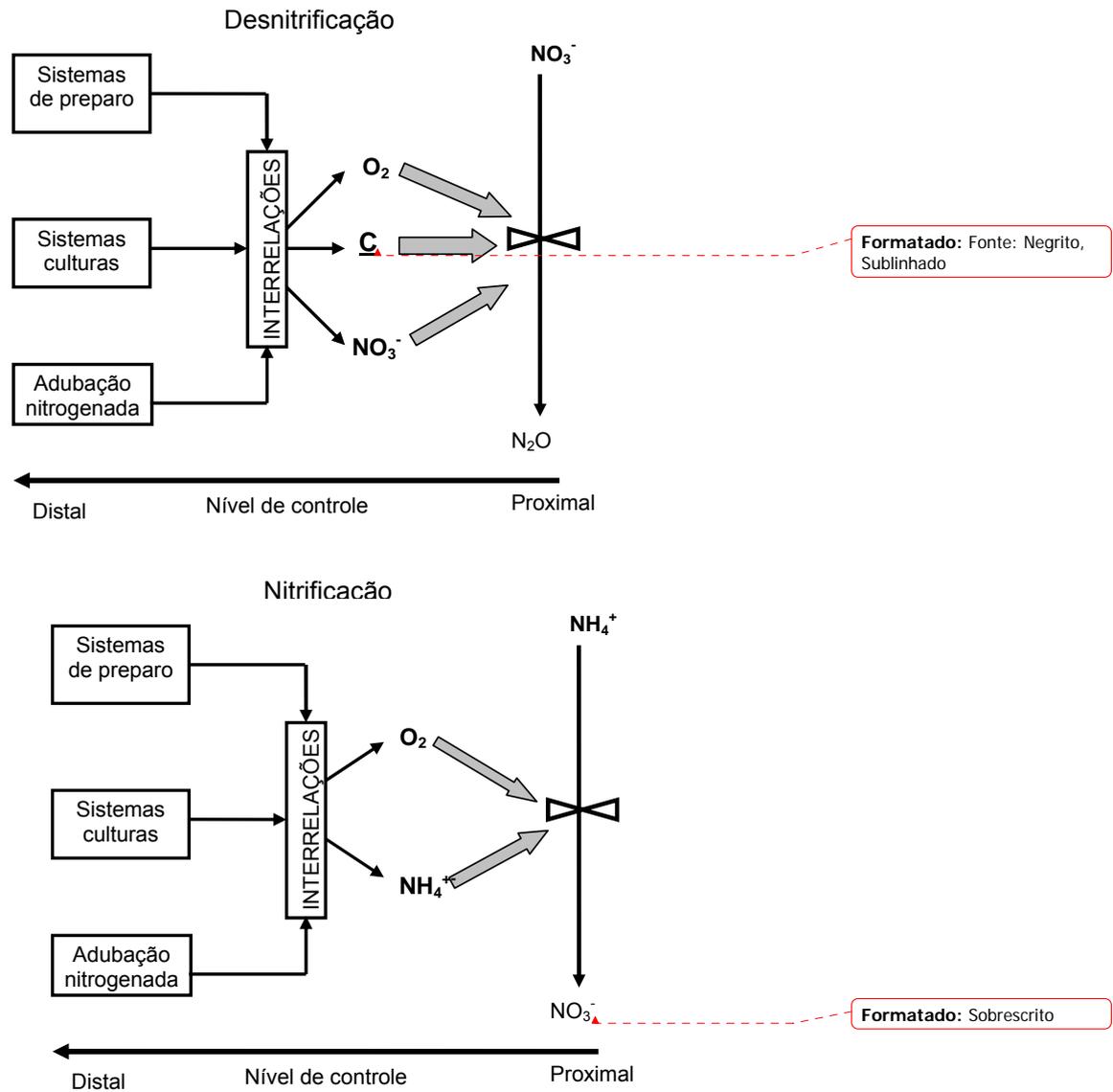


Figura 1. Hierarquia das variáveis controladoras dos processos de produção de N_2O no solo via (a) desnitrificação, (b) nitrificação (Firestone & Davidson, 1989).

Nesse modelo visualiza-se a hierarquia desses fatores que estão desde técnicas de manejo de solos a variáveis que influenciam nos processos microbiológicos de desnitrificação e nitrificação, principais processos de produção de N_2O no solo.

A ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação é determinada por condições do solo como suprimento de O_2 , conteúdo de água, temperatura e pH do solo, matéria orgânica, presença de resíduos vegetais e concentração de NH_4^+ e NO_3^- (Firestone & Davidson, 1989). No processo de nitrificação as bactérias quimioautotróficas oxidam o NH_4^+ (amônio) presente no solo produzindo N_2O e NO . A nitrificação é regulada pela presença de NH_4^+ ; NO_2^- (nitrito), NO_3^- (nitrato), PO_4^{3-} (fosfato), O_2 , acidez do solo, temperatura e potencial de água. A disponibilidade do NH_4^+ é considerada fator limitante na nitrificação, sendo este influenciado pela mineralização/ imobilização, presença de plantas, troca de cátions e difusão. A produção de N_2O via nitrificação ocorre quando as bactérias, ao oxidar o NH_4^+ , na ausência de O_2 , utilizam o NO_3^- como receptor de elétrons. Embora seja possível a produção de N_2O por nitrificação, as altas emissões de N_2O tem sido geralmente associadas a desnitrificação. No processo de desnitrificação os íons NO_2^- e NO_3^- são reduzidos à NO , N_2O ou a N_2 , conforme esquematizado abaixo:



As condições necessárias para a ocorrência da desnitrificação são: presença de bactérias com metabolismo adequado (em solos encontram-se as *Pseudomonas*); presença de redutores, como o carbono orgânico; a disponibilidade de NO_3^- , NO_2^- ou N_2O e restrição de O_2 . É provável que, quando os três últimos fatores (C, N-óxidos e O_2 restrito) ocorrem, as bactérias com mecanismo metabólico apropriado ocupem os nichos de desnitrificação. Na desnitrificação o O_2 é considerado fator limitante. As variáveis controladoras da desnitrificação são relativamente simples, porém em agroecossistemas os fatores que controlam a disponibilidade de O_2 , NO_3^- e carbono apresentam uma dinâmica complexa e os resultados são de difícil previsão (Firestone & Davidson, 1989).

Trabalhos conduzidos a campo relatam que altas taxas de emissões de N_2O ocorrem somente quando o solo apresenta alta porosidade preenchida por água (~60%), o que dificulta a difusão do O_2 no solo e propicia a formação de ambientes anaeróbios (Chang et al., 1998; Kessavalou et al., 1998). Segundo Firestone & Davidson (1989), em ambientes expostos à atmosfera, como o solo, a disponibilidade do O_2 é o fator limitante. Quando zonas anaeróbicas ocorrem em solos não fertilizados, a disponibilidade de NO_3^- pode controlar a intensidade do processo de desnitrificação. Entretanto em solos com aplicação de fertilizantes nitrogenados a disponibilidade do C prontamente decomponível pode ser uma variável determinante da intensidade da desnitrificação (Firestone & Davidson, 1989).

Em solos agrícolas, devido aos preparos de solo e o uso de fertilizantes minerais e leguminosas para suprimento de N às culturas sucessoras, espera-se que o efeito nas variáveis controladoras das emissões de N_2O intensifiquem as emissões deste gás para a atmosfera (Eincher, 1990; Chang et al., 1998; Kessavalou et al., 1998, MacKenzie et al., 1997).

2.2.3. Emissão/absorção de metano em solos agrícolas

Os solos aerados podem atuar como sumidouro ou fonte de metano. A mudança do solo de floresta para exploração agrícola modifica a capacidade do solo em mitigar CH_4 . Em alguns casos, a mudança do uso da terra não só diminuiu a capacidade deste em absorver CH_4 , como induziu a formação de CH_4 pela metanogênese e sua emissão para a atmosfera. A absorção de CH_4 em solos aerados ocorre, geralmente, com valores muito baixos, e a perturbação do solo, bem como a mudança da vegetação, são suficientes para modificar seu efeito como fonte ou dreno de CH_4 . As medidas realizadas mostram taxas de oxidação de CH_4 em solos de florestas, que variaram entre -0,15 a -44 $\mu g C-CH_4 m^{-2} h^{-1}$ (Boeckx et al., 1997; Kessavalou et al., 1998). Em solos agrícolas, alguns autores verificaram emissão de CH_4 no solo, como taxas na ordem de 0 a 16 $\mu g C-CH_4 m^{-2} h^{-1}$ (Boeckx et al., 1997; Ruser et al., 1998; Glastzel & Stahr, 2001) e taxas oxidação de metano entre 0 e -57 $\mu g C m^{-2} h^{-1}$ (Boeckx et al., 1997; Kessavalou et al., 1998; Ruser et al., 1998; Ball et al., 1999a). Portanto, verifica-se que existe uma variação entre a capacidade

de oxidação de diferentes solos, influenciada também por suas características e do clima local.

Nesse sentido, verifica-se como consenso a diminuição na capacidade relativa de oxidação de metano pelo solo devido à mudança do uso da terra. Ojima et al. (1993) demonstram que o impacto do uso do solo nos Estados Unidos causou redução de 30% na absorção de CH_4 pelo solo. Segundo Powlson et al. (1997), pequenas reduções na capacidade de oxidação do solo já podem ser observadas nos primeiros anos de cultivo. Porém, após longo tempo, esse efeito torna-se ainda mais pronunciado: em solo cultivado há 150 anos observou-se diminuição de 80% da sua capacidade de absorção de CH_4 .

A emissão ou absorção de CH_4 pelo solo é regulada pelos processos microbiológicos de produção e de oxidação do CH_4 (Hütsch, 1998). A produção de CH_4 no solo ocorre pela atividade das bactérias metanogênicas que, em condições restritas de O_2 , oxidam os compostos orgânicos a CH_4 . Entre os fatores citados a atividade das bactérias metanogênicas no solo agrícola tem sido regulada principalmente pela disponibilidade de O_2 . As bactérias metanogênicas requerem condições altamente anaeróbicas, que apresentam potencial de oxidação menor do que -200 mV. Desta maneira, os ecossistemas que possibilitam o desenvolvimento de bactérias metanogênicas são usualmente os ambientes aquáticos, ou onde existam zonas deficientes em oxigênio, devido ao seu consumo por respiração ou limitação da difusão do oxigênio da atmosfera. Neste sentido, Glaztel & Stahr (2001) sugerem que para ocorrer emissão de CH_4 em solos não é necessário o ambiente anaeróbio em todo o solo, mas em pequenos sítios, como dentro dos agregados.

Por outro lado, a oxidação do CH_4 no solo ocorre pela atividade das bactérias metanotróficas que são hábeis para utilizar o CH_4 como fonte de carbono e energia. As bactérias metanotróficas são aeróbias, heterotróficas e, portanto, a disponibilidade de O_2 é condição fundamental à sua atividade em solos agrícolas (Conrad, 1989). Deste ponto de vista, os solos aerados apresentam capacidade de oxidar o CH_4 gerado no solo e ainda, dependendo da população metanotrófica presente, pode vir a absorver o CH_4 presente na atmosfera, sendo altamente interessante do ponto de vista ambiental.

O cultivo do solo pode modificar a população das bactérias metanotróficas, ou ainda causar perturbação no solo que modifique a sua estrutura dificultando a difusão do CH_4 da atmosfera para o solo. Observa-se, de maneira geral que o manejo do solo com maiores perturbações, como os que incluem alto revolvimento do solo, diminuem ainda mais a capacidade do solo em oxidar CH_4 . Kessavalou et al. (1998) obtiveram que o solo diminuiu a capacidade de oxidação de metano na seguinte ordem: campo nativo ($33 \text{ a } 44 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) > plantio direto ($31 \text{ a } 34 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) > preparo reduzido ($27 \text{ a } 34 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) > preparo convencional ($24,5 \text{ a } 33 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Ball et al. (1999b) verificaram que o solo mobilizado a 200 mm apresentou sua taxa de oxidação de CH_4 diminuída para $-0,2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, enquanto que no plantio direto a taxa de oxidação permaneceu próxima ao obtido no solo de campo nativo ($-0,8 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$).

Em solos agrícolas a utilização de adubação nitrogenada tem mostrado efeito na diminuição da oxidação do CH_4 no solo, uma vez que este processo está altamente interconectado com as transformações de N no solo. O amônio atua como inibidor da oxidação de CH_4 no solo (Boeckx et al., 1997, Hüstch et al., 1994). O mecanismo de inibição ocorre pela competição do NH_4^+ com o CH_4 , pela enzima mono-oxygenase ou, também pela presença da hidroxilamina ou de nitrito (NO_2^-) produzido via oxidação do NH_4^+ (Wang & Ineson, 2003). Verifica-se rapidamente um efeito da aplicação da adubação nitrogenada na oxidação do metano (Kravchenko et al., 2002). Isto porque a aplicação do fertilizante proporciona prontamente um aumento da concentração de NH_4^+ no solo, causando efeito combinado da inibição competitiva e da presença de hidroxilamina e NO_2^- . Porém, segundo Hüstch (1998) existe também um efeito há longo prazo e indireto causado pela adubação nitrogenada em solos agrícolas que é o efeito da acidificação do solo que faz exceder o intervalo de pH ótimo para o estabelecimento da população metanotrófica.

Embora existam esclarecimentos sobre a atuação do adubo nitrogenado na oxidação microbiana do CH_4 , alguns autores não observaram efeito da adubação nitrogenada na oxidação do metano pelo solo. Glatzel & Stahr (2001) obtiveram valores muito próximos de emissão de CH_4 em experimento conduzido há 10 anos, ao comparar solo que recebe adubação

nitrogenada e sem adubação. Ruser et al., (1998) ao comparar tratamentos que receberam diferentes doses de uréia, 50 e 150 kg N ha⁻¹ não verificaram efeito na oxidação de CH₄.

A textura do solo é outro fator que influencia na oxidação do CH₄ pelo solo, devido seu efeito na difusão do CH₄ proveniente da atmosfera. Os solos de textura mais arenosa apresentam maior oxidação do CH₄ do que os solos argilosos (Boeckx et al., 1997). De maneira direta, a textura do solo condiciona melhor difusão do CH₄. Porém, a textura do solo pode influenciar na emissão de CH₄ de maneira indireta. Observa-se em muitos casos, que o efeito do revolvimento e da adubação nitrogenada sob a oxidação de CH₄ é mais pronunciada em solos de textura argilosa. Boeckx et al. (1997) verificaram que em solo arenoso a adubação nitrogenada pouco influenciou na oxidação de CH₄, porém, em solo argiloso, que recebeu maior adubação nitrogenada passou a emitir metano com taxas que alcançaram 321 µg CH₄ m⁻² hora⁻¹.

A interação entre as características do solo como textura, temperatura e os níveis de precipitação local, com as perturbações devido o manejo do solo e a adubação nitrogenada irão determinar a influência na capacidade de oxidação de CH₄ no solo. Desta maneira, é necessário buscar o manejo adequado para as condições de solo e clima local para que este atue como mitigador da emissão de CH₄ pelos solos.

2.3. Potencial de Aquecimento global de solos agrícolas

Os sistemas agrícolas apresentam contribuição expressiva na emissão dos GEE, com destaque para o CO₂, CH₄ e N₂O. Por outro lado, solos agrícolas podem ter uma importante contribuição na mitigação do forçamento radioativo da atmosfera devido ao seu potencial em atuar como um dreno de C atmosférico quando submetidos a sistemas conservacionistas de manejo. Entretanto, a avaliação do impacto efetivo dos sistemas conservacionistas de manejo no forçamento radioativo requer análise de todas as formas de contribuição e mitigação dos GEE que ocorrem nesses sistemas.

Os preparos de solo afetam a emissão dos GEE de maneira direta e indireta. O revolvimento do solo aumenta diretamente a emissão dos GEE através da decomposição da matéria orgânica do solo e de resíduos culturais

depositados sob o solo. A contribuição indireta nas emissões ocorre devido ao consumo de combustível fóssil para a realização das operações agrícolas e produção de insumos agrícolas (fertilizantes, corretivos, herbicidas...). Sistemas agrícolas atualmente difundidos que incluem reduzida mobilização do solo, como o plantio direto e preparo reduzido são referenciados como importantes em diminuir o consumo de combustível fóssil pela ausência ou diminuição das operações de lavração e gradagem. O gasto energético devido às operações usuais de semeadura e colheita também devem ser contabilizado na avaliação do potencial de aquecimento dos sistemas de manejo (Robertson et al., 2000; Lal, 2004; Moiser et al., 2005).

A irrigação é importante para a produtividade em regiões áridas e semi-áridas. Estima-se que em cerca de 17% da região irrigada no mundo seja esta prática responsável por 40% da produção total obtida (Postel, 1999). Porém a irrigação é considerada uma prática com elevado custo energético, sendo estimado como responsável por 23% do custo energético total de um sistema agrícola (Lal, 2004). A suplementação de água nos sistemas agrícolas é, indubitavelmente fator importante para a produtividade das culturas. Portanto, estudos devem ser desenvolvidos no sentido de aumentar a eficiência da irrigação nos sistemas agrícolas.

A utilização de insumos agrícolas requer uso de energia para sua produção, formulação, armazenamento e aplicação. A manufatura de fertilizante, de herbicida e de calcário, apresenta custo energético expresso por kg de ingrediente ativo (Lal, 2004). Além do custo energético de produção deve ser também contabilizado o gasto energético para aplicação destes insumos na lavoura que, geralmente é realizada com equipamentos mecanizados. Assim como a irrigação, a utilização de insumos deve ser realizada de maneira eficiente, já que é consenso que a utilização de fertilizantes com N, P e K, pesticidas para controle de pragas e invasoras, e calagem são tecnologias que conduzem a altas produtividades na agricultura atual. O uso eficiente de insumos inclui manejo que minimize as perdas por erosão, lixiviação e volatilização desses insumos.

Os fertilizantes nitrogenados, além de apresentarem custos energéticos na produção, formulação, armazenamento e aplicação, são também referenciados com responsáveis pelo o aumento da emissão do gás

N₂O e pela diminuição da oxidação de CH₄ pelo solo (Hüstch et al., 1994; Boeckx et al., 1997; Kravchenko et al., 2002). Portanto, do ponto de vista ambiental, é interessante estudar o manejo adequado do N que aumente a sua reciclagem no sistema solo-planta, diminuindo sua disponibilidade no solo.

Para comparação de sistemas de manejo no forçamento radiativo é comum expressar os gastos energéticos e emissões diretas dos gases CO₂, N₂O e CH₄ em kg de C equivalente de CO₂ (kg CE-CO₂). O custo energético que, geralmente é expresso em volume (litros) ou massa (kg, Mg) de combustível, gasto calórico (cal), e outras unidades de energia (BTU, MJ, J) ou de eletricidade (Kw h) é então convertido para kg CE-CO₂. Ao expressar energia em termos de kg CE-CO₂ permite-se sua relação direta no enriquecimento na concentração do CO₂ atmosférico e sendo inserida da determinação do potencial de aquecimento global (PAG) de um solo agrícola.

As emissões de N₂O e CH₄ expressas em kg N ha⁻¹ ano⁻¹ ou g C ha⁻¹ ano⁻¹ que são utilizadas para comparar a emissão anual de N₂O e CH₄ em sistemas de manejo, podem ser convertidas para kg CE-CO₂. Ao realizar essa conversão se considera o potencial de aquecimento global dos gases N₂O e CH₄ relativo ao CO₂ e permite a comparação dos sistemas de manejo no aquecimento global. A conversão dever ser realizada em função de cada um desses gases apresentar uma capacidade de absorção de radiação infravermelha e um tempo de permanência na atmosfera. Ao considerar esses fatores, Houghton et al. (2001) estimam que o CH₄ e N₂O apresentam respectivamente 23 e 296 vezes, respectivamente, maior capacidade de aquecimento do que o CO₂. A quantidade de CH₄ e N₂O expressas em kg CE-CO₂ são calculadas por:

$$\text{CH}_4 (\text{kg CE} - \text{CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}) = \text{CH}_4 (\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}) \times 23 \times \frac{12}{44}$$

$$\text{N}_2\text{O} (\text{kg CE} - \text{CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}) = \text{N}_2\text{O} (\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}) \times 296 \times \frac{12}{44}$$

Em estudos que se objetiva avaliar o potencial de aquecimento global de sistemas agrícolas tem-se verificado, de maneira geral, que a mudança de preparo convencional para sistemas conservacionistas tem sido condição fundamental para mudança dos sistemas agrícolas de emissor para mitigador dos GEE (Moiser et al., 2005; Robertson et al., 2000). Entre as operações agrícolas que mais contribuem para a participação do solo agrícola

como emissor dos GEE está a utilização de fertilizantes nitrogenados. Em alguns casos estima-se que a emissão de N_2O contribua com, aproximadamente, a metade do forçamento radioativo dos sistemas (Moiser et al., 2005), justamente devido à adubação nitrogenada mineral. A utilização de fontes alternativas de N, como leguminosas, e também o aumento da eficiência do N na produção agrícola, são, portanto, um passo importante para que os sistemas agrícolas contribuam ainda mais para a mitigação do aquecimento global.

3. HIPÓTESES E OBJETIVOS

3.1. Hipótese geral

- Sistemas conservacionistas de manejo de solo, que envolvem o uso do sistema plantio direto e de plantas de cobertura leguminosas apresentam potencial de mitigar as emissões de GEE na região Sul do Brasil.

3.2. Hipóteses específicas

- A liberação mais lenta do N dos resíduos vegetais no plantio direto resulta em menores emissões de N_2O em comparação ao solo em preparo convencional.

- Em comparação a sistemas exclusivamente com gramíneas, o uso de leguminosas resulta em aumento das emissões de N_2O para atmosfera. Porém, as emissões nos sistemas com leguminosas são inferiores àquelas verificadas quando da aplicação de adubos nitrogenados.

- O plantio direto determina um aumento da capacidade do solo em oxidar CH_4 em comparação a solos sob preparo convencional. Por outro lado, o uso de leguminosas ou de adubação nitrogenada reduz essa capacidade de metanonotrofia verificada em solos aerados.

- Consideradas todas as fontes diretas e indiretas de GEE, a agricultura na região subtropical do Brasil, baseada na utilização de sistemas conservacionistas de manejo de solo, tem potencial de produzir alimentos e contribuir para a melhoria da qualidade ambiental no que se refere à mitigação do aquecimento global.

3.3. Objetivo geral

- Avaliar o potencial de sistemas conservacionistas de manejo de solo em mitigar as emissões de GEE na região Sul do Brasil.

3.4. Objetivos Específicos

- Verificar o efeito de sistemas de culturas, preparos de solo e da adubação nitrogenada nas emissões de N_2O na região Sul do Brasil.

- Avaliar o efeito de sistemas de manejo na capacidade de oxidação de CH_4 em solo do Sul do Brasil.

- Verificar o potencial de sistemas conservacionistas de manejo de solo na mitigação do impacto ambiental da agricultura, a partir da avaliação do balanço do C no solo, emissões de CH_4 e N_2O , bem como dos gastos energéticos das operações agrícolas referentes a cada sistema de manejo.

- Propor um índice de sustentabilidade para os sistemas de manejo de solo a partir do seu efeito no rendimento de grãos e no potencial de aquecimento global.

4. MATERIAL E MÉTODOS GERAL

A avaliação das emissões dos gases de efeito estufa foi realizada em dois experimentos de longa duração, conduzidos na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, município de Eldorado do Sul (30° 05' 27" S; 51° 40' 18" W), região da Depressão Central do RS.

4.1. Caracterização da região

O clima da região é subtropical úmido, Cfa segundo classificação climática de Köppen. A média anual da temperatura do ar e da precipitação pluviométrica são 19,2° C e 1446 mm, respectivamente, com médias mensais da temperatura variando de 9° C no inverno a 25° C no verão (Bergamaschi et al., 2003). O solo da área experimental é um Argissolo Vermelho distrófico típico (Embrapa, 1999), com 540 g kg⁻¹ de areia e 220 g kg⁻¹ de argila.

4.2. Áreas experimentais

Na Figura 2 estão apresentados os croquis contendo os tratamentos e sua distribuição nas áreas experimentais. O experimento 1 (Figura 2a), foi instalado em 1985, em área que apresentava evidências de avançado grau de degradação física. O experimento foi instalado segundo um delineamento de blocos casualizados, com parcelas subdivididas e três repetições.

As parcelas principais (15 x 20 m) consistiram em três preparos de solo: preparo convencional (PC), preparo reduzido (PR) e plantio direto (PD). Nas subparcelas (5 x 20 m) foram utilizados três sistemas de cultura: aveia (*Avena strigosa* Schreb)/milho (*Zea mays* L.) (A/M), ervilhaca comum (*Vicia sativa* L.)/milho (E/M) e aveia+ervilhaca/milho+caupi (*Vigna unguiculata* L.)

(A+E/M+C). Além desses tratamentos, os blocos foram divididos em duas faixas (45 m x 10 m) sendo aplicadas duas doses de N mineral na cultura do milho na forma de uréia (0 e 180 kg N ha⁻¹).

No PC, o preparo de solo consistiu em uma aração e duas gradagens na primavera, anterior a semeadura do milho, no PR os resíduos foram semi-incorporados ao solo por meio de uma escarificação, enquanto no PD o manejo das culturas de inverno consistiu na aplicação de herbicida dessecante a base de glifosato e passagem de rolo faca. As culturas de inverno foram semeadas em plantio direto todos os anos, nos meses de abril ou maio. O milho foi semeado sempre em setembro-outubro, com uma população aproximada de 50 a 60 mil plantas ha⁻¹.

O experimento 2 (Figura 2b) foi instalado, em 1983, em área adjacente ao experimento 1, a qual apresentava o mesmo histórico de degradação física pelo manejo inadequado. O experimento seguiu o delineamento de blocos casualizados com parcelas subdivididas, em três repetições. As parcelas principais (5 x 16 m) consistem em 10 sistemas de culturas, conduzidos em plantio direto, enquanto nas subparcelas (5 x 4 m) são aplicadas duas doses de uréia (0 e 180 kg N ha⁻¹) na cultura do milho. Adicionalmente, na sua implantação os blocos foram divididos em duas faixas (50 x 8 m), sendo uma delas submetida à lavra profunda para eliminar a compactação do solo degradado. Salienta-se que todas as práticas culturais e demais procedimentos de condução do experimento foram idênticos aos efetuados no experimento 1. A seguir é apresentada a relação dos sistemas de cultura que compõem o experimento 2.

- 1) Solo descoberto
- 2) Pousio/milho (*Zea mays* L.)
- 3) Aveia (*Avena strigosa* Schreb)/Milho
- 4) Aveia+ervilhaca (*Vicia sativa* L.)/milho
- 5) Aveia + ervilhaca/ milho (revolvido)
- 6) Aveia+ervilhaca/milho+caupi (*Vigna unguiculata* L.)
- 7) Siratro (*Macroptilium atropurpureum*)
- 8) Pangola (*Digitaria decumbens* Stent)
- 9) Guandu (*Cajanus cajan* L.)+milho
- 10) Lab-Lab (*Lablab purpureus* L.)+milho

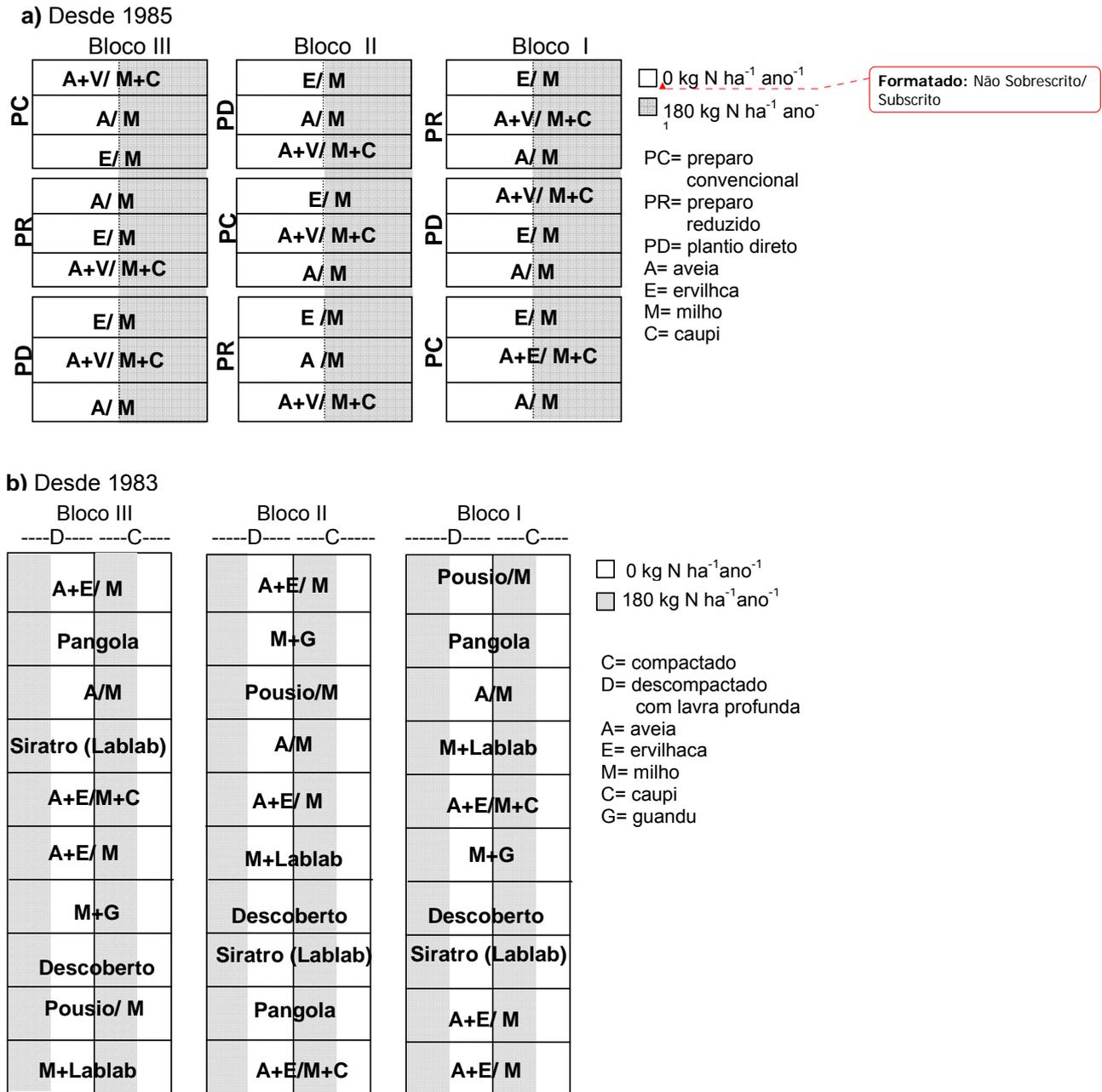


Figura 2. Croqui com a distribuição dos tratamentos a campo nos experimentos 1 (a) desde 1985 com 3 sistemas de preparo de solo (preparo convencional-PC, preparo reduzido-PR e plantio direto – PD) e com três sistemas de cultura e experimento 2 (b) desde 1983 cultivado em plantio direto (PD) com dez sistemas de cultura em consórcio ou em sucessão com o milho nos quais foram conduzidas a presente pesquisa.

4.3 Tratamentos avaliados e preparação das subparcelas

Os tratamentos que foram avaliados nos experimentos 1 e 2 são relacionados a seguir:

Experimento 1

- Preparo convencional; aveia/milho; 0 kg N ha⁻¹ (PC A/M 0N)
- Preparo convencional; ervilhaca/milho; 0 kg N ha⁻¹ (PC E/M 0N)
- Plantio direto; aveia/milho; 0 kg N ha⁻¹ (PD A/M 0N)
- Plantio direto; aveia/milho; 180 kg N ha⁻¹ (PD A/M 180N)
- Plantio direto; ervilhaca/milho; 0 kg N ha⁻¹ (PD EA/M 0N)

Experimento 2

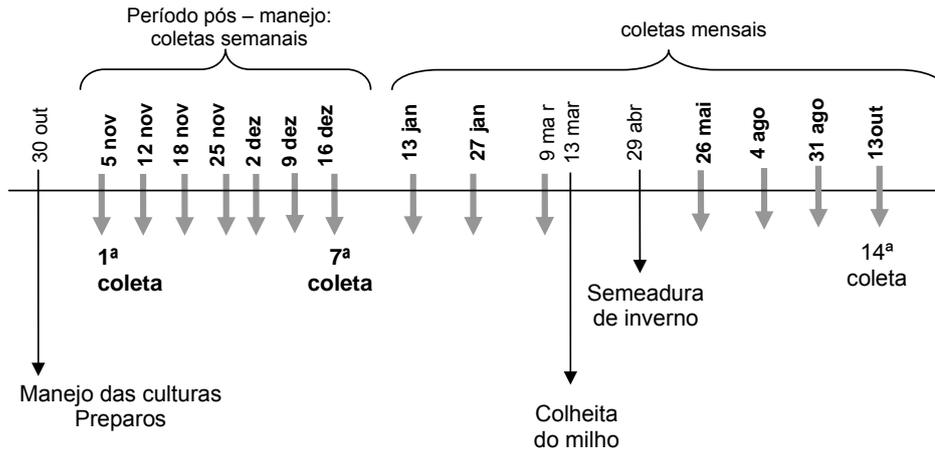
- Aveia+ervilhaca/milho+caupi; 0 kg N ha⁻¹ (A+E/M+C)
- Guandu+milho; 0 kg N ha⁻¹ (G+M)
- Lablab+milho; 0 kg N ha⁻¹ (L+M)

A avaliação de GEE foi realizada, nas safras 2003/2004 e 2004/2005, em subparcelas de 2 x 2 m, preparadas dentro de uma das repetições de campo dos tratamentos avaliados. Em ambos os anos agrícolas, os resíduos vegetais foram removidos das subparcelas e, após a realização dos preparos, os resíduos vegetais foram uniformemente distribuídos na superfície do solo em PD e incorporados manualmente na camada de 0-20 cm no solo em PC. No primeiro ano, as parcelas foram mantidas sem plantas em desenvolvimento, sendo a vegetação espontânea controlada com aplicação de herbicida à base de glifosato. No segundo ano, os tratamentos foram avaliados com e sem plantas em desenvolvimento.

4.4. Períodos de avaliação

Em 2003/2004, as coletas foram semanais no período de 45 dias após os preparo do solo, prosseguindo posteriormente com coletas aproximadamente mensais até 12 meses (Figura 3a). Em 2004/2005, as avaliações restringiram-se ao período pós-manejo das culturas (37 dias), nos meses de novembro e dezembro (Figura 3b).

a) 2003/2004



b) 2004/2005

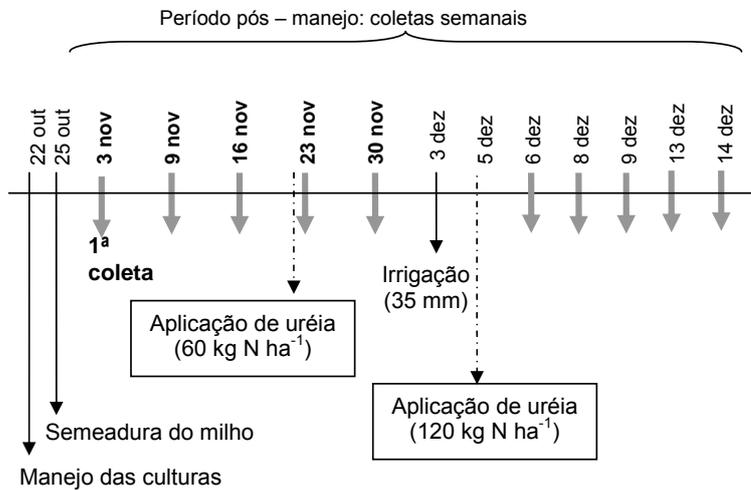


Figura 3. Calendário das avaliações de emissões de CH₄ e N₂O e das operações agrícolas realizadas nos anos de (a) 2003/2004 e (b) 2004/2005.

Nos dois anos, as coletas no período pós-manejo tiveram como objetivo avaliar o efeito de curto prazo das práticas de manejo nas emissões de N₂O e CH₄. As avaliações realizadas mensalmente após o manejo no primeiro ano visava quantificar a contribuição anual de cada sistema na emissão de N₂O e CH₄. No sistema em que se aplicou uréia as taxas de emissão foram monitoradas quase que diariamente nos dias que sucederam a segunda

aplicação. Este procedimento foi adotado devido à contribuição relevante na emissão de N_2O que ocorre logo após a aplicação de fertilizante.

4.5. Amostragem e análise dos gases

A coleta das amostras de ar para análise de N_2O e CH_4 foi realizada com sistema de câmaras estáticas. A câmara foi confeccionada em PVC, e apresentava 20 cm de altura e 25 cm de diâmetro (Figura 4). As bases que serviram de suporte para a câmara de coleta foram inseridas no solo a 5 cm de profundidade e permaneceram nas subparcelas durante o período de avaliação para evitar perturbações no solo. As coletas foram realizadas utilizando duas câmaras no ano de 2003/2004, e três câmaras no ano de 2004/2005 em cada uma das subparcelas dos tratamentos selecionados.

Após a instalação da câmara, as amostras de gás foram coletadas sempre às 9 horas da manhã, nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos, com seringas de polipropileno de 20 mL equipadas com válvulas. As amostras foram armazenadas nestas seringas, conservadas a baixa temperatura em caixas de isopor, e foram transportadas para o Laboratório de Biogeoquímica Ambiental (CENA-USP), onde foram realizadas as análises em laboratório. As concentrações de N_2O e CH_4 nas amostras de ar coletadas foram analisadas dentro de 48 horas após a coleta, período no qual os testes preliminares mostraram não ocorrer perdas de N_2O e CH_4 da seringa.

A quantificação dos gases N_2O e CH_4 foi realizada por cromatografia gasosa (CG - Shimadzu 14-A). O cromatógrafo utilizado é equipado com dois detectores, de ionização de chama (FID) e de captura de elétrons (ECD), sendo utilizados para quantificar o CH_4 e N_2O , respectivamente. As condições cromatográficas empregadas foram: de ionização de elétrons (FID) e detector de captura de elétrons (ECD) para CH_4 e N_2O , respectivamente, ambos a $320^\circ C$, para CH_4 , coluna Porapak-Q com temperatura a $30^\circ C$, gás de arraste N_2 e injeção automática com volume de amostra de 1 mL. A curva padrão foi determinada utilizando-se duas soluções gasosas padrões contendo CH_4 e N_2O (White Martins). Uma das misturas continha N_2O e CH_4 nas concentrações de 976 ± 68 e 2939 ± 206 e ppb (mol/mol), respectivamente, e uma segunda mistura continham 617 ± 43 ppb (mol/mol) de N_2O e 270 ± 19 ppb (mol/mol) de CH_4 .

As emissões de N_2O e de CH_4 , expressos em $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e $\mu\text{g C-CH}_4 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ foram calculados a partir da variação da concentração de N_2O e CH_4 nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos dentro da câmara. As coletas foram realizadas iniciando às 9 horas da manhã. A variação da concentração de N_2O e CH_4 na câmara fechada durante a incubação é obtido pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada. As emissões de CH_4 e N_2O foram obtidas pelo valor médio de duas (ano 2003/2004) ou três (ano 2004/2005) câmaras colocadas em cada tratamento. A partir do valor médio obtido de emissão calculou-se o erro padrão da média.

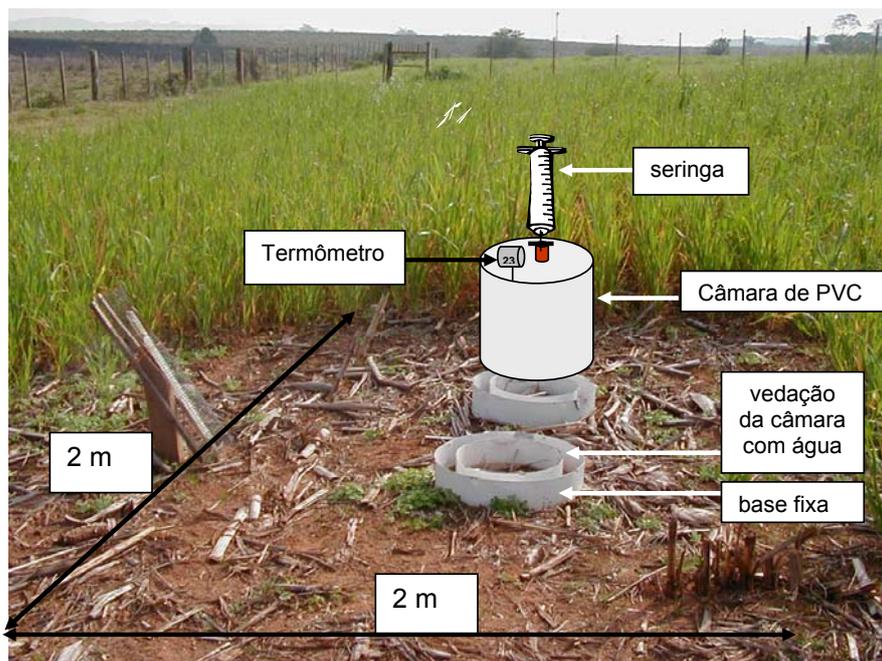


Figura 4. Vista geral do dispositivo (câmara e base) utilizado para coleta de gás em subparcelas 2x2m .

As emissões do N_2O e do CH_4 nos períodos pós-manejo e no período de 12 meses foram calculadas por integração dos dados de emissões diárias obtidas, a qual foi realizada utilizando o software Microcal Origin (versão 7.0).

4.6. Análises complementares

Por ocasião da coleta das amostras de ar foram monitoradas as temperaturas da câmara e do solo (5 cm), a umidade do solo nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, e as concentrações de carbono solúvel e N mineral na camada de solo de 0-30 cm.

O nitrogênio mineral (NH_4^+ e $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) foi analisado segundo metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). As amostras de solo para análise de carbono orgânico solúvel foram secas ao ar, moídas e peneiradas a 5 mm. O carbono orgânico solúvel (Csolúvel) foi obtido por extração em água (5g solo: 50 mL água), mantendo-se 24 h sob agitação (Cook & Allan, 1992). O sobrenadante obtido foi centrifugado e filtrado (filtro de membrana de celulose, 0,45 μm). A quantificação do carbono em água (Csolúvel) foi realizada por combustão seca em analisador Shimadzu - TOC V.

5. ESTUDO I.

Influência das leguminosas e da adubação nitrogenada na emissão de óxido nitroso em Argissolo vermelho sob plantio direto e preparo convencional.

5.1. Resumo

Solos agrícolas têm sido referenciados como importante fonte de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera em regiões tropicais e subtropicais, com ênfase ao óxido nitroso (N_2O). Este estudo foi realizado em experimento de longa-duração, em 2003/2004 e 2004/2005, visando identificar sistemas de manejo com característica de mitigação das emissões de N_2O em um Argissolo Vermelho (220 g kg^{-1} de argila) da Depressão Central do RS. Em 2003/2004 avaliou-se combinações de sistemas de preparo de solo (convencional-PC e plantio direto-PD) e sistemas de culturas (aveia/milho-A/M e ervilhaca/milho-E/M), enquanto que no segundo ano as avaliações restringiram-se ao PD em combinação com o sistema A/M, E/M e A/M 180N (com adubação nitrogenada no milho na dose de 180 kg ha^{-1}). Em 2003/2004 as avaliações abrangeram um período de 12 meses em intervalos de aproximadamente 1 mês, tendo sido realizadas avaliações semanais no período de 45 dias posterior aos preparos de solo. Em 2004/2005 as avaliações restringiram-se ao período pós-manejo das plantas de cobertura (37 dias). Em ambos os anos, utilizaram-se a coleta de amostras de ar em sistema de câmara fechada e análise da concentração de N_2O por cromatografia gasosa. Variáveis meteorológicas (temperatura do ar e precipitação pluviométrica) foram monitoradas durante os períodos de avaliação, bem como foram avaliados parâmetros de solo como umidade (0-10 cm), temperatura (0-5 cm), e teores de NO_3 , NH_4 e C solúvel (0-30 cm). As maiores emissões de N_2O

ocorreram no período pós-manejo das plantas de cobertura, atingindo os valores mais altos entre o 10º e o 24º dia, diminuindo posteriormente e mantendo-se em valores próximos a zero, com a ocorrência inclusive de emissão negativa (absorção). As emissões de N₂O foram maiores no sistema com ervilhaca em comparação ao sistema com aveia, foram relacionadas aos teores de NH₄, umidade, sugerindo a participação de bactérias nitrificadoras na produção de N₂O no solo. No sistema E/M, no qual houve um alto suprimento de N, com adição de 115 kg ha⁻¹ via matéria seca, as maiores emissões de N₂O no período pós-manejo ocorreram no solo em PC, embora no período total de 12 meses a maior emissão ocorreu no solo em PD. Estes resultados devem ser relacionados à rápida mineralização do N dos resíduos das culturas quando da sua incorporação ao solo com lavração e gradagens no solo em PC, bem como sugerem que o solo em PD manteve condições mais favoráveis à emissão de N₂O no decorrer do ano. O suprimento da mesma quantidade de N (180 kg ha⁻¹) por adubação nitrogenada e por biomassa de ervilhaca, resultou em emissões aproximadamente sete vezes superiores quando da aplicação da uréia, indicando que a liberação gradativa do N pela mineralização do N presente nos resíduos vegetais é uma alternativa de suprimento parcial de N que apresenta uma capacidade mitigadora das emissões de N₂O.

5.2. Introdução

O aumento das concentrações dos gases dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) na atmosfera tem sido considerado como uma das principais causas do aquecimento global (Houghton et al., 2001). Embora o gás CO₂ seja emitido em maior quantidade, o N₂O e CH₄ destacam-se pelo seu potencial de aquecimento, os quais apresentam, respectivamente, 296 e 31 vezes maior capacidade de aquecimento do que o CO₂ (Houghton et al., 2001). Outro aspecto importante no que se refere ao N₂O é a expressiva contribuição da agricultura nas emissões antropogênicas deste gás, a qual é estimada em 65-80% (Houghton et al., 2001), reforçando a importância da identificação ou desenvolvimento de sistemas de manejo de solo com potencial de mitigação das emissões deste gás.

Em solos, a produção de N₂O ocorre principalmente pela atividade de bactérias desnitrificadoras (Khalil et al., 2004), embora mais recentemente

autores têm atribuído as emissões de N_2O em solos agrícolas também ao processo de nitrificação (Khalil et al., 2004; Nielsen et al., 1996; Galbally, 1989). As bactérias desnitrificadoras, na ausência de O_2 , utilizam o nitrato (NO_3^-) como receptor final de elétrons, reduzindo-o a N_2O (Firestone & Davidson, 1989; Galbally, 1989). Por sua vez, a formação de N_2O na nitrificação ocorre em ambiente aeróbio pela oxidação do NH_4^+ a NO_2^- e posterior redução deste a N_2O (Galbally, 1989). O mecanismo pelo qual ocorre à formação de N_2O por nitrificação ainda não estão elucidados (Khalil et al., 2004).

Com base nas variáveis que controlam estes processos de formação do N_2O , práticas de manejo que afetem os teores de N mineral no solo, a difusão de O_2 e a concentração de C lábil podem afetar as emissões de N_2O . Destacam-se, nesse sentido, os preparos de solo com seu efeito no adensamento do solo, disponibilidade de C lábil para atividade microbiana, bem como seu efeito na decomposição da matéria orgânica e na mineralização do N de resíduos vegetais. A utilização de leguminosas visando o suprimento parcial do N em sistemas de rotação ou sucessão de culturas e a adubação nitrogenada também são práticas de manejo que podem influenciar os teores de N mineral no solo e os teores de C lábil no solo e, portanto, as emissões de N_2O (Firestone & Davidson, 1989; Aulakh et al., 2001). Além desses fatores, as emissões de N_2O potencialmente são dependentes da textura do solo, da temperatura e da pluviosidade. Esses evidenciam a importância de fatores regionais, caracterizados pelo solo e clima, que podem influenciar a difusão de O_2 no solo e as taxas de decomposição de resíduos vegetais e da matéria orgânica do solo (Ball et al., 1999a; Moiser et al., 1997; Aulakh et al., 2001).

De maneira geral, estudos têm verificado tendências de maiores emissões de N_2O em solos sob plantio direto (PD) do que em preparo convencional (PC), o que tem sido relacionado à menor difusão de O_2 decorrente do adensamento ou compactação do solo não revolvido (Aulakh et al., 1984), e tem ocorrido principalmente em períodos posteriores a eventos de chuva (Ball et al., 1999a, b). Entretanto, solos em PD, mesmo com maiores teores de C lábil facilmente oxidável, quando manejados adequadamente e que não apresentem compactação ou adensamento, possivelmente, não apresentem maior emissão de N_2O quando comparados a solos em PC.

O uso de fertilizantes minerais e leguminosas, necessário para suprimento de N às culturas comerciais, disponibiliza altos teores de N nos solos agrícolas, o que normalmente intensifica as emissões de N₂O do solo para atmosfera (Eincher, 1990; Chang et al., 1998; Kessavalou et al., 1998; MacKenzie et al., 1997). Aspectos relacionados à qualidade do resíduo vegetal e ao tipo de preparo de solo utilizado podem afetar as emissões de N₂O a partir do N proveniente de plantas de cobertura leguminosas, sendo maiores as emissões quanto mais rápida a mineralização do N presente nos resíduos dessas culturas (Baggs et al., 2003), o que depende também das condições climáticas regionais.

O objetivo deste estudo foi identificar sistemas de preparo de solo e de culturas com potencial de mitigar as emissões de N₂O em um Argissolo Vermelho nas condições de clima subtropical da Depressão Central do RS.

5.3. Material e Métodos

O presente estudo foi conduzido no experimento 1, cuja caracterização dos tratamentos e da condução foram apresentados no Item 4- Material e Métodos Geral.

5.3.1. Tratamentos avaliados

Avaliaram-se as emissões de N₂O nos anos agrícolas 2003/2004 e 2004/2005. Em 2003/2004 as emissões foram avaliadas nos sistemas plantio direto (PD) e preparo convencional (PC), associados aos sistemas aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M), sem adubação nitrogenada (0N). As câmaras de coleta dos gases (item 4) foram instaladas em subparcelas de 2 x 2 m, as quais foram mantidas sem plantas em desenvolvimento, sendo a vegetação espontânea controlada com aplicação de herbicida a base de glifosato. Portanto, neste ano todas as coletas foram realizadas sem a presença de planta. Os detalhes da câmara utilizada para coleta de gás foram descritos no item 4 do Material e Métodos Geral.

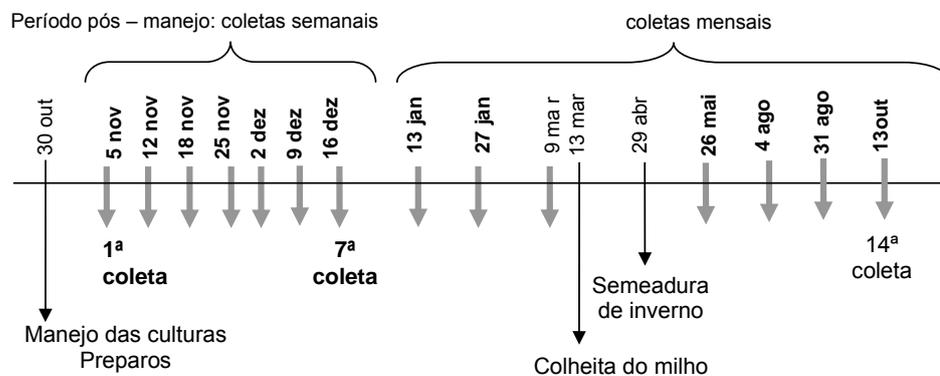
Na safra 2004/2005 as avaliações concentraram-se nos sistemas em plantio direto (PD A/M e PD E/M), sem adubação nitrogenada (0N). Em

adição a estes tratamentos, avaliou-se o sistema PD A/M com a aplicação parcelada de 180 kg ha^{-1} de N mineral (uréia) na cultura do milho (180N). Neste ano, as avaliações foram realizadas em subparcelas com e sem planta em desenvolvimento, visando verificar-se o efeito da planta na absorção do N e a conseqüente influência na disponibilidade de N para emissão de N_2O .

5.3.2. Períodos de avaliação

Em 2003/2004, as coletas foram semanais no período de 60 dias após os preparo do solo, prosseguindo posteriormente com coletas aproximadamente mensais até 12 meses (Figura 5a). Em 2004/2005, as avaliações restringiram-se ao período pós-manejo das culturas (45 dias), nos meses de novembro e dezembro (Figura 5b).

a) 2003/2004



b) 2004/2005

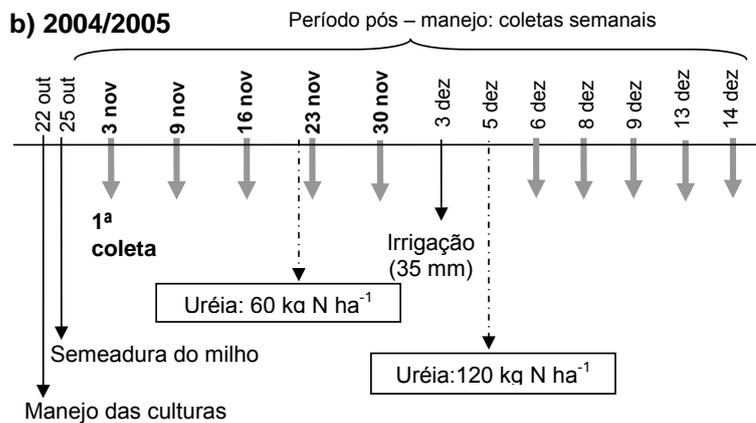


Figura 5. Calendário das avaliações de emissões de N_2O e das operações agrícolas realizadas nos anos de (a) 2003/2004 e (b) 2004/2005.

Nos dois anos, as coletas no período pós-manejo tiveram como objetivo avaliar o efeito de curto prazo das práticas de manejo nas emissões de N_2O , enquanto as avaliações mensais no primeiro ano foram realizadas de modo a permitir quantificar a contribuição anual de cada sistema na emissão de N_2O . Nos sistemas em que se aplicou uréia as taxas de emissão foram monitoradas quase que diariamente nos dias que sucederam a segunda aplicação. Este procedimento foi adotado visando detectar prováveis picos de emissão de N_2O que ocorrem logo após a aplicação de fertilizante.

5.3.3.Dados meteorológicos

No sentido de auxiliar na interpretação dos resultados, dados diários de temperatura e precipitação durante os períodos de coleta de ambos anos agrícolas foram obtidos junto ao Setor de Meteorologia do Departamento de Plantas de Forrageiras e Agrometeorologia. A estação meteorológica é localizada próxima à área experimental, e os dados são apresentados na Figura 3.

5.3.4.Preparação das subparcelas para o estudo

Nos dois anos agrícolas as subparcelas de coleta foram estabelecidas dentro de uma das repetições de campo das parcelas experimentais (item 4). No primeiro ano agrícola, os resíduos vegetais foram removidos das subparcelas, e após a realização dos preparos, os resíduos vegetais foram uniformemente distribuídos na superfície do solo em PD e incorporados manualmente na camada de 0-20 cm no solo em PC. Neste ano aplicaram-se quantidades de resíduos equivalentes a 5 Mg ha^{-1} de aveia e 4 Mg ha^{-1} de ervilhaca nas subparcelas. No ano de 2004/2005, adicionou-se uma quantidade de matéria seca de ervilhaca de modo a representar uma adição de N equivalente a 180 kg N ha^{-1} , o que teve como objetivo permitir uma comparação direta com o tratamento com adubação nitrogenada mineral. Por sua vez, no tratamento aveia/milho (PD A/M 0N e PD A/M 180N), manteve-se a quantidade de resíduos vegetais produzidos pela aveia naquele ano no experimento, a foi de aproximadamente 4 Mg ha^{-1} de matéria seca .

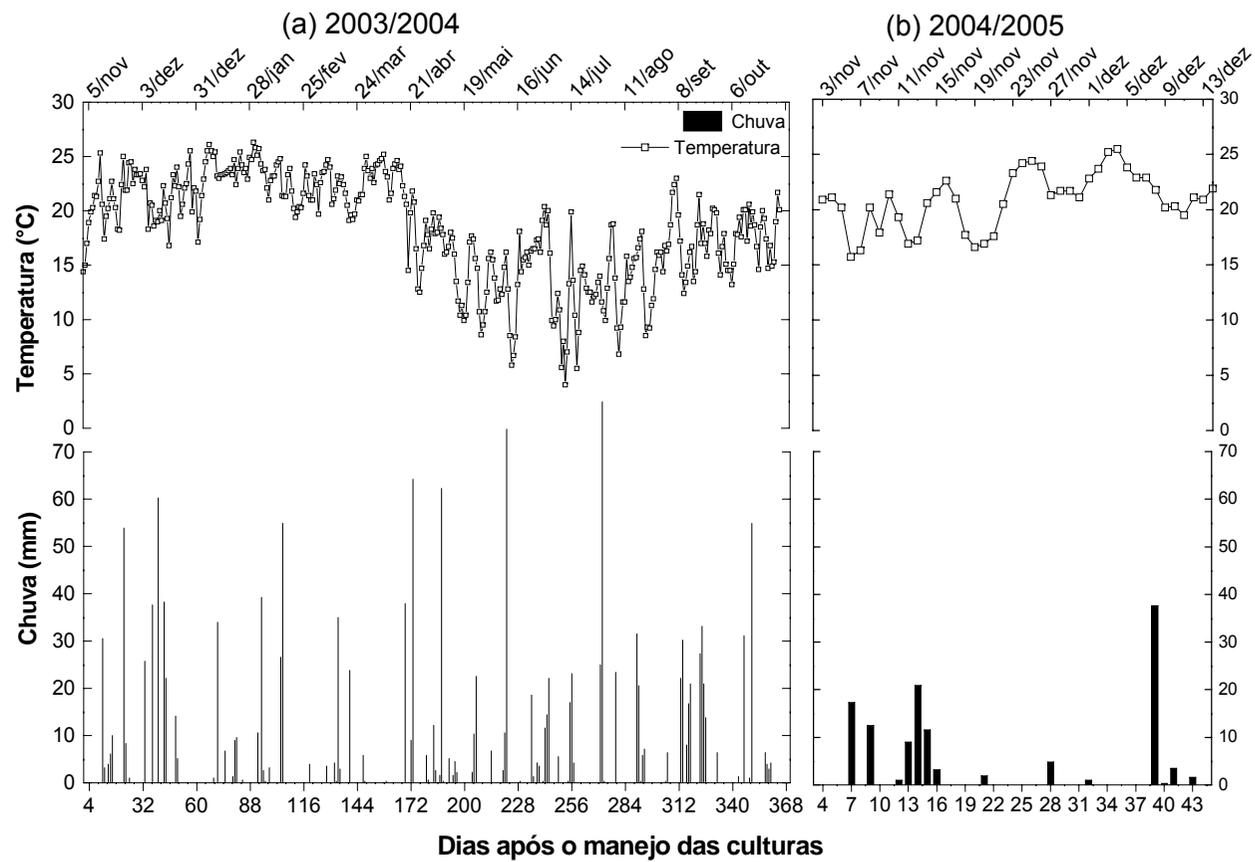


Figura 6. Dados de temperatura média do ar (°C) e precipitação pluviométrica (mm) durante o período de avaliação das emissões de N₂O durante os anos de 2003/2004 (a) e 2004/2005 (a).

5.3.7. Amostragem e análise dos gases

A coleta das amostras de ar, realizada com sistema de câmaras de PVC, e a análise cromatográfica do N₂O foram descritas detalhadamente no item 4 – Material e Métodos Geral. No ano de 2003/2004 utilizaram-se duas câmaras/subparcela, enquanto no ano de 2004/2005 foram utilizadas três câmaras/subparcela.

5.3.8. Análises complementares

Por ocasião da coleta das amostras de ar foram monitoradas as temperaturas da câmara e do solo (5 cm), a umidade do solo nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, e as concentrações de carbono solúvel e N mineral na camada de solo de 0 a 30 cm. O nitrogênio mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻ + NO₂⁻) foi analisado segundo metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). As amostras de solo para análise de C orgânico solúvel foram secas ao ar, moídas e peneiradas a 5 mm. O C orgânico solúvel (C solúvel) foi obtido por extração em água (5g solo: 50 mL água), mantendo-se 24 h sob agitação. O sobrenadante obtido foi centrifugado e filtrado (filtro de membrana de celulose, 0,45 µm). A quantificação do C em água foi realizada por combustão seca em analisador Shimadzu - TOC V.

5.4. Resultados e Discussão

5.4.1 Efeito dos sistemas de preparo de solo e das culturas de cobertura de inverno - Ano 2003/2004

No período logo após o manejo das culturas de inverno foram verificadas as mais altas emissões de N₂O em todos os sistemas de manejo (Figura 7). O efeito do manejo das culturas e do preparo de solo foi verificado em um período que totalizaram 45 dias posteriores ao manejo das culturas, o qual denominamos de período "pós-manejo".

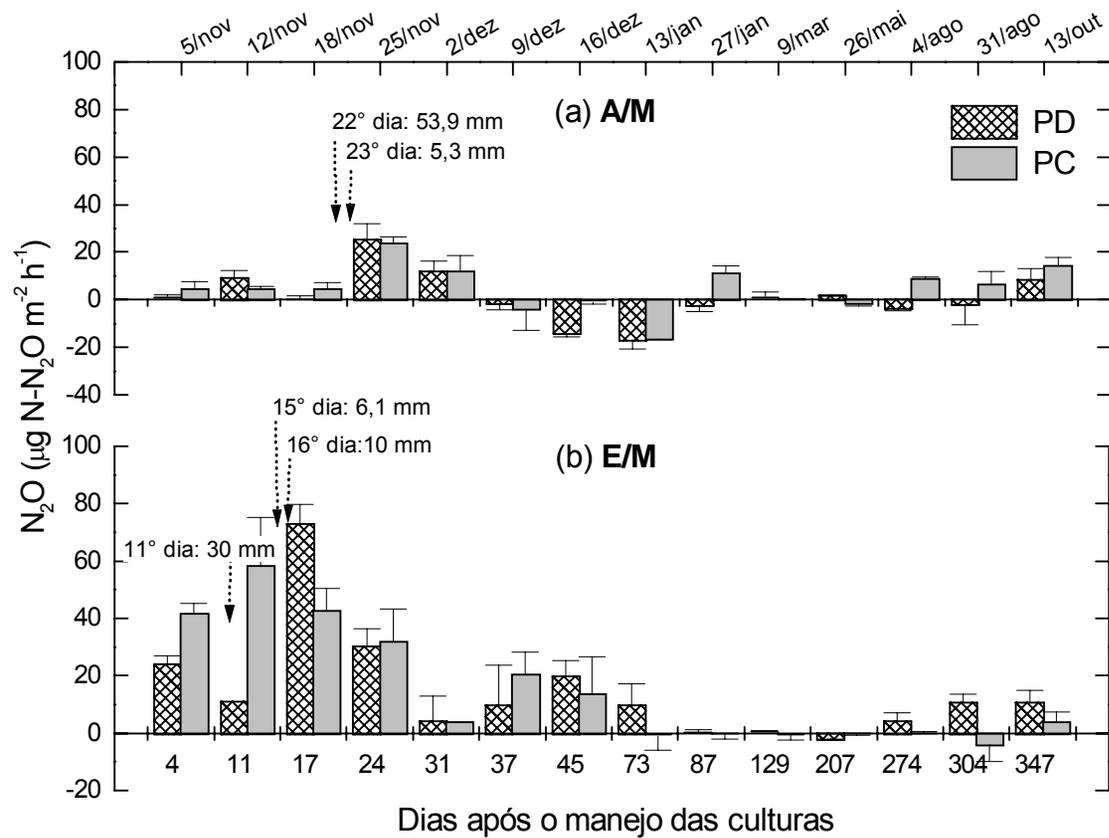


Figura 7. Emissões de N_2O ($\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) e aveia em sucessão com milho (E/M), ambos sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC). Todos os sistemas continham as subparcelas sem a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2003/2004. As setas indicam eventos de chuva. As barras de erro correspondem o erro padrão da média.

Nesse sentido, a maior periodicidade das avaliações durante o período pós-manejo foi importante para avaliar a influência destes sistemas na emissão de N_2O , pois o manejo das culturas e o preparo do solo, juntamente às altas temperaturas e a ocorrência de precipitações, constituíram uma condição privilegiada para a emissão de N_2O no sistema solo-atmosfera.

As mais altas emissões de N_2O no período pós-manejo das culturas de cobertura de inverno, no ano de 2003/2004, ocorreram no sistema ervilhaca/milho (Figura 8). Tanto no solo em PD como em PC, verificou-se que as emissões pós-manejo da ervilhaca alcançaram emissões até 2,7 vezes maiores do que no sistema com aveia preta (Figura 7). No sistema com aveia os valores máximos foram de 25 e 24 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ nos sistemas PD e PC, respectivamente. Por sua vez, no sistema com ervilhaca, os valores máximos de emissão foram de 73 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no solo em PC e 58 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no solo em PD.

As emissões elevadas de N_2O no sistema com ervilhaca decorreu provavelmente da rápida taxa de decomposição do resíduo dessa cultura de baixa relação C/N (~14), em ambos os preparos de solo, em comparação à aveia preta. A capacidade biológica de fixação de N_2 das leguminosas resulta em alto aporte de N pela cultura (Amado et al., 1997). No ano de 2003/2004, o aporte de 4 Mg ha^{-1} de matéria de seca de ervilhaca correspondeu à adição de 115 kg N ha^{-1} , o que certamente determinou uma liberação expressiva de N para o solo suprindo com N mineral os processos de nitrificação e desnitrificação. Por sua vez, a aveia aportou 4 Mg ha^{-1} de matéria seca, com cerca da metade de N do resíduo da ervilhaca, 61 kg N ha^{-1} . A relação C/N intermediária (~26) do resíduo da aveia determina um maior equilíbrio nos processos de mineralização e imobilização microbiana, e portanto, uma liberação mais lenta e gradual do N dos resíduos (Aita et al., 2003).

Além das diferenças nas taxas de emissão de N_2O , observou-se comportamento peculiar na dinâmica das emissões de N_2O no período pós-manejo nos sistemas com ervilhaca e aveia. Enquanto no sistema com aveia (A/M), a emissão máxima de N_2O ocorreu aos 24 dias após os preparos de solo, no sistema com ervilhaca (E/M) a emissão máxima ocorreu já no 11º dia, para o solo em PC ($58 \pm 24 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e, no 17º dia para o solo em PD ($73 \pm 9 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$), sugerindo que tenha ocorrido uma mineralização

mais rápida do N presente nos resíduos vegetais da ervilhaca, em comparação a aveia preta, em ambos sistemas de preparo de solo. Esses resultados são coerentes com os resultados obtidos por Amado et al. (1997) na mesma área experimental na qual realizou-se este estudo.

No decorrer do período, do 37 ao 73º dia, no sistema aveia/milho verificou-se emissão negativa de N₂O, com médias de $-11 \pm 5 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no solo em PD e $-7 \pm 5 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no solo em PC. Posterior ao 87º dia, emissões de N₂O apresentam valores mais baixos, e médias, para solo em PD e PC, de $0,6 \pm 1$ e $6 \pm 2 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente. Por sua vez, no sistema com ervilhaca, verificou-se que as emissões diminuíram de um valor médio de $35 \pm 9 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ do período entre o 4º e o 31º dia, para um valor de $11 \pm 6 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no período intermediário (31 ao 73º dia), e estabilizando em taxas desprezíveis, com média de $-0,2 \pm 1 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. para as medidas efetuadas a partir do 87º dia, praticamente não ocorrendo absorção de N₂O. Em solos agrícolas não é comum se observar absorção de N₂O. Justamente, porque a absorção N₂O é decorrente da baixa disponibilidade de N mineral no solo. Nesta condição as bactérias desnitrificadoras podem atuar como consumidoras de N₂O, o qual atuaria como oxidante e determinaria a absorção do N₂O (Firestone & Davidson, 1989).

Destaca-se que, durante o período avaliado, as emissões mais altas de N₂O ocorreram em dias posteriores a eventos de chuvas. Ciclos de umedecimento e secagem do solo causado pelas precipitações sob altas temperaturas (Figura 6), estimulam à atividade de bactérias desnitrificadoras que atuam como produtoras de N₂O. No sistema PD E/M 0N nos três dias anteriores a coleta em que se estimou a taxa de emissão máxima, foram registradas chuvas de intensidade moderada, somando 20 mm de precipitação (Figura 6). Logo, observa-se que em situação de alto aporte de N e C ao solo, temperatura próxima aos 20°C (Figura 6) e na ocorrência de eventos de chuva se alcançou as maiores taxas de emissão de N₂O. Após dezembro, quando provavelmente a fração lábil dos resíduos já tinha sido decomposta, as emissões diminuíram. A partir do mês de maio houve um decréscimo na temperatura, atingindo temperaturas médias inferiores a 16°C, e temperaturas mínimas médias inferiores a 9°C, as quais tiveram reflexo direto na redução da

atividade microbiana, o que auxilia o entendimento das baixas emissões de N_2O em todos os sistemas de manejo.

As emissões totais de N_2O no período pós-manejo (45 dias após os preparos) e no período de 12 meses, no ano de 2003/2004, obtida a partir da integração das taxas diárias de emissão nos diferentes sistemas de manejo, são apresentadas na Figura 8. No período pós-manejo o tipo de cultura teve efeito expressivo nas emissões de N_2O , enquanto os preparos de solo tiveram menor influência nas emissões (Figura 8). Na média dos sistemas de preparo, a emissão de N_2O no período pós-manejo foi de $27,0 \pm 3,0$ mg $N-N_2O$ m^{-2} no sistema com ervilhaca e de $6,7 \pm 0,3$ mg $N-N_2O$ m^{-2} no sistema com aveia preta.

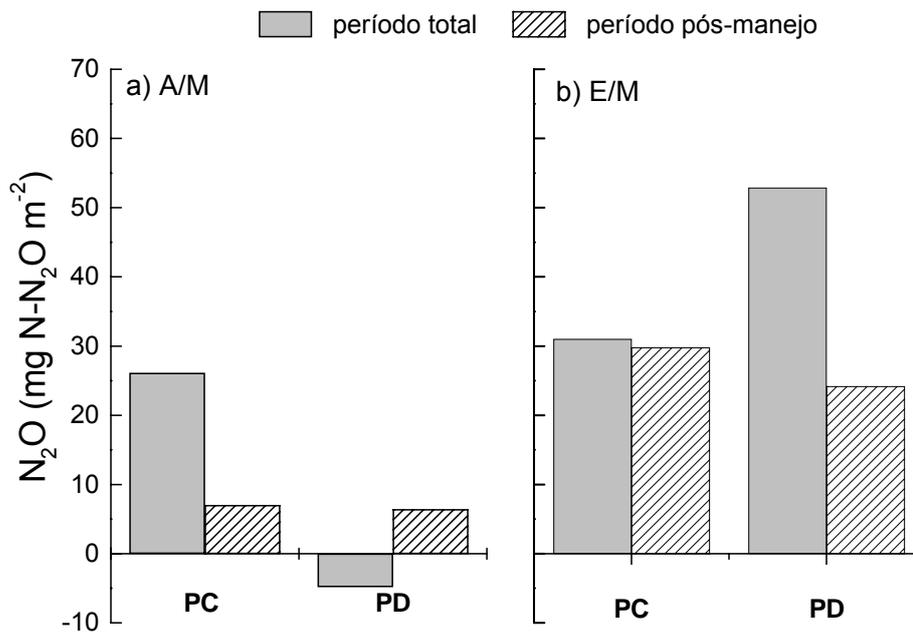


Figura 8. Emissão acumulada de N_2O (mg $N-N_2O$ m^{-2}) referente ao período pós-manejo (45 dias) e anual (345 dias) dos sistemas de manejo que incluem o cultivo de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) e de aveia em sucessão com milho (E/M) ambos sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC). Todos os sistemas continham as subparcelas sem a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2003/2004

Os preparos de solo tiveram efeito nas emissões anuais de N_2O entre os sistemas de manejo. Dois efeitos distintos dos preparos de solo foram verificados nos sistemas aveia/milho e ervilhaca/milho. No sistema aveia/milho

houve uma emissão significativa de N_2O no solo em PC posterior ao período pós-manejo, enquanto que no solo em PD houve inclusive absorção (emissão negativo) de N_2O nesse período, determinando uma emissão total anual menor do que a emissão de N_2O estimada para o período pós-manejo. Para os sistemas com a cultura da aveia a emissão anual foi de $26 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$ de N_2O no PC, enquanto no solo em PD houve absorção de $5 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$.

Nos sistemas com ervilhaca a emissão anual foi de $31 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$ no solo em PC e $52 \text{ mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$ no solo em PD, sendo que no solo em PC 92% da emissão de N_2O ocorreu no período pós-manejo, com uma baixa emissão no período posterior (Figura 8). Considerando que não havia plantas nas subparcelas, aparentemente houve perda do N liberado pelos resíduos neste sistema de manejo, ou não houve condições de solo propícias para a produção do N_2O .

Já no solo em PD, grande parte da emissão anual de N_2O ocorreu no período posterior ao período pós-manejo (65%), o que pode estar relacionada à liberação mais gradual do N dos resíduos os quais representaram um reservatório de liberação mais lenta de N, e ou condições mais propícias do solo para a produção de N_2O pelos microrganismos. Solos sob PD usualmente apresentam menor macroporosidade do que solos em PC, o que determina numa menor difusão de O_2 e maior desenvolvimento de bactérias desnitrificadoras, conforme verificado por Doran (1980). A desnitrificação, em um solo sob PD em que ocorre alta adição de N (PD E/M 0N), proporciona taxas pequenas de emissão de N_2O porém de maneira contínua durante o ano, inclusive em meses de temperaturas mais baixas.

5.4.2. Efeito da adubação nitrogenada mineral na emissão de N_2O - Ano 2004/2005 -

No ano agrícola de 2004/2005, as avaliações foram concentradas no sistema plantio direto tendo sido avaliados o sistema aveia/milho com (180 kg N ha^{-1}) e sem adubação N mineral (uréia), além do sistema ervilhaca/milho sem adubação nitrogenada. As estimativas das taxas de emissão nesses tratamentos permitiu avaliar comparativamente as emissões de N_2O decorrentes da adubação nitrogenada mineral e do uso de leguminosa. Para

isso, foi adicionada a mesma quantidade de N via fertilizante e biomassa de ervilhaca.

A adubação nitrogenada teve efeito expressivo nas emissões de N_2O quando da ocorrência de chuva (Figura 9). Na primeira aplicação de N mineral, com 1/3 da dose (60 kg N ha^{-1}), não se observou influência na emissão de N_2O . Ao se realizar a segunda aplicação (2/3 da dose: 120 kg N ha^{-1}), durante os quatro dias posteriores a adubação mineral obtiveram-se valores de 211 ± 14 a $307 \pm 18 \text{ } \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, emissões quase que 5 vezes maior do que o valor máximo obtido em dias que anteriores a aplicação de N mineral. No primeiro dia após a segunda aplicação de N choveu intensamente, registrando precipitação de 37,5 mm dentro de poucas horas que antecederam a coleta.

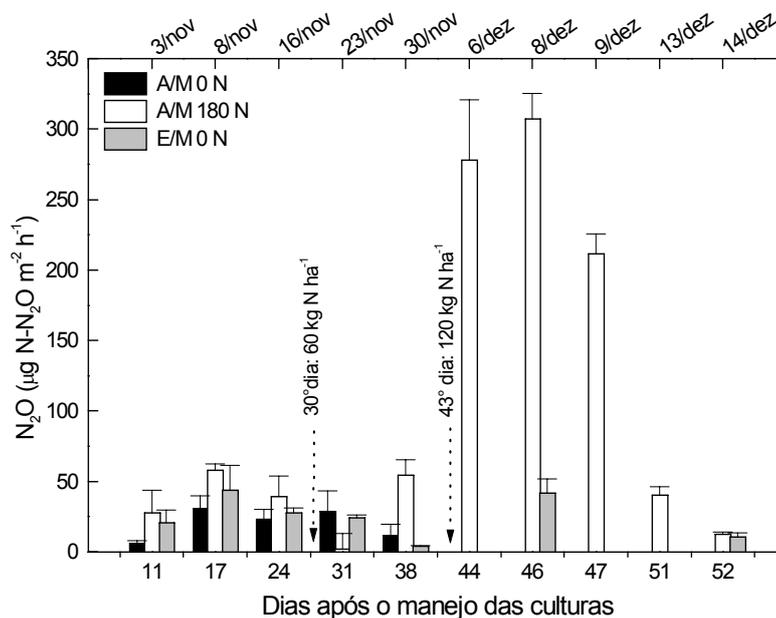


Figura 9. Emissões de N_2O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho, com e sem adubação nitrogenada (180N e 0N), e de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) sem adubação nitrogenada (0N), todos sob plantio direto (PD). Todos os sistemas continham as subparcelas com a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2004/2005.

A umidade e chuva interferem de duas formas para maior emissão de N_2O quando do uso de uréia. Primeiro, é necessária umidade ou ocorrência de chuva para solubilização do fertilizante e disponibilização de N mineral, e posteriormente, é necessário água ocupando a porosidade do solo para

condicionar ambiente anaeróbio. Na primeira adubação, anterior a qual não houve precipitação e o solo estava seco, as partículas de uréia, que foram aplicadas a lanço, eram visíveis na superfície do solo. A baixa umidade do ar e ocorrência de vento no dia de aplicação, e posteriormente, não permitiram a solubilização do adubo e disponibilidade de N na solução do solo.

No período que antecedeu a aplicação de N, as emissões variaram de 2 ± 11 a $58 \pm 4 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ nos três sistemas avaliados. O sistema PD A/M 180N atingiu valor máximo de $58 \pm 4 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, enquanto que PD E/M 0N e PD A/M 0N atingiram 44 ± 18 e $31 \pm 9 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente. Considerando as quantidades de matéria seca e a concentração de N na aveia presente sobre o solo em PD A 0N e PD A/M 180 N eram as mesmas, a maior emissão de N_2O no sistema PD A/M 180N em comparação ao PD A/M 0N deve ser decorrente da maior conteúdo de N no solo naquele sistema de manejo (Lovatto, 2001). Segundo esse autor, considerando um período de 13 anos o solo no sistema PD A/M 180N tem apresentado um acúmulo médio de $72 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, enquanto que no sistema PD A/M 0N tem ocorrido uma perda de $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

5.4.3. Efeito da planta na emissão de N_2O -Ano 2004/2005-

As emissões obtidas nos tratamentos avaliados em 2004/2005 demonstraram que, nos sistemas que determinam um maior suprimento de N via adubação nitrogenada ou via biomassa de leguminosa, a presença da planta tende a diminuir a emissão de N_2O no sistema solo-atmosfera (Tabela 1).

Tabela 1. Emissão acumulada de N_2O no período pós-manejo para os sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M) com e sem adubação nitrogenada ambos em plantio direto (PD). Todos os sistemas continham subparcelas com e sem planta durante período de avaliação. Ano: 2004/2005

	Período Dias pós-semadura	Emissão N_2O		Δ Emissão N_2O^*
		Com planta	Sem planta	
		-----g N - $\text{N}_2\text{O m}^{-2}$ -----		
A/M 0 N	11 aos 38	0,015	0,012	-0,00284
A/M 180N	11 aos 52	0,079	0,10	0,0219
E/M 0N	11 aos 38	0,017	0,027	0,0099

* Δ Emissão N_2O = Emissão N_2O sem planta – Emissão N_2O com planta

Na tabela 1, observa-se que as emissões acumuladas de N_2O mostram diferenças mais significativas para os tratamentos PD E/M 0N e PD A/M 180N. O N mineral, que é disponibilizado em maior abundância nesses tratamentos foi parcialmente absorvido pelo milho, limitando a disponibilidade deste nutriente para os processos de nitrificação e desnitrificação. Porém, no PD A/M 0N, o qual apresenta um baixo suprimento de N, praticamente não foi verificada diferença nas emissões com e sem plantas nas microparcelas.

Em relação as emissões obtidas em $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ hora}^{-1}$, constatou-se grande influência do milho no sistema PD A/M 180 N, nos dias posteriores a 2ª aplicação de uréia (120 kg N ha^{-1}).

O efeito mais nítido neste sistema ocorreu devido aos altos valores de emissão obtidos, que estão menos suscetíveis a erros, além da influência da aplicação de N em período de maior necessidade para o crescimento da planta (Figura 10).

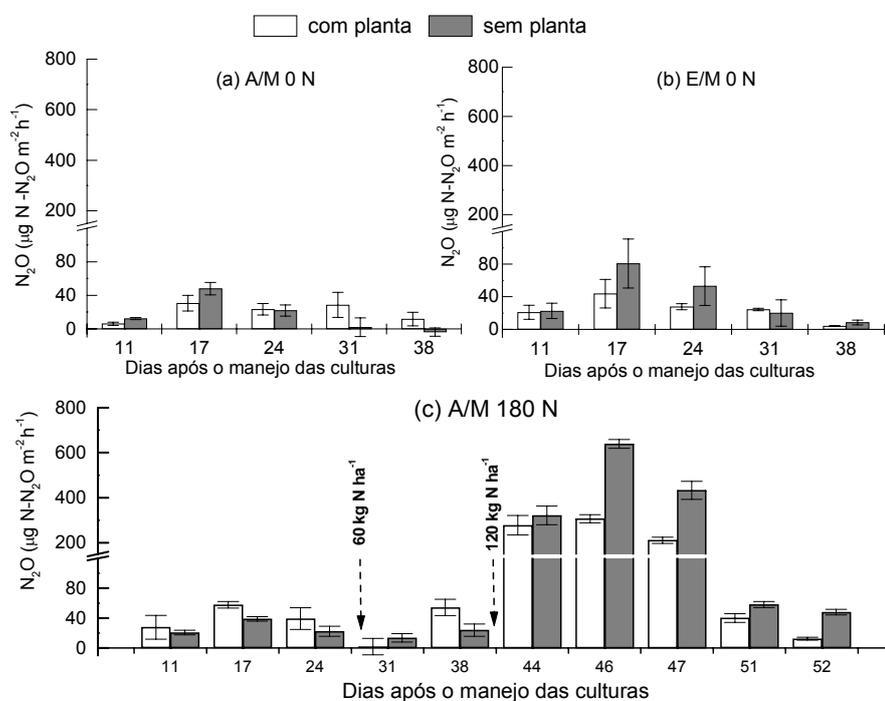


Figura 10. Emissões de N_2O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho com (a) e sem (b) adubação nitrogenada, e o cultivo de ervilhaca em sucessão com milho sem adubação nitrogenada (b), todos sob plantio direto (PD). Todos os sistemas continham subparcelas com e sem a presença da planta de milho durante a avaliação. Ano: 2004/2005. As barras de erro correspondem ao erro padrão da média.

Aos 40 dias após a semeadura, a planta encontra-se em crescimento pleno e torna-se concorrente das bactérias desnitrificadoras e nitrificadoras pelo N mineral disponível no solo. Porém, verificou-se que mesmo na presença da planta, as emissões de N_2O do solo em PD A/M 180 N ainda permaneceram muito superiores quando comparado as emissões obtidas nos demais sistemas (Figura 10).

Mesmo em dias posteriores a aplicação de uréia, quando a presença do milho influenciou diminuindo em até a metade a taxa de emissão, ainda observa-se valores foram cerca de 6 vezes maiores do que as emissões máximas dos demais sistemas.

Não foi encontrada correlação linear adequada entre as emissões de N_2O dos sistemas com planta e sem planta (Figura 11). O coeficiente de correlação apresentou baixo valor ($R=0,253$) e baixa probabilidade ($P=0,327$). A alta variabilidade dos dados obtidos, embora bastante comum em estudos de emissões de gases, exige um maior número de dados no intervalo trabalhado para a verificação mais precisa e adequada de uma possível correlação.

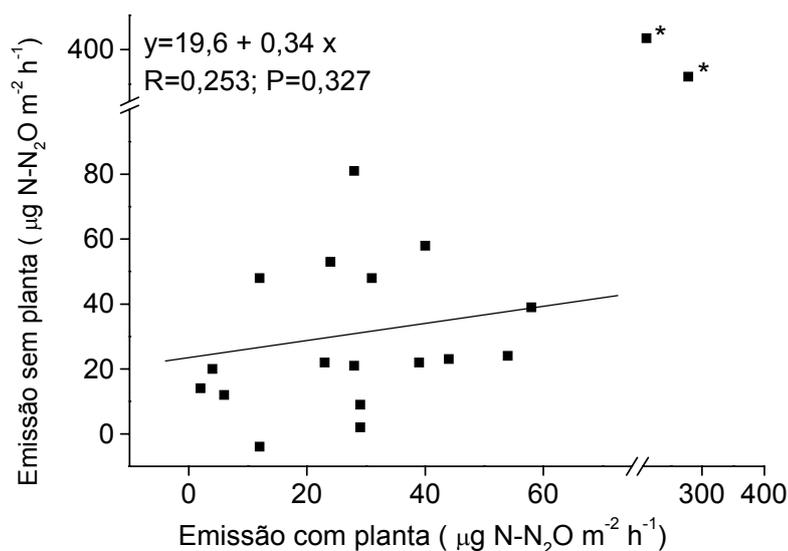


Figura 11. Correlação linear entre emissões de N_2O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) obtidos nos sistemas com e sem planta (*: dados não considerados na correlação).

5.4.4 Comparação entre as emissões dos anos 2003/2004 e 2004/2005

Os resultados referentes aos tratamentos analisados em 2003/2004 e 2004/2005 mostraram boa reprodutibilidade para os sistemas PD E/M 0N e PD A/M 0N. No sistema PD E/M 0N no período pós-manejo (45 dias) a emissão integrada em 2003/2004 foi de 27 mg N-N₂O m⁻², enquanto que para 2004/2005 este valor foi de 24 mg N-N₂O m⁻² (Figura 12). No sistema PD A/M 0N para o período pós-manejo (37 dias), a emissão integrada em 2003/2004 foi de 7 mg N-N₂O m⁻², muito próximo do valor calculado de 6 mg N-N₂O m⁻² para 2004/2005 (Figura 12).

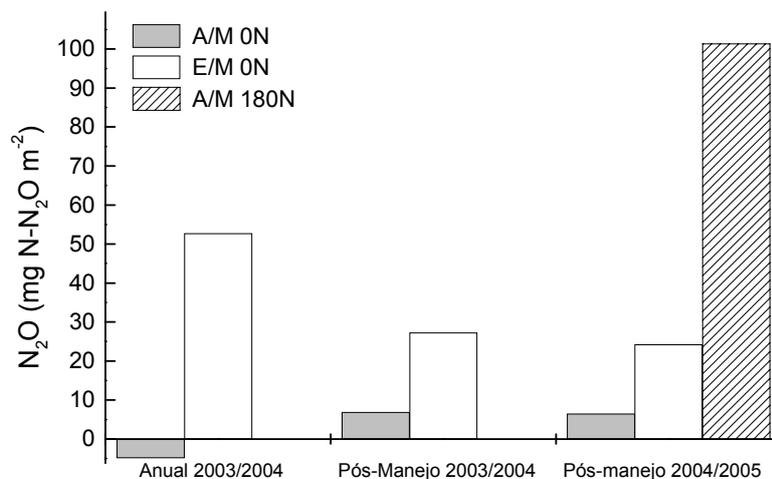


Figura 12. Emissão acumulada de N₂O (mg N-N₂O m⁻²) referente ao período anual em 2003/2004 (345 dias), e, ao período pós-manejo em 2003/2004 e 2004/2005 (45 dias para PD E/M 0N e 38 dias para PD A/M 0N) medidos nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) e de aveia em sucessão com milho (E/M) ambos sob plantio direto (PD). Todos os sistemas continham as subparcelas sem a presença de planta durante o período de avaliação.

Observa-se na Figura 12 a alta emissão acumulada do sistema PD A/M 180N comparativamente aos demais sistemas. Neste sistema, a emissão acumulada correspondente ao período pós-manejo de 2004/2005 foi aproximadamente de 101 mg N-N₂O m⁻², o dobro das emissões verificadas no sistema PD E/M 0N em 2003/2004 (52 mg N-N₂O m⁻²). Não se observou absorção de N₂O no PD A/M 0 N durante o ano de 2004/2005 no período

avaliado, porém esperar-se-ia o mesmo efeito de absorção de N_2O no decorrer do ano. Porém, esse efeito não é esperado no sistema PD A/M 180 N. A absorção de N_2O , provavelmente, ocorre devido à baixa disponibilidade de N no solo, que conduz as bactérias desnitrificadoras utilizarem o N na forma gasosa, no caso N_2O . No caso do sistema PD A/M 180N o estoque de N no solo é alto e, conseqüentemente quantidade de N suficiente para atividade das bactérias desnitrificadoras. Esperar-se-ia, portanto que no sistema PD A/M 180N ocorram emissões baixas e contínuas no decorrer do ano, assim como o observado no PD E/M 0N (2003/2004).

As perdas de N via N_2O para todos os sistemas foram menores que 1% do N aplicado via resíduo vegetal ou adubo nitrogenado (tabela 2).

Tabela 2. Adição de N, via fitomassa da parte aérea, emissão acumulada anual expressa em kg N- N_2O e em kg C- CO_2 nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M) com e sem adubação nitrogenada (180 e 0 N) e de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) sem adubação nitrogenada, ambos sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD) no ano de 2003/2004 e sob plantio direto (PD). Todos os sistemas continham subparcelas sem a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2004/2005.

Ano	Manejo	Cultura	Período	Adição de N		Emissão N_2O acumulada	
				Uréia	Resíduo	kg N- N_2O ha ⁻¹	kg CE- CO_2 ha ⁻¹
2003/2004	PC	A/M 0N	dias	---	kg N ha ⁻¹ ---	kg N- N_2O ha ⁻¹	kg CE- CO_2 ha ⁻¹
		E/M 0N	343	0	61	0,261	31
	PD	A/M 0N	343	0	61	-0,048	-6
		E/M 0N	343	0	115	0,529	64
2003/2004	PD	A/M 0N	29	0	61	0,121	15
		AM 180N	41	180	61	1,013	122
		E/M 0N	29	0	180	0,272	33

Outros autores obtiveram emissões de N_2O que correspondem a 0,25 a 7% do N aplicado, dependendo do local, tipo de solo e manejo adotado (Bremmer et al., 1981; Moiser et. al, 1982; Veldkamp et al., 1998). As perdas de N na forma de N_2O verificadas no presente estudo tem mais importância do ponto de vista ambiental, do que no que se refere ao seu impacto na redução da produtividade das culturas. Nesse sentido, a adubação nitrogenada é uma prática referenciada como grande contribuinte no aumento da concentração do N_2O na atmosfera (Hought et al., 2001). Verificou-se que no sistema que inclui

a adubação nitrogenada (PD A/M 180 N) a emissão acumulada, em C-equivalente, alcança valor de 122 kg CE-CO₂ ha⁻¹, demonstrando ser o sistema que mais contribuiu para o efeito estufa entre os avaliados (tabela 2).

5.4.5. Variáveis controladoras das emissões de N₂O em solos agrícolas

Os coeficientes de correlação (R) obtidos a partir das emissões de N₂O em µg N-N₂O m⁻²h⁻¹, os quais apresentaram altos erros padrão da média, e as propriedades do solo como umidade gravimétrica (Ug), concentração de amônio (NH₄⁺), de nitrato e nitrito (NO₃⁻ + NO₂⁻) e de carbono solúvel (Csolúvel) foram baixos, principalmente, nos sistemas que incluem a aveia (Tabela 3). Outros estudos também mostram que a quantificação de emissão de GEE no sistema solo-atmosfera caracteriza-se por erros que algumas vezes superam 100% (Choudhary et al., 2002), sendo aceitas correlações mais baixas em estudos desta natureza. Porém nos sistemas que incluem a aveia, a magnitude dos erros analíticos algumas vezes supera os valores das emissões de N₂O, havendo necessidade de uma maior sensibilidade na quantificação destas emissões nos sistemas com baixo suprimento de N. Desta maneira, para discutir as relações entre as variáveis controladoras medidas nas emissões de N₂O neste trabalho serão utilizados apenas os sistemas que incluem maior aporte de N, como os que contêm a leguminosa de inverno (PD E/M 0N e PC E/M 0N) ou a adubação nitrogenada (PD A/M 180N).

Na tabela 3 verificaram-se os altos valores de coeficientes de correlação maiores que 0,7 e probabilidades <0,012 entre as emissões de N₂O e a concentração de NH₄⁺ no solo para os sistemas de manejo com alto suprimento de N. Segundo Parton et al. (1996) a presença do íon NH₄⁺ no solo começa a influenciar na emissão de N₂O quando sua concentração ultrapassa 3 mg N kg⁻¹. Conforme verifica-se nas figuras 13 e 15 neste estudo as altas emissões de óxido nitroso foram obtidas sempre em condições semelhantes. No sistema PD E/M 0 N a combinação de umidade gravimétrica maiores que 11 g g⁻¹ e concentração entre 4 e 7 mg N kg⁻¹ na forma de NH₄⁺ conduziram ao aumento de emissão de N₂O (Figura 13). No sistema PC E/M 0N, embora se observe valores de emissões altos em todo intervalo de umidade gravimétrica

(8 e 20 g g⁻¹), verificou-se uma tendência de aumento da emissão com a concentração de NH₄⁺ (Figura 15), sugerindo que a principal fonte de N₂O seja o processo de nitrificação.

Vários trabalhos sugerem a atividade das bactérias nitrificadoras como produtora de N₂O. Em um solo aerado, como o deste estudo, pode ocorrer simultaneamente nitrificação e desnitrificação. Uma das hipóteses que tem sido referenciada na literatura é a ocorrência de uma parcial oxidação do NH₄⁺ a NO₂⁻ em condições aeróbias, e uma posterior difusão do NO₂⁻ para microsítios anaeróbios, onde estaria suscetível a desnitrificação e a produção de N₂O (Stevens & Laughlin, 1998). Outra hipótese ainda indica o NO₂⁻ como receptor alternativo de elétrons para as bactérias nitrificadoras durante a oxidação do NH₄⁺ pelas bactérias nitrificadoras quando a quantidade de O₂ é limitante (Conrad, 1989). A restrição de O₂ pode ocorrer devido a menor difusão deste gás quando o solo apresenta alta umidade. O mecanismo de produção de N₂O por nitrificação ainda não é totalmente elucidado. Porém, assim como em outros trabalhos, os resultados obtidos indicam que a nitrificação pode estar contribuindo expressivamente para a produção de N₂O no solo.

Diferente do observado com relação à concentração de NH₄⁺, os valores altos de emissão foram obtidos em concentrações de NO₃⁻+NO₂⁻ entre 2 e 5 µg N kg⁻¹, mas nas mais altas umidades (>15 g g⁻¹) e concentrações de C solúvel (> 190 g kg⁻¹) no PD E/M 0N. No solo em PC, as quantidades de NO₃⁻+NO₂⁻ provavelmente não foram limitantes à emissão de N₂O na maioria das medidas realizadas. No sistema PC E/M 0N as concentrações de NO₃⁻+NO₂⁻ no solo variaram de 2,5 a 30 mg N kg⁻¹ (Figura 16).

Embora as concentrações de N disponível para desnitrificação seja bastante alta neste sistema, as emissões apresentaram valores máximos na mesma ordem do PD E/M 0N. Comparando estes dois sistemas, podemos inferir que as características físicas de um solo sob PD, provavelmente propiciam ambiente mais condicional à emissão de N₂O em comparação a solos em PC.

Tabela 3. Coeficiente de correlações obtido a partir da relação de emissão de N₂O com as concentrações de amônio (NH₄⁺, mg N kg⁻¹), nitrato +nitrito (NO₃⁻+ NO₂⁻, mg N kg⁻¹) no solo e com a umidade gravimétrica (u_g, g g⁻¹) nos diferentes sistemas de manejo.

Preparo	Cultura	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ (mg Kg ⁻¹)		NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)		C solúvel (g kg ⁻¹)		U _g (g g ⁻¹)	
		R	P	R	P	R	P	R	P
PC	A/M*	0,131	0,701	0,295	0,378	0,099	0,770	0,1662	0,625
	E/M*	0,719	0,0125	0,743	0,008	0,7515	0,0122	0,107	0,752
PD	A/M*	0,4381	0,178	0,517	0,104	0,2532	0,479	-0,068	0,841
	E/M*	0,48	0,132	0,726	0,011	0,547	0,081	0,533	0,0910
	A/M 180N**	0,659	0,053	0,9227	0,0003	0,695	0,055	0,3085	0,457

*N = 11, profundidade: 0-20 cm, ano 2003/2004.

**N = 9; profundidade 0-5 cm; ano 2004/2005

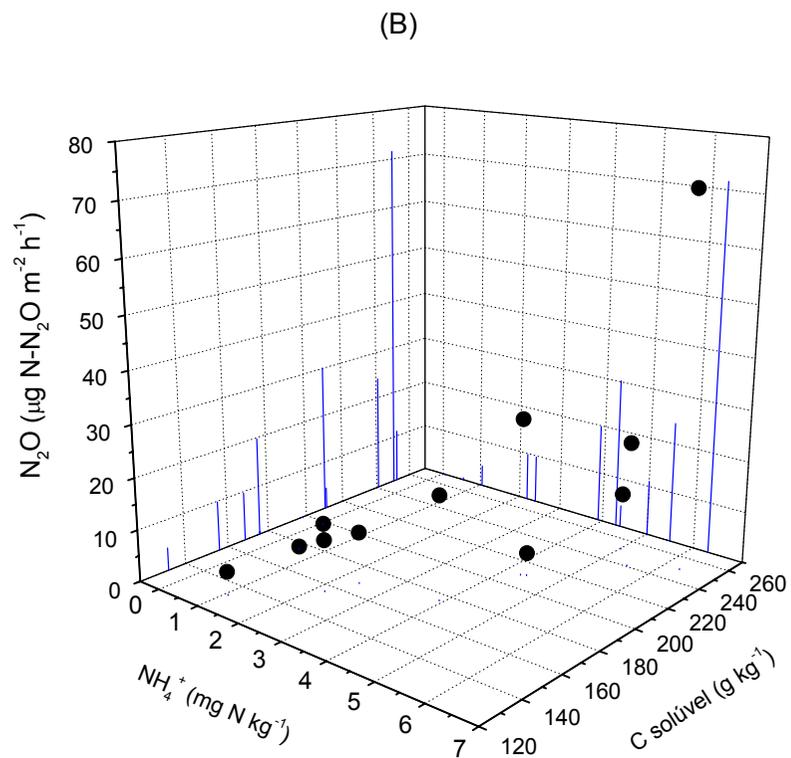
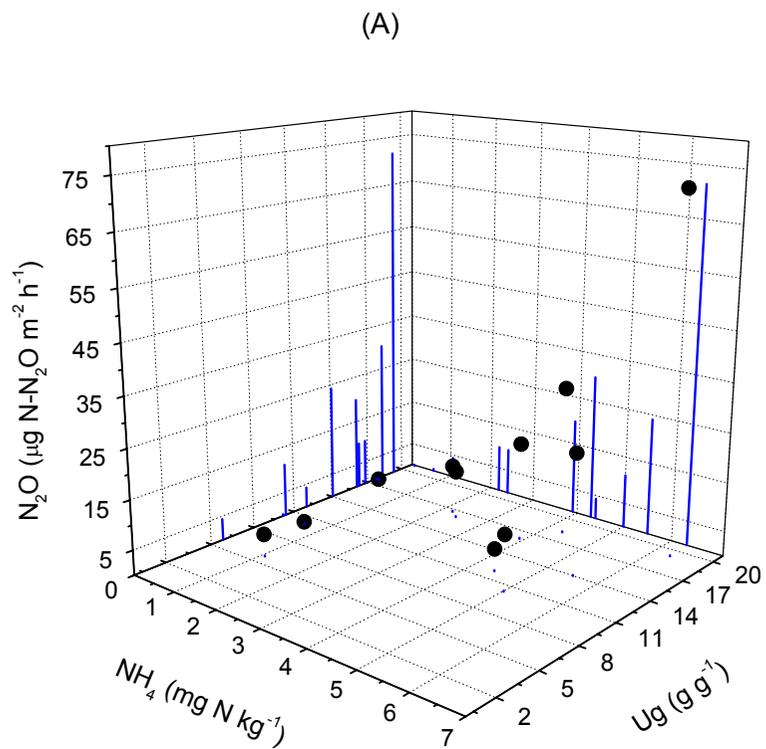


Figura 13. Relação entre as emissões de N_2O com: (A) concentração de amônio no solo (NH_4^+) e umidade gravimétrica (U_g); e (B) concentração de amônio (NH_4^+) e carbono solúvel em água (C_s) no sistema PD E/M 0N. Ano: 2003/2004.

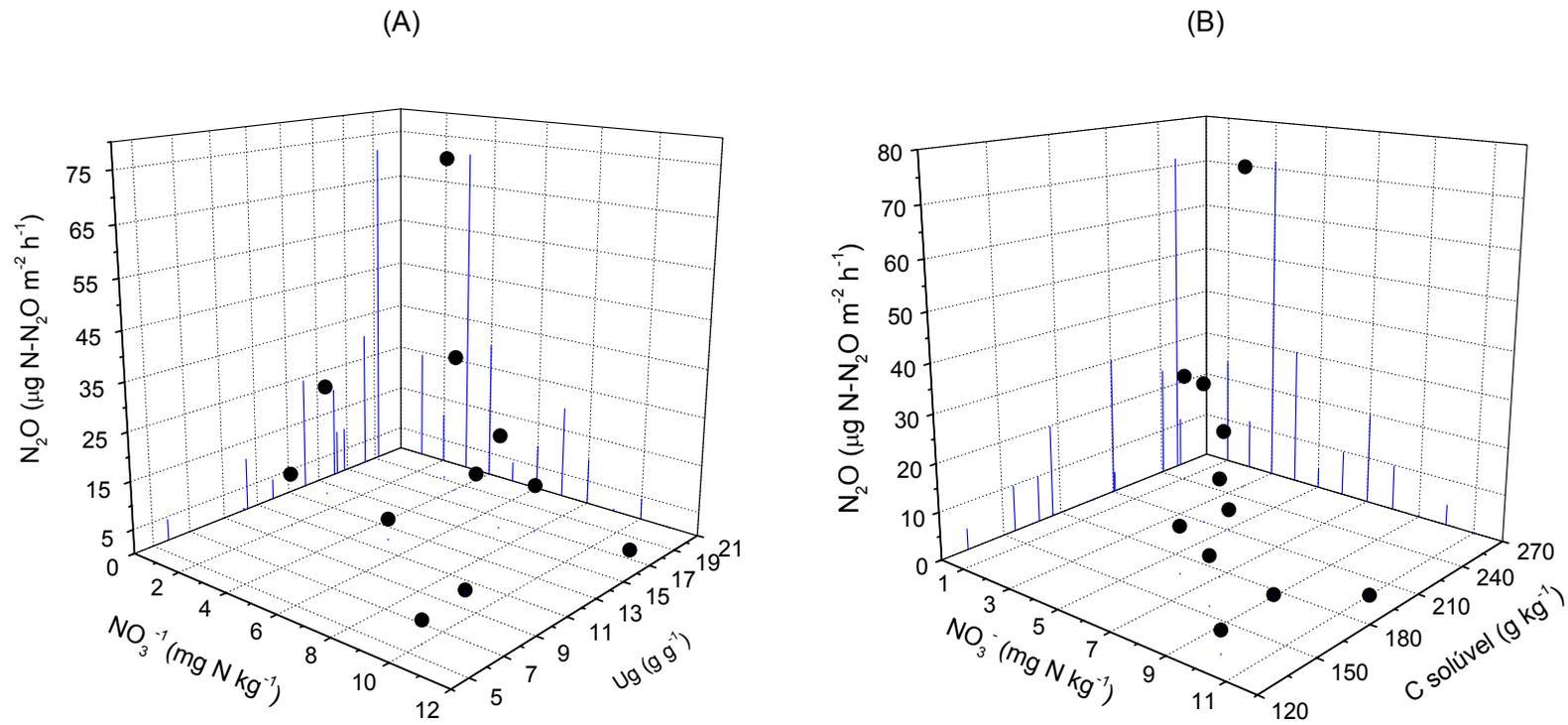


Figura 14. Relação entre emissões de N_2O com: (A) concentração de amônio no solo (NH_4^+) e umidade gravimétrica (U_g); e (B) concentração de amônio no solo (NH_4^+) carbono solúvel em água (C_s), no sistema PC E/M 0N. Ano 2003/2004

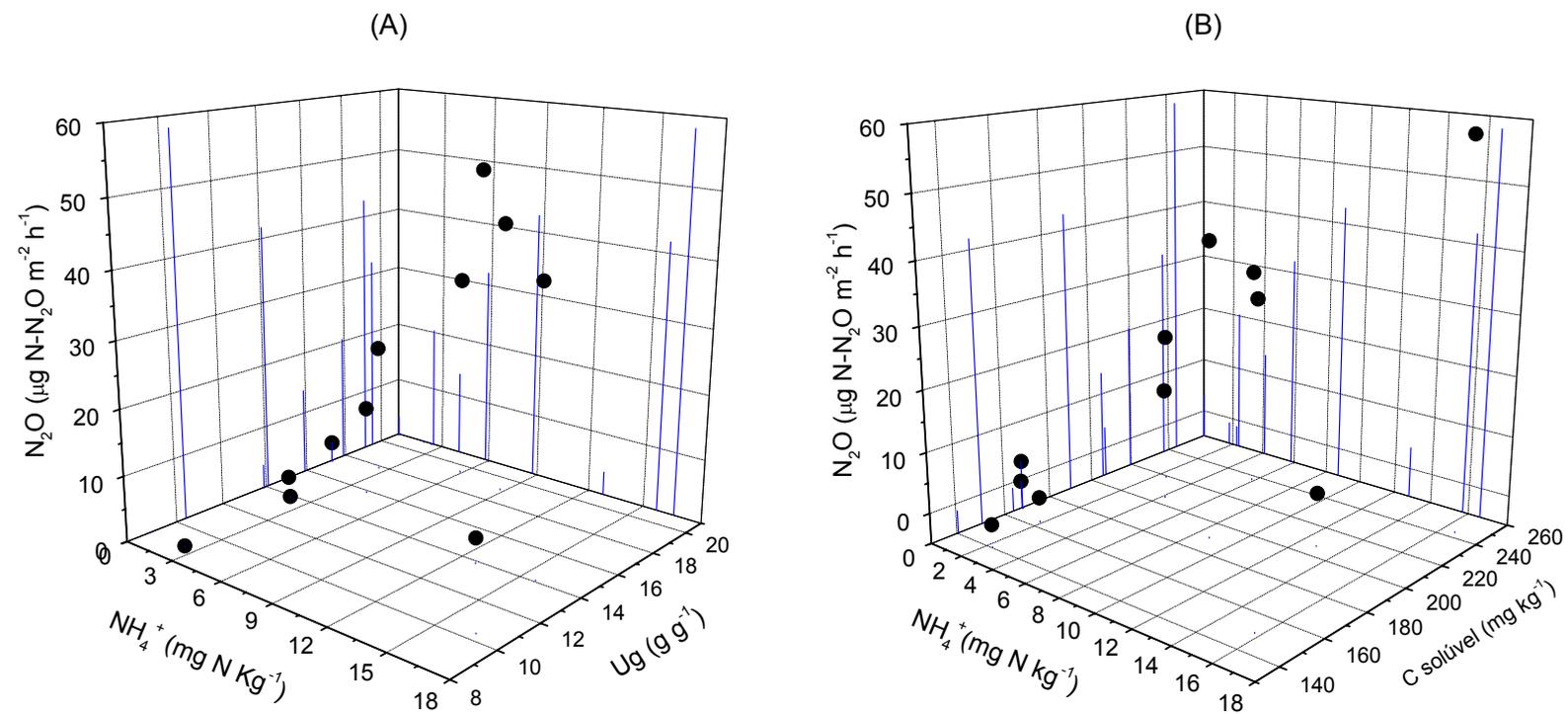


Figura 15. Relação entre emissões de N_2O com: (A) concentração de amônio no solo (NH_4^+) e umidade gravimétrica (U_g); e com (B) concentração de amônio no solo (NH_4^+) carbono solúvel em água (C_s) no sistema PC E/M 0N. Ano 2003/2004

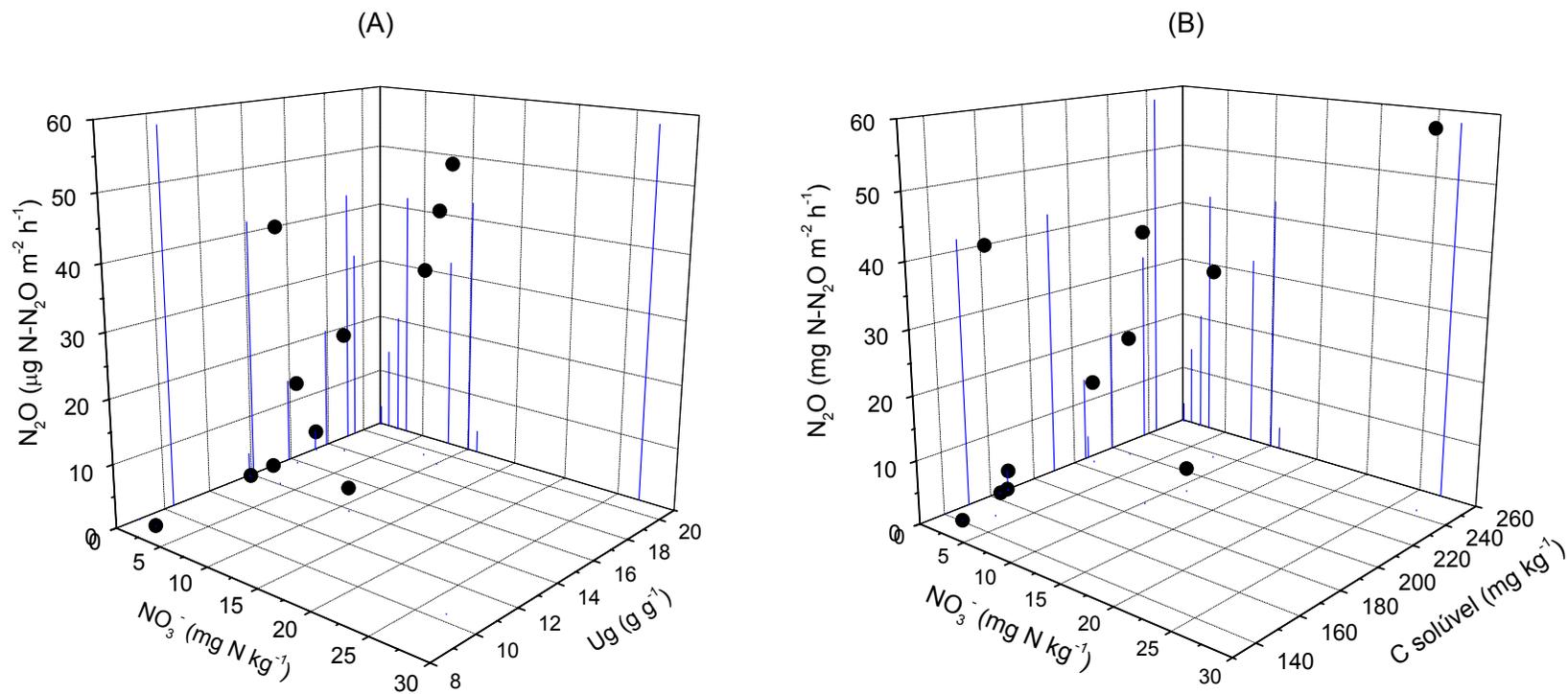


Figura 16. Relação entre emissões de N_2O com: (A) concentração de nitrato+nitrito ($NO_3^- + NO_2^-$) no solo e umidade gravimétrica (U_g); e (B) concentração de nitrato+nitrito ($NO_3^- + NO_2^-$) no solo e carbono solúvel em água (C_s) no sistema PC E/M 0N. Ano 2003/2004

5.1.5. Conclusões

- A emissão de N_2O do solo em PD foi maior do que no solo em PC quando se utilizou ervilhaca como planta de cobertura do solo no inverno. Quando utilizada a aveia preta, as emissões de N_2O foram menores do que no sistema com ervilhaca, em ambos sistemas de preparo de solo os quais não se diferenciaram.

- A adubação nitrogenada mineral na cultura do milho resultou em taxas bem superiores de emissão de N_2O do que quando a mesma quantidade de N foi suprida pela adição de biomassa de ervilhaca.

- As emissões de N_2O no solo foram maiores com o aumento dos teores de NH_4 e da umidade do solo, sugerindo que a origem desse gás está sendo o processo de nitrificação. Altos teores de C solúvel e altas umidades do solo, em associação foram relacionados também a altas emissões de N_2O , mesmo sendo baixos os teores de $NO_3^- + NO_2^-$.

- Estudos das emissões de N_2O devem ser realizadas com a presença de plantas, as quais absorvem o N mineral do solo e reduzem potencialmente a emissão deste gás.

6. ESTUDO II.

A utilização de leguminosas com plantas de cobertura e as emissões de óxido nitroso em Argissolo Vermelho

6.1. Resumo

O óxido nitroso (N_2O) é um dos principais gases que contribuem para o efeito estufa antropogênico, sendo fundamental identificar práticas de manejo do solo com potencial de mitigação das emissões desse gás. O objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito de diferentes plantas de cobertura de inverno e de verão na emissão de N_2O em solo sob plantio direto. A pesquisa foi realizada, em 2003/2004, em dois experimentos de longa duração sobre um Argissolo Vermelho da Depressão Central do RS, e foram avaliados os sistemas aveia/milho (A/M), ervilhaca/milho (E/M), aveia+ervilhaca/milho+ caupi (A+V/M+C), guandu+milho (G+M) e lab-lab+milho (L+M). Amostras de gás proveniente do solo foram coletadas, no período de aproximadamente 12 meses, em câmaras fechadas dispostas sobre o solo e a análise dos teores de N_2O foi realizada por cromatografia gasosa. Foram determinadas variáveis meteorológicas (temperatura do ar e precipitação pluviométrica), parâmetros de solo (teor de $NO_3^-+NO_2^-$, NH_4^+ , umidade e C solúvel) e de qualidade dos resíduos vegetais (teor de lignina, razão C/N e razão Lignina/N). A quantidade de N presente na biomassa das leguminosas variou de 76 a 237 kg N ha⁻¹, bem superiores aos 61 kg ha⁻¹ reciclado de N pela cultura da aveia. As emissões de N_2O variaram de 0,9 a 83,4 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ nos sistemas com leguminosas, tendo ocorrido absorção de -5 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no solo do sistema aveia/milho. As emissões de N_2O do solo foram diretamente proporcionais à quantidade de N na fitomassa das culturas, sendo equivalentes de 0,20% e 0,50% do N adicionado ao solo via fitomassa da parte

aérea das plantas de cobertura. Algumas evidências foram obtidas da influência da qualidade do resíduo vegetal e da época do manejo dessas culturas sobre as emissões de N_2O , mas os resultados não foram conclusivos e demandam estudos mais detalhados. As mais altas emissões de N_2O foram obtidos logo após os eventos de chuva, evidenciando a importância das bactérias desnitrificadoras na produção de óxido nitroso, embora se tenha constatado também a formação de N_2O por nitrificação.

6.2. Introdução

O óxido nitroso (N_2O) é um dos principais gases que contribuem para o efeito estufa antropogênico. Embora emitido em menores quantidades que os demais gases do efeito estufa, o N_2O apresenta um potencial de aquecimento 296 vezes maior do que o dióxido de carbono (CO_2) e aproximadamente 10 vezes maior do que o metano (CH_4) (Houghton et al., 2001). Estima-se que a agricultura contribua direta e indiretamente para as emissões de N_2O , gerando 6,2 Tg N- N_2O ano⁻¹ de um total de 17,7 Tg N- N_2O ano⁻¹, sendo aproximadamente 1/3 proveniente diretamente de solos agrícolas (Houghton et al., 2001).

A adubação nitrogenada é uma das principais práticas que afetam as emissões de N_2O em solos agrícolas. Desde 1960 o consumo mundial de fertilizantes sintéticos nitrogenados aumentou de 11,6 para 82,4 Tg N (FAO, 2000), sendo uma prática fundamental à obtenção de rendimentos satisfatórios de culturas em solos tropicais e subtropicais que apresentam uma baixa capacidade de suprimento desse nutriente. Em nível global estima-se que 1,25% do N aplicado via adubação é perdido como N_2O (Houghton et al., 2001). No estudo anterior (Estudo 1) verificou-se perda de apenas 0,7% do N proveniente da uréia o que pode ser relacionado às temperaturas mais amenas do clima subtropical do Sul do Brasil. As maiores emissões de N_2O decorrentes da adubação nitrogenada foram verificadas em períodos posteriores a eventos de chuva. Essas perdas são baixas quanto a um efeito na redução do rendimento das culturas, mas tem um impacto importante na qualidade do ambiente. Nesse sentido, a perda total de N_2O no período de 37 dias pós-manejo no sistema PD A/M com aplicação de 180 kg N ha⁻¹ verificada no

estudo anterior (Estudo 1) foi equivalente à liberação de 122 kg CE-CO₂ ha⁻¹ para a atmosfera.

O uso de leguminosas como plantas de cobertura tem sido utilizado como alternativa no suprimento parcial de N com expressivo efeito no rendimento do milho e de outras culturas (Aita, 1997, Amado, 1997, Wortmann et al., 2000), prática a qual pode ter um efeito positivo na mitigação do forçamento radiativo e aquecimento global. Evidências nesse sentido foram obtidas no estudo anterior no qual verificou-se uma emissão 7 vezes menor do N adicionado via leguminosa (ervilhaca) do que pela adubação nitrogenada, tendo sido aplicada a mesma quantidade de N (180 kg ha⁻¹) por ambas as fontes. Essa menor emissão de N₂O a partir da adição de N por leguminosas tem sido atribuída a mineralização mais gradual do N dos resíduos vegetais em comparação à rápida solubilização do N de fertilizantes minerais, o que determina uma reposição gradativa do N mineral do solo.

A mineralização do N proveniente dos resíduos adicionados ao solo depende da composição química ou qualidade do resíduo vegetal (Handayanato et al., 1994; Sakala et al., 2000), o que provavelmente determina a ocorrência de emissões de N₂O diferenciadas para distintas espécies leguminosas utilizadas para cobertura do solo. Palm & Rowland (1997) citam a composição bioquímica (lignina, celulose e polifenóis) e a relação C/N como parâmetros que determinam a qualidade de resíduos vegetais e, portanto, a taxa de mineralização do N orgânico e aumento dos teores de formas de N mineral no solo, as quais potencialmente são fontes para a produção de N₂O a partir dos processos de nitrificação e desnitrificação (Baggs et al., 2003; Millar & Baggs, 2004). Nesse sentido, trata-se de um aspecto importante o entendimento do efeito da qualidade do resíduo vegetal sobre as emissões de N₂O de modo a selecionar espécies vegetais que tenham potencial de suprir N às culturas comerciais no sistema de rotação, mas que resultem numa baixa emissão de N₂O para atmosfera.

O objetivo deste estudo foi de verificar a influência da qualidade de resíduos de plantas de cobertura de verão e de inverno sobre a emissão de óxido nitroso em solo Argissolo Vermelho sob plantio direto. Em adição, teve como objetivo identificar as variáveis controladoras das emissões de N₂O em solos sob plantio direto.

6.3. Material e Métodos

No presente estudo foram avaliados sistemas de culturas em plantio direto dos experimentos 1 e 2, cuja caracterização dos tratamentos e da condução estão apresentados no Item 4 (Material e Métodos Geral). Salienta-se que os experimentos são adjacentes, que as áreas apresentam exatamente o mesmo histórico de uso e manejo do solo anterior a implantação dos experimentos, e que todas as práticas culturais realizadas no decorrer do período experimental (19 anos no experimento 1 e 22 anos no experimento 2) foram as mesmas, o que permite a comparação dos resultados obtidos entre os diferentes sistemas de cultura.

6.3.1. Tratamentos avaliados

Avaliaram-se as emissões de N_2O no ano agrícola 2003/2004 nos sistemas de cultura aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M) no Experimento 1, e aveia+ervilhaca/ milho+caupi (A+E/M+C), guandu+milho (G+M) e Lablab+milho (L+M) no Experimento 2, sendo todos os tratamentos conduzidos em sistema plantio direto. As câmaras de coleta dos gases (Item 4) foram instaladas em subparcelas de 2 x 2 m, as quais foram mantidas sem plantas em desenvolvimento, sendo a vegetação espontânea controlada com a aplicação de herbicida a base de glifosato.

6.3.2. Períodos de avaliação

As coletas foram semanais no período de 45 dias após os preparos do solo, prosseguindo posteriormente com coletas aproximadamente mensais até 12 meses (Figura 17). Da mesma forma como no estudo 1, as coletas no período pós-manejo tiveram como objetivo avaliar o efeito de curto prazo dos sistemas de cultura nas emissões de N_2O , enquanto as avaliações mensais foram realizadas de modo a permitir quantificar a contribuição anual de cada sistema na emissão de N_2O .

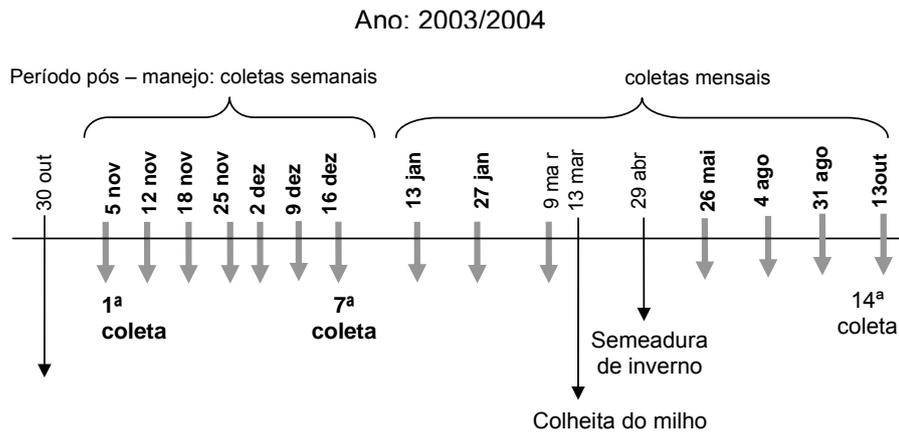


Figura 17. Calendário das avaliações de emissão de N_2O e das operações agrícolas realizadas no ano de 2003/2004

6.3.3. Dados meteorológicos

No sentido de auxiliar na interpretação dos resultados, dados diários de temperatura e precipitação durante o período de coleta foram obtidos junto ao Setor de Meteorologia do Departamento de Plantas de Forrageiras e Agrometeorologia. A estação meteorológica é localizada próxima à área experimental, e os dados são apresentados na Figura 18.

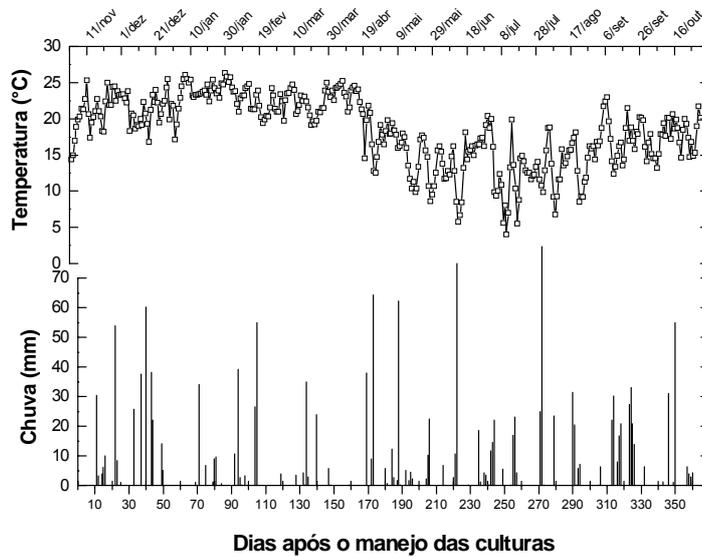


Figura 18. Dados de temperatura média do ar ($^{\circ}C$) e precipitação (mm) durante os meses de novembro de 2003 a outubro de 2004 (fonte: Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia –UFRGS).

6.3.4. Preparação das subparcelas para o estudo

Subparcelas para o fim específico de avaliação das emissões dos GEE foram estabelecidas dentro de uma das repetições de campo dos tratamentos avaliados. Nos sistemas A/M e E/M, a matéria seca dos resíduos de aveia e ervilhaca adicionados ao solo foram de 5 Mg ha⁻¹ e 4 Mg ha⁻¹, respectivamente. No caso dos sistemas A+E/M+C, G+M e Lablab+M, os resíduos adicionados não foram quantificados, mas os dados históricos do experimento indicam uma adição de matéria seca pelas plantas de cobertura de inverno e verão de 5,7, 17,3 e 6,7 Mg ha⁻¹, respectivamente, nesses sistemas. Em todos os tratamentos, os resíduos vegetais foram mantidos na superfície do solo.

6.3.5. Amostragem e análise dos gases

A coleta das amostras de ar para análise de N₂O foi realizada com sistema de câmaras de PVC, de 20 cm de altura e 25 cm de diâmetro (Item 4 – Material e Métodos Geral), sendo utilizadas duas câmaras por subparcela.

Os procedimentos de coleta, análise e cálculo das emissões de N₂O nas amostras foram os mesmos descritos Item 4- Material e Métodos Geral. A emissão acumulada de óxido nitroso no período pós-colheita (45 dias) e no período de 12 meses foi calculada por integração dos dados de emissão diárias obtidos, a qual foi realizada utilizando o software Microcal Origin (versão 7.0).

6.3.6. Análises complementares

Por ocasião da coleta das amostras de ar foram monitoradas as temperaturas da câmara e do solo (5 cm), a umidade do solo nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, e as concentrações de carbono solúvel e N mineral na camada de solo de 0 – 30 cm. O nitrogênio mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻ + NO₂⁻) foi analisado segundo metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). As amostras de solo para análise de carbono orgânico solúvel foram secas ao ar, moídas e peneiradas a 5 mm. O carbono orgânico solúvel (Csolúvel) foi obtido

por extração em água (5g solo: 50 mL água), mantendo-se 24 h sob agitação. O sobrenadante obtido foi centrifugado e filtrado (filtro de membrana de celulose, 0,45 µm). A quantificação do carbono em água (Csolúvel) foi realizada por combustão seca em analisador Shimadzu - TOC V. A porosidade preenchida por água (PPA) foi calculada pela equação:

$$PPA (\%) = \frac{u_g \times D_s}{P_T}$$

onde:

u_g = umidade gravimétrica ($g\ g^{-1}$)

D_s = densidade do solo ($Mg\ cm^{-3}$)

P_T = porosidade total do solo ($g\ g^{-1}$)

A umidade do solo foi obtida das amostras de solo (camada 0-10) coletadas logo após a amostragem de gás. A densidade foi previamente avaliada (Zanatta, 2005) A porosidade do solo foi obtida pela relação:

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

onde:

D_s = densidade do solo ($Mg\ cm^{-3}$)

D_p = densidade de partícula que foi considerada igual a $2,65\ Mg\ cm^{-3}$.

6.3.7. Concentração de C, N e lignina dos resíduos

As amostras da parte aérea do lablab, guandu, milho, aveia e ervilhaca e caupi, foram coletadas durante o florescimento. As amostras foram previamente secas ao ar em casa de vegetação e separadas em caule e folha. Posteriormente procedeu-se o aquecimento em estufa a $60^\circ C$ para eliminar a umidade. O resíduo foi moído e peneirado a 2 mm. As concentrações de C foram determinadas em analisador de carbono (Smidazu - TOC V), e de N total segundo Tedesco et al. (1995). O teor de lignina do tecido vegetal foi determinado conforme o método proposto por Van Soest (1968).

6.4. Resultados e Discussão

6.4.1. Adição de C e N e qualidade dos resíduos vegetais

Na Tabela 4 verifica-se o potencial de leguminosas na adição de N ao solo, a qual variou de 76 a 327 kg ha⁻¹ ano⁻¹, em comparação à aveia preta que reciclou 61 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N. Dentre as leguminosas, destacou-se as leguminosas de verão, principalmente o guandu e o lablab. Estes resultados foram semelhantes aos obtidos por outros autores, os quais tem destacado o importante papel das leguminosas na adição de N em sistemas de rotação de culturas (Wortmann et al., 2000; Amado et al., 1997; Aita et al., 2003).

Tabela 4. Adições de N via fitomassa da parte aérea dos resíduos culturais e teores de lignina e relações C/N e lignina/N desses resíduos

Sistema de cultura/ Cultura	Plantas de cobertura		
	Inverno	Verão	Total
	----- N fitomassa (kg ha ⁻¹) -----		
	--		
Aveia/M	61	-	61
Ervilhaca/M	115	-	115
Aveia+Ervilhaca/M+caupi	90	76	166
Guandu+M	-	327	327
Lablab+M	-	138	138
	Relação C/N	Lignina (g kg⁻¹)	Lignina/N
Aveia	36	32	2,6
Ervilhaca	15	73	2,5
Caupi (folha; caule)	23	10; 45	1,0; 4,6
Guandu (folha;caule)	23	125; 150	3,0;10
Lablab (folha;caule)	22	49; 90	1,1; 4,5

A relação C/N dos resíduos das plantas de cobertura variou de 15 a 36, sendo os menores valores observados nos resíduos de leguminosas. O menor teor de lignina foi verificado no resíduo de aveia (32 g kg⁻¹), enquanto que os resíduos das leguminosas de inverno e verão apresentaram maiores teores de lignina (49 a 150 g kg⁻¹), com reflexos diretos nos teores de lignina/N dos resíduos (1,0 a 10). Essas variáveis relacionadas à qualidade do resíduo possivelmente sejam relacionadas à velocidade de decomposição do resíduo e mineralização do N, onde a mineralização mais rápida do N ocorreria nos resíduos com baixas relações C/N e lignina/N, o que teoricamente iria aumentar o potencial de emissão de N₂O pelo solo.

6.4.2. Emissões de N₂O

As emissões de N₂O no período total avaliado (345 dias) variaram de 0,9 a 83,4 mg N-N₂O m⁻² nos sistemas com leguminosas, tendo ocorrido absorção (-5 mg N-N₂O m⁻²) de N₂O no solo do sistema aveia/milho (Figura 19).

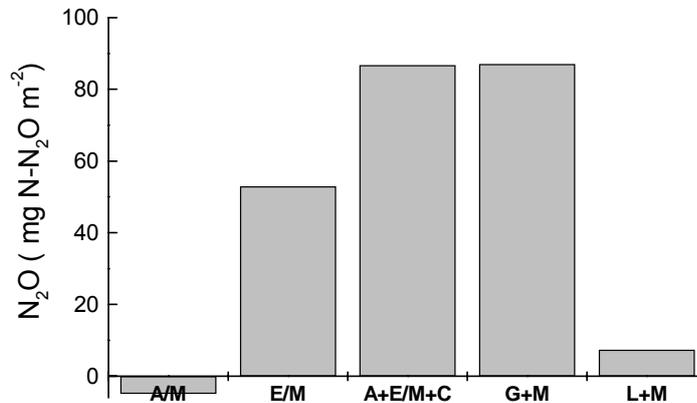


Figura 19. Emissão acumulada anual (345 dias) de N₂O (mg N-N₂O m⁻²) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de leguminosas de verão em consórcio com o milho (guandu+milho - G+M ou lablab+milho - L+M), de leguminosa de inverno em sucessão com o milho (ervilhaca/milho - E/M) ou de leguminosa consorciada com uma gramínea no inverno e verão (aveia+ervilhaca/ milho+caupi - A+E/M+C). Todos sistemas sob plantio direto (PD). Ano: 2003/2004

As perdas de N na forma de N₂O variaram de 0,20 a 0,50% do N adicionado, sendo bastante inferiores às perdas de 1,25 a 2,5% atribuídas globalmente ao N aplicado via fertilizante mineral (Houghton, 1996). No estudo anterior (Estudo 1), já foram verificadas emissões 7 vezes menores decorrente N aplicado via ervilhaca do que como uréia, embora as perdas do N da uréia como N₂O foi inferior a 1% do N aplicado.

Verificou-se na figura 19 que houve uma grande diferença entre os sistemas de culturas com leguminosas quanto às emissões de N₂O, a qual foi relacionada diretamente com o aporte anual de N ao solo pelas culturas (Figura 20), com exceção do guandu que apresentou uma emissão menor proporcionalmente às demais espécies frente à alta quantidade de N que é adicionada ao solo. O guandu com alto teor de N pode ter apresentado

influência do alto teor de lignina do seu resíduo (125 g kg^{-1} na folha e 150 g kg^{-1} no caule) que pode restringir a taxa de decomposição dos resíduos dessa cultura e diminuir a mineralização de N e posterior produção de N_2O . Observou-se que as demais culturas apresentaram um teor de lignina inferior a 90 g kg^{-1} , enquanto que no gandu obteve-se teor de lignina superior a este valor.

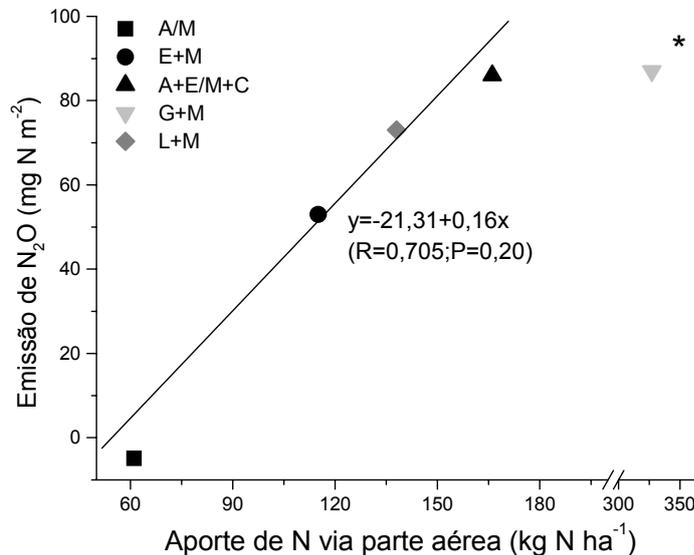


Figura 20. Correlação linear entre emissão anual (345 dias) acumulada de N_2O ($\text{mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$) e aporte anual de N via resíduos. (* ponto referente ao sistema G+M que não está incluído no ajuste da reta obtida)

Entretanto, é relevante o fato dos solos desses sistemas de cultura estar sendo utilizados há 19-22 anos sob as mesmas culturas em plantio direto, e que nessa condição estes podem apresentar capacidades distintas em emitir N_2O devido as suas diferentes características físicas. Nesse sentido, como não pode ser distinguido, no presente estudo a origem do N_2O (solo ou resíduo), a discussão do efeito da qualidade do resíduo não pode ser realizada de forma conclusiva.

Na Figura 21 está apresentado o comportamento no tempo das emissões de N_2O do solo. Verifica-se que as maiores emissões de N_2O , principalmente nos sistemas com leguminosas, ocorreram no período imediatamente posterior ao manejo dos resíduos vegetais, o que foi provavelmente relacionado aos elevados teores de N mineral no solo (Figura

22). Entretanto, a amostragem do solo de 0-30 cm não permitiu uma distinção clara do efeito das leguminosas nos teores de N mineral e, em próximos estudos, a amostragem deverá ser realizada em subcamadas de 0-20 cm, principalmente considerando o solo em plantio direto onde a decomposição dos resíduos e liberação do N ocorre na camada superficial do solo.

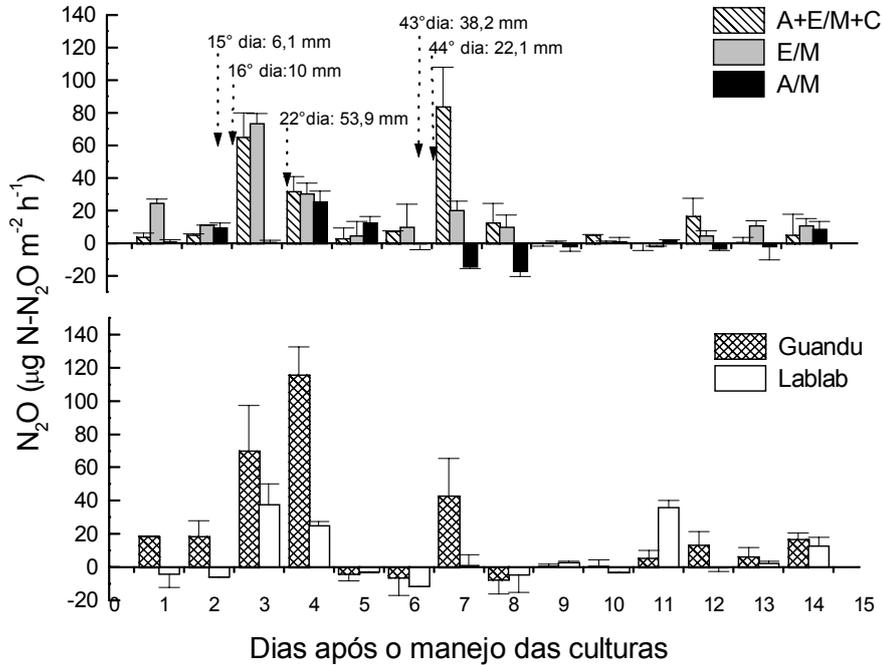


Figura 21. Emissões de N₂O (mg N-N₂O m⁻² h⁻¹) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de leguminosas de verão em consórcio com o milho (guandu+milho - G+M ou lablab+milho - L+M), de leguminosa de inverno em sucessão com o milho (ervilhaca/milho - E/M) ou de leguminosa consorciada com uma gramínea no inverno e verão (aveia+ervilhaca/ milho+caupi - A+E/M+C). Todos sistemas sob plantio direto (PD). Ano: 2003/2004. As setas indicam eventos de chuva. As barras de erro correspondem ao erro padrão da média.

O guandu, devido ao alto aporte de N resultou em elevadas taxas de emissão de N₂O. Para esse sistema obteve-se, a mais alta emissão de N₂O, sendo seu valor máximo 115 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹ aos 25 dias após o manejo. A emissão média no sistema G+M foi de 20,72 ± 9 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹, enquanto que no sistema com lablab obteve-se emissão média de 6,15 ± 4,18 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹.

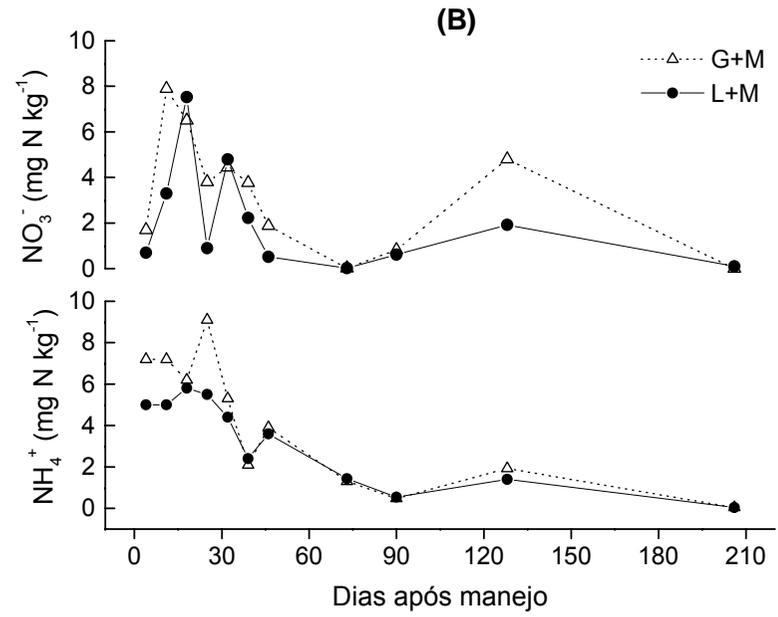
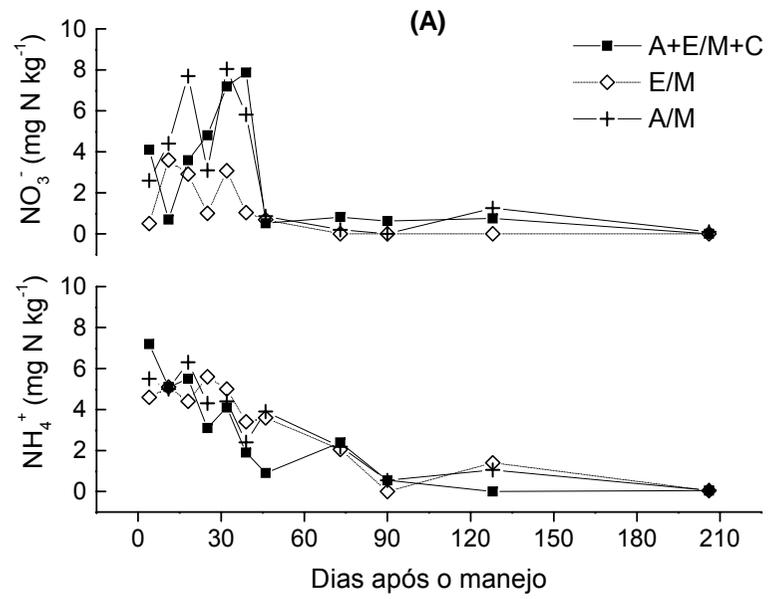


Figura 22. Concentração de amônio (NH_4^+) e nitrato + nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) no solo, analisados em amostras (camada: 0 a 20 cm) de solo coletadas de diferentes sistemas de cultura no sistema plantio direto (PD) nos dias de avaliação das emissões do N_2O nos sistemas leguminosas de inverno (A) e nos sistemas com leguminosas de verão (B) . Ano de 2003/2004

Exceto no dia 26 de maio, o lablab apresentou, em todos os dias avaliados, a menor taxa de emissão entre as leguminosas em estudo. A emissão máxima no sistema com lablab ocorreu aos 18 dias após a semeadura e foi de $38 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Nos sistemas com coberturas de inverno, o solo sob aveia apresentou baixas emissões de N_2O com média de $1,4 \pm 3 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Os sistemas E/M e A+E/M+C apresentaram taxas de emissões de N_2O semelhantes no primeiro mês após o manejo das culturas com valores variando entre 1 e $70 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Porém, no consórcio aveia+ ervilhaca ocorreu o valor máximo de emissão $89 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, aos 56 dias após o manejo das culturas. Este comportamento foi diferenciado em relação aos demais sistemas de cultura que apresentaram seus valores de emissão máxima em até 25 dias após a adição dos resíduos ao solo. A adição do C pela aveia no sistema em consórcio com a leguminosa, parece ter diminuído a velocidade de mineralização do N adicionado pelo resíduo, causando a imobilização temporária do N no solo. A emissão máxima obtida para cada sistema sempre ocorreu em dias nos quais anteriormente foram registradas precipitações (Figura 18). A máxima emissão verificadas nos sistemas L+M e E/M ocorreram aos 18 dias após o manejo, quando se registrou-se um total de 20 mm de chuva nos três dias que antecederam a coleta. No sistema G+M, o máximo foi obtido sucedendo chuva de 53,9 mm em dia anterior. No dia que se obteve o valor máximo para o sistema A+E/M+C registrou-se precipitação que totalizaram 60 mm nos dois dias anteriores a coleta. Devido à qualidade do resíduo e manejo, observou-se diferenciada dinâmica das emissões de N_2O , porém sempre, devido à ocorrência de chuvas que se verificaram as maiores emissões.

Outro aspecto que pode ter influenciado as emissões de N_2O é o manejo diferenciado do guandu, lablab e caupi, principalmente quanto à época de manejo (rolagem). As leguminosas de verão lablab e guandu, cultivadas em consórcio com o milho foram manejadas de maneira distinta do caupi, também semeado em consórcio com o milho, e conseqüentemente o aporte de resíduo ao solo ocorreu em épocas diferentes. Enquanto que o caupi foi rolado em maio, antecedendo a semeadura das espécies de inverno, o lablab e o guandu

permaneceram nas parcelas. Estas espécies entram em senescência foliar no período do inverno, e parte da adição e mineralização do N, principalmente proveniente das folhas ocorreu em período anterior ao seu manejo que só foi realizado antecedendo a semeadura do milho, em outubro. Quando da semeadura no milho, principalmente as folhas do lablab que senesceram no período de inverno encontravam-se, provavelmente, em avançado estágio de decomposição. Dessa forma, é bastante provável, que altas emissões de N_2O nesse sistema podem ter ocorrido antes do início das avaliações. O manejo das plantas de cobertura também pode explicar a diferença da emissão anual medida entre os sistemas L+M e A+E/M+C que apresentam aporte anual de N semelhante (Tabela 4). Com o manejo das culturas em épocas diferentes, o N provavelmente foi disponibilizado no solo em condições climáticas bastante distintas. A decomposição e mineralização do N do resíduo de lablab ocorreu em baixa temperatura e provavelmente, em um período com atividade microbiana menos intensa. Em contrapartida, o sistema A+E/M+C, apresentou cerca de 63% do N adicionado durante a rolagem das culturas de inverno, em setembro. Desta maneira, o manejo dos resíduos no sistema A+E/M+C disponibilizou maior quantidade de N e C quando as temperaturas foram mais altas, resultando em maior estímulo à atividade das bactérias produtoras de N_2O .

6.4.3. Variáveis controladoras das emissões de N_2O

A porosidade preenchida por água (PPA) influenciou no aumento da emissão de N_2O em todos os tratamentos utilizados neste estudo. Verificaram-se valores máximos de emissões sempre quando a PPA estava acima de 70% (Figuras 23, 24 e 25). O conteúdo de água aumenta o transporte das espécies iônicas, como NH_4^+ e NO_3^- , em solução e restringe a difusão do O_2 no solo. Quando a PPA <60% ocorrem processos aeróbios no solo. Porém, o valor de PPA ótimo para a produção de N_2O no processo de nitrificação pode apresentar-se mais alto do que a umidade ideal para a oxidação do NH_4^+ , pois umas das hipóteses da produção do N_2O via atividade das bactérias nitrificadoras consiste em utilizar NO_2^- como um receptor de elétrons quando O_2 é limitante.

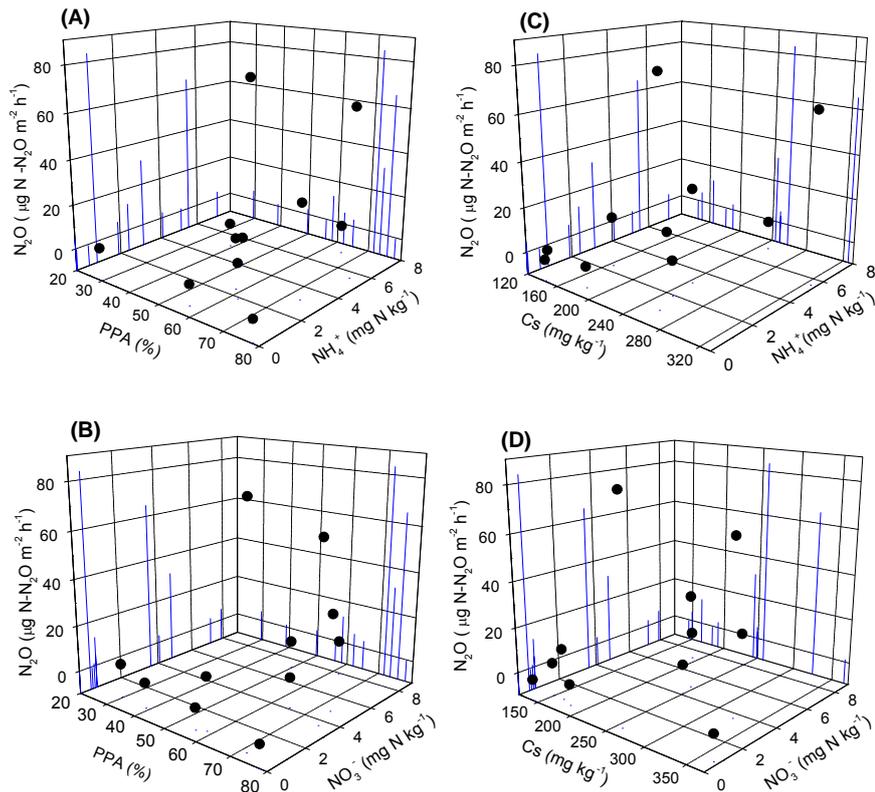


Figura 23. Relação entre emissões de N_2O com: **(A)** concentração de amônio (NH_4^+) e porosidade preenchida por água (PPA); **(B)** concentração de nitrato+nitrato ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) e porosidade preenchida por água (PPA); **(C)** concentração de amônio (NH_4^+) e carbono solúvel em água (Cs); e **(D)** concentração de nitrato + nitrato ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) no solo e carbono solúvel em água (Cs) no sistema A+E/M+C. Ano 2003/2004.

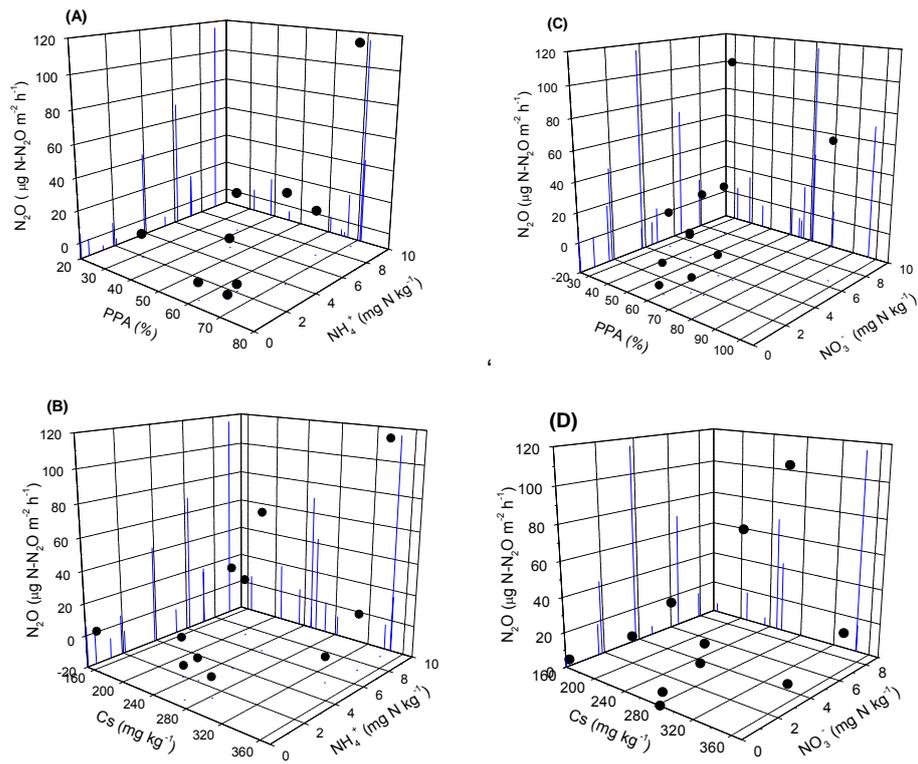


Figura 24. Relação entre emissões de N_2O com: (A) concentração de amônio (NH_4^+) e porosidade preenchida por água (PPA); (B) concentração de amônio (NH_4^+) no solo e carbono solúvel em água (Cs); (C) concentração de nitrato+nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) e PPA; e (D) concentração de nitrato+nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{nitrito}$) no solo e carbono solúvel em água (Cs) no sistema PD G+M. Ano 2003/2004.

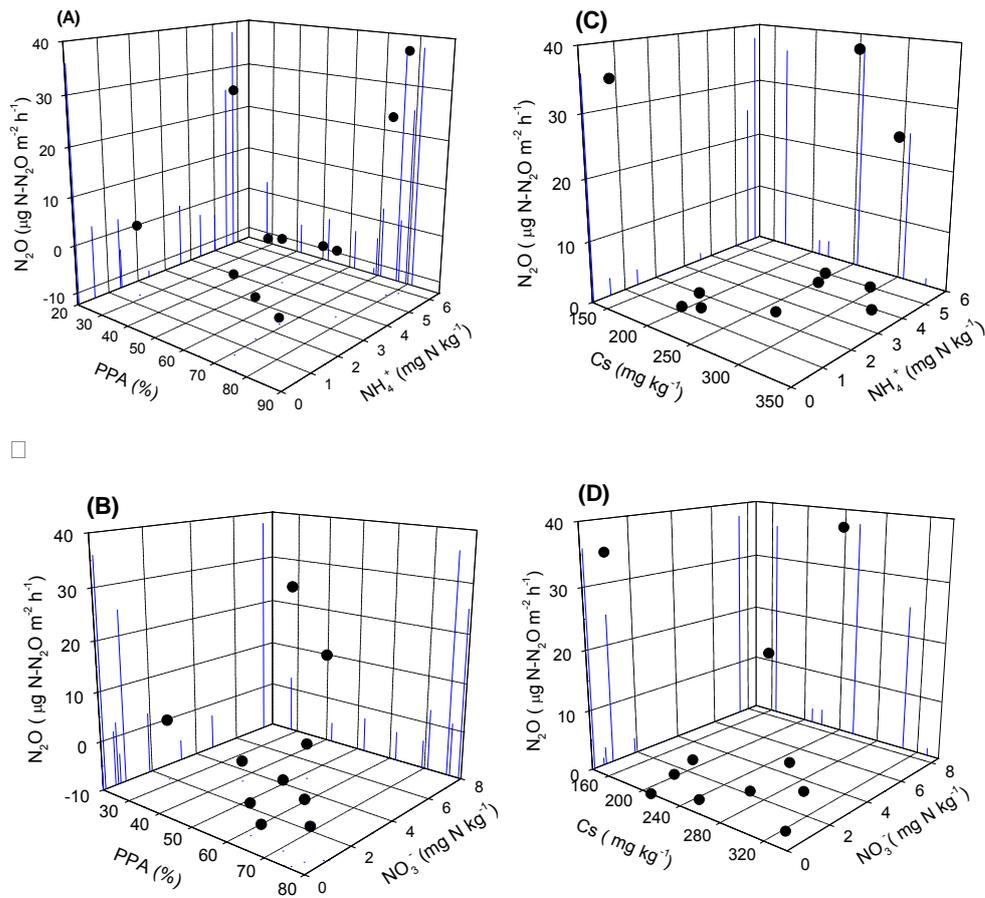


Figura 25. Relação entre emissões de N_2O com: **(A)** concentração de amônio (NH_4^+) e porosidade preenchida por água (PPA); **(B)** concentração de nitrato+nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) e PPA; **(C)** concentração de amônio (NH_4^+) e carbono solúvel em água (Cs); e **(D)** concentração de nitrato+nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) no solo e carbono solúvel em água (Cs) no PD L+M. Ano 2003/2004

Este fato justifica os resultados obtidos neste estudo, no qual se observaram as mais altas emissões quando PPA>70%, independente do N disponível apresentar-se na forma do íon nitrato (NO_3^-) ou amônio (NH_4^+).

No sistema A+E/M+C observou-se tendência de aumento da emissão com o aumento da concentração de carbono solúvel. A atividade das bactérias heterotróficas produtoras de N_2O é estimulada quando em presença de matéria orgânica prontamente disponível. O carbono solúvel em água foi utilizado neste estudo como indicativo de uma fração orgânica mais lábil e suscetível a degradação microbiana (Cook and Allan, 1992). A concentração de N mineral neste solo, não mostrou clara influência na emissão de N_2O , a qual ocorreu mesmo em baixas concentrações de N mineral no solo.

No solo sob a cultura do guandu (G+M) também se observou aumento da emissão à medida que houve aumento da PPA e o carbono solúvel. Porém comportamento diferenciado foi observado com relação ao N mineral (Figura 24). A emissão apresentou aumento com a concentração de NH_4^+ no solo (Figura 24A e 24C), mas mostrou picos máximos de emissão em concentrações intermediárias de NO_3^- (Figura 24B e 24D). Embora a concentração de NO_3^- no solo varie entre 0 e 7 mg kg⁻¹, o máximo de emissão de N_2O para este caso ocorreu quando a concentração de NO_3^- foi de 4 g kg⁻¹. Esses resultados também evidenciam a importância de se considerar a interação entre as variáveis avaliadas, como concentração de N mineral, porosidade preenchida por água e temperatura, a qual não foi avaliada neste estudo.

No solo sob o lablab (L+M), com exceção da PPA, não foi observada influência das demais variáveis controladoras abordadas neste estudo (Figura 25).

6.5. Conclusões

- Os sistemas com leguminosas apresentaram maior emissão de N_2O do que o sistema aveia/milho. De maneira geral, as emissões foram diretamente relacionadas à quantidade de N adicionada pela biomassa das culturas.

- As emissões de N_2O mostraram dependência da qualidade do resíduo vegetal e da época do manejo dessas culturas decorrente das condições meteorológicas na qual irá ocorrer a decomposição dos resíduos vegetais.

- Tanto o processo de nitrificação, quanto de desnitrificação são indicados como geradores de N_2O em solos. Porém, os resultados indicaram uma forte influência das condições de anaerobiose na obtenção das mais altas emissões de N_2O . Por isso, os picos de emissão de N_2O estiveram sempre relacionados a eventos de chuva.

7. ESTUDO III.

Oxidação de metano em solos sob diferentes sistemas de manejo

7.1. Resumo

O metano (CH_4) é um dos principais gases do efeito estufa e seu aumento anual na atmosfera está estimado em 1%. Solos aerados sob vegetação natural têm capacidade de absorver metano, a qual é perdida ou reduzida quando o solo é submetido a um processo de degradação de sua qualidade devido ao manejo inadequado. O presente estudo foi realizado em dois experimentos de longa duração e teve como objetivo avaliar o efeito de sistemas de preparo de solo (convencional-PC e plantio direto-PD) e de sistemas de culturas (aveia/milho, ervilhaca/milho, aveia+ ervilhaca/milho+caupi, guandu+milho e lablab+milho) sobre a absorção de metano em um Argissolo da Depressão Central do RS. As emissões de CH_4 foram avaliadas a partir da coleta de amostras de gás emitido pelo solo em câmaras fechadas e análise por cromatografia gasosa. O solo em preparo convencional apresentou emissão de CH_4 , sendo este inferior no sistema A/M ($5 \pm 2,8 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) ao sistema E/M ($24 \pm 31 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). O solo em PD oxidou CH_4 independente do sistema de cultura, $-1 \pm 3,0 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no A/M e $-2 \pm 3,5 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no E/M, respectivamente. O uso de leguminosas de verão, como lablab e guandu, em PD influenciaram fazendo com que o solo passasse a emitir metano, o que, possivelmente, pode ter ocorrido devido ao alto aporte de N pela biomassa das culturas, que conduz a altas concentrações de NH_4^+ , ou, pela diminuição do pH do solo. Nas avaliações realizadas no sistema A/M 180 N com plantas de milho em desenvolvimento

obteve-se absorção de CH₄ bem superior (3,1 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹) do que na condição sem plantas (0,2 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹), possivelmente pelo seu efeito em diminuir a presença de NH₄ no solo o qual tem um papel de inibição da metanotrofia.

7.2. Introdução

O metano (CH₄) é um dos principais gases do efeito estufa e apresenta potencial de aquecimento 31 vezes superior ao do CO₂ (Houghton, et al. 2001). A agricultura e a pecuária contribuem com mais de 55% da emissão total deste gás, cuja concentração na atmosfera tem aumentado em 1 % ao ano (Black and Rowland, 1988; Houghton et al., 2001). Em escala global estima-se que os solos alagados sob cultivo de arroz são um dos principais emissores de CH₄, juntamente com a produção entérica de CH₄ por ruminantes (Houghton et al., 2001; Hüstch et al., 1994). Estima-se que a cultura do arroz irrigado contribui de 18 a 45% do CH₄ antropogênico liberado pela atmosfera (Lindau et al., 1993).

Solos aerados sob vegetação natural apresentam capacidade de consumir CH₄, a qual é gradativamente perdida quando os solos são submetidos ao uso agrícola e a práticas inadequadas de manejo (Moiser, 1991; Ojima et al., 1993; Powlson et al., 1997). Nestas situações, o solo apresenta uma degradação química, física e biológica resultando na diminuição na atividade da microbiota metanotrófica (Powlson et al., 1997; Ball et al, 1999a). Inclusive, solos degradados e compactados quando sujeitos a eventos de chuva podem apresentar expressiva condição de anaerobiose, o que determina em emissão de CH₄ para a atmosfera decorrente da atividade da microbiota metanogênica.

Por outro lado, a melhoria da qualidade de solos degradados pelo uso de sistemas conservacionistas de manejo pode determinar a gradativa recuperação da capacidade do solo em absorver CH₄ a partir das condições mais favoráveis à atividade da microbiota metanotrófica que oxida o CH₄ a CO₂ e imobiliza o C na biomassa (Hanson & Hanson, 1996). Dentre as práticas conservacionistas com potencial de uso no Brasil destacam-se o sistema plantio

direto e os sistemas de culturas com a inserção de leguminosas e alto potencial de aporte de resíduos vegetais ao solo (Lovatto et al., 2004).

A magnitude da oxidação de CH_4 em solos agrícolas brasileiros, bem como o efeito dessas práticas sobre o potencial do solo em absorver CH_4 é desconhecida. Concomitantemente, o não revolvimento do solo pode favorecer a atividade microbiana pelas alterações no microclima do solo e o aumento da quantidade de matéria orgânica e de nutrientes promovendo a absorção de CH_4 , enquanto o adensamento do solo associado ao acúmulo superficial de C lábil pode determinar microsítios anaeróbicos em solos sob plantio direto que podem promover a emissão de CH_4 para atmosfera. O balanço entre esses efeitos irá determinar se o solo atuará como uma fonte ou um dreno potencial de CH_4 para atmosfera. A quantidade de N disponível no solo, a qual é afetada pelo uso de leguminosas e adubação nitrogenada, pode também afetar a magnitude das emissões de CH_4 no solo. Em diversos estudos, a alta concentração de íons amônio (NH_4^+) tem sido relacionada com a diminuição do consumo de CH_4 pelo solo. Alta concentração de NH_4^+ no solo inibe a oxidação do CH_4 devido à competição deste íon com o CH_4 pela enzima monoxigenase, responsável pelo processo de oxidação (Dunfield et al., 1995; Hustch, 1998; Bordelier et al., 2004; Reay, et al., 2004).

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da utilização durante longo período de sistemas de preparo e de culturas na capacidade de um Argissolo vermelho em absorver CH_4 na região da Depressão Central do RS.

7.3. Material e Métodos

7.3.1 Tratamentos avaliados

O presente estudo avaliou as emissões de CH_4 em tratamentos de manejo de solo nos experimentos 1 e 2 (Item 4 – Material e Métodos Geral). Avaliaram-se as emissões de CH_4 nos anos agrícolas 2003/2004 e 2004/2005. No primeiro ano as avaliações no experimento 1 foram realizadas nos sistemas de

preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), associados aos sistemas aveia/milho (A/M) e ervilhaca/milho (E/M), sem adubação nitrogenada. No experimento 2, as avaliações foram realizadas nos tratamentos aveia+ervilhaca/milho+caupi (A+E/M+C), guandu+milho (G+M) e Lablab+milho (L+M), sem adubação nitrogenada. Em 2004/2005, realizou-se avaliações no experimento 1, tendo sido avaliado somente o sistema PD, nos sistemas A/M sem adubação nitrogenada e com 180 kg ha^{-1} de N mineral (uréia) e no sistema E/M sem adubação nitrogenada. O sistema A/M foi avaliado com e sem plantas de milho de modo a avaliar o efeito da planta na magnitude na emissão de CH_4 .

7.3.2 Períodos de avaliação

Em 2003/2004, as coletas foram semanais no período de 45 dias após os preparo do solo, prosseguindo posteriormente com coletas aproximadamente mensais até 12 meses (Figura 26a). Em 2004/2005, as avaliações restringiram-se ao período pós-manejo das culturas (45 dias), nos meses de novembro e dezembro (Figura 26b).

Nos dois anos, as coletas no período pós-manejo tiveram como objetivo avaliar o efeito de curto prazo das práticas de manejo (preparo do solo e manejo das culturas) na emissão de CH_4 . As avaliações mensais realizadas no primeiro ano (2003/2004) permitiram quantificar a contribuição anual de metano de cada sistema. No segundo ano, além das avaliações do período pós-manejo, as taxas de emissão foram monitoradas quase que diariamente nos dias que sucederam a segunda aplicação de 120 kg de N na forma de uréia, que corresponde a $2/3$ da dose aplicada no ano.

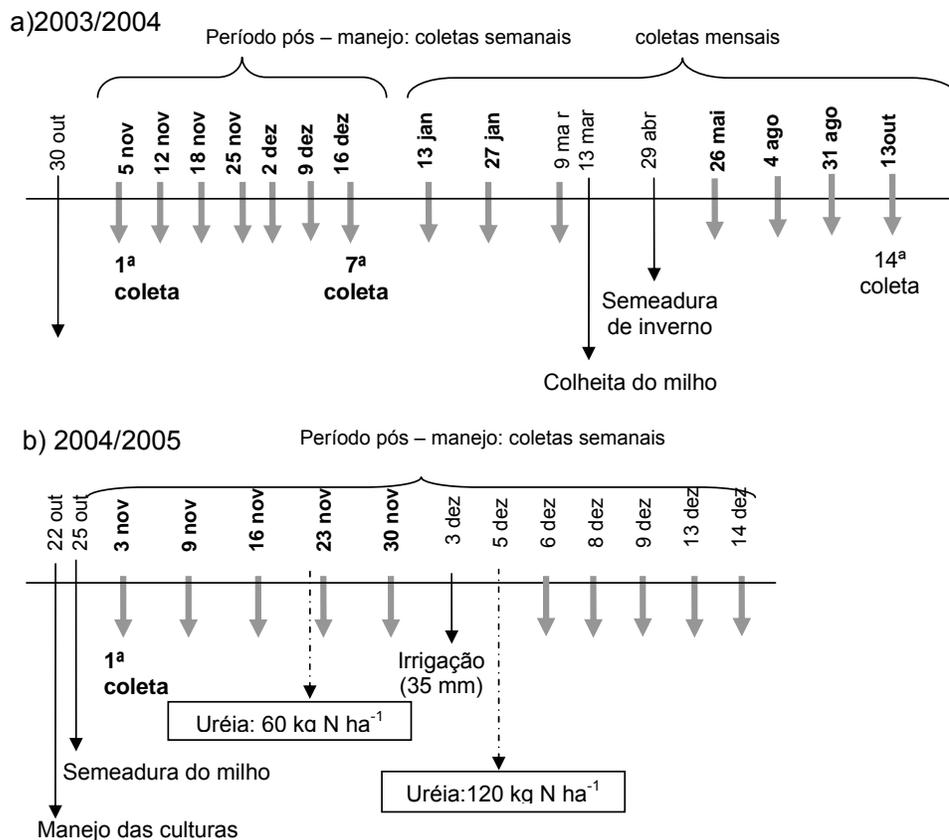


Figura 26. Calendário das avaliações de emissão de CH₄ e das operações agrícolas realizadas nos anos de (a) 2003/2004 e de (b) 2004/2005

7.3.3. Dados meteorológicos

No sentido de auxiliar na interpretação dos resultados, dados diários de temperatura e precipitação durante o período de coleta foram obtidos junto ao Setor de Meteorologia do Departamento de Plantas de Forrageiras e Agrometeorologia. A estação meteorológica é localizada próxima à área experimental, e os dados são apresentados na Figura 27.

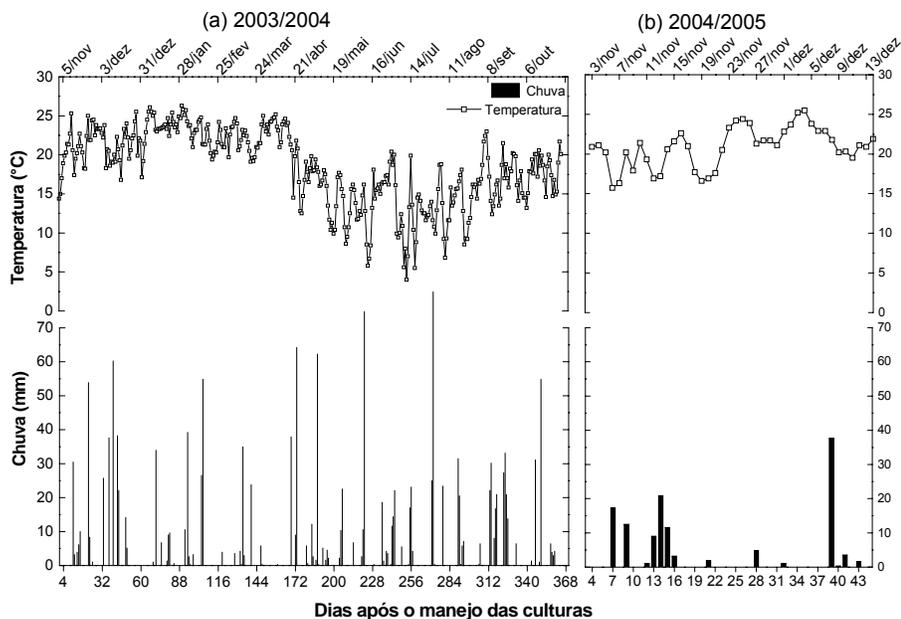


Figura 27. Dados de temperatura média do ar (°C) e precipitação pluviométrica (mm) durante o período de avaliação das emissões de CH₄ durante os anos de 2003/2004 (a) e 2004/2005 (b).

7.3.4. Preparação das subparcelas para o estudo

As coletas foram realizadas em subparcelas de 2 x 2 m, preparadas dentro de uma das repetições de campo dos tratamentos avaliados. Os resíduos vegetais foram removidos das subparcelas, e após a realização dos preparos, os resíduos vegetais foram uniformemente distribuídos na superfície do solo em PD e incorporados manualmente na camada de 0-20 cm no solo em PC. Nos sistemas A/M e E/M, a matéria seca dos resíduos de aveia e ervilhaca adicionados ao solo foram de 5 Mg ha⁻¹ e 4 Mg ha⁻¹, respectivamente. No caso dos sistemas A+E/M+C, G+M e Lablab+M, os resíduos adicionados não foram quantificados, mas os dados históricos do experimento indicam uma adição de matéria seca pelas plantas de cobertura de inverno e de verão de 5,9, 17,3 e 6,8 Mg ha⁻¹, respectivamente, nesses sistemas de cultura.

7.3.5. Amostragem e análise dos gases

A coleta das amostras de ar para análise de CH₄ foi realizada com sistema de câmaras de PVC, de 20 cm de altura e 25 cm de diâmetro (Item 4-Material e Métodos Geral). Os procedimentos de coleta, análise e cálculo das emissões de CH₄ nas amostras foram os mesmos descritos no item 4. A emissão do CH₄, durante o período pós-manejo e no período de 12 meses, foi calculada pela integração dos dados das taxas diárias obtidos, a qual foi realizada utilizando o software Microcal Origin (versão 7.0).

7.3.6. Análises complementares

Por ocasião da avaliação das emissões do CH₄ foram monitoradas as temperaturas da câmara e do solo (5 cm), a umidade do solo nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, e a concentração de N mineral na camada de solo de 0 – 30 cm. Os teores de nitrogênio mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻ + NO₂⁻) foi analisado segundo metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

7.4. Resultados e Discussão

7.4.1 Efeito do preparo do solo

O solo em PC apresentou, em média, emissão de CH₄, sendo estas médias inferiores no sistema que inclui aveia, A/M ($5 \pm 2,8 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) do que no sistema com leguminosa, E/M ($24 \pm 31 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Por outro lado, o solo em PD apresentou valor médio que reflete a tendência deste em absorver CH₄, independente do sistema de cultura utilizado ($-1 \pm 3,0 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no A/M e $-2 \pm 3,5 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ no E/M) (Tabela 5).

As emissões de CH₄ obtidas no solo sob PC é decorrente do intenso revolvimento e esta coerente com resultados obtidos por outros autores (Moiser et al., 1991; Kessavalou et al., 1998; Boeckx, et al., 1997; Powlson et al., 1997).

Tabela 5. Emissão média anual de CH₄ ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M) e de ervilhaca em sucessão com milho (E/M), ambos sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD). Todos os sistemas continham subparcelas sem a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2003/2004.

Cultura	Preparo	Emissão anual média de CH ₄ ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)*
A/M	PD	$-1 \pm 3,0$
	PC	$5 \pm 2,8$
E/M	PD	$-2 \pm 3,5$
	PC	24 ± 31

*média dos valores das 14 medidas de emissão/absorção de realizadas durante o período de dezembro de 2003 a novembro de 2004 (ano agrícola 2003/2004). Média \pm erro padrão da média.

A presença da leguminosa no sistema PC contribuiu para uma emissão média de CH₄ aproximadamente 4 vezes maior do que no sistema com aveia preta.).

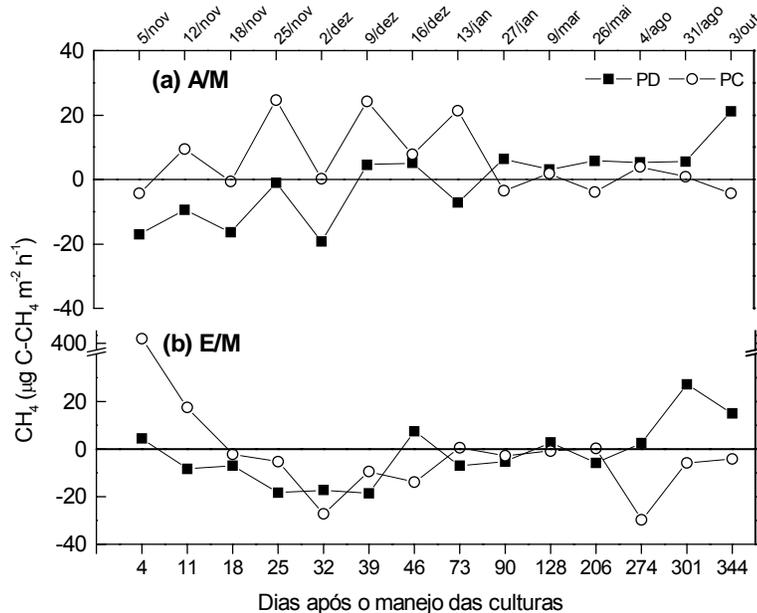


Figura 28. Emissões de CH₄ nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M) (a), e de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) (b), ambos em plantio direto (PD) e preparo convencional (PC). Todos os sistemas continham as subparcelas sem a presença da planta de milho durante a avaliação. Ano: 2003/2004

Ao contrário do sistema PC A/M, que apresentou emitir metano na maioria das avaliações realizadas, o sistema PC E/M apresentou emissão de metano somente nas duas primeiras avaliações (Figura 28)

E o alto valor médio de emissão anual no solo sob PC E/M foi decorrente da estimativa realizada aos 4 dias após ao manejo das culturas, que resultou em emissão $430 \pm 27 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de metano (Figura 28).

Se a média anual das emissões do sistema PC E/M fosse obtida excluindo a estimativa realizada aos 4 dias após o manejo, resultaria em $-6 \pm 3,4 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. A quantidade emitida nesta primeira estimativa, que é mais do que 400 vezes superior à média anual dos demais dias é suficientemente alta para destacar este sistema como potencial fonte de metano. Observou-se no PC E/M, nestas duas primeiras avaliações altas concentrações de NH_4^+ no solo, com valores próximos a 15 mg N kg^{-1} (Figura 29).

Vários trabalhos associam a alta concentração de íons amônio (NH_4^+) com a diminuição do consumo de metano pelo solo. Alta concentração de NH_4^+ no solo inibe a oxidação do metano devido à competição deste íon com o metano pela enzima monooxygenase, responsável pelo processo de oxidação (Dunfield et al., 1995; Hustch, 1998; Bordelier et al., 2004; Reay et al., 2004).

No sistema PC E/M, o intenso revolvimento do solo e incorporação do resíduo ocasionam a alta mineralização do N proveniente resíduo da ervilhaca, fazendo aumentar a concentração de NH_4^+ no solo. O efeito da alta concentração de NH_4^+ pode ser caracterizado como sendo intenso e de curta duração, já que em PC os altos valores de NH_4^+ são quase sempre obtidos logo após os preparos. Em função disso verificamos a capacidade de oxidar metano por esse solo logo após diminuir a concentração de NH_4^+ no solo (Figuras 28 e 29).

Por outro lado, o sistema PC A/M apresenta, na maioria dos dias avaliados, valores de emissão que refletem, provavelmente a falta de capacidade deste solo em absorver metano. Em um sistema com alto revolvimento e baixa adição de N, durante 22 anos, tem o desenvolvimento da microbiota do solo prejudicada.

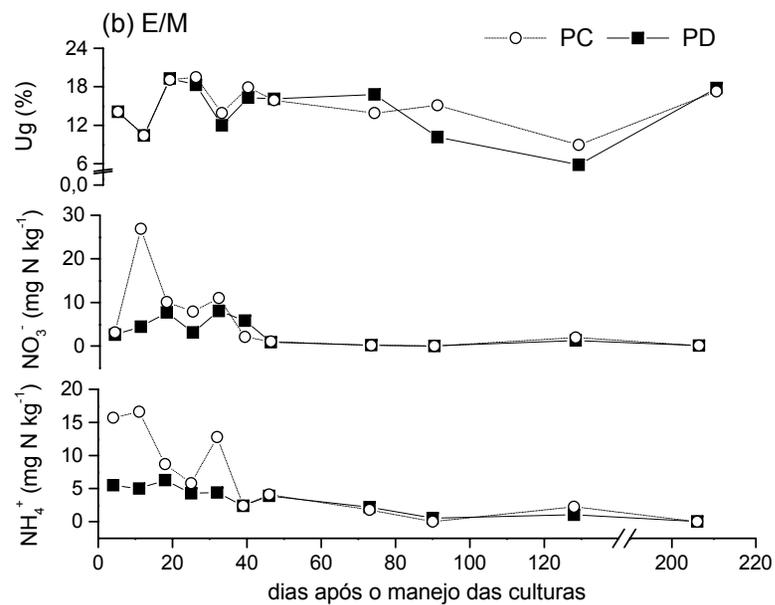
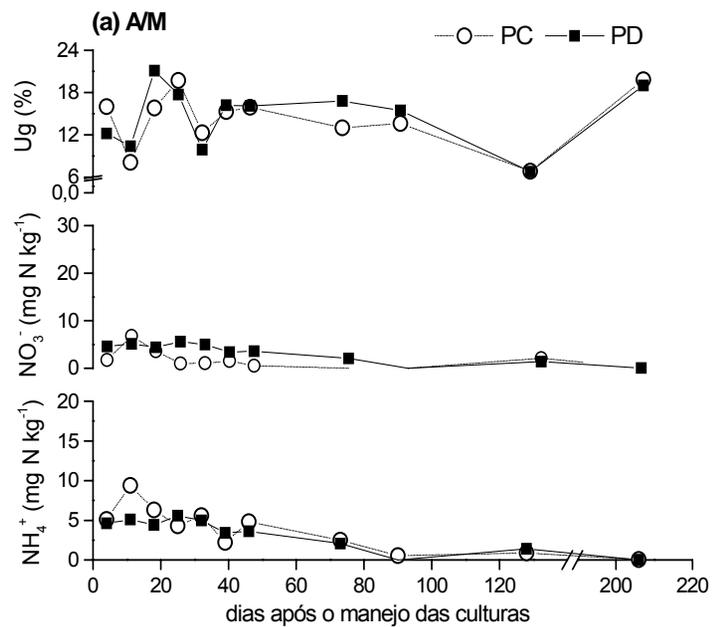


Figura 29. Umidade gravimétrica do solo (Ug), concentrações de amônio (NH_4^+) e nitrito + nitrato ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) no solo (camada de 0 a 20 cm) no momento das coletas de metano, durante o ano de 2003/2004.

A depleção de N no solo, provavelmente reduz a população microbiana metanotrófica, que necessita de uma certa quantidade de N para seu crescimento (Bordelier et al., 2004). Por isso, em alguns casos, também se verifica alguns solos que ao aumentarem seu teor de N melhoraram sua capacidade em absorver metano. Esse comportamento é observado em solos de floresta, e vários autores o justificam devido à ocorrência da menor ciclagem de N; (Boeckx, et al., 1997), que disponibiliza menor quantidade de NH_4^+ nestes solos, quando comparado a solos agrícolas (Moiser et al., 1991). Já os sistemas sob PD apresentaram capacidade em absorver metano. Apesar dos baixos valores verificados, observa-se tendência de maior potencial de absorção de CH_4 no solo em PD com ervilhaca do que com aveia preta. Em PD a manutenção da estrutura física do solo, e o acúmulo da matéria orgânica causado pelo não revolvimento do solo, propiciam condições físicas mais adequadas para a difusão do CH_4 e O_2 no solo, assim como o alto teor de matéria orgânica na superfície (Hüstch et al., 1994) beneficia o desenvolvimento da população metanotrófica. A pequena diferença observada em PC A/M e E/M, provavelmente ocorre devido ao fato do E/M apresentar maior aporte anual e C orgânico ao solo em comparação ao sistema A/M.

7.4.2 Efeito das leguminosas de inverno e verão

Em solo cultivado com milho consorciado com leguminosas de verão (guandu e lablab) as médias anuais de emissão indicaram a tendência destes sistemas de emitirem metano (Tabela 6). A maior média de emissão foi obtida para o sistema G+M ($11 \pm 3,4 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) sendo 4,2 vezes maior do que a média do L+M ($2,6 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Nos demais sistemas, nos quais os solos foram cultivados com leguminosa (ervilhaca) e/ou gramínea (aveia) no inverno, houve absorção de CH_4 com valores variando de $0,7 \pm 3,6 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ a $2,0 \pm 2,8 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, demonstrando maior capacidade do solo nestes sistemas de manejo em absorver CH_4 .

Tabela 6. Emissão média anual de CH₄ ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de leguminosas de verão em consórcio com o milho (guandu+milho - G+M ou lablab+milho - L+M) e de leguminosa de inverno em sucessão com o milho (ervilhaca/milho - E/M) ou de leguminosa consorciada com uma gramínea no inverno e verão (aveia+ervilhaca/ milho+caupi – A+E/M+C). Ano: 2003/2004

Preparo	Cultura	Emissão média CH ₄ ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)
PD	A+E/M+C	- 0,7 ± 3,6
	E/M	-2,0 ± 3,5
	A/M	-1,0 ± 3,0
	L+M	2,6 ± 4,2
	G+M	11 ± 3,4

O sistema G+M apresentou alta adição anual de N (Tabela 4, estudo 2). Em função disto, verificou-se neste sistema altas concentrações de N mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻+NO₂⁻) no solo. A baixa capacidade de absorver metano deste sistema está relacionada com o alto teor de NH₄⁺ no solo. O efeito da alta concentração do NH₄⁺ ou do NO₃⁻ no solo normalmente tem sido verificado em estudos com a aplicação de adubo mineral e apresentando uma dinâmica diferente quanto à disponibilidade de N mineral no solo. No caso das leguminosas, a liberação do N mineral é mais lenta e contínua, mantendo o solo com maior teor de N mineral por um período mais prolongado e provocando uma inibição da oxidação de metano, de maneira contínua, neste solo.

As altas adições de N no solo e, conseqüentemente altas concentrações de N mineral (Figura 30) por espécies leguminosas podem ainda causar efeito indireto na inibição da oxidação de metano, devido à acidificação do solo causada pelos ciclos do C e N. A diminuição do pH do solo pode suprimir o desenvolvimento das bactérias metanotróficas, cuja atividade restringe-se ao intervalo entre 5,9 a 7,7 (Arif et al., 1996). Porém, Hütsch (1998) em trabalho realizado em laboratório, verificou diminuição na atividade das bactérias metanotróficas já em pH 7,4 e 7,1.

Nesse sentido, no experimento 2 do presente estudo, o qual inclui os sistemas A+E/M+C, G+M e Lablab+M, Vieira et al. (2003) verificaram grande acidificação do solo nos sistemas com leguminosas, sendo que somente foi

realizada uma aplicação de calcário de 2 Mg ha^{-1} nos 22 anos de condução do experimento. Os autores verificaram uma diminuição do pH do solo de 5,8 por ocasião da instalação do experimento em 1983, para valores de 4,6 no sistema G+M e de 4,9 no sistema Lablab+M após 19 anos da implantação (Vieira, et al. 2002).

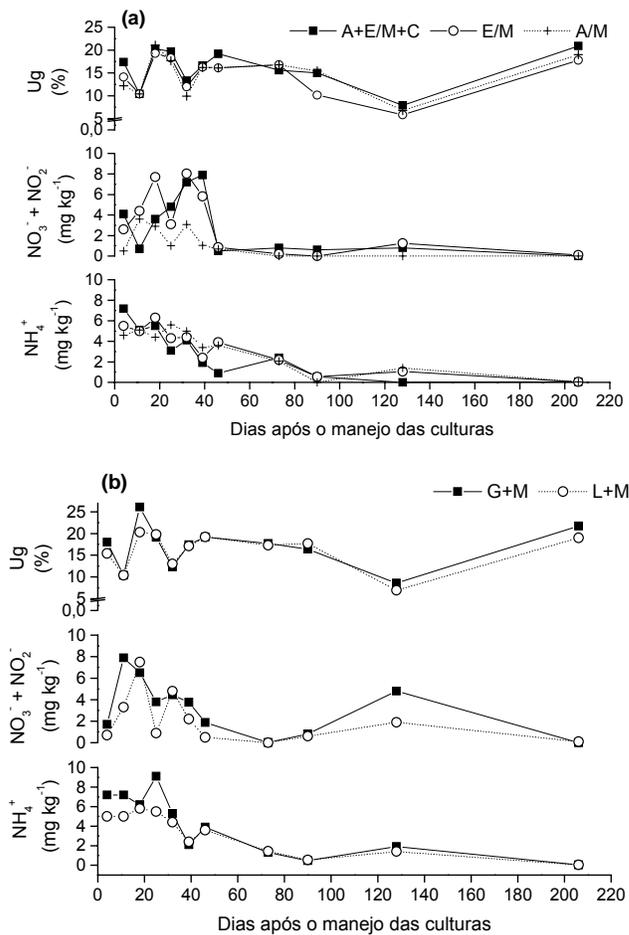


Figura 30. Umidade gravimétrica do solo (Ug), concentrações de amônio (NH_4^+) e nitrato + nitrito ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) no solo analisadas em amostras (camada de 0 a 20 cm) coletadas dos sistemas de manejo que incluem as leguminosas de inverno em sucessão com o milho e em consórcio com a aveia (a), e nos sistemas que incluem as leguminosas de verão semeadas em consórcio com o milho (b). Ano de 2003/2004.

A diminuição do pH do solo nestes sistemas de cultura, além da alta adição anual de N possivelmente contribuíram para a diminuição da capacidade do solo em oxidar CH₄. Os sistemas de cultura A/M e E/M são tratamentos do experimento 1, e receberam, em 19 anos, três reaplicações de calcário de 2 Mg ha⁻¹. Nesse sentido, os maiores valores de pH do no solo (6,3 no A/M e 5,9 no E/M, Zanata, 2005) podem auxiliar, ao menos em parte, no entendimento da absorção de CH₄ nestes sistemas de cultura.

7.4.3 Efeito da adubação nitrogenada

A realização das avaliações com plantas de milho em desenvolvimento no sistema A/M 180 N resultou na quantificação de um absorção de CH₄ maior (3,1 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹) do que a realização das avaliações na ausência de plantas nas parcelas (0,2 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹) (Tabela 7). Isso se deve provavelmente ao fato das plantas de milho ao absorver N do solo diminui a quantidade de N mineral, resultando assim num aumento da atividade da enzima monooxygenase na oxidação do metano, aumentando a capacidade do solo em absorver este gás.

Tabela 7. Emissão média de CH₄ referente ao período pós-manejo (38 a 45 dias) de sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M), com e sem adubação nitrogenada (180 e 0 N) e, de ervilhaca em sucessão com milho (E/M) sem adubação nitrogenada, sendo todos os sistemas em plantio direto (PD). Todos os sistemas continham subparcelas com e sem a presença de planta durante o período de avaliação. Ano: 2004/2005 .

Preparo de solo	Sistema cultura	Uréia (kg N.ha ⁻¹)	Presença de planta	Emissão anual média de CH ₄ (µg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)
PD	E/M	0N	Sim	-3,4 ± 2,9*
	A/M	180N	Sim	-3,1 ± 2,7*
	A/M	180N	Não	-0,2 ± 4,0***

*média de 5 coletas (45 dias); **média de 5 coletas (38 dias)

Na figura 31 observa-se a tendência de diminuição da emissão de metano após a aplicação da 2ª dose de uréia (120 kg N ha⁻¹) no sistema PD A/M 180 N com planta.

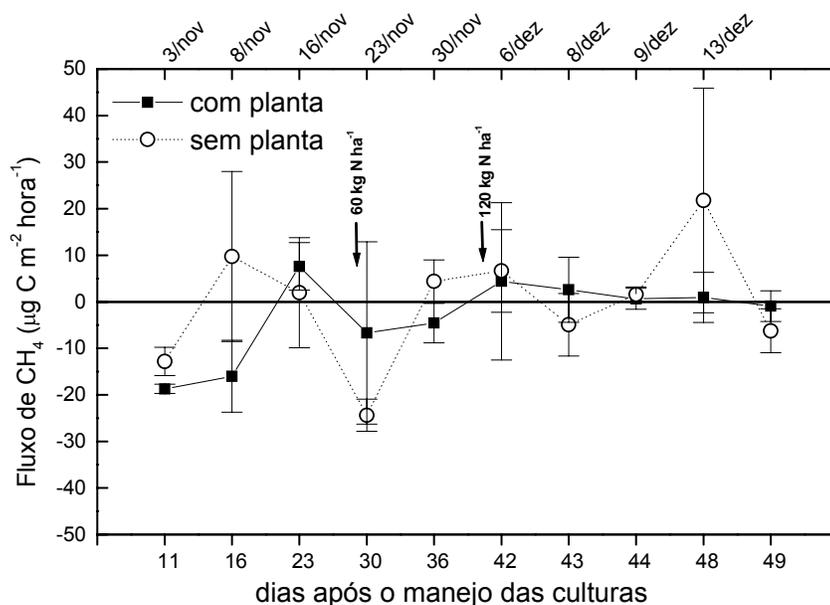


Figura 31. Emissão/ absorção de CH₄ nos sistemas de manejo que incluem o cultivo de aveia em sucessão com milho (A/M) e aplicação de adubação nitrogenada (180 N) em plantio direto. Todos os sistemas continham subparcelas com e sem a presença da planta de milho durante a avaliação. Ano: 2004/2005.

Enquanto que no sistema PD A/M 180 N sem planta a emissão de metano atinge o maior valor de emissão, de $21 \pm 24 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, resultados esses que corroboram o efeito da planta em aumentar os valores de emissão de CH₄ determinados em estudos desta natureza discutido anteriormente. A partir desses resultados podemos inferir que os valores de absorção de CH₄ obtidos no ano de 2003/2004 e discutidos anteriormente (subitens 5.3.4.1 e 5.3.4.2) possivelmente estejam subestimados pelo fato da sua determinação em parcelas sem plantas, principalmente, nos sistemas com leguminosas.

Outro aspecto a ser discutido é o efeito da fonte de N na absorção de CH₄ no solo. Na tabela verifica-se que a adição da mesma quantidade de N

(180 kg ha⁻¹) via leguminosa (ervilhaca) ou adubo nitrogenado (uréia) determinou uma pequena diferença na taxa de absorção de metano a favor da leguminosa. Isso pode ser decorrente da contribuição mais efetiva da leguminosa ao longo dos 20 anos em melhorar a qualidade física, química e biológica do solo, em comparação ao fertilizante nitrogenado, o qual teve um efeito basicamente no rendimento do milho além de uma pequena contribuição no acúmulo de C e N no solo, mas sendo estes bem inferiores ao efeito da leguminosa.

No decorrer do ano, após o período pós-manejo, a quantidade de N disponível no solo sob leguminosa pode influenciar na capacidade do solo de consumir o metano, já que se tem constatado relação entre esses dois fatores. Além disso, podem-se esperar diferenças quanto ao consumo de metano durante o restante do ano agrícola, já estes dois sistemas apresentaram, após 20 anos de experimento, na camada de 0 a 20 cm estoques de 1,93 e 2,13 t N ha⁻¹ nos solos em PD A/M 180N e PD E/M, respectivamente.

7.5. Conclusões

- O solo em PD, quando associado a sistemas com gramíneas ou leguminosas de inverno (ervilhaca), teve uma tendência de apresentar baixas taxas de absorção de metano. Quando associado a leguminosas de verão esse efeito não se confirmou, havendo tendência da ocorrência de baixas taxas de emissão de metano, o que pode estar relacionado ao efeito das culturas na quantidade de N mineral no solo as quais interferem na atividade das bactérias metanotróficas.

- O solo em PC apresentou emissão de metano, sendo as maiores taxas verificadas no sistema com leguminosa.

- A presença de planta em desenvolvimento diminui as taxas de emissão de metano em comparação a realização de avaliação das emissões deste gás em parcelas sem plantas, e esta deve ser uma recomendação no sentido de

evitar subestimativa do potencial do solo em absorver metano ou de superestimar o potencial do solo em emitir metano para a atmosfera.

8. ESTUDO IV.

Potencial de aquecimento global de sistemas de manejo de solo agrícola no Rio Grande do Sul

8.1. Resumo

O potencial de aquecimento global (PAG) de um sistema de manejo é dependente dos custos das operações e insumos agrícolas e das emissões dos gases de efeito estufa (GEE), os quais podem ser expressos em C equivalente (CE). O presente estudo foi realizado em dois experimentos de longa duração, em Argissolo Vermelho da Depressão Central do RS, e teve por objetivo identificar sistemas de manejo com características de alto rendimento de grãos de milho e com baixa PAG, ou seja, capacidade de mitigação das emissões de GEE para a atmosfera. O PAG de cada sistema de manejo foi calculado considerando os custos, em CE, das operações e insumos agrícolas, além da emissão dos três principais GEE (CO_2 , N_2O e CH_4). As emissões de N_2O e CH_4 foram avaliadas durante um ano (estudos 1, 2 e 3), e as emissões anuais de CO_2 foram calculados a partir dos estoques de C no solo em comparação ao início dos experimentos. Os custos totais das operações e insumos agrícolas foram inferiores em PD (162 a 199 kg CE ha^{-1} ano^{-1}) quando comparados aos sistemas em PC (224 kg CE ha^{-1} ano^{-1}). Além dos menores custos energéticos, os sistemas de manejo que incluíram o uso do plantio direto associado a culturas leguminosas apresentaram um PAG parcial negativo (-679 a -250 kg CE ha^{-1} ano^{-1}), o qual é calculado a partir da emissão/absorção anual dos três principais GEE. Por outro lado, o plantio direto, associado a sistemas de cultura

com baixo aporte de resíduos, e o preparo convencional, independentemente do sistema de cultura, resultou em PAG positivo (+239 a +283 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹), ou seja, emissão líquida de GEE para atmosfera e contribuição para o aquecimento global. A análise da sustentabilidade dos sistemas de manejo pela razão entre o PAG e o rendimento de grãos indicou que, mesmo nas condições de ambiente subtropical no qual se desenvolveu esse estudo, sistemas de manejo que envolvem o uso do plantio direto e de leguminosas tornam possível produzir alimentos sem que haja contribuição da atividade agrícola ao aquecimento global. Por outro lado, o plantio direto associado a culturas com baixo aporte de resíduos, e o preparo convencional, independente das culturas utilizadas, mostrou-se de baixa sustentabilidade.

8.2. Introdução

A sustentabilidade de sistemas de produção agrícola depende, entre outros fatores, da manutenção da qualidade do ambiente. Uma preocupação ambiental recente é o aumento da concentração dos gases dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) na atmosfera, a qual é responsável pelo aquecimento global (Houghton, 2001). O uso e manejo do solo afetam os ciclos do C e N, sendo as práticas de manejo determinantes do papel do solo como fonte ou dreno de gases do efeito estufa (GEE) e da sua contribuição no aumento do forçamento radiativo na atmosfera (Robertson et al., 2000; West & Marland, 2003; Paustian et al, 1997).

Nas décadas 70 e 80, predominaram no estado, técnicas de manejo de solo na região Sul do Brasil que determinaram um balanço negativo entre as entradas e perdas de C do solo, com um reflexo negativo nas perdas de solo por erosão e na qualidade física, química e biológica do solo, além de uma expressiva liberação de dióxido de C para atmosfera. Com a adoção do plantio direto a partir do final da década de 80 houve uma melhoria expressiva no manejo de solos. O balanço entre as entradas e perdas de C passou a ser positivo, com uma magnitude variável e dependente do tipo de solo e condições

climáticas, e o solo passou a atuar como um dreno de C da atmosfera, principalmente quando associado a sistemas de rotação de culturas com alto aporte de resíduos (Bayer et al., 2006).

O acúmulo de C no solo é um índice do balanço líquido do efeito dos sistemas de manejo na absorção e emissão de CO₂ para atmosfera. Por outro lado, os sistemas de manejo afetam também a emissão de N₂O e CH₄ (estudos I, II e III), gases que apresentam uma capacidade de aquecimentos 296 e 23 vezes superior ao do CO₂ (Houghton et al., 2001). Nos estudos anteriores foi verificada a maior emissão anual de N₂O em plantio direto do que em preparo convencional, principalmente quando do uso de leguminosas. Por outro lado, o suprimento parcial de N por leguminosas determinou uma emissão de N₂O aproximadamente 5 vezes menor do que a adubação nitrogenada (uréia) (Estudo I). O CH₄ também teve sua emissão alterada pelos sistemas de manejo, com baixos valores de metano absorvido pelo solo em plantio direto, quando comparado a solos em preparo convencional que apresentaram emissão de CH₄ principalmente quando do uso de leguminosas.

Além do seu efeito nas emissões de CO₂, N₂O e CH₄, os sistemas de manejo também apresentam custos em C-equivalente (CE) diferenciados. Custos em C equivalente significam o quanto de GEE é emitido para a atmosfera na fabricação de insumos e na realização de práticas agrícolas em nível de lavoura. Custos em CO₂, CH₄ e N₂O são convertidos para uma quantidade de C-equivalente a partir dos seus respectivos potenciais de forçamento radiativo, respectivamente, 1, 23 e 296 (Houghton, et al., 2001). Nesse sentido, sistemas conservacionistas de manejo de solo apresentam, normalmente, menores custos em C equivalente pela diminuição do número de operações de preparo de solo, melhor eficiência do uso da água e diminuição na demanda de fertilizantes e corretivos (Lal, 2004).

Ao considerarmos a contribuição do PAG (potencial de aquecimento global) de cada sistema de manejo estamos verificando o seu potencial na mitigação do aquecimento global. Entretanto, em adição ao aspecto ambiental, a sustentabilidade de um sistema de manejo depende de aspectos econômicos,

que podem ser representados, ao menos parcialmente, pelo rendimento das culturas. Dessa forma, um índice do efeito de sistemas de manejo na sustentabilidade da atividade agrícola, deveria englobar, entre outros aspectos, o rendimento das culturas e o seu PAG.

No presente estudo foi avaliada a contribuição de sistemas de manejo que se diferenciam pelo preparo do solo e utilização de leguminosas de inverno e de verão na mitigação do PAG, a partir da consideração do seu efeito nas emissões dos GEE bem como custos em C equivalente das operações e insumos agrícolas. Em adição, foi proposto um índice de sustentabilidade dos sistemas de manejo baseado no seu efeito no rendimento de grãos de milho e no PAG.

8.3. Material e Métodos

8.3.1. Cálculo do potencial de aquecimento global dos sistemas de manejo

O potencial de aquecimento global foi calculado a partir das emissões anuais de CH₄ e N₂O e perdas de C nos sistemas plantio direto e preparo convencional, associados aos sistemas de cultura aveia/milho e ervilhaca/milho, sem adubação nitrogenada (experimento 1). No experimento 2, foram calculados os valores de PAG para os sistemas aveia+ervilhaca/ milho+caupi, guandu+milho e lablab+milho. As emissões de CH₄ e N₂O foram determinados diretamente (estudos I, II e III), enquanto as perdas de C do solo na forma de CO₂ foram estimados a partir da diferença entre os estoques de C no solo nos diferentes sistemas de manejo determinados em 2003 e o estoque de C do solo no início do experimento em 1985. Os estoques de C no solo dos sistemas do experimento 1 referem-se à camada de 0-30 cm e foram apresentados por Zanatta (2006), enquanto os estoques dos sistemas do experimento 2 referem-se à camada de 0-27,5 cm e foram apresentados em Diekow (2004).

Na equação do PAG a seguir, as emissões de CH₄ e N₂O foram convertidos para quantidades equivalentes de C (CE). Para isso, considera-se o

potencial de aquecimento global do N₂O e do CH₄ que informa sobre a capacidade de aquecimento de uma molécula de N₂O e do CH₄ que é 296 e 23 vezes maior do que de uma molécula de CO₂. Primeiramente, devem-se converter os valores de emissão anual que são obtidos em kg N. ha⁻¹ ano⁻¹ para N₂O e kg C ha⁻¹ ano⁻¹ para o CH₄, conforme os cálculos a seguir:

- N₂O:

$$\text{N}_2\text{O} (\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}) = \text{N}_2\text{O} (\text{kg N ha}^{-1} \text{ano}^{-1}) \times \frac{44}{28}$$

- CH₄:

$$\text{CH}_4 (\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}) = \text{CH}_4 (\text{kg C ha}^{-1} \text{ano}^{-1}) \times \frac{16}{12}$$

Considerando-se as quantidades emitidas em kg ha⁻¹ ano⁻¹ dos gases CH₄ e N₂O, ao multiplicar esse valor pelo PAG de cada gás, e o PAG do sistema fica expresso em kg equivalente de CO₂ (eq-CO₂):

$$\text{PAG} (\text{kg eq-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ano}^{-1}) = [\text{C} \times 1] + [\text{N}_2\text{O} (\text{kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ano}^{-1}) \times 296] + [\text{CH}_4 (\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ano}^{-1}) \times 23]$$

A expressão do PAG em Kg CE ha⁻¹ ano⁻¹ é realizada a partir da razão molar entre o C e a molécula de CO₂ e o C (12/44) e, portanto:

$$\text{PAG} (\text{kg CE ha}^{-1} \text{ano}^{-1}) = [\text{C} \times 1] + [\text{N}_2\text{O} (\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ano}^{-1}) \times \frac{12}{44}] + [\text{CH}_4 (\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ano}^{-1}) \times \frac{12}{44}]$$

8.3.2 Custos em C equivalente (CE)

Os custos em C equivalente foram calculados considerando as operações agrícolas realizadas em cada um dos sistemas de manejo ao longo do experimento, bem como os insumos utilizados (fertilizantes, herbicidas). Uma síntese das operações e insumo agrícolas e dos seus respectivos custos em C equivalente encontra-se na Tabela 6. Salienta-se que os valores utilizados tiveram por base principalmente um levantamento apresentado em Lal (2004).

8.3.3 Estimativa da sustentabilidade dos sistemas

Um índice de sustentabilidade dos sistemas de manejo foi calculado, e consistiu na razão entre o PAG total e o rendimento de grãos do milho. Ou seja, a sustentabilidade ambiental seria maior para sistemas de manejo que apresentem alto rendimento de milho e baixo PAG total.

Tabela 8. Custo em carbono equivalente (kg CE ha⁻¹ ano⁻¹) dos insumos e das operações agrícolas tomando como base a quantidade consumida em um ano.

Operação/ Insumo agrícola	Quantidade Consumida	Fator de conversão	CE Kg ha ⁻¹ ano ⁻¹
Irrigação	Instalação	-	6,7
	Bomba	24 cm ano ⁻¹	96,0
Operação	Semeadura PD	3,8 L ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,80 kg CE L ⁻¹
	Semeadura PC	3,2 L ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,80 kg CE L ⁻¹
	Colheita	-	10,0
	Aração	17,5 L ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,80 kg CE L ⁻¹
	Gradagem	7,4 L ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,80 kg CE L ⁻¹
	Defensivo Agrícola	Fabricação	6,3 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹
Aplicação		-	1,4
Fertilizante	P ₂ O ₅	50 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,20 kg CE kg ⁻¹
	K ₂ O	50 kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,15 kg CE kg ⁻¹
Calagem	Exp. 1=	6 Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	0,16 kg CE kg ⁻¹
	Exp. 2=	2 Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	16,0

CE=C equivalente; PD=plantio direto; PC=preparo convencional.

8.4. Resultados e Discussão

8.4.1. Custos em C equivalente das operações e insumos agrícolas

Os custos totais em C equivalente das operações e insumos agrícolas foram de 224 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹ nos sistemas em PC, enquanto os sistemas em

PD apresentaram um custo um pouco inferior, variando entre 162 a 199 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 7). Basicamente a variação entre os sistemas de manejo quanto aos custos em C equivalente foram devido às operações agrícolas de aração e gradagem e aplicações de calcário, sendo que as demais operações e insumos utilizados foram os mesmos na condução de todos os sistemas de manejo durante todo o período experimental. Salienta-se, entretanto, que em lavoura existe um potencial dos sistemas conservacionistas de manejo apresentarem um custo em C equivalente ainda mais baixo devido ao provável uso menor de herbicidas, fertilizantes e calcário, em comparação aos sistemas em PC.

8.4.2 Potencial de aquecimento global parcial

O PAG parcial, resultante das emissões de N₂O e CH₄ e sequestro de C no solo, dos sistemas de manejo variou de - 679 a +39 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 7). Todos os sistemas que envolveram o uso do plantio direto associado a culturas leguminosas apresentaram um PAG parcial negativo (-679 a -250 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹), ou seja, tiveram um impacto ambiental positivo relacionado ao forçamento radiativo.

Basicamente o PAG parcial negativo nestes sistemas de manejo foi decorrente do seu efeito no acúmulo de C no solo, o qual variou de 350 a 780 kg C ha⁻¹ ano⁻¹ nesses sistemas de manejo, calculado em comparação ao estoque inicial de C orgânico no solo. Apesar da utilização de leguminosas aumentar a emissão de N₂O (61 a 101 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹), esse efeito foi compensado pela grande taxa de acúmulo de C orgânico nos solos em PD. A contribuição do CH₄ nos valores de PAG foi praticamente desprezível, corroborando resultados de alguns autores que estimaram absorção de CH₄ variando de aproximadamente, 4 a 15 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹ (Moiser, et al., 2005).

Tabela 9. Potencial de aquecimento global (PAG) em kg CE ha⁻¹ ano⁻¹ segundo as operações agrícolas e quantidade de insumos agrícolas, acúmulo de carbono orgânico no solo (SOC) e emissão dos gases do efeito estufa, N₂O e CH₄, para o período anual (2003/2004) em sistemas de manejo que incluem o preparo convencional (PC) e plantio direto (PD) e, o cultivo de leguminosas e/ou gramíneas (ervilhaca–E, aveia-A e aveia+ervilhaca, A+E) no inverno e de gramínea (milho-M) no verão, ou de gramínea+leguminosa (milho+guandu-M+G, milho+lابلab-M+L, milho+caupi–M+C) no verão.

Tratamento	Irrigação	Operações Agrícolas	Defensivos agrícolas	Fertilizantes	Calagem	N ₂ O	CH ₄	SOC	PAG	Δ PAG
-----Kg CE ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----										
Plantio direto										
G+M	102,7	13,0	12,7	17,5	16,0	101,0	0,0562	-780 ¹	-517	-800
L+M	102,7	13,0	12,7	17,5	16,0	85,3	0,0285	-590 ¹	-343	-626
A+V/M+C	102,7	13,0	12,7	17,5	16,0	100,4	0,0014	-350 ¹	-88	-371
E/M	102,7	13,0	12,7	17,5	53,3	61,2	-0,0332	-505 ²	-244	-527
A/M	102,7	13,0	12,7	17,5	53,3	-5,6	-0,0245	+45 ²	+239	-44
Preparo convencional										
PC E/M	102,7	38,4	12,7	17,5	53,3	35,9	0,0966	+10 ²	+270	-13
PC A/M	102,7	38,4	12,7	17,5	53,3	30,2	0,0316	+28 ²	+283	-

Irrigação: Instalação + bombeamento (Lal, 2004)

Operações em PD: Semeadura + Colheita (Zanatta, 2006)

Operações em PC: Aração + 2 Gradagens + Semeadura + Colheita (Zanatta, 2006)

Defensivo agrícola: herbicida + aplicação (Lal, 2004)

Fertilizante: adubação de base: P₂O₅ + K₂O

N₂O e CH₄: emissão obtido a partir da variação da concentração no tempo

¹ Cálculo obtido a partir dos dados de estoque de C apresentados em Diekow (2004), profundidade do solo: 0 a 27,5 cm

² Cálculo obtido a partir dos dados de estoque de C apresentados em Zanatta (2006), profundidade do solo: 0 a 30 cm

Por outro lado, a associação do PD a um sistema com baixo aporte de resíduos (aveia/milho sem adubação nitrogenada) e a utilização do sistema de PC, independente do sistema de cultura, determinou valores de PAG parcial positivos, variando de +39 a +58 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹. Nesses sistemas com baixo aporte de resíduos e ou elevada taxa de decomposição da matéria orgânica no sistema de preparo convencional houve perdas líquidas de C orgânico do solo, as quais variaram de 10 a 45 kg C ha⁻¹ ano⁻¹.

8.4.3. Potencial de aquecimento global total

Os sistemas de manejo os quais envolveram a utilização do plantio direto em associação a leguminosas apresentaram valores de PAG total negativo, variando de -26 a -517 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹. Ou seja, o uso agrícola do solo sob sistemas conservacionistas de manejo de solo, além da produção de alimentos, teve um impacto positivo na mitigação do forçamento radiativo da atmosfera e, conseqüentemente, do aquecimento global.

Esses resultados são muito importantes, pois solos agrícolas de regiões tropicais e subtropicais normalmente são tidos como uma fonte potencial de GEE para atmosfera. Por outro lado, os resultados obtidos demonstram a importância da inclusão do plantio direto como uma atividade certificada de redução das emissões no Protocolo de Quioto, pois é um sistema de produção de alimentos, fibra e energia que tem potencial de mitigar o aquecimento global. Salienta-se isso, pois o uso do solo visando à produção de alimentos é um uso mais nobre do solo e deveria ser difundido e motivado, principalmente, em países em desenvolvimento ou subdesenvolvidos, em detrimento da grande disseminação de reflorestamentos que vem ocorrendo nas regiões Sul e Centro-Oeste do Brasil.

Por sua vez, o sistema PD com baixo aporte de resíduos (aveia/milho) e os sistemas de manejo os quais envolveram a adoção do sistema PC apresentaram um PAG total positivo, variando de +239 a +283 kg CE ha⁻¹ ano⁻¹. Além da degradação da qualidade do solo, estes sistemas de manejo contribuem para um aumento do forçamento radiativo.

A emissão de N_2O é um dos fatores que mais contribui para o aumento do PAG total dos sistemas. Nos sistemas sob PD com leguminosas a emissão de N_2O participou com 23 a 38% do potencial de aquecimento global. Adaptações e pesquisa no manejo das leguminosas tornam-se importantes para o aumento da capacidade dos sistemas sob plantio direto em mitigar as emissões dos GEE. Vale aqui destacar que nos sistemas analisados, o aumento da emissão de N_2O é decorrente somente da adição de N pelas leguminosas. Em sistemas agrícolas, o mais usual é a utilização de fertilizante nitrogenado mineral, como a uréia. Nestas condições a contribuição da emissão de N_2O aumenta demasiadamente, pela necessidade de contabilizar as emissões de N_2O bem como o custo em emissão de GEE para a fabricação da uréia.

O sistema PD A/M com adição de 180 kg N ha^{-1} apresentou uma missão equivalente a $0,8 \text{ kg N ha}^{-1}$, o que equivale a $200 \text{ kg CE ha}^{-1}$, em um período de 45 dias que incluiu as duas aplicações de uréia no milho. Segundo Lal (2004) a produção, o transporte e o armazenamento de uréia somam a este valor $221 \text{ kg CE ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o que resultaria em uma contribuição de $421 \text{ kg CE ha}^{-1}$ para o período de 45 dias. Além disso, certamente este sistema apresentaria uma contribuição muito maior ao se considerar o ano todo. Em estudo realizado em Michigan, a contribuição da emissão do N_2O corresponde em cerca da metade do PAG total (Moiser et al., 2005).

Utilizando-se o sistema PC aveia/milho como referência, verifica-se o efeito da melhoria do manejo de solos no forçamento radiativo (ΔPAG , Tabela 7). Em comparação ao PC A/M, sistema tradicionalmente utilizado na região, os demais sistemas de manejo apresentaram valores de ΔPAG de -13 a $-800 \text{ kg CE ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sendo os maiores valores verificados nos sistemas que envolveram o uso do PD e de leguminosas.

8.4.4. Índice de sustentabilidade

No contexto de mudanças climáticas globais e emissões antropogênicas dos GEE para a atmosfera, a sustentabilidade pode ser mensurada considerando o potencial de aquecimento global do sistema de manejo. Entretanto, devido a

importante função do solo de produtividade de alimentos e fibras, acredita-se que a produtividade deva ser considerada na avaliação da sustentabilidade.

Nesse sentido propõe-se um índice de sustentabilidade (IS) dos sistemas de manejo que permite avaliar o potencial de produzir grãos com o mínimo impacto ambiental negativo ($IS = \text{PAG total} / \text{rendimento}$). Para o cálculo do IS (Tabela 8) utilizou-se valores de rendimento de grãos médio do milho obtido a partir de dados de todo o período experimental (19 anos no experimento 1 e 22 anos no experimento 2). A sustentabilidade dos sistemas de manejo aumenta com a redução dos valores do IS, sendo que sistemas de manejo com IS positivo não são sustentáveis.

Os valores do IS para os diferentes sistemas de manejo variou entre -112 e +112 $\text{kg}^{-1} \text{CE t}^{-1}$ grãos. O plantio direto associado a leguminosas apresentou sempre valores negativos de IS. Os menores valores (mais negativos) foram verificados nos sistemas com leguminosas estivais, sendo de -112 $\text{kg}^{-1} \text{CE Mg}^{-1}$ grãos para o sistema guandu+milho e de -77 $\text{kg}^{-1} \text{CE Mg}^{-1}$ grãos para o sistema Lablab+milho. Isto significa que nesses sistemas de manejo houve uma mitigação de 112 e 77 $\text{kg CE ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ para cada tonelada de grão produzido. Com o uso de ervilhaca (leguminosa de inverno) a mitigação foi equivalente a 55 $\text{kg CE ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$

Tabela 10. Rendimento médio de grãos de milho considerando 19 e 20 anos de experimento, potencial de aquecimento global (PAG) e índice de sustentabilidade em sistemas de manejo sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD) e sob o cultivo de leguminosas e/ou gramíneas (ervilhaca – E, aveia-A e aveia+ ervilhaca, A+E) no inverno e de gramínea no verão (milho-M) ou gramínea + leguminosa (milho+guandu - M+G, milho+lablab - M+L, milho+caupi – M+C) no verão.

Tratamento	Rendimento Kg ha^{-1}	PAG $\text{Kg CE ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$	IS $\text{kg}^{-1} \text{CE t}^{-1} \text{grãos}$
Plantio direto			
G+M	4,59	-517	-112
L+M	4,33	-343	-77
A+E/M+C	4,36	-88	-20
E/M	4,46	-244	-55
A/M	2,12	+239	112
Preparo convencional			
E/M	4,42	+270	61
A/M	2,52	+283	112

IS = PAG total /rendimento de grãos de milho

Por sua vez, o plantio direto com baixo aporte de resíduos e o preparo convencional, independente do sistema e cultura, apresentaram IS positivo, ou seja, são sistemas com baixa sustentabilidade nas condições de clima subtropical em que foi realizado o presente estudo. No sistema de PC verificou-se uma emissão de $61 \text{ kg}^{-1} \text{ CE t}^{-1}$ grãos no sistema ervilhaca/milho e de $112 \text{ kg}^{-1} \text{ CE t}^{-1}$ grãos no sistema aveia/milho. Apesar do sistema aveia/milho apresentar um maior PAG ($283 \text{ kg CE ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) do que o sistema ervilhaca/milho ($270 \text{ kg CE ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) no solo em PC, o maior rendimento de grãos do milho determinou um maior IS para o sistema com leguminosa, demonstrando a importância dessas culturas na sustentabilidade agrícola.

8.5. Conclusões

- O sistema plantio direto, pela sua capacidade em acumular C no solo e devido à diminuição do consumo de combustível fóssil, promove os sistemas agrícolas a mitigadores do aquecimento global. Esse efeito é observado quando se utiliza leguminosas no sistema de rotação de culturas.

- Quando sob preparo convencional o solo atua como uma fonte de GEE para atmosfera, independente do uso ou não de leguminosas.

- A análise da sustentabilidade dos sistemas pela razão entre o PAG e o rendimento de grãos indicou que, mesmo nas condições de ambiente subtropical no qual se desenvolveu esse estudo, sistemas de manejo que envolvem o uso do plantio direto e de leguminosas torna possível produzir alimentos sem que haja contribuição do sistema ao aquecimento global. Por outro lado, o PD associado a culturas com baixo aporte de resíduos e o preparo convencional, independente das culturas utilizadas, mostraram-se de baixa sustentabilidade.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C. Dinâmica do nitrogênio no solo durante a decomposição de plantas de cobertura: efeito sobre a disponibilidade de nitrogênio para cultura em sucessão. In: ATUALIZAÇÃO EM RECOMENDAÇÃO DE ADUBAÇÃO E CALAGEM. ÊNFASE EM PLANTIO DIRETO. Santa Maria: Núcleo regional Sul-RBCS, 1997. p.76-109.

AITA, C.; GIACOMINI, S.J., Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas e de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n. 4, 2003.

AMADO, J. C. A. **Disponibilidade de nitrogênio para o milho em sistemas de cultura e preparo do solo**. Porto Alegre, 1997. 201f. (Doutorado- Solos)- Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S.B.V. Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio para o milho em sistemas de preparo de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Visoça, v. 23, n.1, p.679-686, 2000.

AULAKH, M.S.; RENNIE, D.A.; PAUL, E.A. Gases N losses from soils under zero-till as compared to conventional-till management system. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.13, n.2, p. 130-136, 1984.

AULAKH, M.S.; TEJINDER, K.S.; DORAN, J.W. Denitrification, N₂O and CO₂ fluxes in rice-wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure, **Biology and Fertility of Soils**, Berlin / Heidelberg, v. 34, n. 6, p. 375-389 2001.

ARIF M.A.S., HOUWEN, F.; VERSRAETE, W. Agricultural factors affecting methane oxidation in arable soil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin / Heidelberg, v. 21, n.1, p.95-102, 1996.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622p. Cap. 4: O Efeito Estufa e o Aquecimento Global.

BAGGS, E.M.; MILLAR, N.; NDUFA, J.K.; CADISCH, G. **Effect of residue on N₂O emissions from tropical soils**. In: REES, R.M.; BALL, B.C.; CAMPBELL, C.A.; WATSON, C.A. (Eds). Sustainable Management of soil organic Matter. London: CAB International, 2001. p. 120-125.

BAGGS, E. M.; STEVENSON, M.; PIHLATIC, A.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G., Nitrogen oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage, **Plant and Soil**, Dordrecht, v: 254; n. 2; p. 361-270; 2003.

BAYER, C.; LOVATO, T.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J.A.; MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil & tillage research**, Amsterdam, n. no prelo, 2006a.

BAYER, C.; MARTIN NETO, L.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; AMADO, T. J. C. C and N stocks and the role of molecular recalcitrance and organomineral interaction in stabilizing soil organic matter in a subtropical Acrisol managed under no-tillage. **Geoderma**, Amsterdam, n. no prelo, 2006b.

BALL, B.C.; SCOTT, A.; PARKER, J.P. Field N₂O and CO₂ e CH₄ 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 controled traffic in Scotland 2. Nitrous oxide, soil N status and weather. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 52, n. 3-4, p.191-201, 1999b.

BERGAMASCHI, G.; GUADAGNIN, M.R. **Agroclima da estação agronômica**. Porto Alegre: Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia da UFRGS, 1990, 96p.

BLACK, D.R.; ROWLAND, F.S. Continuing worldwide increase in tropospheric methane, 1978 to 1987. **Science**, v.239, p.1129-1131, 1988.

BODERLIER, P.L.E.; LAANBROEK, H. J. Nitrogen as regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. **FEMS Microbiology Ecology**, Amsterdam v. 47, n.2, p. 265-277, 2004.

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

BREMER, J.M.; BREITENBECK, G.A.; BLACKMER, A.M. Effect of anhydrous ammonia fertilization on emissions of nitrous oxide from soils. **Journal Environmental of Quality**, Madison, v.10, n. 1, p. 77-80, 1981.

CHANG, C.; CHO, C.M.; JANZEN, H.H. Nitrous oxide emission from long-term manures soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 62, n.3, p. 677-682, 1998.

CHOUDHARY, M.A.; AKRAMKHANOV, A.; SAGGAR, S. Nitrous oxide emissions from New Zealand cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.93, n.1, p. 33-43, 2002.

CONRAD, R. Control of methane production in terrestrial ecosystems. In: 1989 ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D.S. (Eds) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, Berlin: John Wiley & Sons, 1989. p. 40-58.

COLE, V.; CERRI, C.; ET AL. (Eds.) **Climate Change: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses**. IPCC: UK, 1996.

COOK, B.D.; ALLAN, D.L. Dissolved organic carbon in old field soils: total amounts as a measure of available resources for soil mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.24, n. 6, p. 585-594, 1992.

COSTA, F. S.; **Estoques de carbono orgânico e efluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropico brasileiro**, 2005. 128p. Tese (Doutorado) – Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil C and stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.81, n.1, p.87-95, 2004.

DIEKOW, J.; **Estoques e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema plantio direto**, 2004. 182p. Tese (Doutorado) – Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

DORAN, J. M. Microbial changes associated with residue management and reduced tillage. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 44, p.765-771, 1980.

DUNFIELD, P.; KNOLWES, R. Kinetics of inhibition of methane oxidation by nitrate, nitrite and ammonium in humisol. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 61, n.8, p. 3129- 3135, 1995.

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

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ) Sistema Brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412p.

FAO. , United Nations Food and Agricultural Organization, 2000. Contém dados agrícolas, disponível em: <http://www.apps.fao.org/cgi-bin/nph-db.pl> subset=agriculture

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

GALBALLY, I.E. Factores Controlling NO_x Emissions from soils. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D.S. (Eds) Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, Berlin: John Wiley & Sons, 1989. p. 23-37.

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

HANDAYANATO, E.; CADISCH, G.; GILLER, K., E. Nitrogen release from prunings of legume hedgerow trees in relation to quality of prunings and incubation method. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 161, n.2, p. 237-248. 1994.

HANSON, R.S.; HANSON, T.E. Methanotrophic bacteria. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v.60, n.2, p. 439-471, 1996

HOUGHTON, Y.; DING, D.J.; GRIGGS, M.; NOGUER, P. J.; VAN DER LINDEN; J. T. AND D. XIAOSU (Eds.). **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. United King: IPCC, 2001.

HOUGHTON, J.T.; MEIRA FILHO, L.G.; LIM, B.; TREANTON, K.; MAMATY, I.; BONDUKI, Y. ;GRIGGS, D.J.; CALLENDER B.A. (Eds) **Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. IPCC/OECD/IEA: United Kingdom United King, 1996.

HÜSTCH B.W.; WEBSTER, C.L.; POLWSON, D.S. Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. **Soil Biology and Biochemistry**, London, v. 26, n. 12, p. 1613-1622, 1994.

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

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Emissões de N₂O derivadas do solo sob diferentes rotações de culturas em

sistema plantio direto e preparo convencional durante a safra de verão. In: FERTBIO 2004- XXVI REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, X REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, V REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO. Lages: UDESC, 2004. CD ROM- Fertbio 2004.

KESSAVALOU, A.; MOISER, A.R.; DORAN, J.W.; DRIJBER, R.A.; DREW, J.L.; HEINEMEYER, O. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in Grass sod and winter wheat-fallow tillage management. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p.1094-1104, 1998.

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

KRAVCHENKO, I. BOECKX, P.; GALCHENKI, V.; VAN CLEEMPUT, O. Short- and medium effects of NH₄⁺ on CH₄ and N₂O fluxes in arable soils with a different texture. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 34, n.5, p.669-678, 2002.

LAL, R. Carbon emission from farm operations. **Environment International**, New York, v. 30, n. 8, p. 981-990, 2004.

LESSARD, R; ROCHETTE,P.; TOPP, E.; PATTEY,E.; DESJARDINS, R.L.; BEAMONT, G. Methane and carbon dioxide fluxes from poorly drained adjacent cultivated and forest sites. **Canadian Journal Science**, Ottawa, v. 74, n.2, p.139-146, 1994.

LINDAU, C. W.; PATRICK, JR, W.H.; DELAUNE, R.D. Factores affecting methane production in flooded rice. In: HARPER, L.A.; MOISER, L.A.; DUXUBURY, J.M.(Eds.) Agricultural ecosystems effects on trace gases and global climate change. Winconsin: American Society of Agronomy, 1993. p.157-167. (ASA Special Publication, 55)

LOVATTO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F.; **Carbono e nitrogênio adicionados e sua relação com o rendimento do milho e estoques destes elementos no solo em sistemas de manejo**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 28, n. 01, p. 175-187, 2004.

MACKENZIE, A.F.; FAN, M.X.; CARDIN, F. Nitrous oxide emission as affected by tillage, corn-soybean-alfafa rotations and nitrogen fertilization. **Canadian Journal Soil Science**, Ottawa, v. 77, n.2, p. 145-152, 1997.

McCARTHY, J.J; CANZIANI, O.F.; LEARY, N.A.; DOKKEN, D.J.; WHITE, K.S. (Eds.). **Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. London: IPCC, 2001.

MIELNICZUK, J. **Manejo do solo no Rio Grande do Sul: Uma síntese histórica.** Revista da Agronomia, Porto Alegre, RS., v. 12, n. 2, p. 11-22, 1999.

MILLAR, N.; BAGGS, E.M. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N₂O emissions after their addition to soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v.36, n.6, p. 935-943, 2004.

MOISER, A. R.; HUTCHINSON, G.L.; SABEY, B.R.; BAXTER, J. Nitrous oxide emissions from barley plots with ammonium nitrate or sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 11, n. 1, p. 78-81, 1982.

MOISER, A.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K. PARTON, W. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, London, v. 350, n. 28, p. 330-332, 1991.

MOISER, A. R.; DELGADO, J.A.; COHRAN, V.L.; VALENTINE, D.W.; PARTON, W.J. Impact of agriculture on soil consumption of atmospheric CH₄ and a comparison of CH₄ and N₂O flux in subarctic, temperate and tropical grasslands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht v. 49, n. 1, p. 73-83, 1997.

MOISER, A.R. Environmental challenges associated with needed increases in global nitrogen fixation. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 63, n. 2-3, p. 101-116, 2002.

MOISER, A.R.; HALVORSON, A.D.; PETERSON, G.P.; ROBERTSON, G.P.; SHERROD, L. Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 72, n.1, p. 67-79, 2005.

NIELSEN, T.H.; NIELSEN L.P.; REVBESCH, N.P. Nitrification and coupled nitrification-denitrification associated with a soil-manure interface. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 1829-1840.

NETO, M.S. **Estoques de carbono e nitrogênio do solo e emissões de gases do efeito estufa no sistema plntio direto em Tibagi-PR**, 2003. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

OJIMA, D.S.; VALENTINE, D.W.; MOISER A.R.; PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S. Effect of land use changes on methane oxidation in temperate forest and grassland soils. **Chemosphere**, Amsterdam, v.26, n.1, p. 675-685, 1993.

PACHAURI, R. (Ed.). **Climate Change 2001: Mitigation**. London: IPCC, 2001.

PALM, C.A.; ROWLAND, A.P. A Minimum dataset for characterization of plant for decomposition. In: CADISCHG.; GILLER, K.E.(Eds.) **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**. Wallingford: CAB International, 1997. p.379-392.

PARTON, W.J.; MOISER, A.R.; OJIMA, D.S.; VALENTINE, D.W.; SCHIMEL, D.S. WEIER, K.; KULMALA, A.E. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.10, n.3, p. 401-40-12, 1996.

PAUSTIAN, K. et al. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. **Soil Use and Management**, Wallingford, v.13, n.1, p. 230-244, 1997.

PAVEI, M. A. **Decomposição de resíduos culturais e emissão de gases do efeito estufa em sistemas de manejo do solo em Ponta Grossa (PR)**, 2003. 116 f. Dissertação (Mestrado)- Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologi - Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiróz, Pracicaba,2003.
POSTE, W.M.; PENG, T-H.; EMANUEL, W.R.; KING,A.W.; DALE,V.H., DE ANGELIS, D.L. The global carbon cycle. **American Scientist**, v.78, n. p.310-326, n.4, 1990.

POSTEL, S. **Pillars of sand: can irrigation miracle last?** New York: W.W. Norton, 1999.

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

REAY, D.S.; NEDWELL, D.B. Methane oxidation in temperate soils: effects of inorganic N. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 36, n.12, p. 2059-2065, 2004.

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

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

SAKALA, W.D.; CADISCH, G., GILLER, K.E. Interactions between of maize and pigeonpea and mineral N fertilizers during decomposition and N mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n.5, p.679-688, 2000.

SILVA, M.A.S.; MAFRA, A. L.; ALBUQUERQUE, J.A.; ROSA, J.D.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Propriedades físicas e teor de carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob distintos sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 329-337, 2006.

SMITH, K.A. The potential for feedback effects induced by global warming on emissions of nitrous oxide by soils. **Global Change Biology**, v.3,n.4,327-338, 1997.

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

STEVENS, R.J.; LAUGHLIN, R.J. Measurement of nitrous oxide and dinitrogen emissions from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. Dordrecht, v. 52,n.1-2. p. 131-139, 1998.

SUNDQUIST, E. The global carbon dioxide budget. **Science**, London, v. 259, p. 934-941,1993.

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

VAN SOEST, P. J.; WINE, R.H. Determination of lignin and cellulose in acid-detergent fiber with permanganate. **Journal of the Association of Official Analytical Chemists**, v. 51, p. 780-785, 1968

VELDKAMP, E.; KELLER, M. Nitrogen oxide emissions from a banana plantation in humid tropics. **Journal of Geophysical Research**, Washington v. 102, n. D13, p 15889- 15898, 1997.

VELDKAMP, E.; KELLER, M., NUNEZ, M. Effect of pasture management on N₂O and NO emissions from soils humid tropics of Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 12, n.1, p 71- 79, 1998.

VIEIRA, F.B.C.; ZANATTA,J.A; BAYER,C.; MIELNICZUK,J.; Acidificação de um argissolo vermelho sob plantio direto afetado por sistemas de culturas e adubação nitrogenada. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. In: XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2003, Ribeirão Preto, SP. [Anais ...]. Ribeirão Preto, 2003. CD-ROM.

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

WEST, T.O.; MARLAND, G. Net carbon flux agriculture: Carbon emissions carbon sequestrion, crop yield, and land-use change. **Biogeochemistry**, Amsterdam, v. 63, p. 73-83, 2003.

WORTMANN, C.S.; Mc INTYRE,B.D.; KAIZZI,C.K. Annual soil improving legumes: agronomic effectiveness, nutrient uptake, nitrogen fixation and water use. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 68, n.1, p; 85-83, 2000.

ZANATTA, J.A. **Qualidade dos sistemas de manejo e seu potencial para reter C no solo**, 2005. 111p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

10. APÊNDICES

Apêndice 1. Emissão de N₂O ($\mu\text{g mg N-N}_2\text{O h}^{-1}$) no ano de 2003/2004 para os solos sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC) e com as culturas de aveia/milho (A/M), ervilhaca/milho (E/M) e, somente sob plantio direto (PD) para as culturas de aveia+ervilhaca/milho + caupi (AE/MC), lablab+milho (L+M), guandu+milho (G+M). (DP=desvio padrão da média; EP=erro padrão da média)

Manejo	Cultura	Data	Emissão N ₂ O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$)				
			Câmara 1	Câmara 2	Média	DP	EP
PD	AE/MC	05/11	0	6	3	4	3
		12/11	6	3	5	2	1
		18/11	50	80	65	21	15
		25/11	41	22	31	13	9
		02/12	-4	9	3	9	7
		09/12	6	8	7	1	1
		16/12	108	59	83	34	24
		13/01	0	24	12	17	12
		27/01	1	-2	-1	2	2
		09/03	5	4	5	1	0
		26/05	4	-5	-1	6	4
		04/08	5	28	16	16	11
		31/08	3	-2	1	3	2
		13/10	18	-8	5	18	13
PD	A/M	05/11	2	1	1	1	1
		12/11	6	12	9	4	3
		18/11	-1	2	0	2	1
		25/11	32	18	25	10	7
		02/12	16	8	12	6	4
		09/12	1	-4	-1	4	3
		16/12	-13	-16	-14	2	1
		13/01	-13	-21	-17	5	4
		27/01	1	-5	-2	4	3
		09/03	3	-1	1	3	2
		26/05	2	1	2	1	0
		04/08	-4	-2	-3	2	1
		31/08	-11	7	-2	12	9
		13/10	13	4	8	7	5
PD	E/M	05/11	27	21	24	4	3
		12/11	11	11	11	0	0

...continuação do apêndice 1

Manejo	Cultura	Data	Emissão N ₂ O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)				
			Câmara 1	Câmara 2	Média	DP	EP
PD	E/M	18/11	66	80	73	9	7
		25/11	24	37	30	9	6
		02/12	13	-5	4	12	9
		09/12	-4	24	10	20	14
		16/12	14	25	20	8	6
		13/01	2	17	10	10	7
		27/01	1	0	0	1	1
		09/03	1	1	1	0	0
		26/05	-2	-2	-2	0	0
		04/08	7	1	4	4	3
		31/08	14	8	11	4	3
		13/10	6	15	11	6	4
PD	G+M	05/11	19	18	18	1	0
		12/11	28	9	19	13	10
		18/11	42	97	70	39	28
		25/11	99	133	116	24	17
		02/12	1	-8	-4	6	5
		09/12	-17	5	-6	16	11
		16/12	65	21	43	32	22
		13/01	-16	2	-7	13	9
		27/01	2	-1	0	2	2
		09/03	-3	4	1	5	3
		26/05	10	1	5	7	5
		04/08	21	5	13	12	8
		31/08	12	1	6	8	6
		13/10	12	20	16	6	4
PD	L+M	05/11	4	-12	-4	11	8
		12/11	-6	-5	-6	1	0
		18/11	25	50	38	18	13
		25/11	22	27	25	3	2
		02/12	-3	-2	-3	1	1
		09/12	-11	-12	-11	1	1
		16/12	-5	7	1	9	6
		13/01	7	-15	-4	16	11
		27/01	4	2	3	1	1
		09/03	-3	-3	-3	0	0
		26/05	31	40	36	6	4
		04/08	-2	0	-1	2	1
		31/08	3	1	2	2	1
		13/10	8	18	13	7	5
PC	A/M	05/11	7	2	5	4	3
		12/11	6	3	5	2	1
		18/11	2	7	4	4	3
		25/11	21	27	24	4	3
		02/12	6	18	12	9	6
		09/12	-13	5	-4	13	9

... continuação do apêndice 1

PC	A/M	16/12	0	-2	-1	1	1
		13/01	-17	-16	-16	1	1
		27/01	14	9	11	4	3
		09/03	0	0	0	1	0
		26/05	-2	-1	-2	1	1
		04/08	10	8	9	1	1
		31/08	12	1	6	8	6
		13/10	11	18	14	5	3
		PC	E/M	05/11	45	38	42
12/11	75			41	58	24	17
18/11	50			35	43	11	8
25/11	43			21	32	16	11
02/12	4			4	4	0	0
09/12	28			12	20	11	8
16/12	27			1	14	18	13
13/01	-6			4	-1	7	5
27/01	1			-2	0	2	2
09/03	1			-2	-1	2	2
26/05	1			-1	0	1	1
04/08	1			0	0	1	0
31/08	2			-10	-4	9	6
13/10	8			0	4	5	4

Apêndice 2. Emissão de CH₄ ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) no ano de 2003/2004 para os solos sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC) e com as culturas de aveia/milho (A/M), ervilhaca/milho (E/M) e, somente sob plantio direto (PD) para as culturas de aveia+ervilhaca/milho + caupi (AE/MC), lablab+milho (L+M), guandu+milho (G+M). (DP=desvio padrão da média; EP=erro padrão da média)

Manejo	Cultura	Data	Emissão CH ₄ ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)				
			Câmara 1	Câmara 2	Média	DP	EP
PD	AE/MC	05/11	15	10	13	3	2
		12/11	-9	14	3	16	11
		18/11	0	-2	-1	1	1
		25/11	-11	18	4	20	14
		02/12	-34	-9	-21	18	13
		09/12	17	29	23	8	6
		16/12	-16	-28	-22	8	6
		13/01	-21	10	-5	22	16
		27/01	-5	-2	-3	3	2
		09/03	13	31	22	13	9
		26/05	-7	-7	-7	0	0
		04/08	-5	4	-1	6	4
		31/08	-21	7	-7	19	14
PD	A/M	13/10	0	-13	-7	9	6
		5/11	-12	-22	-17	7	5
		12/11	4	-23	-9	20	14
		18/11	-8	-24	-16	11	8
		25/11	-3	1	-1	3	2
		2/12	-26	-12	-19	10	7
		9/12	-6	15	4	15	10
		16/12	7	4	5	2	2
		13/1	14	-29	-7	30	21
		27/1	-1	14	6	10	7
		09/03	10	-3	3	9	7
		26/5	7	5	6	2	1
		04/08	-5	16	5	15	11
31/08	-7	18	6	18	13		
PD	E/M	13/10	5	38	21	23	17
		05/11	-1	11	5	9	6
		12/11	13	-29	-8	30	21
		18/11	6	-20	-7	18	13
		25/11	-14	-23	-18	6	4
		02/12	-35	0	-17	25	18
		09/12	14	-51	-19	46	32
		16/12	21	-6	7	20	14
		13/01	8	-22	-7	22	15
		27/01	-2	-8	-5	4	3
		09/03	2	3	3	1	1
		26/05	-6	-6	-6	0	0
		04/08	5	0	2	3	2
31/08	47	7	27	28	20		

...continuação do apêndice 2

Manejo	Cultura	Data	Emissão CH ₄ (µg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)				
			Câmara 1	Câmara 2	Média	DP	EP
PD	E/M	13/10	26	4	15	16	11
PD	G+M	05/11	25	5	15	14	10
		12/11	36	-18	9	38	27
		18/11	54	-23	15	55	39
		25/11	64	21	42	30	21
		02/12	10	45	27	25	17
		09/12	-18	15	-2	23	16
		16/12	12	14	13	1	1
		13/01	-20	22	1	29	21
		27/01	2	-2	0	2	2
		09/03	-7	14	3	15	10
		26/05	7	7	7	0	0
		04/08	31	15	23	12	8
		31/08	0	-1	-1	1	1
13/10	-4	5	0	7	5		
PD	L+M	05/11	-30	-27	-28	2	2
		12/11	30	-16	7	32	23
		18/11	99	-11	44	78	55
		25/11	13	5	9	5	4
		02/12	-13	23	5	26	18
		09/12	0	0	0	0	0
		16/12	8	17	13	7	5
		13/01	-12	-17	-15	4	3
		27/01	7	-5	1	8	6
		09/03	-7	-8	-7	1	0
		26/05	4	-1	2	4	3
		04/08	-4	6	1	7	5
		31/08	2	-1	0	2	2
13/10	5	5	5	0	0		
PC	A/M	05/11	-16	7	-4	16	11
		12/11	26	-7	9	23	16
		18/11	-8	7	-1	11	8
		25/11	19	30	25	8	6
		02/12	19	-19	0	27	19
		09/12	11	38	24	19	14
		16/12	10	6	8	3	2
		13/01	26	17	21	6	4
		27/01	-5	-2	-3	3	2
		09/03	0	4	2	2	2
		26/05	-6	-2	-4	3	2
		04/08	14	-6	4	14	10
		31/08	-3	4	1	5	3
13/10	-8	-1	-4	5	4		
PC	E/M	05/11	458	404	431	38	27
		12/11	16	19	17	3	2
		18/11	-15	10	-2	17	12

...continuação do apêndice 2

Manejo PC	Cultura E/M	Data	Emissão CH ₄ (μg C-CH ₄ m ⁻² h ⁻¹)			DP	EP
			Câmara 1	Câmara 2	Média		
		25/11	-10	0	-5	7	5
		02/12	-23	-31	-27	5	4
		09/12	-18	-1	-9	12	9
		16/12	-14	-14	-14	0	0
		13/01	1	0	1	0	0
		27/01	-4	-2	-3	1	1
		09/03	4	-6	-1	7	5
		26/05	2	-2	0	3	2
		04/08	-28	-31	-30	2	2
		31/08	-6	-6	-6	0	0
		13/10	-2	-6	-4	3	2

Apêndice 3. Emissão/absorção de óxido nitroso no ano de 2004/2005 para os solos sob plantio direto (PD) e com as culturas de aveia/milho (A/M) com (180 kg N ha⁻¹) e sem adubação nitrogenada (0 kg N ha⁻¹) e ervilhaca/milho (E/M) sem adubação nitrogenada (0 kg N ha⁻¹) (DP=desvio padrão da média; EP=erro padrão da média)

-----N ₂ O (µg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)-----												
PD A/M 0 N												
Data	com planta						Sem planta					
	câmara 1	Câmara 2	câmara 3	média	DP	EP	câmara 1	Câmara 2	Câmara 3	média	DP	EP
3/11/2004	6	3	10	6	4	2	13	10	14	12	2	1
09/11/2004	13	34	45	31	16	9	55	41	--	48	10	7
16/11/2004	29	9	31	23	12	7	15	29	--	22	9	7
23/11/2004	7	22	57	29	26	15	3	-18	21	2	19	11
30/11/2004	4	28	3	12	14	8	6	-8	-10	-4	9	5
PD A/M 180 N												
Data	com planta						sem planta					
	câmara 1	câmara2	câmara 3	média	DP	EP	câmara 1	Câmara 2	câmara 3	média	DP	EP
3/nov	42	46	-4	28	28	16	18	27	18	21	5	3
9/nov	51	66	57	58	8	4	35	38	45	39	5	3
16/nov	68	21	29	39	25	14	16	29	--	22	9	7
23/nov	3	-18	21	2	19	11	6	10	25	14	10	6
30/nov	32	64	67	54	19	11	40	18	14	24	14	8
6/dez	353	277	205	278	74	43	242	342	382	322	72	41
8/dez	272	332	317	307	31	18	600	661	655	639	34	19
9/dez	190	238	207	211	25	14	507	418	373	433	68	39
13/dez	34	34	52	40	10	6	50	62	62	58	7	4
14/dez	13	9	15	12	3	2	47	42	55	48	6	4

...continuação do apêndice 3

-----N ₂ O (µg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)-----													
PD E/M ON													
Data	com planta						sem planta						
	câmara 1	câmara2	câmara 3	média	DP	EP	câmara 1	câmara2	câmara 3	média	DP	EP	
3/nov	7	37	19	21	15	9	39	24	6	23	17	10	
9/nov	78	35	19	44	30	18	33	73	136	81	52	30	
16/nov	24	--	31	28	5	4	27	32	100	53	41	24	
23/nov	--	26	23	24	2	2	51	-4	14	20	28	16	
30/nov	--	4	4	4	1	0	3	12	11	9	5	3	
8/dez	43	59	23	42	18	10							
14/dez	17	7	7	10	6	3							

Apêndice 4. Emissã/absorção de metano no ano de 2004/2005 para os solos sob plantio direto (PD) e com as culturas de aveia/milho (A/M) com (180 kg N ha⁻¹) e sem adubação nitrogenada (0 kg N ha⁻⁴) e ervilhaca/milho (E/M) sem adubação nitrogenada (0 kg N ha⁻¹) (DP=desvio padrão da média; EP=erro padrão da média)

CH ₄ (µg C-CH ₄ . m ⁻² h ⁻¹)													
PD A/M 0 N													
com planta							sem planta						
Data	câmara 1	Câmara2	câmara 3	média	DP	EP	câmara 1	câmara2	Câmara 3	média	DP	EP	
3/nov	-3	13	-5	2	10	5	-8,8	-43,1	-14,7	-22,2	18,3	10,6	
9/nov	-19	-44	-8	-24	18	11	1,5	-9,0	-1,1	-2,9	5,4	3,1	
16/nov	8	-5	-3	0	7	4	-29,3	4,1	-6,0	-10,4	17,1	9,9	
23/nov	-28	-3	-21	-17	13	7	2,9	39,3	11,5	17,9	19,0	11,0	
30/nov	18	-1	10	9	10	5	-6,1	-20,7	-20,3	-15,7	8,3	4,8	
PD A/M 180 N													
com planta							sem planta						
Data	câmara 1	Câmara2	câmara 3	média	DP	EP	câmara 1	câmara2	Câmara 3	média	DP	EP	
3/nov		-18	-20	-19	1	1	-15	-16	-7	-13	5	3	
9/nov	-31	-5	-12	-16	13	8	-10	46	-7	10	32	18	
16/nov	18	3	2	8	9	5	24	-15	-3	2	20	12	
23/nov	0	23	-44	-7	34	20	-31	-21	-21	-24	6	3	
30/nov	-7	-11	4	-5	7	4	11	7	-5	4	8	5	
6/dez	37	-19	-5	4	29	17	24	-5	0	7	15	9	
8/dez	7	12	-11	3	12	7	7	-6	-16	-5	12	7	
9/dez	0	-3	5	1	4	2	2	-1	4	2	3	2	
13/dez	12	-4	-5	1	9	5	69	6	-10	22	42	24	
14/dez	5	-2	-6	-1	6	3	3	-10	-11	-6	8	5	

Apêndice 5 Concentração de amônia (NH_4^+) e nitrato + nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) no em amostras de solo sob plantio direto (PD) e com as culturas de aveia/milho (A/M) com (180 kg N ha^{-1}) e sem adubação nitrogenada (0 kg N ha^{-1}) e ervilhaca/milho (E/M) sem adubação nitrogenada (0 kg N ha^{-1}) (N.D.= não determinado, r1=repetição 1 e r2= repetição 2)

Datas de coleta	Tratamentos		NH_4^+ (mgN kg^{-1})		$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (mgN kg^{-1})		Médias			
							NH_4^+ (mg N kg^{-1})		$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (mgN kg^{-1})	
			0-5 cm	5-20 cm	0-5 cm	5-20 cm	0-5 cm	5-20 cm	0-5 cm	5-20 cm
3/nov	PD E/M 0N com planta	r1	25,0	12,0	11,7	2,4	18,5	13,0	11,9	2,5
		r2	12,0	14,0	12,1	2,6				
	PD E/M sem planta	r1	20,0	21,0	14,0	0,0	14,0	19,5	7,0	0,0
		r2	8,0	18,0	0,0	0,0				
	PD A/M 0N com planta	r1	6,0		2,7	0,0	11,5	10,0	1,4	5,5
		r2	17,0	10,0	0,0	11,0				
	PD A/M 0N sem planta	r1	14,0	14,0	0,0	6,1	16,0	14,5	1,6	3,8
		r2	18,0	15,0	3,2	1,4				
PD A/M 180N com planta	r1	15,0	13,0	0,2	0,0	21,0	16,0	0,1	0,0	
	r2	27,0	19,0	0,0	0,0					
PD A/M 180N sem planta	r1	0,0	19,0	5,0	2,0	0,0	18,5	6,5	2,9	
	r2	0,0	18,0	8,0	3,7					
9/nov	PD E/M 0N com planta	r1	3,2	1,7	11,7	2,4	2,0	1,3	11,9	11,5
		r2	0,7	0,9	12,1	20,6				
	PD E/M sem planta	r1	1,5	0,0	14,0	0,0	0,8	0,0	7,0	0,0
		r2	0,0	0,0	0,0	0,0				
	PD A/M 0N com planta	r1	6,5	1,5	2,7	0,0	4,4	3,1	1,4	5,5
		r2	2,2	4,6	0,0	11,0				
	PD A/M 0N sem planta	r1	0,2	0,0	0,0	6,1	0,1	0,0	1,6	3,8
		r2	0,0	0,0	3,2	1,4				
	PD A/M 180N com planta	r1	8,2	0,0	0,2	0,0	4,6	0,0	0,1	0,0
		r2	1,0	0,0	0,0	0,0				
PD A/M 180N sem planta	r1	0,3	0,0	5,0	0,0	1,6	0,0	6,5	1,9	
	r2	2,9	0,0	8,0	3,7					
16/nov	PD E/M 0N com planta	r1	25,0	12,0	35,0	17,0	18,5	13,0	37,0	32,5
		r2	12,0	14,0	39,0	48,0				
	PD E/M sem planta	r1	20,0	21,0	39,0	37,0	14,0	19,5	25,5	28,0
		r2	8,0	18,0	12,0	19,0				
	PD A/M 0N com planta	r1	6,0	0,0	4,0	0,0	11,5	5,0	8,0	0,0
		r2	17,0	10,0	12,0	0,0				
	PD A/M 0N sem planta	r1	14,0	14,0	13,0	7,0	16,0	14,5	13,0	5,0
		r2	18,0	15,0	13,0	3,0				
	PD A/M 180N com planta	r1	15,0	13,0	4,1		21,0	16,0	8,6	14,0
		r2	27,0	19,0	13,0	14,0				
PD A/M 180N sem planta	r1	0,0	19,0	16,0	20,0	0,0	18,5	8,0	17,0	
	r2	0,0	18,0	0,0	14,0					
23/nov	PD E/M 0N com planta	r1	0,0	0,7	18,0	12,0	2,1	2,1	22,5	11,0
		r2	4,2	3,5	27,0	10,0				
	PD E/M sem planta	r1	1,8	4,9		33,8	1,6	2,6	13,7	21,8
		r2	1,4	0,4	13,7	9,8				

...continuação do apêndice 5

Datas de coleta	Tratamentos		NH ₄ ⁺ (mgN kg ⁻¹)		NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mgN kg ⁻¹)		Médias			
							NH ₄ ⁺ (mgN kg ⁻¹)		NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mgN kg ⁻¹)	
			0-5 cm	5-20 cm	0-5 cm	5-20 cm	0-5 cm	5-20 cm	0-5 cm	5-20 cm
	PD A/M 0N com planta	r1	3,9	2,1	2,8	5,6	3,9	1,4	6,5	4,4
		r2	3,9	0,7	10,2	3,2				
	PD A/M 0N sem planta	r1	4,9	3,2	8,5	8,5	4,2	3,2	7,2	6,7
		r2	3,5	3,2	5,9	4,9				
	PD A/M 180N com planta	r1	8,8	0,0	5,9	3,5	5,8	0,7	4,9	3,7
		r2	2,8	1,4	3,8	3,8				
PD A/M 180N sem planta	r1	2,1	6,4	6,7	6,4	4,6	18,7	6,6	5,7	
	r2	7,0	31,0	6,4	4,9					
30/nov	PD E/M 0N com planta	r1	8,0	0,0	22,0	16,0	7,0	1,5	21,0	19,0
		r2	6,0	3,0	20,0	22,0				
	PD E/M sem planta	r1	3,0	5,0	19,0	22,0	4,0	4,5	17,5	20,0
		r2	5,0	4,0	16,0	18,0				
	PD A/M 0N com planta	r1	10,0	6,0	6,0	5,0	6,0	4,5	5,5	4,0
		r2	2,0	3,0	5,0	3,0				
	PD A/M 0N sem planta	r1	6,0	8,0	6,0	3,0	7,0	7,0	6,0	6,0
		r2	8,0	6,0	6,0	9,0				
	PD A/M 180N com planta	r1	9,0	11,0	5,0	5,0	16,5	7,0	4,0	3,5
		r2	24,0	3,0	3,0	2,0				
	PD A/M 180N sem planta	r1	5,0	9,0	3,0	4,0	3,5	7,5	3,5	4,0
		r2	2,0	6,0	4,0	4,0				
6/dez	PD A/M 180N com planta	r1	0,0	1,4	9,8	18,5	0,0	1,4	8,9	18,5
		r2	0,0	N.D.	8,0	N.D.				
	PD A/M 180N sem planta	r1	27,5	3,9	6,3	9,4	18,5	3,0	4,9	7,5
		r2	9,5	2,1	3,5	5,6				
8/dez	PD A/M 180N com planta	r1	2,5	N.D.	4,2	N.D.	2,0	6,3	8,8	14,4
		r2	1,4	6,3	13,4	14,4				
	PD A/M 180N sem planta	r1	6,0	5,3	7,0	5,0	9,5	2,7	4,6	3,2
		r2	13,0	0,0	2,1	1,4				
	PD E/M 0N com planta	r1	1,4	1,8	3,5	7,4	1,4	4,6	3,5	6,4
		r2	N.D.	7,4	N.D.	5,3				
9/dez	PD A/M 180N com planta	r1	N.D.	1,0	N.D.	3,2	N.D.	0,5	N.D.	3,6
		r2	N.D.	0,0	N.D.	3,9				
	PD A/M 180N sem planta	r1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	23,6	6,3	18,0	7,0
		r2	23,6	6,3	18,0	7,0				
13/dez	PD A/M 180N com planta	r1	6,7	7,7	1,4	2,1	6,7	7,0	1,4	1,4
		r2	N.D.	6,3	N.D.	0,7				
	PD A/M 180N sem planta	r1	6,70	N.D.	1,76	N.D.	9,86	0,00	5,13	12,30
		r2	13,02	0,00	8,50	12,30				
14/dez	PD A/M 180N com planta	r1	7,04	0,00	4,22	4,60	7,04	0,00	4,22	3,70
		r2	N.D.	0,00	N.D.	2,80				
	PD A/M 180N sem planta	r1	10,20	N.D.	3,20	N.D.	10,20	N.D.	3,20	N.D.
		r2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.				

Apêndice 6. Concentração de amônia (NH_4^+) e nitrato + nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) no solos sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC) e com as culturas de aveia/milho (A/M), ervilhaca/milho (E/M) e, somente sob plantio direto (PD) para as culturas de aveia+ervilhaca/milho + caupi (AE/MC), lablab+milho (L+M), guandu+milho (G+M).

Manejo	Cultura	Data	NH_4^+ (mg kg^{-1})	$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (mg kg^{-1})
PD	AE/MC	5/nov	7,2	4,1
		12/nov	5,1	0,7
		18/nov	5,5	3,6
		25/nov	3,1	4,8
		2/dez	4,1	7,2
		9/dez	1,9	7,9
		16/dez	0,9	0,5
		13/jan	2,39	0,8
		27/jan	0,55	0,6
		9/mar	0	0,8
		26/mai	0,04	0
PD	G+M	5/nov	7,2	1,7
		12/nov	7,2	7,9
		18/nov	6,2	6,5
		25/nov	9,1	3,8
		2/dez	5,3	4,45
		9/dez	2,1	3,76
		16/dez	3,9	1,88
		13/jan	1,3	0,02
		27/jan	0,48	0,821
		9/mar	1,92	4,8
		26/mai	0,04	0
PD	L+M	5/nov	5	0,7
		12/nov	5	3,3
		18/nov	5,8	7,5
		25/nov	5,5	0,9
		2/dez	4,4	4,8
		9/dez	2,4	2,2
		16/dez	3,6	0,5
		13/jan	1,44	0
		27/jan	0,55	0,6
		9/mar	1,4	1,9
		26/mai	0,04	0,1
PD	E/M	5/nov	5,5	2,6
		12/nov	5	4,4
		18/nov	6,3	7,7
		25/nov	4,3	3,1
		2/dez	4,4	8,04
		9/dez	2,4	5,82
		16/dez	3,9	0,86
		13/jan	2,19	0,2
		27/jan	0,55	0

... continuação do apêndice 6

Manejo	Cultura	Data	NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mg kg ⁻¹)
PD	E/M	9/mar	1,05	1,25
		26/mai	0,05	0,1
PD	A/M	5/nov	0,5	4,6
		12/nov	3,6	5,1
		18/nov	2,91	4,4
		25/nov	1	5,6
		2/dez	3,08	5
		9/dez	1,03	3,4
		16/dez	0,68	3,6
		13/jan	0	2,05
		27/jan	0	0
		9/fev	0	1,4
		26/mai	0	0,04
		PC	E/M	5/nov
12/nov	16,6			26,9
18/nov	8,7			10,1
25/nov	5,8			7,9
2/dez	12,8			11
9/dez	2,4			2,1
16/dez	4,1			1
13/jan	1,78			0,15
27/jan	0			0
9/fev	2,27			1,92
26/mai	0,03			0,1
PC	A/M			5/nov
		12/nov	9,4	6,8
		18/nov	6,3	3,59
		25/nov	4,3	1
		2/dez	5,6	1,03
		9/dez	2,2	1,54
		16/dez	4,8	0,51
		13/jan	2,48	0
		27/jan	0,547	0
		9/fev	0,875	2,1
		26/mai	0,06	0

Apêndice 7. Composição bioquímica dos resíduos vegetais.

Espécie vegetal	Celulose	Hemicelulose	Lignina
Caupi caule	37	6.5	9.8
Caupi folha	18	3	4.5
Aveia	34	24.5	3.2
Ervilhaca	22	3	7
Guandu caule	38	15	12
Guandu folha	15	3	15
Lablab caule	35	7	9
Lablab folha	16	3	5
Milho caule	27	30	5
Milho folha	29	26	2.8