

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

**EMISSÕES DE METANO E DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMAS
DE PRODUÇÃO DE ARROZ IRRIGADO NO SUL DO BRASIL E
POTENCIAL DE MITIGAÇÃO POR PRÁTICAS DE MANEJO**

**Tiago Zschornack
(Tese)**

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

**EMISSIONES DE METANO E DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMAS
DE PRODUÇÃO DE ARROZ IRRIGADO NO SUL DO BRASIL E
POTENCIAL DE MITIGAÇÃO POR PRÁTICAS DE MANEJO**

TIAGO ZSCHORNACK
Engenheiro Agrônomo (UFPel)
M.Sc. Ciências (UFPel)

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

Porto Alegre (RS) Brasil
Julho de 2011

CIP - Catalogação na Publicação

ZSCHORNACK, TIAGO

EMISSÕES DE METANO E DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMAS
DE PRODUÇÃO DE ARROZ IRRIGADO NO SUL DO BRASIL E
POTENCIAL DE MITIGAÇÃO POR PRÁTICAS DE MANEJO /
TIAGO ZSCHORNACK. -- 2011.

87 f.

Orientador: CIMÉLIO BAYER.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-RS,
2011.

1. AQUECIMENTO GLOBAL. 2. GASES DE EFEITO ESTUFA.
3. ARROZ IRRIGADO. 4. PRÁTICAS DE MANEJO. 5.
MITIGAÇÃO. I. BAYER, CIMÉLIO, orient. II. Título.

TIAGO ZSCHORNACK
Engenheiro Agrônomo - UFPel
Mestre em Ciência do Solo - UFPel

TESE

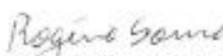
Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

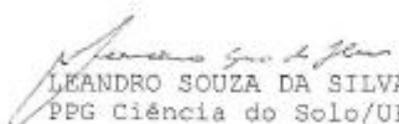
DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO

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

Aprovado em: 21.07.2011
Pela Banca Examinadora

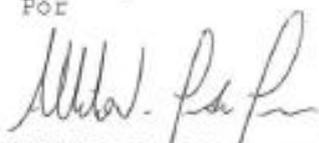

CIMÉLIO BAYER
Orientador-PPG Ciência do Solo

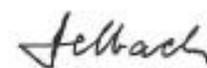

ROGÉRIO OLIVEIRA DE SOUSA
PPG Ciência do Solo/UFPel


LEANDRO SOUZA DA SILVA
PPG Ciência do Solo/UFSM


SANDRO JOSÉ GIACOMINI
PPG Ciência do Solo/UFSM

Homologado em: 05.10.2011
Por


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


PEDRO ALBERTO SELBACH
Diretor da Faculdade
De Agronomia

*“Lembre sempre daquilo que aprendeu. A sua educação é a sua vida; guarde-a bem”
(Pv 4.13 NTLH)*

*Dedico este trabalho aos meus pais,
Lidio e Elmira Zschornack,
perseverantes na luta pela educação dos seus filhos.*

AGRADECIMENTOS

Ao Patrão Celeste, em primeiro lugar, pois a Ele devo tudo o que sou e o que tenho, e também porque, sem Ele, nada valeria a pena.

Ao professor Cimélio Bayer pela orientação segura, pela experiência transmitida e pela sua extraordinária pessoa.

Ao professor João Mielniczuk pelo exemplo de caráter e dignidade, e pelos conhecimentos (profissional e pessoal) repassados.

Aos professores Ibanor Anghinoni e Paulo Regis Ferreira da Silva pela disposição e colaboração com o trabalho.

À UFRGS, ao Departamento de Solos e ao PPG Ciência do Solo, juntamente com seus professores e funcionários, por tornar possível a concretização de um sonho.

À CAPES pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA), em especial aos seus pesquisadores e técnicos (tratoristas, laboratoristas, etc), pela concessão dos experimentos e pelo apoio logístico e braçal, contribuindo efetivamente para o êxito do trabalho.

Aos colegas e amigos do grupo de manejo: Renan, Ricardo, Genuir, Luis & Luisa, Fernando, Daniela, Emanuelle, Estefânia, Graciele, Denice, Otávio, Lucia e Daiane, que estiveram presentes nessa caminhada, compartilhando idéias, boas risadas e o tradicional chimarrão. Agradecimento especial as colegas Carla Rosa, Cecília Reis e Juliana Gomes pela grande amizade e pelo empenho incondicional para a realização deste trabalho.

Aos ex-colegas Frederico Vieira, Josiléia Zanatta, Michely Tomazi, Carlos Rojas, José Rambo, Natália Rocha e Mirla Weber pela amizade e por todo o apoio durante o período de convivência.

Aos demais colegas de curso pela amizade e coleguismo.

Aos bolsistas de iniciação científica: Nilo, Rafael, Arthur, Pedro, pela cooperação com as análises laboratoriais.

Ao funcionário da UFRGS Luiz Antônio da Silveira (Tonho), por toda a colaboração e disposição para com o trabalho, e pelo exemplo de pessoa, cuja alegria (marca registrada) contagia a todos.

Aos funcionários Jader, José (Tio Zé) e Adão pela ajuda sempre providencial.

Aos meus pais Lidio e Elmira, pelos esforços investidos e pelas dificuldades pelas quais passaram para que nós, seus filhos, pudéssemos estudar e “ser alguém na vida”. Tudo o que vocês me ensinaram está em minha mente e, sobretudo, no meu coração. Não tenho palavras suficientes para expressar minha gratidão.

Aos meus irmãos (Fábio, Felipe e Talita) e seus cônjuges (Denise, Débora e Rodrigo) pelo incentivo e apoio irrestrito. Aos meus sobrinhos Otávio, Olívia e Leonardo por todo o carinho dispensado e pelos prazerosos momentos de alegria e descontração.

À ex-esposa Viviane, pela agradável companhia e pelos momentos alegres compartilhados durante os anos de convivência.

Aos “irmãos” da Comunidade Evangélica Luterana da Cruz (CELC) e ao Coral Masculino da Cruz – Petrópolis, pela calorosa acolhida e pela oportunidade dada de poder “soltar a voz”.

Enfim, a todos que, de alguma forma, contribuíram para a concretização desse sonho!

EMISSÕES DE METANO E DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE ARROZ IRRIGADO NO SUL DO BRASIL E POTENCIAL DE MITIGAÇÃO POR PRÁTICAS DE MANEJO¹

Autor: Eng. Agr., M.Sc. Tiago Zschornack
Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

RESUMO

Em solos cultivados com arroz irrigado, a adoção de determinadas práticas de manejo pode minimizar as emissões de metano (CH₄) e de óxido nitroso (N₂O), sem causar a redução da produtividade deste cereal. Três estudos foram conduzidos visando avaliar o efeito de sistemas de cultivo do solo (preparo convencional-PC, cultivo mínimo-CM, e plantio direto-PD; Estudo I), do aporte de resíduos de diferentes plantas de cobertura de inverno (pousio, azevém e azevém+cornichão) e da drenagem do solo (Estudo II), e de sistemas de manejo da água de irrigação (intermitente e contínuo; Estudo III) sobre as emissões de CH₄ e de N₂O de solos sob sistemas de produção de arroz irrigado no Sul do Brasil. Com base nas emissões de CH₄ e de N₂O e dos seus respectivos potenciais de aquecimento global (PAG; 25 e 298), foi calculado o PAG parcial (PAGp; CO₂ equivalente). Os sistemas em CM e em PD, avaliados em duas safras, promoveram mitigação das emissões de CH₄ do solo, sobretudo na safra 2007/2008, quando a redução das emissões de CH₄ atingiu 42% no solo sob CM. Em contrapartida, as emissões de N₂O foram maiores nos sistemas em CM e em PD, especialmente na safra 2009/2010 (0,22 e 0,49 kg de N-N₂O ha⁻¹). A antecipação das operações de preparo de solo (CM), ou a não realização destas (PD), promoveu a mitigação do PAGp sem ocasionar redução na produtividade do arroz. O aporte de resíduos vegetais resultou no aumento das emissões de CH₄, cujos valores superaram em aproximadamente 10 vezes às emissões verificadas no solo sob pousio. As emissões de N₂O foram potencializadas quando da inserção de resíduos de leguminosa (cornichão) no solo. A realização da drenagem do solo, que no estudo II tinha por finalidade reduzir o efeito da toxidez por ferro sobre as plantas de arroz, reduziu o PAGp praticamente pela metade (~ 3.500 kg CO₂ equivalente ha⁻¹) em comparação ao solo não drenado (6.691 kg CO₂ equivalente ha⁻¹). A realização da drenagem do solo no Estudo III suprimiu em 41% as emissões de CH₄ do solo, enquanto que a emissão de N₂O do solo foi quase três vezes superior (2,32 kg N-N₂O ha⁻¹) ao sistema de irrigação contínuo (0,85 kg N-N₂O ha⁻¹). Mesmo com o incremento das emissões de N₂O do solo devido a drenagem, o PAGp foi minimizado em 24% quando da realização desta prática. Variáveis do solo como a temperatura e o teor de Fe²⁺ tiveram correlação positiva com as emissões de CH₄ e negativas com as emissões de N₂O, sendo que o teor de Mn²⁺ também influenciou negativamente emissões de N₂O do solo. Por outro lado, as emissões de N₂O tiveram relação positiva com os teores de NO₃⁻ e NH₄⁺ da solução do solo. Práticas como drenagem e sistemas de CM e PD tem potencial de reduzir consideravelmente o PAGp em sistemas de produção de arroz irrigado no Sul do Brasil.

¹ Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (87p.) Julho, 2011. Trabalho realizado com apoio financeiro da CAPES.

METHANE AND NITROUS OXIDE EMISSIONS IN SOUTH BRAZILIAN RICE PRODUCTION SYSTEMS AND THE POTENTIAL OF AGRICULTURAL PRACTICES FOR MITIGATION¹

Author: Agr. Eng., M.Sc. Tiago Zschornack

Adviser: Prof. Dr. Cimélio Bayer

Abstract

The adoption of some agricultural practices may keep high grain production and decrease the global warming potential (GWP) of rice production systems by decreasing soil methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) emissions. Three studies were performed aiming to evaluate the potential of soil management systems (Study I; conventional tillage-CT, minimum tillage-MT, and no till-NT), winter cover crops (fallow, ryegrass, and ryegrass+birdsfoot trefoil) and soil drainage (Study II), and water regimes (Study III; continuous and intermittent) on soil CH₄ and N₂O emissions, as well as partial GWP [(pGWP = (CH₄×25) + (N₂O×298))] and rice grain yield, in subtropical region of South Brazil. In comparison to CT, MT and NT decreased soil CH₄ emissions mainly in the first crop season (42% of reduction). On the other hand, these systems showed higher soil N₂O emissions (0,22 e 0,49 kg N-N₂O ha⁻¹) than CT (0,17 kg N-N₂O ha⁻¹). Fall tillage (known as minimum tillage) or no-tillage resulted in a net mitigation of greenhouse gases (<pGWP) than CT system, at same time that kept same rice grain yields. In comparison to fallow system, crop residues input by cover-crops increased CH₄ emission by several times, as well soil N₂O emissions were increased by leguminous cover-crop. Soil drainage, performed in the Study II aiming to suppress iron toxicity to rice plant, decreased strongly CH₄ emissions (almost 50%) with contrary effect on soil N₂O emissions. Same results were observed in the intermittent water regime in the Study III (decreased 41% of CH₄ emission), and in the both cases, the soil drainage determined lowest pGWP values, with no observed effects on rice yields. Air temperature and soil Fe²⁺ were the mains driven variables controlling soil CH₄ emissions, with negative effect on soil N₂O emissions. On the other hand, NO₃⁻ and NH₄⁺ also drove soil N₂O emissions. Agricultural practices as minimum tillage and no till, and soil drainage decrease global warming potential of South Brazilian rice production systems mainly due to its effect decreasing soil methane emissions that surpass their effects increasing soil nitrous oxide fluxes.

¹ Doctoral thesis in Soil Science. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (87p.) Julho, 2011. Research supported by CAPES.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. Emissão de GEE pela atividade agropecuária no Brasil, na região Sul e no estado do RS	4
2.2. Produção e emissão de CH ₄ e de N ₂ O em solos de várzea	7
2.3. Fatores envolvidos nas emissões de CH ₄ e de N ₂ O em solos cultivados com arroz irrigado sob inundação.....	10
2.3.1. Fatores meteorológicos	10
2.3.2. Atributos de solo e de resíduos culturais.....	12
2.3.3. Práticas de manejo.....	15
2.3.3.1. Manejo da adubação	15
2.3.3.2. Manejo do solo	17
2.4. Potencial de aquecimento global em solos cultivados com arroz irrigado	19
3. HIPÓTESES GERAIS	21
4. OBJETIVOS GERAIS.....	22
5. ESTUDOS REALIZADOS	23
5.1. MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE METANO E DE ÓXIDO NITROSO NA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO SOB CULTIVO MÍNIMO E PLANTIO DIRETO	23
5.1.1. Resumo	23
5.1.2. Introdução.....	24
5.1.3. Material e métodos	26
5.1.3.1. Características da área experimental	26
5.1.3.2. Delineamento experimental e práticas de manejo	26
5.1.3.3. Safra 2007/2008	27
5.1.3.4. Safra 2009/2010	28
5.1.3.5. Coleta das amostras de ar e análise dos gases	29
5.1.3.6. Análises complementares.....	31
5.1.4. Resultados e discussão	31
5.1.4.1 Emissão de CH ₄	31
5.1.4.2. Emissão de N ₂ O	37
5.1.4.3. Potencial de Aquecimento Global parcial (PAGp), rendimento de grãos (RG) e índice PAGp/RG	40
5.1.5. Conclusões	42

5.2. EMISSÕES DE METANO E DE ÓXIDO NITROSO EM SOLO CULTIVADO COM ARROZ IRRIGADO INFLUENCIADAS POR RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS DE COBERTURA DE INVERNO E DRENAGEM DO SOLO	43
5.2.1. Resumo.....	43
5.2.2. Introdução	44
5.2.3. Material e métodos.....	45
5.2.3.1. Caracterização da área experimental	45
5.2.3.2. Delineamento e condução experimental.....	46
5.2.3.3. Amostragem e análise dos gases.....	47
5.2.4. Resultados e discussão	48
5.2.4.1. Fluxos de CH ₄ e de N ₂ O do solo	48
5.2.4.2. Emissão total de CH ₄ e de N ₂ O do solo.....	51
5.2.4.3. Potencial de aquecimento global parcial (PAGp), rendimento de grãos (RG) e relação PAGp/RG	53
5.2.5. Conclusões	56
5.3. MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES E DO POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL NA CULTURA DO ARROZ SOB SISTEMA DE IRRIGAÇÃO INTERMITENTE	57
5.3.1. Resumo.....	57
5.3.2. Introdução	58
5.3.3. Material e métodos.....	60
5.3.3.1. Características da área experimental	60
5.3.3.2. Delineamento e condução experimental.....	60
5.3.3.3. Amostragem e análise dos gases.....	61
5.3.3.4. Avaliações complementares.....	61
5.3.4. Resultados e discussão	62
5.3.4.1. Taxas de emissão de CH ₄ e de N ₂ O do solo	62
5.3.4.2. Emissão total de CH ₄ e de N ₂ O do solo.....	66
5.3.4.3. Potencial de Aquecimento Global parcial (PAGp), rendimento de grãos (RG) e índice PAGp/RG	67
5.3.4.4. Fatores envolvidos nas emissões de CH ₄ e de N ₂ O.....	70
5.3.5. Conclusões	74
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS.....	75
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

RELAÇÃO DE FIGURAS

- Figura 1. Temperatura média do ar e precipitação pluviométrica nas safras 2007/2008 (a) e 2009/2010 (b). 27
- Figura 2. Taxas de emissão de CH₄ em um Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo nas safras (a) 2007/2008 e (b) 2009/2010. Barras verticais representam o desvio padrão da média. 33
- Figura 3. Concentração de nitrato (NO₃⁻), de manganês (Mn²⁺), de ferro (Fe²⁺) e de Carbono Orgânico Dissolvido (COD) extraído das profundidades de 5 cm (a, c, e, g) e 15 cm (b, d, f, h) de um Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo do solo. 35
- Figura 4. Emissão total de CH₄ em Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo. Barras verticais representam o desvio padrão da média. 37
- Figura 5. Fluxos de N-N₂O em um Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo nas safras (a) 2007/2008 e (b) 2009/2010. Barras verticais representam o desvio padrão da média. 38
- Figura 6. Emissão total de N-N₂O em Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo. Barras verticais representam o desvio padrão da média. 40
- Figura 7. Altura de lâmina d'água (a), taxa de emissão de CH₄ (b) e fluxo de N₂O (c) em dois solos cultivados com arroz irrigado sob diferentes sistemas de culturas com e sem drenagem. Barras verticais indicam o desvio padrão da média. D = drenagem; I = irrigação (somente para os tratamentos drenados). 49
- Figura 8. Emissão total de CH₄ (a) e de N₂O (b) em dois solos cultivados com arroz irrigado sob diferentes sistemas de culturas com e sem drenagem. Barras verticais indicam o desvio padrão da média. 52
- Figura 9. Potencial de aquecimento global parcial (PAGp) (a), rendimento de grãos de arroz (RG) (b) e relação PAGp/RG (c) em Planossolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de culturas submetido a drenagens múltiplas, e num Gleissolo adjacente não drenado. 55
- Figura 10. Altura da lâmina de água (a), taxa de emissão de CH₄ (b) e fluxo de N-N₂O em um Gleissolo cultivado com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação. D = drenagem; A = alagamento; C = colheita. N₁, N₂ e N₃ referem-se às aplicações de 76, 30 e 50 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia, respectivamente. Barras verticais representam o desvio padrão da média. 64

- Figura 11. Emissão total de CH₄ (a) e de N₂O em Gleissolo cultivado com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação. Barras verticais representam o desvio padrão da média. 67
- Figura 12. Potencial de aquecimento global parcial (a), rendimento de grãos de arroz (b) e índice PAGp/RG (c) em um Gleissolo cultivado com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação..... 69
- Figura 13. Relação entre as taxas de emissão de CH₄ (a) e de N₂O (b) e a temperatura do solo na camada de 5,0 cm (n = 40). 71
- Figura 14. Relação entre as taxas de emissão de CH₄ (a) e de N₂O (b) e o teor de Fe(II) na solução do solo na camada de 5,0 cm (n = 28)..... 72
- Figura 15. Relação entre as taxas de emissão de CH₄ (a) e de N₂O (b) e o teor de Mn(II) na solução do solo na camada de 5,0 cm (n = 28)..... 73
- Figura 16. Relação entre as taxas de emissão de N₂O e os teores de NO₃⁻ (a) e de NH₄⁺ (b) na solução do solo na camada de 5,0 cm (n = 21). 74

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1. Emissões totais de CH ₄ e de N ₂ O (em CO ₂ equivalente), potencial de aquecimento global parcial (PAGp), rendimentos de grãos de arroz (RG) e índice PAGp/RG em um Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo em duas safras (2007/2008 e 2009/2010).	41
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

1. INTRODUÇÃO

Os gases de efeito estufa (GEE) encontrados naturalmente na atmosfera terrestre, como o gás carbônico (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), são primordiais para a existência das diferentes formas de vida atualmente conhecidas no planeta. A presença desses gases mantém a temperatura média na superfície terrestre ao redor dos $15\text{ }^\circ\text{C}$, por meio do chamado “efeito estufa natural”. Todavia, várias atividades antropogênicas têm elevado a concentração de GEE na atmosfera durante as últimas décadas, principalmente após o início da revolução industrial, repercutindo no aumento da temperatura do ar. Este processo, denominado “efeito estufa antrópico”, tem despertado a atenção da comunidade científica em geral para as possíveis mudanças no sistema climático global, cujas alterações refletiriam diretamente sobre todos os setores da sociedade (Schneider et al., 2007; Wilbanks et al., 2007).

O último relatório publicado pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2007) concluiu ser muito provável (90 a 99% de probabilidade) que a maior parte do aumento observado na temperatura média global se deva ao aumento das concentrações antrópicas de GEE. Esta constatação decorre do fato de que muitas atividades antropogênicas são geradoras de GEE, como por exemplo, a queima de combustíveis fósseis, o desmatamento, as queimadas e a própria atividade agropecuária, entre outras.

Os padrões globais de emissão de GEE pelas atividades humanas são completamente distintos da situação brasileira. A atividade agrícola, em conjunto com a mudança no uso da terra, representa, mundialmente, 22% das emissões de CO_2 , 55 e 80% das emissões de CH_4 e N_2O , respectivamente

(Duxbury et al., 1993). Como a economia brasileira atualmente depende do agronegócio, as atividades anteriormente mencionadas são responsáveis por 75% das emissões de CO₂ e mais de 90% das emissões de CH₄ e N₂O (Cerri et al., 2009).

O CO₂ se constitui no principal gás de efeito estufa, sendo sua produção pelo setor agrícola associada à queima da biomassa vegetal e à decomposição microbiana dos resíduos vegetais e da matéria orgânica do solo (MOS) em meio aeróbio, especialmente quando do preparo intensivo do solo. Quando a decomposição do carbono orgânico (C) é realizada sob condições de baixa disponibilidade de oxigênio, como no caso da fermentação entérica dos animais ruminantes e em solos alagados para a produção de arroz (*Oryza sativa* L.), ocorre a formação de CH₄.

O CH₄ é apontado como o segundo gás de efeito estufa mais importante, contribuindo com 15 a 20% do aquecimento global. Estimativas indicam que aproximadamente 75% do CH₄ atmosférico tem origem biológica, e que a concentração atmosférica de CH₄ aumentou de 715 ppb, durante o período pré-industrial, para 1.774 ppb em 2005, por influência direta das atividades antrópicas, especialmente a agricultura (Duxbury et al., 1993; Cole et al., 1997).

A atividade agrícola também tem sido apontada como a principal responsável pela emissão de N₂O, cuja concentração na atmosfera aumentou aproximadamente 18% desde o início da revolução industrial. A contribuição do N₂O para o aquecimento global é estimada em 5% e sua produção no solo está associada às transformações microbianas do N por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação.

Dentre todas as atividades humanas envolvidas na produção e emissão de gases, o cultivo de arroz irrigado sob inundação responde por aproximadamente 15 a 20% do CH₄ emitido antropogenicamente, cuja produção no solo é relacionada à decomposição microbiana de materiais orgânicos em ambientes anóxicos (Le Mer & Roger, 2001; Conrad, 2002). Por outro lado, poucas informações envolvendo a produção e a emissão de N₂O em solos cultivados com arroz irrigado têm sido encontradas na literatura, e estas apontam para um incremento nas emissões de N₂O quando da aplicação de fertilizantes nitrogenados e pela drenagem do solo. Ademais, fatores

inerentes ao clima, ao solo e ao próprio manejo (solo, culturas, água de irrigação e adubação) também estão envolvidos na produção e na emissão desses gases (Neue et al., 1997a; Aulakh et al., 2001a; Towprayoon et al., 2005; Ahmad et al., 2009; Xing et al., 2009).

Considerando que o Rio Grande do Sul é o maior produtor nacional de arroz, cuja área cultivada supera um milhão de hectares/ano e onde diferentes sistemas de manejo e práticas agrícolas são implementados (SOSBAI, 2010), a definição de estratégias que minimizem a emissão de gases nas áreas cultivadas com arroz alagado, sem afetar a produtividade do mesmo, pode representar uma parcela importante na redução das emissões de gases. É imprescindível, para tal, identificar os fatores ambientais e de manejo agrícola envolvidos na produção e na emissão de CH_4 e de N_2O e buscar alternativas viáveis capazes de mitigar a emissão desses gases, enfocando principalmente as práticas de manejo agrícola.

Desta forma, o presente estudo tem por finalidade avaliar as emissões de gases (CH_4 e N_2O) e o potencial de aquecimento global de sistemas de produção de arroz irrigado, identificando possíveis práticas de manejo com potencial para mitigar as emissões de gases de efeito estufa do solo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Emissão de GEE pela atividade agropecuária no Brasil, na região Sul e no estado do RS

A concentração de GEE na atmosfera tem aumentado significativamente com o progresso das civilizações, especialmente após o advento da revolução industrial, a partir do século XVIII (IPCC, 2007). Segundo o mais recente relatório publicado pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2007), as concentrações de CO₂, CH₄ e N₂O aumentaram de 280, 0,715 e 0,27 ppm durante o período pré-industrial para 379, 1,774 e 0,32 ppm em 2005, respectivamente. Este acúmulo resulta no aumento da temperatura do ar (efeito estufa antrópico) e afeta inúmeras variáveis climáticas, cujas conseqüências incidem sobre os mais diversos setores da sociedade (Schneider et al., 2007; Wilbanks et al., 2007).

Embora inúmeras atividades antropogênicas contribuam para a emissão de GEE, as principais envolvem a queima de combustíveis fósseis, a derrubada e queima de florestas e a própria atividade agropecuária (Cole et al., 1997). Os diferentes GEE, entretanto, participam de forma distinta para o aquecimento global, em função de suas propriedades radioativas e do seu tempo de permanência na atmosfera. O CH₄ e o N₂O têm um potencial de aquecimento global (PAG) 25 e 298 vezes maior em relação ao CO₂, para um tempo de permanência na atmosfera de 100 anos (Forster et al., 2007). Nesse caso, os valores de emissão de cada gás podem ser transformados para uma base métrica comum (CO₂ equivalente), possibilitando a obtenção do PAG para uma determinada atividade antrópica.

A atividade agrícola contribui com aproximadamente 10–12% das emissões de GEE, totalizando uma emissão anual de 5,1 até 6,1 Gt CO₂

equivalente ($Gt = 10^9 t$), sendo 3,3 e 2,8 Gt emitidos na forma de CH_4 e de N_2O , respectivamente. Segundo Smith et al. (2007), em nível global, a atividade agrícola responde por aproximadamente 50 e 60% das emissões de CH_4 e N_2O , respectivamente. Por outro lado, a emissão líquida de CO_2 proveniente da agricultura foi estimada em apenas 0,04 Gt CO_2 .

Ao se comparar essas estimativas com os dados do Brasil, constata-se um cenário diferenciado. Cerri et al. (2009) relatam que a atividade agrícola em conjunto com a mudança no uso da terra são responsáveis por 75% das emissões de CO_2 e mais de 90% das emissões individuais de CH_4 e N_2O no Brasil. Com base no inventário coordenado pelo Ministério da Ciência e Tecnologia (Embrapa, 2006a) sobre a emissão de GEE no Brasil, observa-se que a emissão total de GEE provenientes da agricultura chega a 1.161 Tg CO_2 equivalente ($Tg = 10^{12} g$), dos quais 67, 20 e 12% são relativos às emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O , respectivamente. Ainda segundo este inventário, as atividades que mais contribuem com este cenário são o desmatamento (93% das emissões totais de CO_2) e a produção animal (96% das emissões totais de CH_4).

A região Sul do Brasil é responsável por apenas 8% das emissões nacionais de GEE provenientes da atividade agrícola (Embrapa, 2006a). No entanto, os padrões de emissão divergem do cenário nacional, tanto que mais de 80% das emissões regionais de GEE são oriundas da emissão de CH_4 e de N_2O . O Rio Grande do Sul responde por 50% (47,3 Tg CO_2 equivalente) da emissão regional de GEE, dos quais 36% referem-se à emissão de N_2O e 54% à emissão de CH_4 . No RS, maior emissor de N_2O do país, as principais fontes desse gás são os solos agrícolas, sobretudo devido à aplicação de fertilizantes nitrogenados em áreas cultivadas, enquanto que a pecuária e o cultivo de arroz irrigado são as principais fontes de CH_4 . Esta última atividade, essencial para o agronegócio no RS, torna o Estado o principal emissor nacional de CH_4 com base no cultivo de arroz irrigado, com uma emissão de aproximadamente 4,5 Tg CO_2 equivalente (67% da emissão nacional).

Tradicionalmente cultivado no RS, o arroz irrigado ocupa anualmente uma área superior a um milhão de hectares (CONAB, 2011), participando com 40% da produção gaúcha de grãos (Azambuja et al., 2004). Além disso, o Estado é responsável por 61% da produção nacional de arroz e 50% da

produção do Mercosul, figurando inclusive entre os maiores produtores mundiais de arroz (Lavoura Arrozeira, 2008). No RS, o arroz é cultivado e conduzido sob diversas práticas de manejo agrícola, diferenciando em relação aos sistemas de manejo de solo, monocultura ou em rotação de culturas, e também em relação à intensidade do uso de insumos e ao manejo da água de irrigação (SOSBAI, 2010).

A manutenção de uma lâmina de água sobre o solo durante a maior parte do desenvolvimento do arroz irrigado exerce efeitos benéficos para a cultura do arroz (Sousa, 2001), resultando em maiores produtividades quando comparada à produção em sequeiro (Azambuja et al., 2004). Entretanto, um dos aspectos negativos deste sistema de produção se refere à emissão de gases, especialmente do CH_4 , cuja produção no solo ocorre por meio da decomposição anaeróbia de materiais orgânicos (Ponnamperuma, 1972, Conrad, 2002) em condições reduzidas ($\text{Eh} < -100 \text{ mV}$) (Hou et al., 2000). A produção de N_2O no solo está vinculada aos processos de nitrificação e desnitrificação (Stepniewski & Stepniewska, 2009), os quais são influenciados principalmente pelo teor de água no solo, que por sua vez atua sobre a concentração de O_2 (Firestone & Davidson, 1989). Os fluxos de N_2O em solos alagados normalmente ocorrem a taxas muito baixas (Harada et al., 2007; Lida et al., 2007; Ma et al., 2007; Liu et al., 2010), podendo haver inclusive fluxos negativos (absorção) deste gás em determinados momentos (Cai et al., 1997; Hou et al., 2000). Inúmeros fatores estão envolvidos na produção e na emissão de ambos os gases em solos cultivados com arroz irrigado (Tsuruta et al., 1997; Milich, 1999; Le Mer & Roger, 2001; Lou et al., 2007; Dalal et al., 2008), inclusive as práticas de manejo (Costa, 2005; Ma et al., 2007; Ahmad et al., 2009; Ma et al., 2009; Xing et al., 2009; Liu et al., 2010), cuja elucidação se faz necessária na tentativa de minimizar essas emissões e, por consequência, o PAG desta atividade agrícola. Aliado a isso, poucos trabalhos foram desenvolvidos até o presente momento avaliando as emissões de gases e seus fatores controladores em áreas cultivadas com arroz irrigado na região Sul do Brasil (Costa, 2005; Graupe et al., 2007; Britzke et al., 2008; Silva et al., 2011; Zschornack et al., 2011).

No Brasil, o avanço das pesquisas nessa temática é premente, sobretudo para gerar informações até então desconhecidas. Um exemplo claro

dessa necessidade encontra-se no inventário brasileiro das emissões de CH₄ em solos cultivados com arroz (Embrapa, 2006a). Nesse levantamento, o fator de emissão (aqui representada como emissão total ou acumulada) adotado para as lavouras de arroz no país (200 kg CH₄ ha⁻¹), foi estimado utilizando-se uma média das emissões provenientes de outras partes do mundo, cujas condições edafoclimáticas diferem das condições brasileiras. Este fator, entretanto, pode estar subestimando a real contribuição das lavouras de arroz para as emissões de CH₄. Isso porque Costa (2005), avaliando as emissões de CH₄ em solo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo (PC e PD) no Sul do Brasil, verificou que as emissões médias (safras 2002/2003 e 2003/2004) foram de 350 kg CH₄ ha⁻¹ no solo sob PC e de 290 kg CH₄ ha⁻¹ no solo sob PD. O cálculo adotado no inventário para extrapolação das emissões totais de CH₄, por sua vez, não leva em consideração essa diferença quanto à totalidade das áreas cultivadas sob diferentes sistemas de manejo do solo.

2.2. Produção e emissão de CH₄ e de N₂O em solos de várzea

O alagamento do solo promove inúmeras modificações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, transformando-o em um ambiente complexo (Camargo et al., 1999). Dentre as principais alterações observadas, podem-se incluir aquelas envolvendo a dinâmica do C e do N nesse sistema.

Diferentemente do que ocorre em solos aerados, a decomposição do C em solos alagados se dá de forma mais lenta, pois o metabolismo anaeróbio fornece menos energia aos microrganismos do que a respiração aeróbia, promovendo assim o acúmulo de matéria orgânica (Silva et al., 2008). Com o alagamento, a atividade biológica do solo é alterada em consequência do consumo do O₂ remanescente (Neue et al., 1997b), proliferando os microrganismos anaeróbios facultativos e obrigatórios (Ponnamperuma, 1972; Neue et al., 1997b). Os microrganismos obtêm energia para a realização dos seus processos vitais às custas da oxidação do C dos compostos orgânicos, por meio de reações de oxidação e redução do solo (reações redox). Diferentemente dos microrganismos aeróbios, que utilizam o O₂ comoceptor

final de elétrons, os microrganismos anaeróbios usam compostos inorgânicos oxidados do solo como N-NO_3^- , Mn(IV) , Fe(III) e S-SO_4^{2-} como eletroceptores (Ponnamperuma, 1972; Camargo et al., 1999).

Com a diminuição da concentração de O_2 , o N-NO_3^- é o primeiro composto a ser reduzido no solo pelos microrganismos anaeróbios facultativos (Neue et al., 1997b; Camargo et al., 1999). Nesse processo, conhecido como desnitrificação, o N-NO_3^- é reduzido a N_2O e N_2 , sendo esses gases emitidos para atmosfera (Vahl & Sousa, 2004). Quantitativamente, as perdas de N via N_2 se mostram superiores às de N_2O em solos alagados, conforme apontam Lindau et al. (1990) em trabalho de laboratório utilizando diferentes fertilizantes nitrogenados. As perdas gasosas de N (N_2O e N_2) podem acontecer durante todo o período de alagamento, quando simultaneamente os processos de nitrificação/desnitrificação estiverem ocorrendo. Nesse caso, o N-NH_4^+ oriundo da mineralização do N orgânico e/ou da adubação é oxidado a N-NO_3^- (nitrificação) nas regiões do solo onde há O_2 disponível (rizosfera e interface água-solo). Esse N-NO_3^- , por sua vez, pode ser absorvido pelas plantas de arroz ou ainda difundir-se para as zonas reduzidas do solo e então ser desnitrificado (Reddy & DeLaune, 2008).

Na ausência de N-NO_3^- , o metabolismo microbiano utiliza em seqüência Mn(IV) , Fe(III) , SO_4^{2-} e CO_2 como eletroceptores, reduzindo-os a Mn(II) , Fe(II) , H_2S e CH_4 (Liesack et al., 2000). Com a diminuição da disponibilidade dos aceptores inorgânicos, os microrganismos anaeróbios passam a utilizar aceptores de origem orgânica, caracterizando um processo conhecido como fermentação. A fermentação constitui-se num dos principais processos bioquímicos responsáveis pela decomposição dos compostos orgânicos em solos alagados (Neue et al., 1997a), cujos produtos resultantes deste processo são predominantemente etanol, acetato, H_2 , N_2 , CO_2 e CH_4 (Mosier et al, 1998). O CH_4 é um dos produtos da etapa final de decomposição de materiais orgânicos em meio anaeróbio (Lindau et al., 1993; Le Mer & Roger, 2001), mediada por microrganismos metanogênicos, especialmente bactérias. As principais vias de produção de CH_4 em solos inundados envolvem a redução do CO_2 por meio do hidrogênio molecular (H_2), derivado de ácidos graxos ou álcoois, e a transmetilação do ácido acético (CH_3COOH) ou do metanol (CH_3OH) (Knowles, 1993; Milich, 1999; Le Mer & Roger, 2001).

Concomitantemente ao avanço do processo de redução do solo, diferentes microrganismos atuam sobre materiais orgânicos complexos, os quais são sucessivamente transformados em compostos mais simples, resultando na produção de CH_4 (Le Mer & Roger, 2001). As etapas até a produção de CH_4 envolvem:

1. hidrólise de polímeros biológicos em monômeros (carboidratos em açúcares, lipídios em ácidos orgânicos de cadeia longa e proteínas em aminoácidos) por meio de microrganismos aeróbios ou anaeróbios facultativos ou obrigatórios;
2. produção de ácidos orgânicos de cadeia curta, como acético, propiônico e butírico por microrganismos anaeróbios facultativos ou obrigatórios, a partir de compostos monoméricos e intermediários formados, como ácidos graxos voláteis, ácidos orgânicos, álcoois, H_2 e CO_2 ;
3. formação de ácido acético por microrganismos anaeróbios obrigatórios a partir de ácidos orgânicos com mais de dois C (propiônico, butírico e valérico);
4. produção de CH_4 (metanogênese) a partir de compostos simples, em particular $\text{H}_2 + \text{CO}_2$ e acetato, por microrganismos anaeróbios obrigatórios.

O CH_4 e o N_2O são formados no solo sob condições específicas de Eh, de forma que o CH_4 é gerado apenas em situações de extrema redução do solo ($\text{Eh} < -100$ mV), enquanto que o N_2O sob condições mais oxidadas ($\text{Eh} > 200$ mV) (Hou et al., 2000). Inúmeros fatores podem intervir de forma direta e indireta sobre a produção e a emissão desses GEE em solos cultivados com arroz irrigado, tais como a temperatura; quantidade e fonte de C e de N; pH, conteúdo de aceptores inorgânicos de elétrons do solo; cultivar; além das práticas de manejo (Lindau et al., 1990; Lindau et al., 1993; Neue et al., 1997a; Segers, 1998; Wang et al., 1999; Le Mer & Roger, 2001; Iida et al., 2007; Kaewpradit et al., 2008; Ahmad et al., 2009).

A quantidade de CH_4 e de N_2O que atinge a atmosfera (emissão líquida) em solos cultivados com arroz irrigado resulta do balanço entre dois processos opostos: produção (metanogênese) e oxidação ou absorção (metanotrofia). A oxidação do CH_4 é realizada por bactérias metanotróficas nas zonas oxigenadas do ecossistema (interface água – solo e rizosfera do arroz) (Schimel et al., 1993). Le Mer & Roger (2001) mencionam que mais de 90% do CH_4 produzido em um solo cultivado com arroz irrigado pode ser oxidado pelas bactérias metanotróficas nas zonas aeróbias. Contudo, este percentual varia (0

até 97%) de acordo com o ciclo da cultura e com o manejo da água de irrigação (Le Mer & Roger, 2001). No caso do N_2O , as baixas emissões ou ainda a absorção verificadas durante o período em que o solo se encontra alagado, em parte, podem estar associadas à absorção deste gás pela água (dissolvido) (Iida et al., 2007) ou ainda a sua completa redução à N_2 sob condições extremamente reduzidas (Reddy & DeLaune, 2008).

A transferência desses gases do solo até a atmosfera se dá de três formas (Hosono & Nouchi, 1997; Yan et al., 2000): **(a)** na forma de bolhas de ar (ebulição); **(b)** por difusão molecular, através da superfície do solo e da água e **(c)** pelo aerênquima das plantas. Esta última forma de transporte representa a principal rota de saída do CH_4 e do N_2O produzidos em solos cultivados com arroz irrigado. Trabalhos conduzidos por Nouchi et al. (1990) e Yan et al. (2000) apontam para uma emissão via planta superior a 80% para ambos os gases.

2.3. Fatores envolvidos nas emissões de CH_4 e de N_2O em solos cultivados com arroz irrigado sob inundação

2.3.1. Fatores meteorológicos

As informações referentes à participação das variáveis meteorológicas sobre a emissão de CH_4 e de N_2O são ainda incipientes, especialmente com relação a este último. No caso do N_2O , as alterações na temperatura incidem diretamente sobre o metabolismo microbiano envolvido nos processos de nitrificação e a desnitrificação (Aulakh et al., 2001b, Iida et al., 2007). O aumento da temperatura do solo normalmente intensifica a atividade das bactérias desnitrificadoras (Galbally, 1989), resultando no aumento das emissões de N_2O do solo (Iida et al., 2007). Mesmo quando as condições do solo (teor de água, NO_3^- e C) são propícias para os microrganismos nitrificadores e desnitrificadores, as baixas temperaturas do ar e do solo podem impedir as emissões de N_2O (Aulakh et al., 2001b). Por outro lado, resultados contrários também podem ser verificados, como os encontrados por Hou et al. (2000), os quais constataram um incremento nas emissões de N_2O do solo sob temperaturas mais baixas. Nesse caso, tais

resultados podem estar associados a adaptação dos microrganismos as diferentes condições térmicas, conforme sugerem Aulakh et al. (2001b) e Farquharson & Baldock (2008).

A metanogênese normalmente atinge seu ápice numa faixa de temperatura que varia de 30 até 40 °C (Yang & Shang, 1998; Le Mer & Roger, 2001). Por outro lado, a ocorrência de baixas temperaturas no solo tende a reduzir a produção de CH₄ pela diminuição da atividade dos microrganismos metanogênicos e também das bactérias responsáveis pela fermentação (Le Mer & Roger, 2001). Yang e Chang (1998), avaliando em laboratório o efeito de diversos fatores sobre a produção de CH₄ em um solo de várzea, observaram que a taxa de produção de CH₄ aumentou a partir de uma temperatura de incubação de 25 °C, sendo indiferente a temperaturas inferiores. O efeito da temperatura sobre a produção e a emissão de CH₄ pode ser expresso em termos do valor Q₁₀, ou seja, em quantas vezes é aumentada a velocidade da reação que governa a produção e a emissão de CH₄, quando a temperatura aumenta em 10 °C. Neste contexto, Segers (1998) compilando valores de Q₁₀ de trabalhos conduzidos em solos alagados, verificou que o valor Q₁₀ para produção de CH₄ variava de 1,5 até 28. Essa grande oscilação foi atribuída a fenômenos que normalmente ocorrem no solo com a elevação da temperatura, como o aumento da mineralização do C, o qual intensifica o processo de redução do solo, e também pela alteração da atividade das bactérias metanogênicas (Segers, 1998; van Hulzen et al., 1999).

A importância da temperatura (ar e solo) na produção e na emissão de CH₄ do solo é ressaltada ao se avaliar as emissões de CH₄ durante o período de 24 horas. As taxas de emissão de CH₄ em áreas cultivadas com arroz irrigado normalmente aumentam após o amanhecer, atingindo o pico máximo de emissão no início da tarde, e entram em declínio durante a noite (Neue et al., 1997a; Satpathy et al., 1997; Wang et al., 1999; Costa, 2005). Neue et al. (1997a) afirmam que este processo se deve às mudanças de temperatura da solução e de pressão do CH₄ no solo, e que fatores como intensidade de luz (fotossíntese, respiração) e umidade do ar (transpiração) não interferem na emissão de CH₄.

A radiação solar pode exercer pouca influência sobre a produção e a emissão de CH₄ do solo (Knowles, 1993; Yang & Chang, 1998). Contudo, este

fator abiótico pode interferir nas emissões de CH_4 de forma indireta, já que o mesmo é essencial para a atividade fotossintética das plantas. Assim, a redução na radiação solar pode diminuir as emissões de CH_4 , pois a produção de biomassa e de CH_4 são proporcionais à quantidade de radiação recebida pelas plantas (Sass & Cicerone, 2002). Por outro lado, a radiação solar pode incentivar o crescimento de algas e cianobactérias, as quais podem produzir O_2 durante o dia e estimular a oxidação de CH_4 pela disponibilização de O_2 para as bactérias metanotróficas (Knowles, 1993). As informações disponíveis sobre a emissão de N_2O e a radiação solar são ainda pouco conhecidas. Sherlock et al. (2002) encontraram uma correlação positiva entre a radiação solar e a emissão de N_2O em um solo sob pastagem após aplicação de dejetos suíno. Os autores justificaram tal resultado à diminuição da solubilidade do N_2O na solução do solo, porém, não descartaram a hipótese de que esse aumento foi ocasionado também pela elevação da temperatura.

2.3.2. Atributos de solo e de resíduos culturais

As emissões de CH_4 e de N_2O em solos sujeitos ao alagamento se dão em situações distintas (Hou et al., 2000), cujos processos de aerobiose-anaerobiose estão diretamente envolvidos. O alagamento e a manutenção dessa condição no tempo intensificam as emissões de CH_4 do solo e restringem as de N_2O , enquanto que a drenagem do solo resulta na redução das emissões de CH_4 e promove as de N_2O (Towprayoon et al., 2005; Xing et al., 2009).

A inundação do solo conduz a uma série de altera es eletroquímicas, como a diminui o do potencial redox (Camargo et al., 1999). O CH_4 começa a ser produzido no solo em valores de Eh inferiores a -100 mV (Hou et al., 2000) e   intensificada   medida que este atinge valores mais negativos. Kludze et al. (1993), sob condi es controladas, relataram um aumento de 17 vezes na emissão de CH_4 quando o Eh do solo variou de -200 para -300 mV. Os mesmos autores ainda afirmam que o Eh influencia a emissão de CH_4 de duas maneiras: (i) o Eh determina diretamente a quantidade e a taxa de produ o de CH_4 no solo e, (ii) ele conduz a mudanças morfofisiológicas nas plantas de arroz, afetando assim as trocas gasosas entre

o solo e a atmosfera. Esta última afirmação se deve à redução no peso e no comprimento das raízes e ao aumento da porosidade das raízes verificada no tratamento com maior redução do solo (-300 mV). Cabe ressaltar que a magnitude e a intensidade da redução do solo são controladas pela quantidade de matéria orgânica facilmente decomponível, sua taxa de decomposição e pela quantidade e espécies de eletroceptores inorgânicos (Neue et al., 1997a).

A desnitrificação, principal processo responsável pela produção de N_2O do solo (Galbally, 1989; Minamikawa et al., 2010), é restringida na presença de O_2 . Dessa forma, as baixas concentrações de O_2 advindas do alagamento do solo poderiam resultar numa maior produção e emissão de N_2O , já que as condições para desnitrificação estariam sendo atendidas. Entretanto, as baixas emissões de N_2O observadas neste ambiente podem estar associadas ao declínio da concentração do NO_3^- no solo promovido pelos microrganismos desnitrificadores após o alagamento do solo, atenuando o processo de desnitrificação. Além disso, a redução do N_2O até N_2 (Reddy & DeLaune, 2008), bem como a sua alta solubilidade em água (Iida et al., 2007; Minamikawa et al., 2010), contribuem para as baixas emissões (ou até absorção) de N_2O durante o período no qual o solo se encontra alagado.

À medida que o solo é completa ou incompletamente drenado (saturado), as emissões de N_2O tornam-se maiores em virtude das condições favoráveis para a sua produção (Liu et al., 2010), bem como pela liberação do N_2O aprisionado no solo por ocasião do alagamento (Aulakh et al., 2001b). As emissões de N_2O do solo iniciam quando o Eh do solo atinge valores ao redor de $+200$ mV (Hou et al., 2000) e ocorrem dentro de poucos dias após a drenagem do solo (Ma et al., 2007). Por outro lado, a mesma drenagem provoca uma drástica redução nas emissões de CH_4 , as quais podem atingir valores próximos a zero inclusive (Hou et al., 2000). Dessa forma, pode-se verificar a existência de um intervalo crítico de Eh entre o início da produção de CH_4 e de N_2O em solos de várzea, no qual as emissões de ambos os gases podem ser minimizadas (Hou et al., 2000; Yu & Patrick Jr., 2004). Este intervalo de Eh poderia ser alcançado por meio de um manejo apropriado da água de irrigação, dos fertilizantes e do material orgânico, promovendo assim uma

redução significativa nas emissões de CH_4 e de N_2O com conseqüente diminuição do PAG (Yu & Patrick Jr., 2004).

A adição de resíduos orgânicos no solo normalmente exerce efeitos distintos sobre as emissões de CH_4 e de N_2O (Kaewpradit et al., 2008, Ma et al., 2009). Todavia, a qualidade e a quantidade do material orgânico aplicado são aspectos relevantes e, normalmente, são verificadas diferenças nas emissões de ambos os gases em decorrência disso (Le Mer & Roger, 2001; Naser et al., 2007; Toma & Hatano, 2007). O aporte de resíduos ao solo incrementa a produção e a emissão de CH_4 , por favorecer o processo de redução do solo e por fornecer C ao sistema (Neue et al., 1996; Wang et al., 1999). Entretanto, resíduos com alto teor de C potencialmente mineralizável (resteva de arroz, adubos verdes) produzem uma quantidade maior de CH_4 do que resíduos previamente humificados (Agnihotri et al., 1999; Singh et al., 2003). Além disso, a relação C:N dos resíduos envolvidos também pode ter implicações sobre a produção de CH_4 , sobretudo no que diz respeito a formação e acúmulo de produtos intermediários (ácidos orgânicos) no solo. Shan et al. (2008) observaram um acúmulo de ácidos orgânicos no solo após a incorporação de resíduos de trigo (C:N = 83) muito superior ao que foi encontrado no solo com adição de resíduos de arroz (C:N = 43), sendo esse acúmulo ainda mais pronunciado com o aumento da taxa de aporte dos resíduos. O acréscimo nas taxas de adição normalmente resulta em maiores produções e emissões de CH_4 (Naser et al., 2007). Todavia, a adição de grandes quantidades de resíduos no solo pode favorecer a produção de substâncias consideradas tóxicas para as plantas de arroz, provocando nelas modificações de ordem morfológica (Camargo et al., 1993), que por sua vez, podem causar alterações nas taxas de emissão de CH_4 (Kludze & DeLaune, 1995).

Diferentemente do que ocorre para o CH_4 , a aplicação de resíduos orgânicos ao solo apresenta-se como uma prática capaz de inibir as emissões de N_2O em solos cultivados com arroz (Ma et al., 2007; Ma et al., 2009), sobretudo quando há incremento nas taxas de adição de resíduo ao solo (Yao et al., 2010). As menores emissões de N_2O do solo após adição de resíduos orgânicos podem estar associadas a uma maior redução do N_2O a N_2 devido à maior disponibilidade de C solúvel para a desnitrificação (Yao et al., 2010). A

aplicação de resíduos com alta relação C:N poderia estimular a imobilização microbiana do N e, por consequência, reduzir a disponibilidade de N para os processos envolvidos na produção de N₂O no solo (Ma et al., 2009; Yao et al., 2010). Já o aporte de materiais com baixa relação C:N (resíduos de leguminosas, por exemplo) apresenta um efeito positivo na emissão de N₂O do solo, conforme apontam Toma & Hatano (2007). Estes autores avaliaram o efeito da adição de resíduos contendo diferentes relações C:N (11, 15, 62 e 110) sobre as emissões de N₂O e verificaram que estas tiveram um aumento expressivo após aplicação de resíduos com menor relação C:N, as quais foram atribuídas principalmente à mineralização do N dos resíduos, que ocorre de forma rápida.

2.3.3. Práticas de manejo

2.3.3.1. Manejo da adubação

A adubação inorgânica, especialmente a nitrogenada, caracteriza-se como uma das práticas de maior relevância na cultura do arroz irrigado visando atingir altas produtividades (SOSBAI, 2010). Os efeitos do uso de fertilizantes nitrogenados sobre a emissão de CH₄ são complexos e muitas vezes contraditórios, ainda mais que eles dependem do tipo de fertilizante e da quantidade aplicada (Le Mer & Roger, 2001). Por outro lado, os fluxos de N₂O pelo uso de adubos nitrogenados têm sido amplamente estudados e os resultados têm mostrado um aumento nas emissões deste gás quando da aplicação desses fertilizantes (Cai et al., 1997; Ahmad et al., 2009).

A utilização de adubos nitrogenados na cultura do arroz irrigado, principalmente da uréia, resultaria num estímulo à produção de CH₄ por favorecer o desenvolvimento das plantas de arroz (Lindau et al., 1993, Le Mer & Roger, 2001), disponibilizando mais C via raízes para as bactérias metanogênicas (Schimel, 2000; Cai et al., 2007). Lindau et al. (1991) observaram que a emissão total de CH₄ foi crescente após a adição de 100, 200 e 300 kg N ha⁻¹ na forma de uréia, em consequência do maior desenvolvimento de raízes e do aumento da concentração de exsudatos.

Além desse aspecto, a produção e a emissão de CH_4 pelo uso de adubos nitrogenados podem estar relacionadas a outros dois fatores: aumento do pH e inibição competitiva da oxidação do CH_4 . O primeiro foi mencionado por Wang et al. (1992), ao verificarem que a adição de uréia elevou a taxa de produção de CH_4 em 17% em comparação ao solo sem adição do adubo, possivelmente pelo aumento do pH do solo devido à hidrólise da uréia, proporcionando assim condições ideais para as bactérias produtoras de CH_4 . O segundo aspecto envolve a diminuição da oxidação do CH_4 , por meio da inibição competitiva envolvendo as enzimas responsáveis pela oxidação do CH_4 (metano monooxigenase). Segundo Schimel et al. (1993) e Schimel (2000), as moléculas de CH_4 e de NH_4^+ apresentam tamanho e estrutura similares e, nesse caso, essas enzimas podem utilizar o NH_4^+ como substrato preferencial, repercutindo no aumento do fluxo de CH_4 . Sethunathan et al. (2000) apontaram três diferentes razões para a redução da oxidação do CH_4 pelos adubos nitrogenados: (i) inibição imediata do sistema enzimático metanotrófico; (ii) inibição secundária por meio da produção de nitrito quando da oxidação do NH_4^+ e (iii) alterações nas comunidades microbianas do solo. Todavia, Cai et al. (2007) enfatizam que ainda não existem informações referentes à diminuição da capacidade de oxidação dos solos constantemente cultivados com arroz alagado.

Em contrapartida, estudos recentes têm demonstrado que o emprego de fertilizantes nitrogenados nas lavouras de arroz tem contribuído para a redução das emissões de CH_4 (Bronson et al., 1997; Yang & Shang, 1997; Wassmann et al., 2000; Ma et al., 2007). A utilização de adubos amoniacais pode estimular o crescimento e a atividade das bactérias metanotróficas, resultando em substancial redução do CH_4 (Bodelier et al., 2000a, b), diferentemente do que afirma Schimel (2000). Cai et al. (1997) observaram uma diminuição de 42 e 60% quando foram aplicados 100 e 300 kg ha^{-1} de N na forma de sulfato de amônio, ao passo que a adição de uréia nas mesmas doses reduziu a emissão em apenas 7 e 14%, respectivamente, em comparação ao tratamento sem adição de fertilizante nitrogenado. A variação observada entre as duas formas nitrogenadas pode ser explicada pelo fato do íon amônio competir com o CH_4 para ser oxidado pelos microrganismos metanotróficos, aumentando a produção de CH_4 ; enquanto o íon sulfato atua

como um aceptor de prótons em condições anaeróbias, reduzindo a produção de CH_4 .

Apesar da importância dos fertilizantes nitrogenados inorgânicos na redução das emissões de CH_4 , vários estudos têm observado que o aumento nas doses aplicadas de N geralmente resulta no incremento das emissões de N_2O do solo (Cai et al., 1997; Ma et al., 2007; Liu et al., 2010). Cai et al. (1997) avaliando as emissões de N_2O pela aplicação de dois fertilizantes nitrogenados (sulfato de amônio e uréia) em duas doses (100 e 300 kg N ha^{-1}) reportaram maiores emissões de N_2O do solo para ambos os fertilizantes quando da aplicação de 300 kg N ha^{-1} . Na ocasião, os autores ainda verificaram que as perdas de N- N_2O não atingiram 1% do total aplicado de N, sendo essas perdas maiores no tratamento com aplicação de sulfato de amônio para ambas as doses.

As perdas de N via N_2O em solos cultivados com arroz sob alagamento contínuo geralmente são baixas, mesmo com o uso de fertilizantes nitrogenados (Zou et al., 2007; Liu et al., 2010). Todavia, elas podem ser potencializadas em situações que favoreçam a sua formação no solo, como por exemplo, a realização de drenagens (Towprayoon et al., 2005). Nesse contexto, Liu et al. (2010) observaram um aumento nas emissões de N_2O quando o solo foi drenado durante o cultivo do arroz. Essas emissões foram incrementadas à medida que se aumentou a quantidade de N aplicada como fertilizante e quando mais de uma drenagem foi realizada durante o ciclo do arroz.

2.3.3.2. Manejo do solo

As informações a respeito das emissões de GEE em solos cultivados com arroz sob diferentes sistemas de manejo do solo ainda são incipientes, sobretudo quanto à emissão de N_2O . Nas áreas cultivadas com arroz irrigado, as práticas agrícolas realizadas antes e durante o cultivo do arroz, associadas às condições meteorológicas, determinam a produção e a emissão de gases. Nesse contexto, o sistema de manejo do solo em que o arroz é cultivado, aliado à qualidade e à quantidade de resíduos vegetais aportados, merece ser destacado, pois promovem alterações importantes na composição da solução

do solo, principalmente nas primeiras semanas após a sua inundação (Sousa, 2001; Costa, 2005).

O preparo do solo pode afetar a produção de CH_4 ao facilitar o desenvolvimento radicular das plantas de arroz no perfil do solo, ao aumentar a disponibilidade de fontes de C passíveis de decomposição e ao distribuir esses resíduos em zonas mais profundas e reduzidas do solo inundado (Costa, 2005; Harada et al., 2007; Zschornack et al., 2011). Desta maneira, o aumento no fluxo de CH_4 no solo sob PC poderia estar relacionado à incorporação dos resíduos vegetais ao solo, como consequência do aumento da área de contato entre os resíduos e o solo, o que facilita a ação dos microrganismos decompositores e promove a liberação de compostos orgânicos para a metanogênese, além de acelerar o processo de redução do solo (Harada et al., 2007). Com a incorporação dos resíduos ao solo, é provável que grande parte do N_2O formado pela desnitrificação durante o alagamento seja reduzido a N_2 no solo (Ma et al., 2009), pois as condições primordiais para isso (alta redução, C disponível, ausência de O_2) seriam atendidas nessas circunstâncias.

No caso do solo em PD, a manutenção de resíduos vegetais sobre a superfície do solo restringe a colonização microbiana sobre este substrato e, por conseguinte, a decomposição desses resíduos. Além disso, os resíduos depositados na superfície estariam numa região do solo considerada oxidada (Wang et al., 1997, Camargo et al., 1999; Zschornack et al., 2011), o que limita a produção de CH_4 em virtude do alto potencial redox que esta camada apresenta e pela grande concentração de bactérias metanotróficas nesta zona (Le Mer & Roger, 2001). Outro aspecto relevante refere-se à distribuição de raízes no solo sob PD, as quais tendem a se concentrar na superfície por causa do acúmulo de nutrientes oriundos da MOS e da adubação de base e, por conta disto, explorariam um volume de solo menor e estariam em zonas mais oxidadas do perfil do solo (Costa, 2005). Com relação ao N_2O , especula-se que nesse sistema de manejo as emissões sejam mais acentuadas, uma vez que a maior parte dos resíduos vegetais encontra-se na superfície do solo, onde a concentração de O_2 é maior (Liesack et al., 2000, Ma et al., 2009). Nessas circunstâncias, o processo de nitrificação poderia ser estimulado (Ma et al., 2009). Além disso, possivelmente nessa região as condições mínimas de Eh necessárias para a produção de N_2O (+200 mV) estariam sendo atendidas.

No solo sob CM, as operações de preparo do solo normalmente são realizadas logo após a colheita até o final do inverno/início da primavera. O preparo antecipado do solo visa corrigir pequenas imperfeições de microrrelevo, preparar a superfície do solo para a semeadura e estimular a emergência de plantas daninhas antes da instalação da cultura do arroz (Gomes et al., 2004). Nesse caso, a época em que o solo é preparado, a quantidade e a qualidade dos resíduos aportados, aliadas às condições climáticas, é que determinarão a produção e a emissão de CH_4 e de N_2O durante o cultivo do arroz, principalmente na sua fase inicial de desenvolvimento. As emissões de N_2O apresentadas por Kaewpradit et al. (2008), após incorporação de resíduos de amendoim e de arroz ao solo (em diferentes combinações de mistura) dois meses antes do transplante do arroz, foram afetadas pela qualidade do resíduo, mesmo passadas 15 semanas da incorporação dos mesmos, quando o arroz já estava em pleno desenvolvimento. Já Inubushi et al. (1994) observaram que a incorporação dos resíduos de arroz 20 dias antes da inundação (solo aeróbio) foi capaz de reduzir em 25% as emissões de CH_4 durante o cultivo do arroz.

2.4. Potencial de aquecimento global em solos cultivados com arroz irrigado

Os solos de várzea cultivados com arroz irrigado são reconhecidos como uma das principais fontes de CH_4 para a atmosfera, e mais recentemente, de N_2O (Zou et al., 2007; Xing et al., 2009). Entretanto, quando uma determinada prática agrícola proporciona o aumento da emissão de um dos gases, a emissão do outro geralmente é atenuada (efeito “trade –off”). Tendo em vista as diferenças quanto ao potencial de aquecimento global (PAG) desses gases ($\text{CH}_4 = 25$ e $\text{N}_2\text{O} = 298$, para um tempo de permanência na atmosfera de 100 anos), a transformação das emissões para uma base única (CO_2 equivalente) viabiliza avaliar a participação relativa das emissões de CH_4 e de N_2O na emissão total ou acumulada (todo período avaliado), bem como estimar o PAG dos diferentes sistemas de manejo praticados.

Durante o ciclo de cultivo do arroz irrigado, praticamente toda a composição do PAG é composta pelas emissões de CH_4 . Resultados

apresentados por Harada et al. (2007) e Ahmad et al. (2009) em solos de várzea sob diferentes sistemas de manejo do solo indicaram que as emissões de CH₄ (em CO₂ equivalente) foram responsáveis por mais de 85% do PAG. A participação do N₂O na composição do PAG aumenta especialmente em situações que envolvem o uso de fertilizantes nitrogenados (Ma et al., 2007; Ahmad et al., 2009) ou ainda quando são desfavoráveis as emissões de CH₄, como, por exemplo, a não adição de resíduos vegetais e a drenagem do solo, sendo esta última também favorável à emissão de N₂O do solo.

Neste sentido, ações de pesquisa com vistas à identificação de práticas de manejo capazes de mitigar as emissões de CH₄ e de N₂O em solos cultivados com arroz irrigado não devem, por outro lado, repercutir na redução da produtividade do arroz (Shang et al., 2011). Assim, a utilização do índice *PAG/rendimento de grãos de arroz* (RG) pode servir como uma ferramenta para avaliar a efetividade de sistemas ou práticas de manejo na mitigação do PAG.

3. HIPÓTESES GERAIS

O efeito de práticas alternativas de manejo do solo e da água na redução das emissões de metano supera o seu efeito no aumento da emissão de óxido nitroso e determina, portanto, a diminuição do potencial de aquecimento global de sistemas de produção de arroz irrigado na região Sul do Brasil.

4. OBJETIVOS GERAIS

Determinar a magnitude das emissões de metano e de óxido nitroso em sistemas tradicionais de produção de arroz irrigado nas condições edafo-climáticas da região Sul do Brasil, e avaliar o potencial de mitigação por práticas ou sistemas alternativos de manejo do solo e da água.

5. ESTUDOS REALIZADOS

5.1. MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE METANO E DE ÓXIDO NITROSO NA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO SOB CULTIVO MÍNIMO E PLANTIO DIRETO

5.1.1. Resumo

Em solos agrícolas cultivados com arroz irrigado, as emissões de gases do solo são afetadas de acordo com o sistema de cultivo adotado. Para testar essa hipótese, foi conduzido um experimento em duas safras agrícolas (2007/2008 e 2009/2010) avaliando as emissões de CH_4 e de N_2O em solo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo (preparo convencional-PC, cultivo mínimo-CM e plantio direto-PD). A amostragem do ar foi efetuada com base no método da câmara estática fechada, sendo as amostras analisadas quanto à concentração de CH_4 e de N_2O por cromatografia gasosa. Na safra 2007/2008, as taxas de emissão de CH_4 variaram entre 1,1 a 380,8 $\text{g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, enquanto que em 2009/2010, a variação foi de -0,1 a 629,5 $\text{g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. As emissões totais de CH_4 , em ambas as safras, sempre foram menores nos sistemas em CM e PD em comparação ao solo sob PC, sobretudo na safra 2007/2008, quando a redução nas emissões de CH_4 no solo sob CM atingiu 42%. Os fluxos de N_2O do solo alternaram entre positivos (emissão) e negativos (absorção), variando de -801 a 2.090 $\text{mg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ na safra 2007/2008, e de -238 a 851 $\text{mg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ na safra 2009/2010. A antecipação do preparo do solo (CM) ou a não realização do mesmo (PD) intensificaram as emissões de N_2O do solo, principalmente na safra 2009/2010, quando elas foram, respectivamente, 30% e 188% superiores à emissão acumulada no solo sob PC. Em contrapartida, ao se converter as emissões de CH_4 e de N_2O para CO_2 equivalente com base nos potenciais de aquecimento de cada gás, os sistemas CM e PD promoveram uma redução significativa no potencial de aquecimento global ($\text{CH}_4 + \text{N}_2\text{O}$), sem causar a diminuição da produtividade do arroz.

5.1.2. Introdução

O aumento nas concentrações de GEE na atmosfera terrestre está diretamente associada às emissões provenientes da atividade agropecuária, de forma que este setor foi responsável por 10-12% das emissões de GEE antropogênicas em 2005 (Smith et al., 2007). De acordo com o último relatório do IPCC (2007), a atividade agrícola contribui com 50% e 60% das emissões globais de CH₄ e de N₂O, respectivamente. Mesmo assim, é na atividade agrícola que se encontram inúmeras opções para mitigação dessas emissões, sendo estas normalmente de custo competitivo frente as demais estratégias (não agrícolas) de redução das emissões de GEE (Smith et al., 2007).

Solos de várzea cultivados com arroz irrigado são uma importante e comprovada fonte de CH₄ para a atmosfera (Mosier et al., 1998; Kimura et al., 2010). A produção de CH₄ em solos alagados ocorre pela decomposição anaeróbia de materiais orgânicos via microrganismos metanogênicos (Le Mer & Roger, 2001; Conrad, 2002), de forma que, o aporte de resíduos ao solo (fonte de C) e a manutenção de sua condição anóxica, por intermédio do alagamento contínuo, são condições essenciais para que haja formação do CH₄ no solo.

No caso do N₂O, pesquisas recentes tem demonstrado que, nesse sistema de produção, as emissões deste gás são expressivas (Zou et al., 2007; Xing et al., 2009), especialmente com a aplicação de fertilizantes nitrogenados (Cai et al., 1997; Zou et al., 2007; Ahmad et al., 2009) e utilização de sistemas de irrigação intermitente (Yu et al., 2004; Towprayoon et al., 2005; Liu et al., 2010). Em ambas as situações, as emissões de N₂O são potencializadas em virtude da intensificação dos processos de nitrificação e desnitrificação do N no solo (Yu et al., 2004; Zou et al., 2007).

Diferentemente do que acontece com o CH₄, o aporte de resíduos com alta relação C:N e a manutenção de um ambiente anóxico (alta redução do solo) tendem a ser desfavoráveis à produção de N₂O no solo, pois em tais condições, o N₂O é rapidamente reduzido a N₂ (Reddy & Delaune, 2008; Yao et al., 2010), podendo inclusive haver absorção deste gás pelo solo em situações de intensa redução do solo (Yu et al., 2004). Nesse contexto, sistemas de

manejo do solo que promovem a incorporação de resíduos vegetais ao solo (preparo convencional) podem suprimir as emissões de N_2O .

Por outro lado, a manutenção dos resíduos orgânicos sobre a superfície do solo, aliada à maior concentração de oxigênio dissolvido nessa região (Liesack et al., 2000), favoreceriam a produção e a emissão de N_2O e limitariam a de CH_4 (Ma et al., 2009), pois a metanogênese é desencadeada somente na completa ausência de oxigênio. Verifica-se então que as condições em solo alagado para a produção e a emissão de CH_4 são relativamente opostas às condições de produção e emissão de N_2O (Yu & Patrick Jr., 2004). Como há distinção entre esses dois gases quanto ao potencial de aquecimento global ($CH_4 = 25$ e $N_2O = 298$, para um tempo de permanência na atmosfera de 100 anos), a conversão dessas emissões para uma base única (CO_2 equivalente) possibilita comparar a participação relativa de cada gás para o potencial de aquecimento global parcial (PAGp). A mitigação das emissões de gases, por sua vez, não deve repercutir na diminuição do rendimento de grãos (RG). Neste contexto, o uso do índice PAGp/RG (Shang et al., 2011) pode auxiliar quanto à tomada de decisão sobre a adoção de uma determinada prática de manejo.

Com base nisso, as hipóteses formuladas foram:

- A não realização das operações de preparo do solo no sistema plantio direto, ou a antecipação destas no sistema de cultivo mínimo, promove a mitigação das emissões de CH_4 do solo, porém, intensificam as emissões de N_2O .
- A contribuição relativa do CH_4 para o PAGp é superior à do N_2O em solos cultivados com arroz irrigado sob inundação permanente.
- Os sistemas de CM e PD apresentam menores PAGp e não causam impacto negativo no rendimento de grãos (RG), resultando num índice PAG/RG inferior ao preparo convencional do solo.

Os objetivos deste estudo foram:

- verificar o efeito dos diferentes sistemas de cultivo do solo na cultura do arroz irrigado sobre as emissões de CH_4 e de N_2O .
- avaliar a contribuição das emissões de CH_4 e de N_2O para o PAGp.

- avaliar os sistemas de manejo do solo quanto ao potencial de mitigação do PAGp por meio do índice PAGp/RG.

5.1.3. Material e métodos

5.1.3.1. Características da área experimental

O estudo foi conduzido na Estação Experimental do Arroz (EEA) do Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA), em Cachoeirinha, RS (29 ° 57 ' 02 " S e 51 ° 06 ' 02 " W) durante as safras 2007/2008 e 2009/2010. O clima da região é do tipo subtropical úmido (Cfa) conforme classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 20 °C e a precipitação média anual de 1.394 mm (de 1976 - 2002). Os dados referentes à temperatura média do ar (°C) e à precipitação pluvial, durante o período de avaliação (ambas as safras), encontram-se na Figura 1, tendo sido fornecidos pela Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Sul (2007/08) e pelo 8° Distrito de Meteorologia do Instituto Nacional de Meteorologia (2009/10).

5.1.3.2. Delineamento experimental e práticas de manejo

O experimento foi instalado na primavera de 1994 em um Gleissolo Háplico Ta distrófico (Embrapa, 2006b) incluindo três sistemas de cultivo do solo (preparo convencional-PC, plantio direto-PD e pré-germinado), sendo seus tratamentos dispostos segundo delineamento de blocos ao acaso (28 x 40 m) e com três repetições. Neste experimento, as avaliações das emissões dos GEE foram realizadas nas safras 2007/2008 e 2009/2010, nos sistemas de PC e PD. Em 2007/2008, foi avaliado também um tratamento em cultivo mínimo (CM) de um experimento adjacente instalado na safra 2005/2006. Em 2009/2010, o tratamento em CM foi incluído no experimento implementado em 1994, em parcela anteriormente sob PC. Em ambas as safras e em todos os tratamentos, o azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) se estabeleceu por ressemeadura natural durante o outono/inverno.

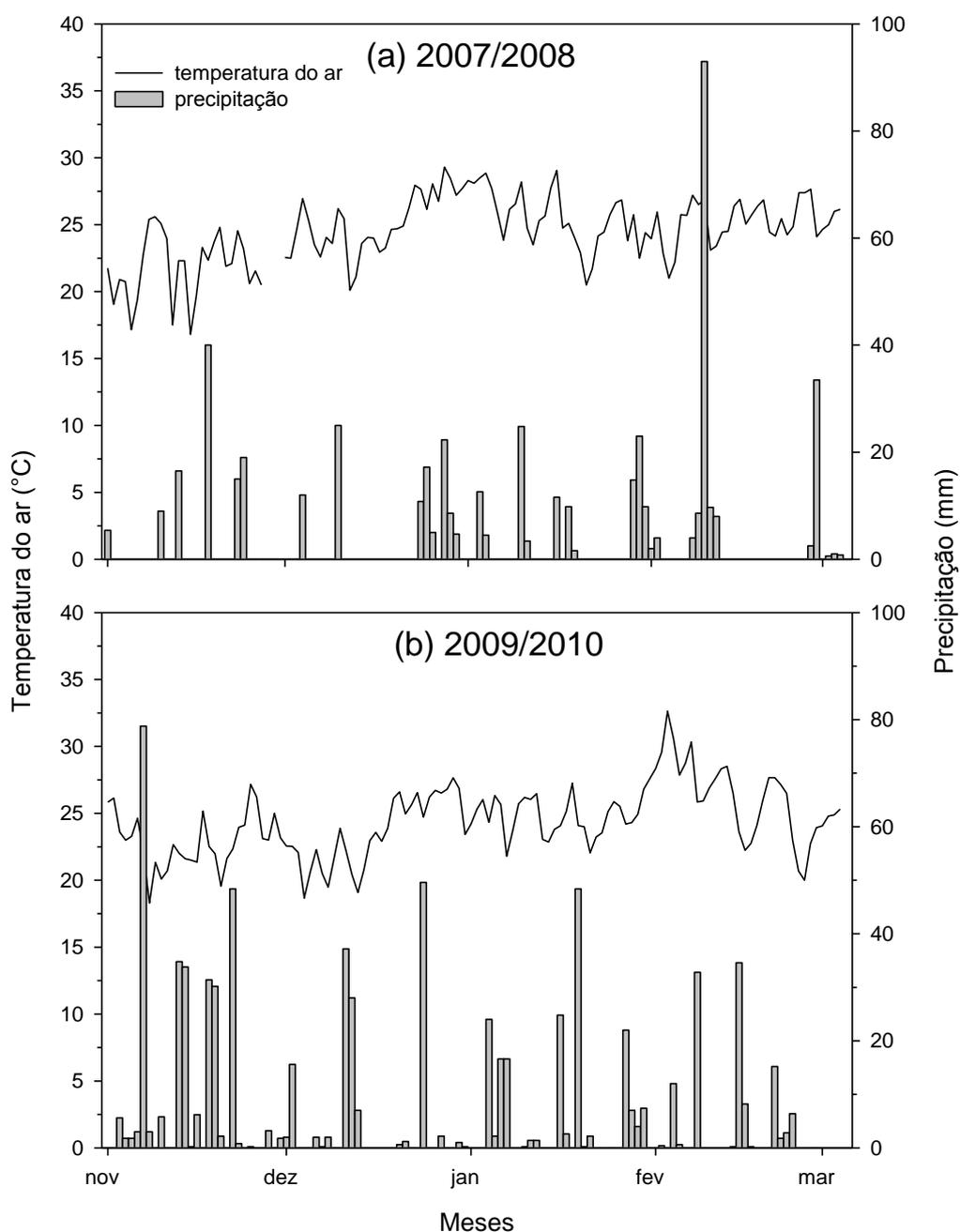


Figura 1. Temperatura média do ar e precipitação pluviométrica nas safras 2007/2008 (a) e 2009/2010 (b).

5.1.3.3. Safra 2007/2008

As operações de preparo do solo em PC consistiram de gradagem e nivelamento, sendo realizadas previamente à semeadura do arroz (~ 45 dias antes). Na ocasião, houve a incorporação dos resíduos de azevém previamente dessecados, juntamente com a resteva de arroz remanescente da

safra anterior. A operação de preparo realizada no solo sob CM consistiu apenas de uma gradagem superficial, a qual foi realizada aproximadamente seis meses (maio) antes da semeadura do arroz e promoveu a incorporação ao solo da palhada da cultura do arroz. O solo em PD não foi revolvido, sendo os resíduos de azevém e da palhada do arroz mantidos sobre a superfície. A adição de matéria seca do azevém foi estimada em $2,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ para todos os tratamentos. O solo apresentou, na camada de 0-20 cm, 270 g kg^{-1} de argila; $10,5 \text{ g kg}^{-1}$ de carbono orgânico (C) e $\text{pH}_{\text{água}} = 5,3$ no sistema PC, enquanto que no PD e no CM os valores foram de 220 e 180 g kg^{-1} de argila; $10,5$ e $8,7 \text{ g kg}^{-1}$ de C e $\text{pH}_{\text{água}} = 5,7$ e $5,4$, respectivamente (Tedesco et al., 1995).

A semeadura do arroz (cv IRGA 422 CL) ocorreu no final de outubro, cuja densidade de sementes foi de 90 kg ha^{-1} . Na adubação de base, foram utilizados 20 kg ha^{-1} de N na forma de uréia, 40 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 90 kg ha^{-1} de K_2O . Ainda foram aplicados 67 kg ha^{-1} de N (uréia) em cobertura no estágio de desenvolvimento V3 (conforme escala proposta por Counce et al., 2000) e 33 kg ha^{-1} em V8. As parcelas foram inundadas 26 dias após a semeadura (V3/V4), mantendo-se uma lâmina de água de aproximadamente 10 cm até o momento da colheita do arroz. A colheita dos grãos de arroz ocorreu no início de março de 2008, por meio de máquina colhedora automotriz ($\sim 30 \text{ m}^2$ de área útil), e o rendimento de grãos obtido corrigindo-se a umidade para 13%.

5.1.3.4. Safra 2009/2010

No solo sob PC e PD, realizaram-se as mesmas práticas de manejo do solo da safra 2007/2008. Porém, no solo sob CM, as operações de preparo (gradagem e nivelamento) ocorreram previamente à semeadura do arroz na safra 2008/2009. A adição de resíduos de azevém foi de $1,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos sistemas PC e CM, e de $1,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ no solo sob PD. A análise química do solo apresentou os seguintes resultados: 220 g kg^{-1} argila, $7,6 \text{ g kg}^{-1}$ de C, e $\text{pH}_{\text{água}} = 5,4$ no solo em PC ; 210 g kg^{-1} argila, $9,3 \text{ g kg}^{-1}$ de C e $\text{pH}_{\text{água}} = 5,8$ para o solo em PD; e 200 g kg^{-1} argila, $7,6 \text{ g kg}^{-1}$ de C e $\text{pH}_{\text{água}} = 5,4$ no solo em CM.

A semeadura do arroz (cv Puitá INTA CL) ocorreu no final de outubro, numa densidade de sementes de 100 kg ha^{-1} . Na adubação de base

foram aplicados $12,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ na forma de uréia, 50 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 75 kg ha^{-1} de K_2O . Foram aplicados ainda 100 e 40 kg ha^{-1} de N (uréia) nos estádios de desenvolvimento V3/V4 e V8, respectivamente. A entrada de água nas parcelas ocorreu 26 dias após a semeadura do arroz, mantendo-se uma lâmina de água de aproximadamente 10 cm durante a safra até a época da colheita, quando então a água foi drenada. A colheita dos grãos ocorreu no início de março de 2010, de forma semelhante à safra 2007/2008.

5.1.3.5. Coleta das amostras de ar e análise dos gases

A amostragem do ar foi baseada no método da câmara estática fechada (Mosier, 1989), sendo realizadas coletas semanais de novembro a fevereiro na safra de 2007/2008 e de novembro a março na safra de 2009/2010. As avaliações iniciaram após a entrada da água de irrigação, quando foram instaladas duas bases de alumínio ($64 \times 64 \text{ cm}$) em uma das repetições de cada tratamento. Estas serviram de suporte para colocação das câmaras (topos) no momento da coleta e foram instaladas distantes 5,0 m da bordadura. Para evitar a perturbação do solo e das plantas de arroz, foram montados pontilhões de madeira nas parcelas, garantindo assim o acesso às bases.

As amostragens do ar foram realizadas sempre no intervalo das 9h às 12h, intervalo em que os fluxos de CH_4 do solo correspondem à emissão média diária de CH_4 na cultura do arroz irrigado na região em estudo (Costa et al., 2008). Em cada evento de coleta, câmaras de alumínio foram dispostas sobre as bases, e o isolamento entre a atmosfera interna e externa foi feito pela presença de água na canaleta localizada na parte superior da base, sobre a qual é apoiada a câmara (Costa, 2005; Gomes et al., 2009). Por ocasião do crescimento das plantas de arroz, foi inserido um extensor entre a base e o topo da câmara. Amostras de ar do interior da câmara foram coletadas com auxílio de seringas de polipropileno (20 mL) equipadas com válvulas (Luer Lock) após 0, 5, 10, 15 e 20 minutos do fechamento da câmara. O ar de dentro da câmara foi homogeneizado durante 30 segundos antes de cada amostragem por meio de ventiladores instalados nos topos. A temperatura interna foi monitorada por meio de termômetro digital de haste com display

externo. Após cada coleta, as seringas foram mantidas refrigeradas e transportadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UFRGS (Porto Alegre, RS), onde foram analisadas quanto à concentração de CH₄ e de N₂O por cromatografia gasosa, num prazo máximo de até 24 horas após a coleta.

As concentrações de CH₄ e de N₂O foram determinadas em cromatógrafo Shimadzu GC-2014 (modelo “Greenhouse”), equipado com coluna empacotada (70 °C), detectores FID (250 °C) e ECD (325 °C) e N₂ como gás de arraste (26 mL min⁻¹). Os fluxos (F) de CH₄ e N₂O (µg N₂O ou CH₄ m⁻² h⁻¹) foram estimados utilizando-se a equação 1:

$$F = \frac{dC}{dt} \cdot \frac{\bar{M}PV}{RT} \cdot \frac{1}{A} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: dC/dt corresponde a mudança na concentração de CH₄ ou de N₂O (mmol mol⁻¹) no intervalo de tempo t (min); \bar{M} é o peso molecular do respectivo gás (g mol⁻¹); P é a pressão (atm) no interior da câmara (assumida como 1,0 atm); V e T correspondem ao volume da câmara (L) e a temperatura interna (K) e R é a constante universal dos gases (L atm K⁻¹ mol⁻¹). As emissões determinadas foram assumidas como emissões médias diárias (Costa et al., 2008), e a emissão acumulada de CH₄ e de N₂O na safra foi calculada a partir da integração da área sob a curva estabelecida pela interpolação dos fluxos diários de emissão de CH₄ e de N₂O do solo ao longo do tempo de avaliação (Gomes et al., 2009).

O potencial de aquecimento global parcial (PAGp) foi calculado convertendo-se emissões de CH₄ e de N₂O para CO₂ equivalente (kg CO₂ equiv. ha⁻¹), segundo a equação 2:

$$\text{PAGp} = (\text{CH}_4 \times 25) + (\text{N}_2\text{O} \times 298) \quad \text{Equação 2}$$

Onde: CH₄ e N₂O correspondem às emissões acumuladas de cada gás durante a safra (kg ha⁻¹); 25 e 298 são valores de PAG para o CH₄ e o N₂O, respectivamente, considerando-se um tempo de permanência na atmosfera de 100 anos (Forster et al., 2007).

Os fluxos diários e a emissão total foram analisados por estatística descritiva (média \pm desvio padrão).

5.1.3.6. Análises complementares

Simultaneamente à coleta das amostras de ar, durante a safra 2009/2010, foi realizada extração da solução do solo (até o 72° DAI). Para isto, coletores individuais foram inseridos no solo antes do alagamento, nas profundidades de 5 e 15 cm. Os coletores, adaptados de Silva et al. (2003), foram compostos de tubos de PVC de 25 mm de diâmetro por 50 mm de comprimento, com as extremidades recobertas por tela de nylon com malha de 0,1 mm. Esses coletores foram afixados a outro cano de PVC de 25 mm de diâmetro e 40 cm de comprimento para serem acomodados no solo nas profundidades definidas. Na parte central do coletor, foi inserido um tubo de plástico que se estendeu aproximadamente 30 cm acima da superfície do solo, e cuja abertura da extremidade superior foi fechada com auxílio de uma válvula para impedir a difusão do oxigênio.

As coletas de solução foram realizadas em 10 oportunidades (até o 72° DAI), por meio de sucção usando seringas (60 mL) equipadas com válvulas de três vias, acopladas na extremidade superior do tubo de plástico. Imediatamente após a extração da solução, as amostras foram filtradas em filtro de membrana de celulose regenerada de 0,45 μ m de diâmetro de poros para a determinação do C orgânico dissolvido (COD) usando analisador Shimadzu – TOC VCSH. Frascos contendo 30 mL de solução foram armazenados em freezer a aproximadamente -5°C para posterior determinação das concentrações de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ por destilação de arraste, enquanto amostras da solução (10 mL), para determinação de Fe(II) e Mn(II) por espectrometria de emissão ótica por plasma induzido (ICP – OES), foram armazenadas em geladeira a 1-2 °C após adição de 1 mL de HCl 2 mol L⁻¹.

5.1.4. Resultados e discussão

5.1.4.1 Emissão de CH₄

Na safra 2007/2008, as taxas de emissão de CH₄ variaram entre 1,1 a 380,8 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹, enquanto que, em 2009/2010, a variação foi de -0,1 a 629,5 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ (Figura 2a e 2b). A diferente magnitude das taxas de emissão máximas obtidas nas duas safras pode estar associada ao uso de diferentes cultivares (424 e Puitá Inta-CL[®]). Características anatômicas (frequência estomatal, diâmetro da cavidade medular, etc) e morfofisiológicas (nº perfilhos, área foliar, taxa de transpiração, etc) associadas aos genótipos de arroz, interferem significativamente nos fluxos de CH₄ (Gogoi et al., 2005). Estudos futuros envolvendo essa temática são prementes em solos alagados cultivados com arroz no Sul do Brasil, sobretudo quando já está comprovado que a planta de arroz atua significativamente no transporte do CH₄ produzido no solo (Nouchi et al., 1990).

Em ambas as safras, a taxa de emissão de CH₄ em todos os sistemas de cultivo se manteve abaixo de 100 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ durante as três primeiras semanas após a inundação (DAI) do solo. Posteriormente a este período, os fluxos de CH₄ aumentaram progressivamente, sobretudo no solo sob PC, cujo aumento nas emissões sempre antecedeu aos demais sistemas de manejo de solo. Na safra 2009/2010, o incremento nas emissões de CH₄ para a maioria dos tratamentos ocorreu quando a concentração de N-NO₃⁻ na solução do solo foi inferior a 0,02 mg L⁻¹ e quando os íons Mn(II) e Fe(II) já haviam atingindo seus valores de concentração máxima na solução do solo nas profundidades de 5 e 15 cm (Figura 3a – 3f). Isso se deve ao fato de que a metanogênese é desencadeada sob condições estritamente anaeróbias após a redução sequencial dos íons N-NO₃⁻, Mn(IV) e Fe(III) (Ponnamperuma, 1972). Estudo realizado sob condições controladas por Silva et al. (2011) demonstrou que as emissões de CH₄ eram baixas enquanto o Fe(III) atuava como aceptor de elétrons, sendo intensificadas quando aproximadamente 90 % do teor máximo de Fe(II) estava presente na solução do solo. Resultados obtidos por Zschornack et al. (2011), também sob condições controladas, apontaram para um incremento nas emissões de CH₄ (nos tratamentos com resíduos incorporados ao solo) quando aproximadamente 80 % do Fe(II) estava na solução. A produção de CH₄ nos solos de várzea está interligada à dinâmica do ferro, de forma que a metanogênese só é desencadeada quando quase todo o Fe encontra-se em seu estado reduzido.

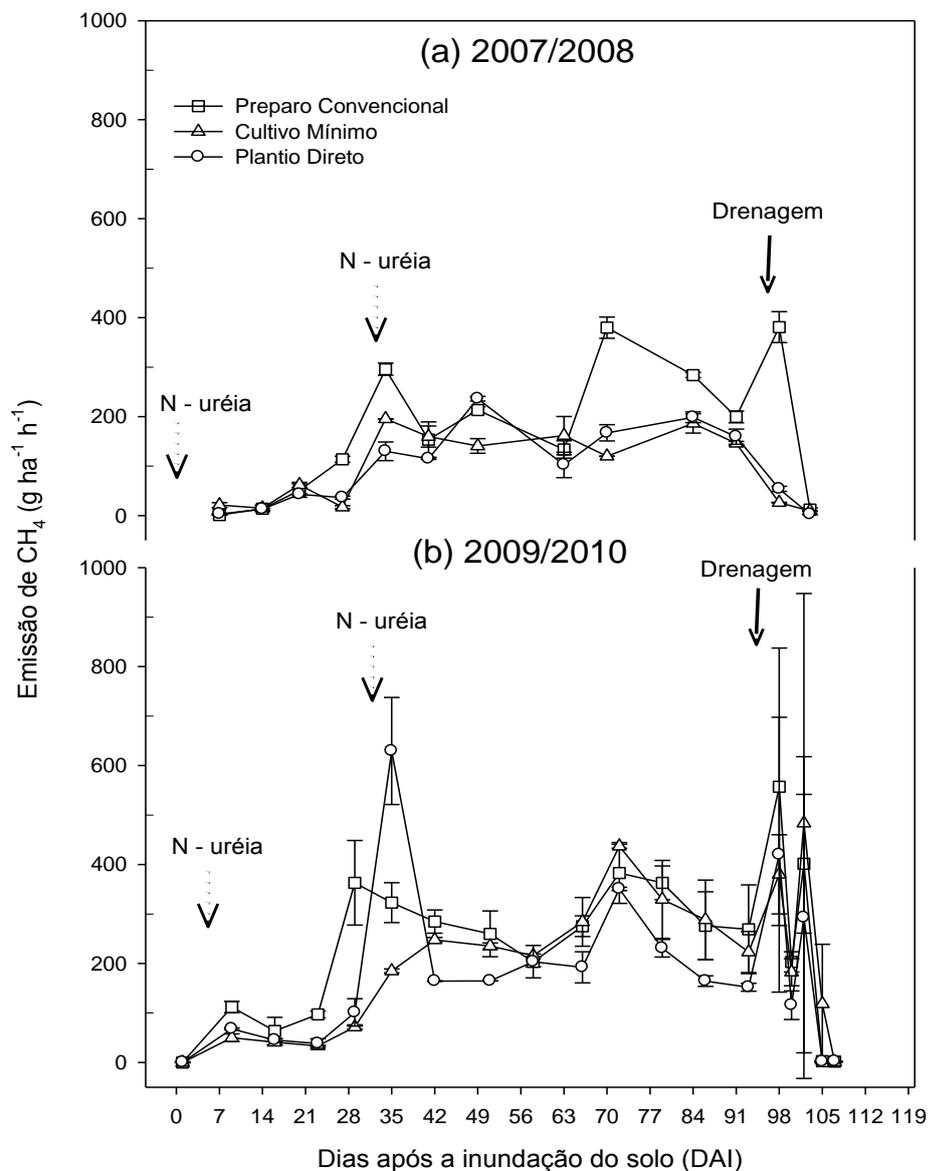


Figura 2. Taxas de emissão de CH₄ em um Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo nas safras (a) 2007/2008 e (b) 2009/2010. Barras verticais representam o desvio padrão da média.

As emissões de CH₄ aumentaram consideravelmente no final do estágio vegetativo e início do estágio reprodutivo (29° – 42° DAI) em ambas as safras, sendo este normalmente atribuído à decomposição dos resíduos culturais remanescentes (Neue et al., 1997a; Le Mer & Roger, 2001). O aporte de C ao solo por meio dos resíduos vegetais potencializa as emissões de CH₄ (Yu et al., 2004; Naser et al., 2007), de forma que esse incremento é dependente da qualidade do resíduo em questão (Dalal et al., 2008). O C

orgânico dissolvido (COD) representa uma das principais fontes de C lábil em solos alagados e, por esse motivo, tem uma estreita relação com a produção de CH₄ (Lu et al., 2000). Nesse contexto, as menores taxas de emissão de CH₄ no solo sob CM (até o 42° DAI) na safra 2009/2010, em relação aos demais sistemas de cultivo, possivelmente estejam atreladas às menores concentrações de COD na solução do solo nas duas profundidades avaliadas (Figura 3g e 3h). Li et al. (2011), avaliando a emissão de CH₄ do solo sob diferentes sistemas de cultivo no Sudeste da China, verificaram que a produção de arroz (segunda safra) sob PD reduziu em 54% a emissão de CH₄ do solo em comparação ao arroz cultivado sob PC, sendo essa diminuição atribuída, sobretudo, ao menor teor de COD no solo em PD.

Os picos subsequentes de CH₄ (safra 2009/2010) aconteceram durante o estágio reprodutivo (72°DAI) e no estágio de maturação do arroz (98° e 102° DAI). O pico de emissão verificado no estágio reprodutivo ocorreu durante o florescimento do arroz, período onde a liberação de C na rizosfera atinge o seu ápice (Lu et al., 2000). Segundo Aulakh et al. (2001b), entre 30-60% do C fotossintetizado pelas plantas de arroz é alocado no sistema radicular, sendo que uma parte significativa desse C é secretado pelas raízes na forma de compostos orgânicos, os quais se constituem em importante fonte de C para os microrganismos metanogênicos (Neue et al., 1997a). O aumento nos fluxos de CH₄ na fase de maturação do arroz, mesmo após a drenagem do solo (94° DAI), provavelmente seja reflexo da manutenção da condição anóxica do solo devido à ocorrência de chuvas durante este período (Figura 1b). Além disso, os picos de emissão nesse período são atribuídos ao aporte de C via esfoliação radicular e senescência da parte aérea do arroz (Ler Mer & Roger, 2001), bem como pela liberação do CH₄ aprisionado no solo (Neue et al., 1997a).

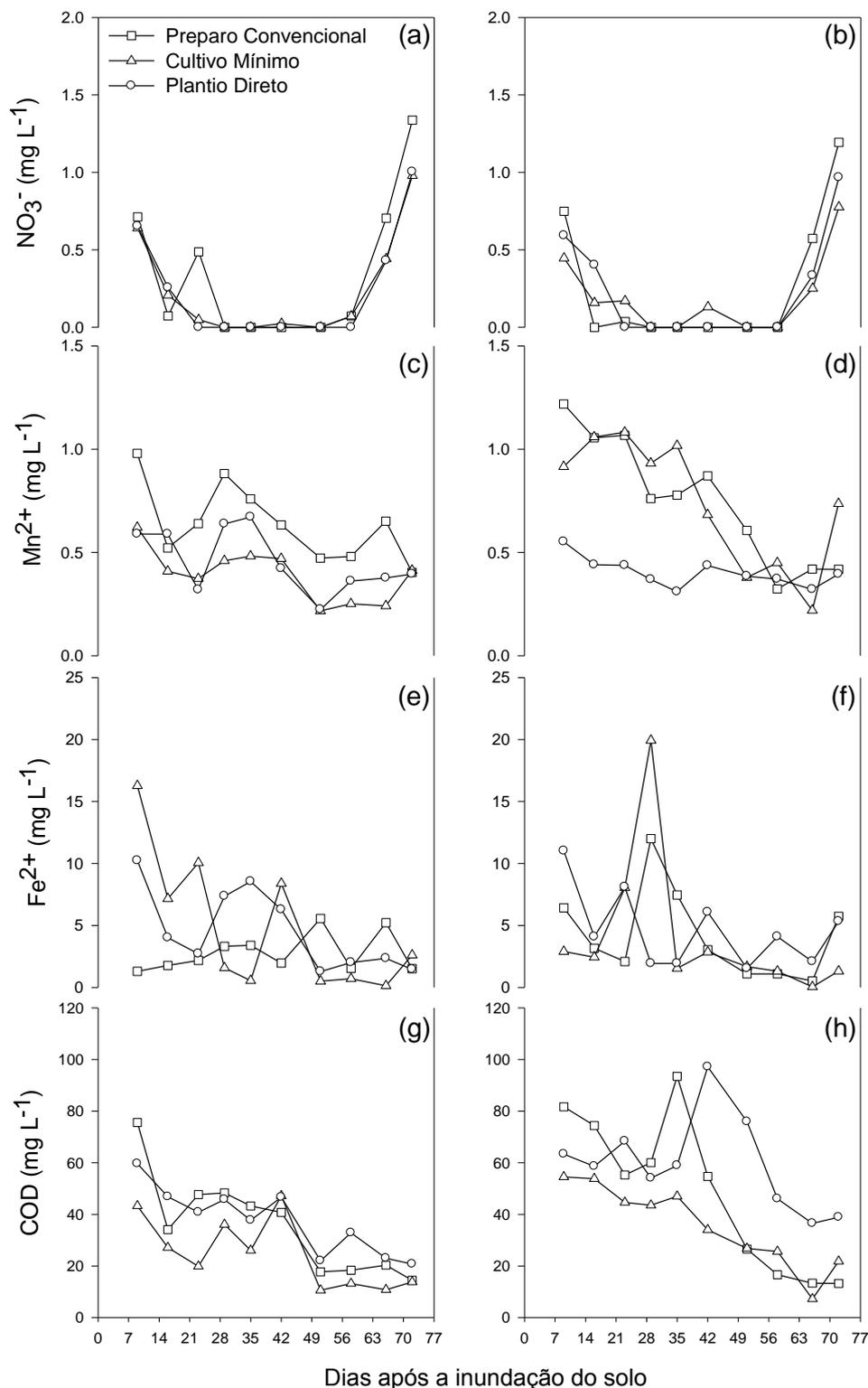


Figura 3. Concentração de nitrato (NO_3^-), de manganês (Mn^{2+}), de ferro (Fe^{2+}) e de Carbono Orgânico Dissolvido (COD) extraído das profundidades de 5 cm (a, c, e, g) e 15 cm (b, d, f, h) de um Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo do solo.

As emissões acumuladas de CH_4 foram, em ambas as safras, superiores no solo sob PC em comparação aos demais sistemas de cultivo

(Figura 4). Na safra 2007/2008, a emissão acumulada de CH₄ no solo em PC atingiu 452 kg CH₄ ha⁻¹, enquanto no solo sob CM a emissão total de CH₄ foi 42% menor. Já na safra 2009/2010, o cultivo de arroz em CM reduziu as emissões de CH₄ em 17% em relação ao arroz produzido sob PC, cuja emissão total alcançou 623 kg CH₄ ha⁻¹. Os dados obtidos no presente estudo, em ambas as safras, corroboram os resultados observados em outros trabalhos também desenvolvidos em diferentes sistemas de manejo do solo (Ma et al., 2008; Ahmad et al., 2009).

O preparo do solo, associado à incorporação de resíduos (resteva de arroz e plantas de cobertura), implicam no aumento das emissões de CH₄ em solos mal drenados (Harada et al., 2007; Ma et al., 2008; Ahmad et al., 2009). A época em que as operações de preparo são conduzidas, entretanto, afeta a produção e a emissão de CH₄ do solo durante o período de cultivo do arroz (Ko & Kang, 2000). A realização antecipada das operações de preparo no solo em CM (outono/inverno) provavelmente resultou na decomposição dos resíduos do arroz numa condição de solo aerado, repercutindo numa maior emissão de CO₂ do solo (Inubushi et al., 1994) em virtude de sua condição oxidada, o que por outro lado, reduziria a quantidade de C disponível para a metanogênese na safra de arroz seguinte (primavera/verão).

O não revolvimento do solo em PD reduziu em 40% (2007/2008) e 24% (2009/2010) as emissões de CH₄ em comparação ao solo em PC, corroborando os dados obtidos por Harada et al. (2007) em um solo de várzea cultivado com arroz irrigado no Japão. Os autores constataram que o arroz cultivado nas áreas com preparo convencional do solo emitiu 179 kg CH₄ ha⁻¹, enquanto que no solo onde o preparo não foi realizado, a emissão acumulada de CH₄ (média de duas safras) foi de 102 kg ha⁻¹ (redução de 43%). Nesse caso, a manutenção dos resíduos em superfície pode desfavorecer a colonização e a decomposição microbiana dos mesmos, bem como minimizar o processo de redução do solo (Harada et al., 2007), já que na superfície do solo as condições são menos reduzidas em função da maior concentração de O₂ (Liesack et al., 2000).

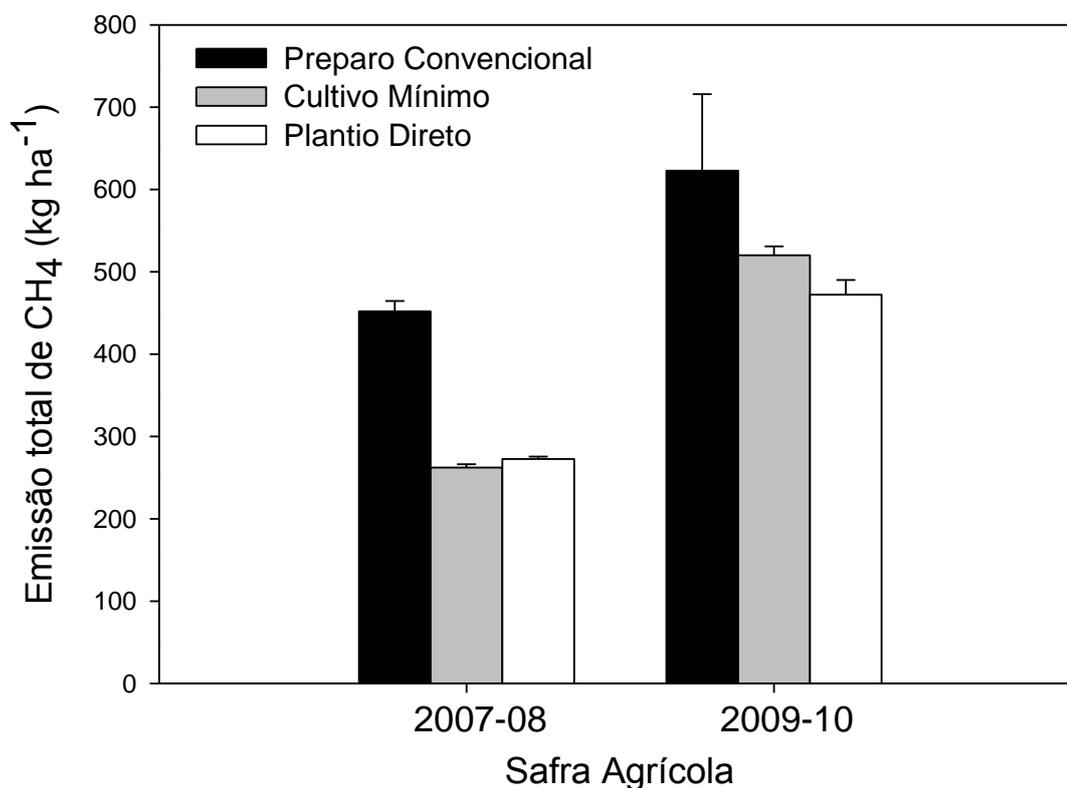


Figura 4. Emissão total de CH₄ em Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo. Barras verticais representam o desvio padrão da média.

5.1.4.2. Emissão de N₂O

Nas duas safras avaliadas, os fluxos de N₂O do solo alternaram entre positivos (emissão) e negativos (absorção) (Figura 5). Os valores variaram de -801 a 2.090 mg N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹ na safra de 2007/2008, e de -238 a 851 mg N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹ na safra de 2009/2010. O pico de emissão na safra de 2007/2008 ocorreu no solo sob CM e em 2009/2010 no solo sob PD. Embora os valores de emissão mais altos tenham sido alcançados no ano de 2007/2008, também se observou a ocorrência de vários eventos de absorção de N₂O. Em 2009/2010, as taxas de emissão não atingiram os patamares alcançados na safra 2007/2008, bem como o número de eventos onde houve absorção de N₂O pelo solo foi menor. A absorção de N₂O pode ocorrer pela ação das bactérias desnitrificadoras, que reduzem o N₂O a N₂ sob condições anóxicas (Chapuis-Lardy et al., 2007). Em um ambiente anaeróbico, como é o solo

cultivado com arroz sob alagamento contínuo, a baixa concentração de NO_3^- pode induzir as bactérias desnitrificadoras a utilizar o N reduzido na forma de N_2O , resultando no consumo deste gás. Ainda segundo Chapuis-Lardy et al. (2007), a absorção de N_2O é observada principalmente em casos onde a concentração de N mineral no solo é baixa.

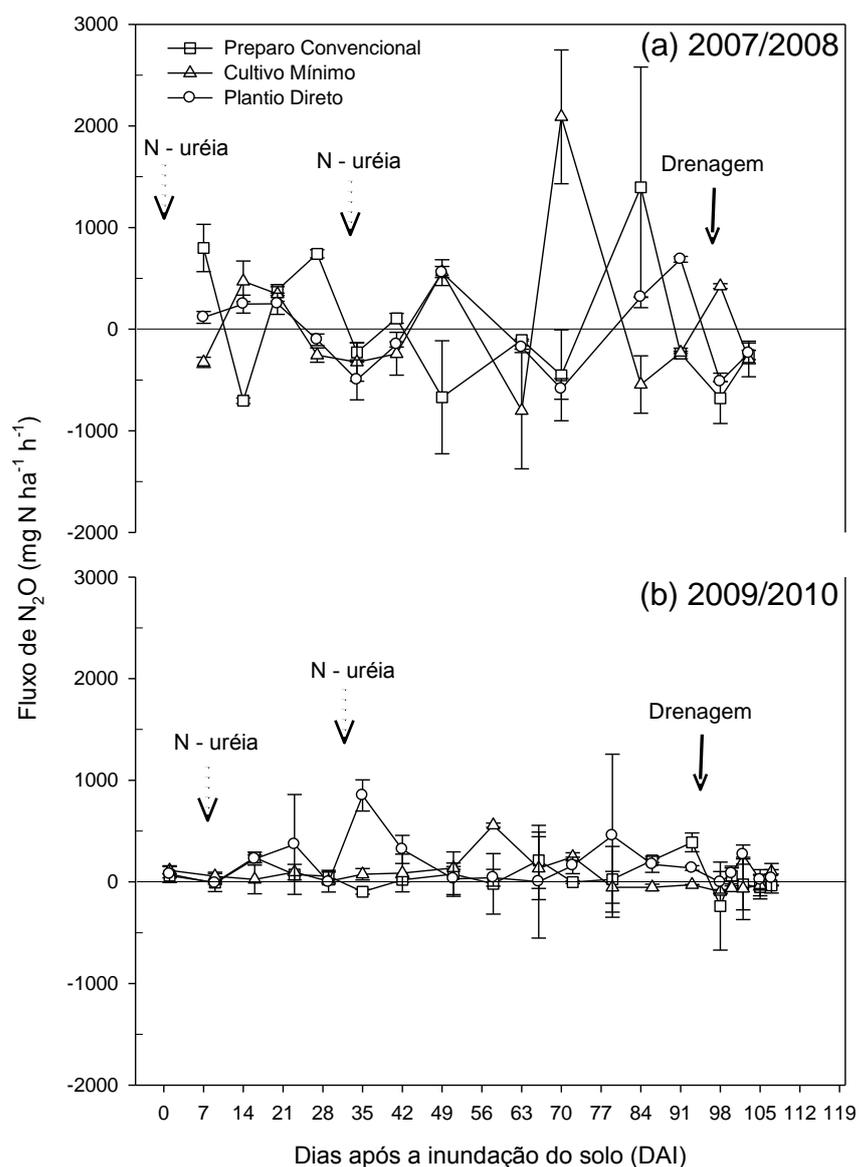


Figura 5. Fluxos de N- N_2O em um Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo nas safras (a) 2007/2008 e (b) 2009/2010. Barras verticais representam o desvio padrão da média.

As aplicações de N (uréia) realizadas durante o ciclo do arroz não foram capazes de elevar consideravelmente as emissões de N_2O , divergindo dos resultados obtidos em outros estudos em que as adubações repercutiram

em aumento expressivo das emissões (Cai et al., 1997; Zou et al., 2007; Ahmad et al., 2009). Apenas no solo sob PD (2009/2010) houve um aumento pronunciado na taxa de emissão ($850 \text{ mg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) após a segunda aplicação de N em cobertura (Figura 5b), sendo este valor o mais elevado entre os tratamentos. O alagamento do solo e a manutenção de uma lâmina de água durante grande parte do ciclo do arroz tendem a suprimir as emissões de N_2O (Harada et al., 2007; Iida et al., 2007; Liu et al., 2010), pois sob condições limitantes de O_2 , o N_2O presente no solo pode ser reduzido a N_2 (Reddy & DeLaune, 2008; Ahmad et al., 2009). Além disso, a lâmina de água serviria como uma espécie de barreira física, limitando a transferência de N_2O do solo para a atmosfera (Huang et al., 2007). Por outro lado, a drenagem da água de irrigação com vistas à colheita do arroz normalmente implica no aumento das emissões de N_2O do solo (Cai et al., 1997; Liu et al., 2010), o que não foi verificado nas duas safras avaliadas.

As emissões acumuladas de N_2O , em ambas as safras, foram em média menores no solo sob PC (Figura 6). A ordem de magnitude das emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$ em 2007/2008 foi: PC ($0,003 \text{ kg ha}^{-1}$) < PD ($0,02 \text{ kg ha}^{-1}$) < CM ($0,3 \text{ kg ha}^{-1}$), enquanto que na safra 2009/2010 foi: PC ($0,17 \text{ kg ha}^{-1}$) < CM ($0,22 \text{ kg ha}^{-1}$) < PD ($0,49 \text{ kg ha}^{-1}$). Quando o resíduo é aportado na superfície do solo, como ocorre nos sistemas em CM e em PD, a presença do oxigênio nessa camada estimula o processo de nitrificação e inibe a redução do N_2O a N_2 , repercutindo no aumento das emissões de N_2O do solo (Ma et al., 2009). Cabe salientar que a qualidade do resíduo que é aportado ao solo exerce influência significativa sobre a produção de N_2O (Yao et al., 2010), de forma que a aplicação de resíduos com menor relação C:N (leguminosas, por exemplo) tende a potencializar a produção de N_2O , refletindo no aumento das emissões de N_2O do solo (Toma & Hatano, 2007; Zschornack et al., 2011), enquanto que resíduos com alta relação C:N favorecem a imobilização microbiana do N (Yao et al., 2010).

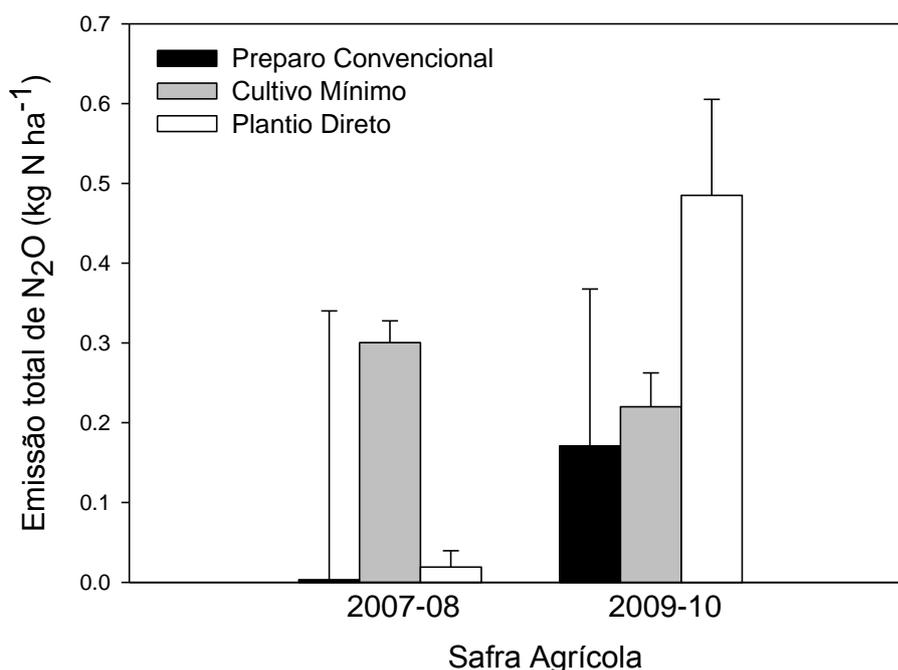


Figura 6. Emissão total de N-N₂O em Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo. Barras verticais representam o desvio padrão da média.

5.1.4.3. Potencial de Aquecimento Global parcial (PAGp), rendimento de grãos (RG) e índice PAGp/RG

Com base nas emissões acumuladas de CH₄ e de N₂O, foi estimada a contribuição de cada sistema de cultivo para o potencial de aquecimento global parcial (PAGp), expresso em kg de CO₂ equivalente (Tabela 1), sendo que o CH₄ e o N₂O têm respectivamente 25 e 298 vezes maior potencial de aquecimento do que o CO₂ (Forster et al., 2007). Por meio desta conversão, pode-se também estimar a contribuição relativa de cada gás para o PAGp. Nas condições em que o arroz foi produzido (alagamento permanente), a contribuição do CH₄ para o PAGp foi significativamente superior (> 95%) à contribuição do N₂O (Tabela 1) nas duas safras. Nem mesmo o maior potencial de aquecimento do N₂O em relação ao CH₄ foi capaz de elevar a participação deste gás na composição do PAGp. Resultados similares foram obtidos por Harada et al. (2007), os quais, avaliando as emissões de GEE em um solo cultivado com arroz sob diferentes sistemas de preparo, constataram que as emissões de CH₄ tiveram amplo domínio (> 96%) na composição do PAG.

Tabela 1. Emissões totais de CH₄ e de N₂O (em CO₂ equivalente), potencial de aquecimento global parcial (PAGp), rendimentos de grãos de arroz (RG) e índice PAGp/RG em um Gleissolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de cultivo em duas safras (2007/2008 e 2009/2010).

Sistema de cultivo	CH ₄	N ₂ O	PAG parcial	Rendimento	PAGp/Rendimento
	kg CO ₂ equivalente ha ⁻¹			kg ha ⁻¹	kg CO ₂ equivalente kg de arroz ⁻¹
Saфра 2007-08					
Preparo convencional	11300	3	11303	6616	1,71
Cultivo mínimo	6557	281	6838	6905	0,99
Plantio direto	6817	18	6835	6844	1,00
Saфра 2009-10					
Preparo convencional	15569	160	15729	6871	2,29
Cultivo mínimo	13005	206	13211	7116	1,86
Plantio direto	11806	454	12260	7700	1,59
Média das safras					
Preparo convencional	13435	82	13516	6744	2,00
Cultivo mínimo	9781	244	10025	7011	1,42
Plantio direto	9312	236	9547	7272	1,30

Entre os diferentes sistemas de cultivo, o arroz cultivado sob CM e sob PD promoveu, na safra 2007/2008, uma redução média de 40% no PAGp em comparação ao solo em PC, cujo PAGp alcançou 11.303 kg CO₂ equivalente. Já na safra 2009/2010, a redução do PAGp nos sistemas CM e PD foi de 16% e 22%, respectivamente, em relação ao solo sob PC. Convém mencionar que o cálculo completo do PAG de um sistema de produção deve considerar tanto as emissões diretas (CH₄, N₂O e CO₂, sendo que este último não foi avaliado no presente estudo) quanto as indiretas (emissões decorrentes do uso de combustíveis fósseis, da fabricação de fertilizantes e outros insumos utilizados para a produção de arroz, etc).

A busca por práticas de manejo capazes de mitigar as emissões de GEE não deve redundar na diminuição da produtividade do arroz (Yu et al., 2004). Dessa forma, utilizou-se a razão PAGp/RG para avaliar a efetividade de um determinado sistema de manejo na mitigação das emissões de CH₄ e de N₂O (Shang et al., 2011). Os rendimentos de arroz entre os sistemas foram muito similares entre os tratamentos e em ambas as safras (Tabela 1), e por isso, a razão PAGp/RG foi maior no solo sob PC em relação aos demais sistemas de cultivo. O arroz produzido sob PC proporcionou uma emissão de

1,71 e 2,29 kg de CO₂ equiv. kg⁻¹ de arroz nas safras 2007/2008 e 2009/2010, respectivamente. Considerando-se a média das duas safras, o índice PAGp/RG no solo em CM e em PD foi 29% e 35% menor em relação ao solo sob PC, respectivamente. O impacto dos diferentes sistemas de manejo sobre o PAG é diminuído quando as operações de preparo do solo são reduzidas (CM) ou não são realizadas (PD) (Harada et al., 2007; Ahmad et al., 2009). Soma-se a este benefício ambiental a economia gerada pela redução no uso de combustíveis, necessários para a realização das operações de preparo do solo.

5.1.5. Conclusões

- Em solos cultivados com arroz irrigado, a antecipação do preparo do solo (cultivo mínimo) ou a não realização do mesmo (plantio direto) promove a mitigação das emissões de CH₄.
- As emissões de N₂O do solo, mesmo que em baixas magnitudes durante o cultivo do arroz, são potencializadas quando os resíduos da entressafra são mantidos sobre a superfície do solo.
- Sistemas de cultivo que envolvem a antecipação das operações de preparo do solo ou a não realização das mesmas em solos cultivados com arroz irrigado reduzem o potencial de aquecimento global, durante o ciclo de cultivo, sem diminuir o rendimento de grãos.

5.2. EMISSÕES DE METANO E DE ÓXIDO NITROSO EM SOLO CULTIVADO COM ARROZ IRRIGADO INFLUENCIADAS POR RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS DE COBERTURA DE INVERNO E DRENAGEM DO SOLO

5.2.1. Resumo

Em solos cultivados com arroz irrigado, a adição de resíduos por meio de plantas de cobertura (entressafra) e o manejo da água de irrigação (safra) podem exercer efeitos distintos sobre as emissões de CH₄ e de N₂O do solo. O objetivo deste estudo foi avaliar a influência do aporte de resíduos por meio do cultivo de plantas de cobertura de inverno (azevém e azevém+cornichão) sobre as emissões de CH₄ e de N₂O em solo cultivado com arroz irrigado. Em virtude da realização de múltiplas drenagens durante a condução do experimento, cuja finalidade era reduzir os efeitos da toxidez por ferro sobre o arroz, as emissões de CH₄ e de N₂O foram ainda comparadas com as emissões obtidas de uma área adjacente não drenada. A avaliação das emissões foi realizada semanalmente (safra 2007/2008) e iniciou após o alagamento do solo, utilizando-se o método da câmara estática fechada, sendo as concentrações de CH₄ e de N₂O determinadas por cromatografia gasosa. O aporte de resíduos vegetais ao final do inverno, por meio do cultivo de plantas de cobertura, aumentou em mais de 10 vezes as emissões de CH₄, em relação ao sistema em pousio (plantas espontâneas). A diferença de 19 kg ha⁻¹ na emissão de CH₄ entre os tratamentos com adição de resíduos (azevém e azevém+cornichão), sugere que a qualidade do resíduo aportado exerce menor influência sobre a produção e a emissão de CH₄ do solo em relação à quantidade adicionada. Por outro lado, a qualidade do resíduo parece ter maior influência nas emissões de N₂O do solo, já que as mesmas foram potencializadas (1,03 kg N ha⁻¹) quando da inserção de resíduos de leguminosa (cornichão) em relação ao solo onde foi aportado apenas azevém (0,64 kg N ha⁻¹). A realização de múltiplas drenagens no solo reduziu sensivelmente as emissões de CH₄, enquanto que esta prática intensificou as emissões de N₂O do solo. Mesmo com maior poder de aquecimento (298) em relação ao CH₄ (25), a participação do N₂O no potencial de aquecimento global parcial é muito inferior à contribuição do CH₄ em solos de várzea cultivados com arroz irrigado, determinando como resultado final uma redução considerável do PAGp em comparação à áreas não drenadas.

5.2.2. Introdução

É consenso que as áreas de várzea cultivadas com arroz no Rio Grande do Sul têm condições de serem exploradas de forma mais intensa, especialmente quanto à utilização de cultivos complementares ao arroz irrigado, de forma a conciliar ganhos econômicos e ambientais (SOSBAI, 2010). A inserção de culturas de inverno nos solos de várzea, como cobertura do solo (adubação verde) ou servindo de pastagem para os rebanhos, pode ser uma alternativa interessante visando o melhor aproveitamento dessas áreas, ao invés de mantê-las em pousio. Um exemplo disso é o uso de leguminosas (trevos, cornichão, serradela nativa, etc) como culturas de cobertura antecedendo ao arroz irrigado (SOSBAI, 2010), cuja disponibilização de N para o arroz pode alcançar quantidades significativas (Vieira et al., 2007).

O aporte de resíduos vegetais, por meio de plantas de cobertura em solos cultivados com arroz irrigado, em contrapartida, normalmente repercute no aumento das emissões de CH₄ do solo (Yu et al., 2004; Naser et al., 2007; Ma et al., 2009), decorrente da entrada de C lábil no sistema (substrato) e pelo favorecimento do processo de redução do solo (Shan et al., 2008). A taxa de aumento das emissões de CH₄ está diretamente associada à quantidade de material aplicado (Naser et al., 2007). A qualidade do material aportado também exerce reflexos diretos sobre as emissões de CH₄ (Aulakh et al., 2001a). Ainda que essa temática seja pouco investigada, há relatos na literatura que apontam para uma elevação nas emissões de CH₄ quando do aumento da relação C:N dos materiais orgânicos aportados (Aulakh et al., 2001; Le Mer & Roger, 2001; Khosa et al., 2010). Este incremento tem sido atribuído à maior quantidade de celulose e hemicelulose nos tecidos (Yang et al., 1998; Khosa et al., 2010).

Por outro lado, a aplicação de resíduos orgânicos no solo pode ser uma prática capaz de inibir as emissões de N₂O em solos cultivados com arroz (Ma et al., 2009), pois resíduos com alta relação C:N normalmente estimulam a imobilização microbiana no N, reduzindo a sua disponibilidade para os processos envolvidos na produção de N₂O (Yao et al., 2010). Por sua vez, o

aporte de materiais com baixa relação C:N incrementa as emissões de N₂O do solo por serem mais rapidamente mineralizados (Toma & Hatano, 2007).

Outra prática associada ao aumento das emissões de N₂O em solos cultivados com arroz irrigado é a drenagem da água de irrigação. A difusão do oxigênio pelo solo pode aumentar as perdas de N no sistema, primeiramente em virtude do processo de nitrificação e posteriormente pela desnitrificação, quando da re-inundação do solo (Yu et al., 2004). No caso das emissões de CH₄, essa prática reduz consideravelmente as suas emissões do solo, pois os microrganismos metanogênicos são estritamente anaeróbios (Le Mer & Roger, 2001; Conrad, 2002).

Com base no exposto, o presente estudo teve como hipóteses:

- o aporte de resíduos vegetais potencializa as emissões de CH₄ do solo.
- as emissões de N₂O são reduzidas quando da aplicação de resíduos de gramíneas, porém, a inserção de resíduos de leguminosa no sistema estimula essas emissões.
- a adição de resíduos ao solo promove o aumento do PAGp em relação ao solo em pousio.
- a drenagem da água de irrigação reduz sensivelmente as emissões de CH₄ do solo, ao passo que as emissões de N₂O são incrementadas.
- a drenagem do solo diminui o PAGp quando comparado a um solo não drenado.

O estudo teve como objetivos:

- avaliar o efeito da adição de resíduos vegetais de plantas de cobertura de inverno sobre as emissões de CH₄ e de N₂O do solo, bem como sobre o PAGp.
- verificar a influência da drenagem do solo sobre as emissões de gases e o PAGp, comparando-as com um solo não drenado.

5.2.3. Material e métodos

5.2.3.1. Caracterização da área experimental

Da mesma forma que o estudo I, o presente trabalho foi conduzido na EEA/IRGA, durante a safra 2007/2008. Os dados referentes à temperatura média e à precipitação encontram-se na Figura 1a.

5.2.3.2. Delineamento e condução experimental

O estudo foi realizado em dois experimentos, o primeiro consistiu de três tratamentos em cultivo mínimo, onde foram avaliados sistemas de rotação e sucessão de culturas com arroz irrigado em um Planossolo Háplico Eutrófico arênico (Embrapa, 2006b), o qual foi mantido sob pousio durante sete anos. Este solo apresentou, na camada de 0-20 cm, 210 g kg⁻¹ de argila, 18 g kg⁻¹ de C e pH_{água} = 4,4 (Tedesco et al., 1995). Os tratamentos aplicados consistiram de dois níveis de adubação (dose para alta produtividade e metade da dose) para as culturas da soja (*Glycine max* L.) e do arroz, conforme recomendação de adubação (CQFS RS/SC, 2004; SOSBAI, 2005). Durante o outono, foram introduzidos três tratamentos com diferentes coberturas do solo: 1- Pousio (presença de plantas espontâneas); 2- Azevém e 3- Azevém + Cornichão (*Lotus corniculatus*), cuja produção de matéria seca foi de 1,5; 4,5 e 4,6 Mg ha⁻¹, respectivamente. O experimento seguiu o delineamento de blocos ao acaso, com quatro repetições. As avaliações de CH₄ e de N₂O foram realizadas somente nas parcelas cultivadas com arroz adubado com a dose para alta produtividade. A seguir é apresentada uma breve descrição da condução do experimento, cujos detalhes podem ser obtidos em Schoenfeld (2010).

O arroz (cv IRGA 424) foi semeado em novembro de 2007 (100 kg ha⁻¹). No momento da semeadura, foram aplicados 10 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia, 40 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 70 kg ha⁻¹ de K₂O, em cobertura utilizou-se 110 kg ha⁻¹ de N (uréia), sendo 2/3 dessa dose aplicada no início da irrigação (V3/V4) e o restante no estágio V8. As parcelas foram inundadas ao final de novembro, mantendo-se uma lâmina de água de aproximadamente 5 cm de altura. Entretanto, em três diferentes momentos (21/12/07; 24/01/08 e 23/02/08) a irrigação teve que ser suspensa e a área drenada devido à ocorrência de toxidez por ferro nas plantas de arroz. Nestes casos, a irrigação foi retomada dentro de um período que variou de 8 a 15 dias após a supressão da água (Figura 7a). No início de janeiro, foram aplicados ainda 30 kg ha⁻¹ de N (uréia)

e 100 kg ha^{-1} de KCl na ocasião da re-inundação do solo. A avaliação do rendimento foi realizada em abril, em uma área útil de $6,8 \text{ m}^2$.

Com a finalidade de determinar a magnitude das emissões de gases numa área sem drenagem e, portanto, verificar o efeito das drenagens do solo durante o cultivo do arroz nas emissões de CH_4 e de N_2O , foi incluído um quarto tratamento também em cultivo mínimo de um experimento adjacente no qual não foram executadas drenagens. O experimento foi conduzido sobre um Gleissolo Háptico Ta distrófico (Embrapa, 2006b), sendo que todas as práticas agrícolas executadas foram muito similares às realizadas no experimento deste estudo. O solo (0-20 cm) apresentou as seguintes características químicas: 180 g kg^{-1} de argila; $8,7 \text{ g kg}^{-1}$ de C e $\text{pH}_{\text{água}} = 5,4$. O preparo do solo em CM ocorreu aproximadamente seis meses (maio) antes da semeadura, quando os resíduos remanescentes da colheita do arroz foram incorporados ao solo. O azevém foi cultivado durante o outono/inverno como cobertura do solo e a adição de matéria seca foi estimada em $2,0 \text{ Mg ha}^{-1}$. A semeadura do arroz (cv IRGA 422 CL) ocorreu no final de outubro de 2007 (90 kg ha^{-1}). Na adubação de base foram aplicados 20 kg ha^{-1} de N na forma de uréia, 40 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 90 kg ha^{-1} de K_2O . Em cobertura, foram aplicados ainda 67 kg ha^{-1} de N (uréia) no estágio de desenvolvimento V3 e 33 kg ha^{-1} em V8. As parcelas foram inundadas 26 dias após a semeadura, mantendo-se uma lâmina de água permanente até o momento da colheita do arroz, que foi realizada no início de março de 2008. O rendimento de grãos para ambos os experimentos foi obtido corrigindo-se a umidade para 13%.

5.2.3.3. Amostragem e análise dos gases

No experimento envolvendo coberturas de inverno, as coletas foram efetuadas de novembro a fevereiro, e de dezembro a abril no tratamento não drenado. As coletas foram realizadas semanalmente, sempre no intervalo entre 9h e 12h (Costa et al., 2008). As avaliações iniciaram após a entrada da água de irrigação, tendo-se duas bases de alumínio em uma das repetições de cada tratamento.

Os procedimentos envolvendo a amostragem do ar, a determinação analítica do CH_4 e do N_2O , bem como os cálculos dos fluxos destes gases e do

PAGp, utilizados neste estudo, foram idênticos àqueles descritos no estudo I (ver item 5.1.3.5).

5.2.4. Resultados e discussão

5.2.4.1. Fluxos de CH₄ e de N₂O do solo

A utilização de plantas de cobertura durante o outono/inverno (azevém e azevém+cornichão) em rotação com o arroz irrigado potencializou as emissões de CH₄ do solo quando comparado ao solo sob pousio (plantas espontâneas) (Figura 7b). Os picos de emissão de CH₄ nos tratamentos com azevém e azevém + cornichão iniciaram após 23 dias de alagamento, sendo a maior taxa observada aos 86 dias, quando os valores atingiram 207 e 194 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹, respectivamente, enquanto que, no sistema em pousio, a taxa máxima de emissão foi de apenas 14 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ (72° DAI). Em solos alagados, o aporte de resíduos vegetais intensifica a produção e a emissão de CH₄ (Naser et al., 2007), pois o acréscimo de C ao sistema estimula a atividade microbiana, promovendo não somente a liberação de substrato para a metanogênese (compostos orgânicos lábeis), como também acelerando o processo de redução do solo, com diminuição do potencial redox, condição essencial para que haja produção de CH₄ (Hou et al., 2000; Dalal et al., 2008).

A quantidade e a qualidade do material orgânico aportado estão intimamente associadas com a produção e a emissão desses gases no solo (Kaewpradit et al., 2008; Yao et al., 2010). Enquanto que para o CH₄ a quantidade de resíduo aplicado parece exercer maior controle sobre as taxas de emissão (Aulakh et al., 2001a), para o N₂O, por outro lado, a qualidade do resíduo em questão é que governa a produção e a emissão de N₂O no solo (Kaewpradit et al., 2008). Segundo Kaewpradit et al. (2008), a relação C:N é um bom preditor das emissões de N₂O durante a fase inicial de decomposição dos resíduos, onde materiais com relação C:N baixa potencializam as emissões de N₂O. Esta informação se confirma quando se observa que na primeira coleta, durante a fase inicial do cultivo do arroz, o tratamento com leguminosa apresentou as maiores emissões de N₂O (940 mg N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹), enquanto nos demais tratamentos os valores foram negativos. Nesse caso, o maior teor de N presente nos tecidos do cornichão provavelmente resultou na

diminuição da relação C:N do resíduo aportado no tratamento consórcio (azevém+ cornichão), culminando no aumento das emissões de N_2O .

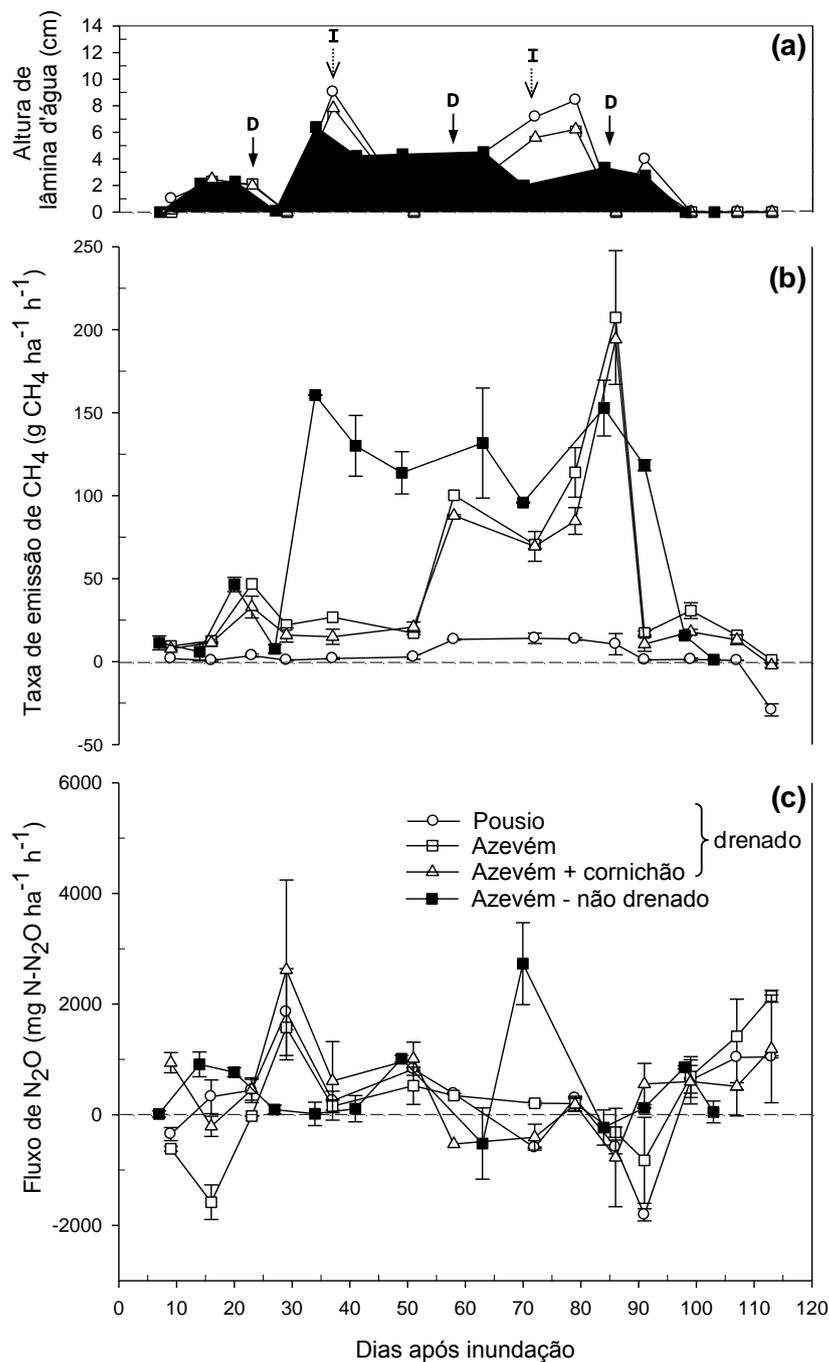


Figura 7. Altura de lâmina d'água (a), taxa de emissão de CH_4 (b) e fluxo de N_2O (c) em dois solos cultivados com arroz irrigado sob diferentes sistemas de culturas com e sem drenagem. Barras verticais indicam o desvio padrão da média. D = drenagem; I = irrigação (somente para os tratamentos drenados).

Durante o período em que o arroz foi cultivado (novembro a abril), a água foi drenada em três diferentes momentos (Figura 7a), com a finalidade de

reduzir os efeitos da toxidez por ferro sobre a cultura. Para melhor avaliar o efeito das drenagens sobre as emissões de CH_4 e de N_2O do solo, compararam-se os resultados obtidos no presente estudo com um tratamento de um experimento conduzido de forma semelhante (cultivo mínimo, com cobertura de azevém no outono-inverno) e na mesma safra (2007/2008), sendo que o mesmo não foi drenado durante o cultivo do arroz. Na análise comparativa, as taxas de emissão de CH_4 se mantiveram mais altas no solo não drenado em relação aos demais tratamentos em quase todo o ciclo da cultura, repercutindo também numa maior emissão acumulada de CH_4 . Os dados obtidos corroboram os de Tyagi et al. (2010), mostrando que o manejo da água de irrigação é uma prática capaz de reduzir as emissões de CH_4 em áreas cultivadas com arroz irrigado. Estes autores observaram reduções superiores a 40% nas emissões de CH_4 quando utilizaram múltiplas drenagens durante o cultivo do arroz. Sass & Fisher Jr. (1997) observaram que uma única drenagem realizada na safra do arroz foi capaz de reduzir a taxa de emissão de CH_4 em 50%. A produção de CH_4 no solo ocorre sob condições estritamente anóxicas, de forma que regimes de inundação intermitentes reduzem a produção, e conseqüentemente, as emissões de CH_4 do solo (Yu et al., 2004).

Em contrapartida, a prática da drenagem resulta no aumento das emissões de N_2O do solo (Cai et al., 1997; Liu et al., 2010). Este fenômeno se confirma quando se observa que o fluxo de N_2O foi intensificado logo após os eventos de drenagem (Figura 7c), principalmente após a 1ª e a 3ª drenagem, quando foram detectados os maiores fluxos de N_2O do solo. Os picos de emissão de N_2O ocorreram depois da primeira drenagem, atingindo 1.857, 1.580 e 2.619 mg N- N_2O ha⁻¹ h⁻¹, nos tratamentos pousio, azevém e azevém+cornichão, e após a terceira drenagem, quando atingiram 1.046, 2.142 e 1.189 mg N- N_2O ha⁻¹ h⁻¹, respectivamente. Após a segunda drenagem, não foi observado aumento nos fluxos de N_2O do solo, o que pode ser atribuído à alta umidade do solo no dia em que foi realizada a coleta (um dia após a drenagem) e devido ao maior intervalo entre as coletas (14 dias), o que possivelmente dificultou a observação do pico de emissão de N_2O . No caso do solo não drenado, a taxa máxima de emissão de N_2O foi de 2.090 mg N- N_2O ha⁻¹ h⁻¹ aos 70 dias após o alagamento, o que foi uma exceção, visto que

durante todo o período avaliado, o fluxo variou entre -800 e 560 mg N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹.

5.2.4.2. Emissão total de CH₄ e de N₂O do solo

As emissões totais de CH₄ nos tratamentos onde houve aporte de resíduos na entressafra foram significativamente superiores em relação ao solo que permaneceu sob pousio durante o outono-inverno (Figura 8a). No solo com aporte apenas de azevém (4,5 Mg ha⁻¹), a emissão acumulada atingiu 128 kg CH₄ ha⁻¹, enquanto no solo com adição de azevém + cornichão (4,6 Mg ha⁻¹) e no solo sob pousio (1,5 Mg ha⁻¹) as emissões foram de 109 e 11 kg CH₄ ha⁻¹, respectivamente. O aumento das emissões de CH₄ está diretamente relacionado à quantidade de resíduo aportado no solo (Naser et al., 2007), pois a adição de C no solo (substrato para metanogênese), aliada às condições anaeróbias do solo alagado, estimula a produção e a emissão de CH₄ (Dalal et al., 2008; Kaewpradit et al., 2008).

A análise comparativa quanto ao efeito da qualidade dos resíduos nas emissões de CH₄, de certa forma, foi prejudicada em virtude das drenagens as quais o solo foi submetido, já que as condições para a produção do CH₄ no solo, em determinados momentos, não foram as ideais. A emissão acumulada de CH₄ pelo uso consorciado de plantas de cobertura durante o outono-inverno foi 19 kg menor em relação ao solo com adição apenas de azevém. Essa diferença, mesmo que inexpressiva, pode estar associada à qualidade do material aportado. A produção de CH₄ é dependente da relação C:N do material envolvido, podendo haver incremento nas emissões quando do aumento da relação C:N do resíduo (Agnihotri et al., 1999, Khosa et al., 2010), já que nesses casos, tais materiais tendem a apresentar uma quantidade maior de celulose e hemicelulose em seus tecidos (Yang et al., 1998; Khosa et al., 2010). Zschornack et al. (2011), ao avaliarem o efeito da adição de resíduos de azevém e de serradela (leguminosa) nas emissões de GEE em solo cultivado com arroz alagado, não observaram nenhuma diferença na quantidade de CH₄ emitida entre os dois tipos de resíduos, sendo essa similaridade possivelmente relacionada à decomposição prévia de ambos os resíduos durante o período (25 dias) que antecedeu ao alagamento do solo.

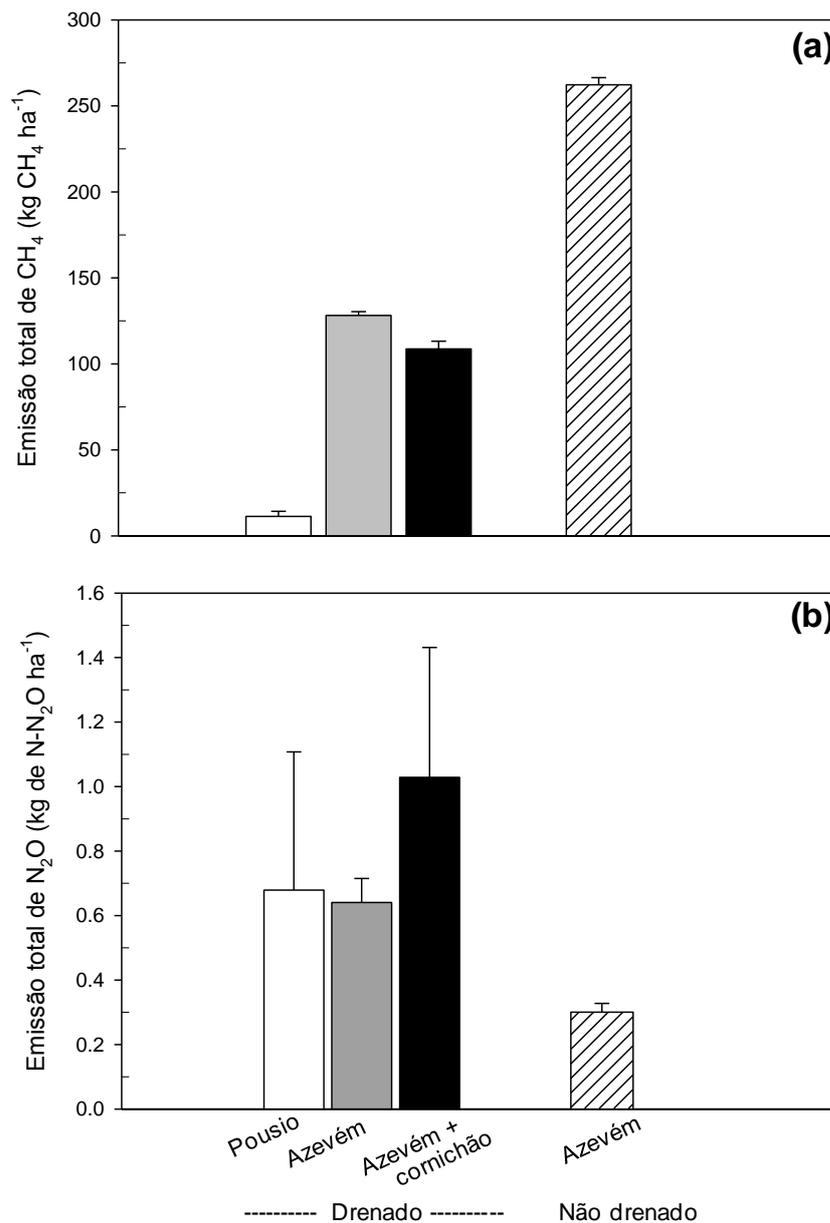


Figura 8. Emissão total de CH₄ (a) e de N₂O (b) em dois solos cultivados com arroz irrigado sob diferentes sistemas de culturas com e sem drenagem. Barras verticais indicam o desvio padrão da média.

As emissões acumuladas de N₂O, diferentemente das de CH₄, foram menores no solo onde houve aporte apenas de resíduo de azevém (0,64 kg N-N₂O ha⁻¹) em comparação ao solo com adição de resíduos consorciados (1,03 kg N-N₂O ha⁻¹), e também em relação ao solo sob pousio (0,68 kg N-N₂O ha⁻¹). As emissões de N₂O do solo estão intimamente associadas à composição bioquímica dos resíduos aportados (Toma & Hatano, 2007; Kaewpradit et al., 2008). Materiais orgânicos com menor relação C:N são decompostos mais rapidamente no solo (Toma & Hatano, 2007), disponibilizando N para os

processos de nitrificação e desnitrificação, potencializando assim as emissões de N_2O (Kaewpradit et al., 2008). Por outro lado, resíduos com relação C:N alta implicam em menor potencial de desnitrificação, devido à imobilização temporária do N mineral pelos microrganismos, e por consequência, tendem a reduzir as emissões de N_2O do solo (Yao et al., 2010).

O aumento nas taxas de emissão de N_2O , promovido pelas drenagens do solo, repercutiu no incremento da emissão total de N_2O quando comparado ao solo sem drenagem (Figura 8b), cuja emissão acumulada foi 62% inferior à média dos tratamentos com drenagem. A drenagem do solo durante o cultivo do arroz é reconhecidamente uma prática de manejo que induz à emissão de N_2O do solo, já que a mesma estimula os processos de nitrificação e desnitrificação (Yu et al., 2004). Condições de alta redução do solo ($Eh < +180$ mV), comumente observadas em solos permanentemente alagados, restringem a emissão de N_2O , pois este é rapidamente convertido a N_2 , sendo o intervalo de Eh entre +300 e +100 mV considerado crítico para a produção de N_2O no solo (Reddy & DeLaune, 2008).

A quantidade de CH_4 emitida também foi sensivelmente influenciada pelo manejo da água de irrigação. A emissão total de CH_4 no solo drenado com aporte de azevém foi 51% menor (Figura 8a) em relação ao arroz cultivado sem drenagem da água de irrigação (262 kg CH_4 ha⁻¹). A drenagem da lavoura durante o cultivo do arroz resulta no decréscimo da produção e da emissão de CH_4 do solo, sendo esta prática amplamente comprovada quanto a sua eficiência na mitigação das emissões de CH_4 em solos cultivados com arroz irrigado (Towprayoon et al., 2005; Tyagi et al., 2010; Hadi et al., 2010). A drenagem da água de irrigação permite que o O_2 se difunda pelo interior do solo, impedindo assim que haja a produção de CH_4 no solo, já que esta ocorre apenas sob condições estritamente anóxicas (Stepniowski & Stepniowska, 2009).

5.2.4.3. Potencial de aquecimento global parcial (PAGp), rendimento de grãos (RG) e relação PAGp/RG

O PAGp, pela inserção de diferentes coberturas de inverno sobre o solo, variou de 593 kg CO_2 equiv. ha⁻¹ (pousio) a 3.500 kg CO_2 equiv. ha⁻¹

(azevém), enquanto que no solo não drenado o PAGp alcançou 6.691 kg CO₂ equiv. ha⁻¹ (Figura 9a). Nos tratamentos onde houve adição de resíduos, com e sem drenagem, a composição do PAGp se deu basicamente pela participação do CH₄ (> 90% na média). No solo sem o cultivo de plantas de cobertura, a participação do CH₄ foi inferior à do N₂O (46%). Nestas condições de solos e de clima, os resultados obtidos sugerem que a adição de resíduos ao solo, independentemente do manejo da água de irrigação, comanda a participação do CH₄ no PAGp. Em contrapartida, com base nos resultados do presente estudo, pode-se inferir que a manutenção do solo sob pousio durante o outono-inverno, aliada à prática da drenagem da água da lavoura de arroz, resultará numa maior contribuição do N₂O para o PAGp, porém, quando somada às emissões de CH₄ (CH₄+N₂O), o PAGp terá um impacto menor em comparação ao PAGp de um solo cultivado com arroz sob coberturas de inverno.

O rendimento de grãos de arroz nos tratamentos com drenagem foi de 9.700 kg ha⁻¹ no solo em pousio, de 9.900 kg ha⁻¹ no solo com adição de azevém e de 10.300 kg ha⁻¹ no solo com aporte de azevém + cornichão. No solo não drenado, o rendimento de arroz foi aproximadamente 2.800 kg ha⁻¹ inferior aos tratamentos onde foram realizadas as drenagens (Figura 9b). Com base no índice PAGp/RG, constatou-se que o solo sem adição de resíduos se mostrou mais eficiente em mitigar o PAGp, apresentando um valor de 0,06 kg de CO₂ equiv. kg⁻¹ de arroz produzido (Figura 9c). Os sistemas com cultivo de inverno e com drenagem apresentaram um índice médio de 0,33 de CO₂ equiv. kg⁻¹ de arroz produzido. A alta emissão de CH₄, associada ao baixo rendimento de grãos obtido no sistema não drenado, resultou em um índice PAGp/RG maior (0,99 kg de CO₂ equiv. kg⁻¹ de arroz).

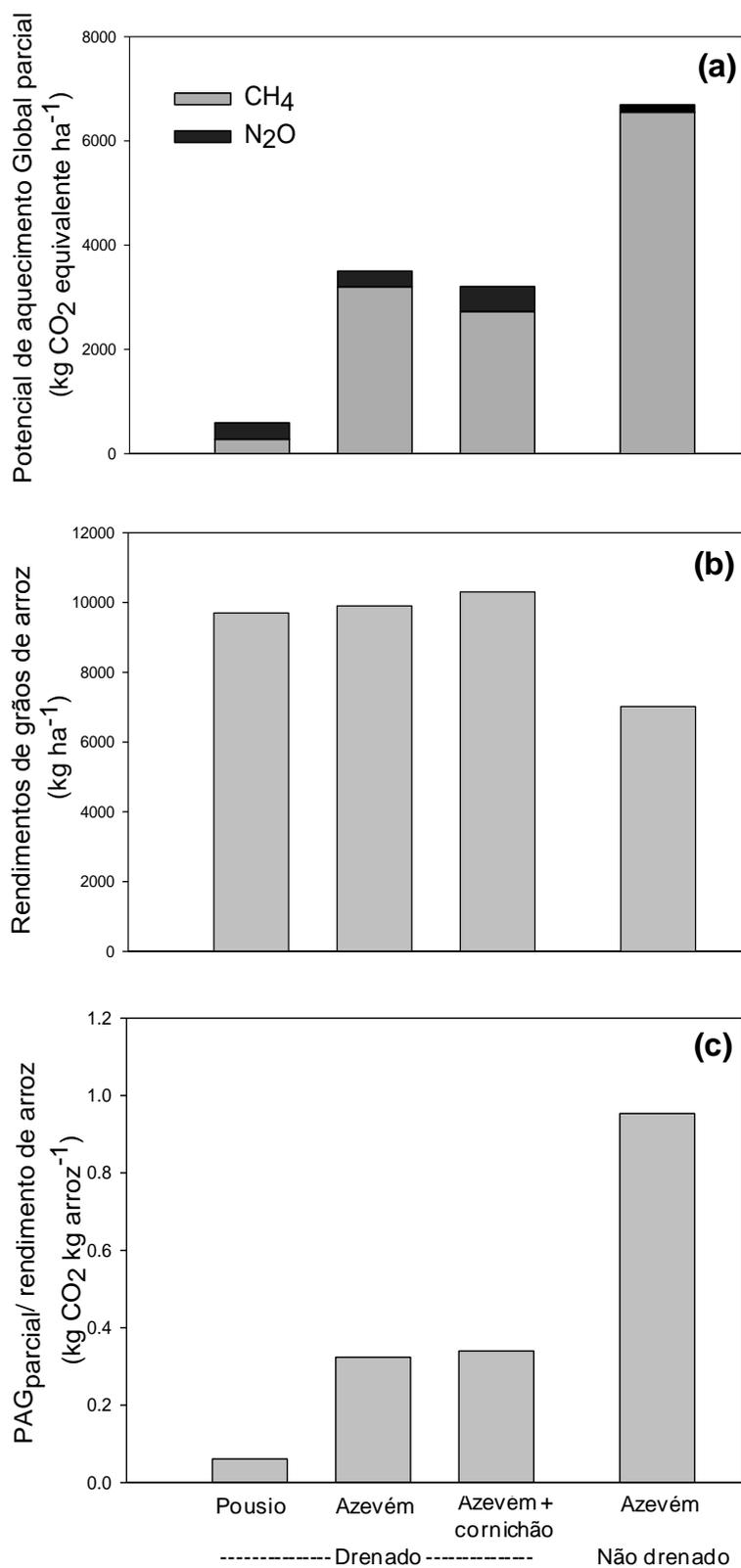


Figura 9. Potencial de aquecimento global parcial (PAGp) (a), rendimento de grãos de arroz (RG) (b) e relação PAGp/RG (c) em Planossolo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de culturas submetido a drenagens múltiplas, e num Gleissolo adjacente não drenado.

5.2.5. Conclusões

- O aporte de resíduos vegetais ao solo no final do inverno resulta no aumento das emissões de CH₄ no período em que o arroz é cultivado.
- As emissões de N₂O são incrementadas quando resíduos de leguminosa são adicionados ao solo.
- A manutenção do solo em pousio na entressafra reduz o PAGp durante a safra do arroz.
- A drenagem do solo reduz sensivelmente as emissões de CH₄, enquanto que esta prática favorece as emissões de N₂O do solo. Entretanto, a participação do N₂O no potencial de aquecimento global parcial é muito inferior à contribuição do CH₄ em solos de várzea cultivados com arroz irrigado, determinando como resultado final uma redução considerável do PAGp em comparação a áreas não drenadas.

5.3. MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES DE GASES E DO POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL NA CULTURA DO ARROZ SOB SISTEMA DE IRRIGAÇÃO INTERMITENTE

5.3.1. Resumo

O manejo da água de irrigação é considerado uma das práticas mais eficientes em reduzir o potencial de aquecimento global em solos cultivados com arroz alagado. No Sul do Brasil, todavia, as informações envolvendo essa temática, até o presente momento, são escassas. Assim, foram mensuradas a campo as emissões de CH₄ e de N₂O em um Gleissolo cultivado com arroz irrigado permanentemente ou de forma intermitente, bem como o impacto desses manejos no potencial de aquecimento global parcial (PAGp) e no rendimento de grãos (RG). As amostragens foram feitas utilizando-se o método da câmara estática e a concentração dos gases determinada por cromatografia gasosa. Coletas da solução do solo foram realizadas simultaneamente às amostragens de ar. As maiores emissões de CH₄ ocorreram no solo com lâmina permanente de água, cuja taxa máxima de emissão (444,0 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹) foi obtida 88 dias após a inundação do solo (florescimento pleno). Por sua vez, a drenagem do solo estimulou as emissões de N₂O do solo, de forma que a taxa máxima de emissão (7.770,9 mg N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹) ocorreu três dias após a retirada da água de inundação. A realização da drenagem do solo suprimiu em 41% as emissões de CH₄ do solo, enquanto que a emissão de N₂O do solo foi quase três vezes superior (2,32 kg N-N₂O ha⁻¹) ao sistema de irrigação contínuo (0,85 kg N-N₂O ha⁻¹). Mesmo com o incremento das emissões de N₂O pela drenagem do solo, o PAGp foi minimizado em 24% quando da realização desta prática, já que a contribuição das emissões de CH₄ para o PAGp foi superior a 70% nos dois sistemas de irrigação. A drenagem do solo não comprometeu o RG, cujas produtividades foram superiores a 11.500 kg ha⁻¹ para ambos os tratamentos. A efetividade de uma determinada prática de manejo em mitigar o PAG pode ser comprovada utilizando-se o índice PAGp/RG. Os valores obtidos para o sistema de irrigação contínua (0,83 kg CO₂ equivalente kg⁻¹ de arroz) e para o sistema intermitente (0,64 kg CO₂ equivalente kg⁻¹ de arroz) realçam ainda mais a importância da drenagem do solo na mitigação das emissões de gases (CH₄) e do PAG. Variáveis do solo como a temperatura e o teor de Fe(II) tiveram correlação positiva com as emissões de CH₄ e negativas com as emissões de N₂O, sendo que o teor de Mn(II) também influenciou negativamente emissões de N₂O do solo. Por outro lado, as emissões de N₂O tiveram relação positiva com os teores de N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺ da solução do solo. Em solos de várzea cultivados com arroz no Sul do Brasil, a realização da drenagem da água de irrigação reduz consideravelmente o potencial de aquecimento global e não promove a diminuição do rendimento de grãos.

5.3.2. Introdução

Muito embora a atividade agrícola seja responsável por aproximadamente 50% das emissões de CH₄ e de N₂O em nível global, é neste setor que estão as opções menos onerosas para a mitigação das emissões de gases, sendo que estas normalmente estão em consonância com as políticas de desenvolvimento sustentável (Smith et al., 2007). A viabilização de estratégias no setor agrícola capazes de mitigar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) teria uma forte repercussão no Brasil, país onde em 2005 mais de 75% e 90% das emissões de CH₄ e de N₂O, respectivamente, foram provenientes da atividade agrícola, sobretudo em virtude da criação de ruminantes (CH₄) e pelo uso agrícola dos solos (N₂O) (Cerri et al., 2009).

Considerando todo o território brasileiro, o cultivo de arroz irrigado participa com menos de 2% das emissões totais de CH₄ (Cerri et al., 2009). A cultura do arroz no Brasil ocupa uma área de aproximadamente 3,0 milhões de hectares, sendo o estado do Rio Grande do Sul responsável por cerca de 40% desta área e 64% do arroz produzido no país (CONAB, 2011). Essa condição, aliada ao sistema de irrigação por inundação permanente, empregado em praticamente toda a área orizícola do estado, torna o Rio Grande do Sul o principal responsável pela emissão de CH₄ proveniente do cultivo de arroz irrigado, contribuindo com mais de 65% do total emitido (Embrapa, 2006a).

Apesar de ainda não existirem informações disponíveis quanto à emissão de N₂O nas áreas cultivadas com arroz no Brasil, resultados de pesquisas internacionais demonstram que a produção deste cereal em solos alagados representa uma importante fonte de GEE frente aos demais sistemas de produção agrícola (Scheer et al., 2008; Kimura et al., 2010). Esta importância se deve principalmente aos fluxos de CH₄ do solo, de forma que a sua participação em relação ao N₂O no potencial de aquecimento global (PAG), medida pela qual as emissões de GEE são convertidas para uma base única (CO₂ equivalente), pode ser superior a 90% (Towprayoon et al., 2005). Em contrapartida, práticas de manejo, como a não incorporação de resíduos culturais (Ahmad et al., 2009) e a drenagem da água de irrigação (Towprayoon et al., 2005; Tyagi et al., 2010), se constituem em importantes estratégias

visando à redução das emissões de CH₄ do solo. Porém, tais práticas podem exacerbar as emissões de N₂O do solo, de forma a aumentar a sua participação relativa no PAG.

O manejo da água de irrigação tem reflexos diretos sobre o comportamento eletroquímico do solo (Ratering & Conrad, 1998), impactando a dinâmica da produção de CH₄ e de N₂O no solo (Yu & Patrick Jr., 2004). A formação de CH₄ e de N₂O no solo se dá em condições de potencial redox (Eh) opostas, a tal ponto que as condições ideais para a produção de N₂O são restritivas para a produção de CH₄, e vice-versa. Enquanto a produção de N₂O ocorre sob circunstâncias de Eh do solo mais elevadas (> +180 mV), o aparecimento do CH₄ no solo acontece somente em valores de Eh inferiores a -150 mV (Yu & Patrick Jr., 2004), quando a maioria dos compostos oxidados [Fe(III), Mn(IV) e S-SO₄²⁻] encontra-se nas suas formas reduzidas [Fe(II), Mn(II) e S²⁻]. Nesse sentido, a quantificação das formas reduzidas destes íons presentes na solução do solo, de certa forma, poderia servir como um indicador do estado redox do solo (Mohanty et al., 2001; Gao et al., 2002; Silva et al., 2011).

A drenagem do solo durante o ciclo de desenvolvimento do arroz é uma prática comum em países onde o arroz é tradicionalmente cultivado, pois esta normalmente resulta em benefícios para as plantas (Zou et al., 2007), repercutindo positivamente sobre sua produtividade (Minamikawa & Sakai, 2005). Resultados contraditórios (diminuição da produtividade) também são encontrados na literatura quando da realização da drenagem do solo (Towprayoon et al., 2005). A possível redução no rendimento do arroz é uma das justificativas pelas quais essa prática não é atualmente recomendada para as lavouras orizícolas no RS. Ademais, aspectos ambientais e econômicos (SOSBAI, 2010) e a disponibilidade abundante de água em açudes e barragens para a irrigação (IRGA, 2009) também servem como justificativa para a utilização do sistema de irrigação contínuo. Como a demanda por alimentos é cada vez maior, é imprescindível buscar alternativas viáveis com o intuito de fomentar a produção de grãos, tendo como princípios o uso racional dos recursos naturais, a mínima degradação do ecossistema e a mitigação das emissões de gases de efeito estufa.

Neste contexto, o presente estudo foi elaborado com base nas seguintes hipóteses:

- Sistemas de irrigação que envolvem a drenagem do solo diminuem as emissões de CH₄ do solo, mas por outro lado, potencializam as emissões de N₂O.

- O efeito da drenagem do solo é muito maior na redução da emissão do CH₄ do que no aumento da emissão de N₂O, resultando numa redução efetiva do PAGp em comparação a sistemas com irrigação contínua.

- As emissões de CH₄ e de N₂O em solo cultivado com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água são controladas pelas alterações eletroquímicas que ocorrem após o alagamento do solo.

Os objetivos do presente estudo foram:

- Determinar as emissões de CH₄ e de N₂O em solo cultivado com arroz irrigado sob diferentes sistemas de manejo da água, bem como o PAGp.

- Identificar as principais variáveis que controlam as emissões de CH₄ e de N₂O em solo continuamente alagado e em solo drenado.

5.3.3. Material e métodos

5.3.3.1. Características da área experimental

O presente estudo também foi conduzido na EEA/IRGA, no decorrer da safra 2009/2010. Os dados referentes à temperatura média do ar e à precipitação pluvial durante o período de execução do trabalho encontram-se na Figura 1b. O solo foi classificado como Gleissolo Háptico Ta distrófico (Embrapa, 2006b), apresentando na camada de 0-20 cm: 200 g kg⁻¹ de argila; 9,3 g kg⁻¹ de C e pH_{água} = 5,4 (Tedesco et al., 1995).

5.3.3.2. Delineamento e condução experimental

O experimento foi instalado em outubro de 2009 com o objetivo de avaliar a eficiência do uso da água na produção de grãos de arroz. Os tratamentos avaliados foram: (1) inundação permanente (testemunha) – o solo foi inundado no estágio de desenvolvimento V3 (Counce et al., 2000), sendo mantida uma lâmina de água até a colheita e (2) irrigação intermitente – o solo foi alagado em V3 e mantido nessa condição até V6, quando foi drenado e a

água suprimida até o estágio V8 (16 dias), sendo o solo re-inundando após esse período e mantido nessa condição até a colheita. Os tratamentos foram distribuídos de forma inteiramente casualizada com três repetições, sendo as parcelas (10 x 20 m) separadas por taipas de aproximadamente um metro de largura.

Previamente à instalação do experimento, a área estava sendo cultivada com azevém, cuja produção de matéria seca foi de 2,6 Mg ha⁻¹. A semeadura do arroz foi realizada em 17 de outubro de 2009, após a dessecação do azevém, numa densidade de 100 kg de sementes (cv IRGA 424) por hectare, sendo que na ocasião foram aplicados 20 kg ha⁻¹ de N (uréia), 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 120 kg ha⁻¹ de K₂O via adubação de base. A adubação de cobertura foi realizada nos dias 12/11/2009 (V3), 24/11/2009 (V5) e 16/12/2009 (V8), quando foram aplicados, respectivamente, 76, 30 e 50 kg de N ha⁻¹ (uréia), sendo nesta última ocasião, aplicados ainda 30 kg ha⁻¹ de KCl. As parcelas foram inundadas 27 dias após a semeadura, enquanto que a drenagem definitiva para a colheita do arroz foi realizada no dia 17/02/2010. A colheita (~ 20 m² de área útil) foi efetuada em 12/03/2010 por meio de máquina colhedora automotriz e o rendimento de grãos obtido corrigindo-se a umidade para 13%.

5.3.3.3. Amostragem e análise dos gases

As coletas de ar foram realizadas de novembro de 2009 a março de 2010, após a entrada da água de irrigação, em intervalos regulares que não ultrapassaram 15 dias. Duas bases de alumínio foram inseridas no solo em uma repetição de cada tratamento com vistas à coleta de gases.

Os procedimentos envolvendo a amostragem do ar, a determinação analítica do CH₄ e do N₂O, bem como os cálculos dos fluxos destes gases e do PAGp, utilizados neste estudo, foram idênticos àqueles descritos no estudo I (ver item 5.1.3.5).

5.3.3.4. Avaliações complementares

Simultaneamente às coletas das amostras de ar, foi realizada extração da solução do solo. Para isto, tubos de PVC de 2,5 cm de diâmetro por 35 cm de comprimento foram inseridos no solo na profundidade de 5 cm

previamente à entrada da água de inundação. Uma das extremidades do tubo foi prensada e perfurada (4 mm de diâmetro) para permitir a entrada da solução do solo no PVC. A extração da solução foi realizada por meio de sucção usando seringas de 60 mL, as quais foram acopladas a um segundo tubo (tubo coletor) por meio de rolhas de borracha. Este tubo coletor, no qual uma de suas extremidades foi recoberta por uma tela de nylon (malha de 0,1 mm) e um filtro de celulose regenerada (0,45 μm de diâmetro de poros), foi inserido ao PVC previamente enterrado no solo, procedendo-se em seguida a extração da solução.

As alíquotas foram armazenadas em frascos contendo HCl 2M e mantidas sob refrigeração (-5°C) para posterior determinação das concentrações de Fe(II) e Mn(II) por espectrometria de emissão ótica por plasma induzido (ICP-OES). Os teores de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- em solução (5,0 cm) foram extraídos e analisados conforme metodologia descrita no item 5.1.3.6. A temperatura do solo (5,0 cm) também foi monitorada durante cada evento de coleta por meio de termômetro digital de haste. As relações entre essas variáveis e as emissões de CH_4 e de N_2O foram avaliadas pela significância dos coeficientes de correlação (r) nas regressões lineares e de determinação (R^2) nas regressões exponenciais.

5.3.4. Resultados e discussão

5.3.4.1. Taxas de emissão de CH_4 e de N_2O do solo

As taxas de emissão CH_4 do solo apresentaram uma variação temporal similar (Figura 10b), mas em magnitudes distintas de acordo com o manejo da água de irrigação utilizado (Figura 10a). A realização da drenagem promoveu a redução nos fluxos de CH_4 do solo, de forma que as taxas de emissão foram sempre inferiores ao tratamento com lâmina permanente de água, especialmente entre o 45° e o 88° dia após a inundação inicial do solo (Figura 10b). Neste intervalo, as taxas de emissão aumentaram gradualmente em ambos os tratamentos, atingindo o ápice 80 dias após inundação (DAI) do solo, durante o estágio de florescimento do arroz, período no qual Towprayoon et al. (2005) também observaram as maiores taxas de emissão de CH_4 . A taxa máxima de emissão de CH_4 no solo sob lâmina permanente de água alcançou

444,0 g ha⁻¹ h⁻¹, enquanto que no sistema intermitente esse valor foi 37% inferior (279,4 g ha⁻¹ h⁻¹).

As emissões de CH₄ no solo permanentemente alagado apresentaram um aumento expressivo a partir do 32° DAI. A redução na taxa de emissão de CH₄ observada no 39° DAI foi ocasionada pela supressão involuntária da água de irrigação e conseqüente redução da altura da lâmina de água (Figura 10a), desfavorecendo a produção de CH₄ em virtude da condição aeróbia imposta. Entretanto, esta curta drenagem acidental do solo (38° e 39° DAI) não foi capaz de atenuar as emissões posteriores de CH₄, já que, na coleta subsequente (45° DAI), houve uma elevação considerável na taxa de emissão de CH₄ do solo. Em contrapartida, as emissões de CH₄ no solo com manejo intermitente se mantiveram praticamente nulas até o 45° DAI em conseqüência da drenagem do solo, o qual foi mantido nessa condição durante 16 dias (18° a 34° DAI). Mesmo com a re-inundação do solo no 34° DAI, o aumento nas taxas de emissão de CH₄ só foi verificado 21 dias após a volta da água de irrigação (55° DAI). A emissão de CH₄, nesse caso, se mostra sensível à duração do período de drenagem do solo, pois à medida que este adquire uma condição aeróbia, os compostos que antes se encontravam em seu estado reduzido são rapidamente oxidados na presença de oxigênio (Ratering & Conrad, 1998), e a condição de redução do solo, necessária para a produção de CH₄, deixa de existir. Zhang et al. (2010) afirmam que, quanto maior for o período em que o solo permanece drenado e menor a umidade do mesmo, maior será o tempo para que os compostos oxidados atinjam o seu estado reduzido após a re-inundação do solo, retardando assim o início da produção de CH₄ no solo.

Ao mesmo tempo em que a retirada da água favoreceu a redução das taxas de emissão de CH₄, ela induziu a produção e a emissão de N₂O do solo (Figura 10c). Esta “inversão” nas taxas de emissão destes dois gases, à medida que o solo é drenado, é demonstrada em inúmeros trabalhos (Bronson et al., 1997; Cai et al., 1997; Zou et al., 2004; Towprayoon et al., 2005; Johnson-Beebout et al., 2009). As emissões de N₂O no solo com irrigação intermitente aumentaram sensivelmente logo no primeiro dia após a drenagem do solo (19° DAI), atingindo uma taxa de emissão de 5.341,6 mg N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹. A taxa máxima de emissão de N₂O (7.770,9 mg N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹) ocorreu três

dias após a retirada da água de inundação (21° DAI), sendo que a redução acentuada na taxa de emissão observada no dia anterior (1.914,9 mg N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹) foi ocasionada pela alta umidade do solo em virtude da precipitação pluviométrica (14,6 mm) que antecedeu a coleta.

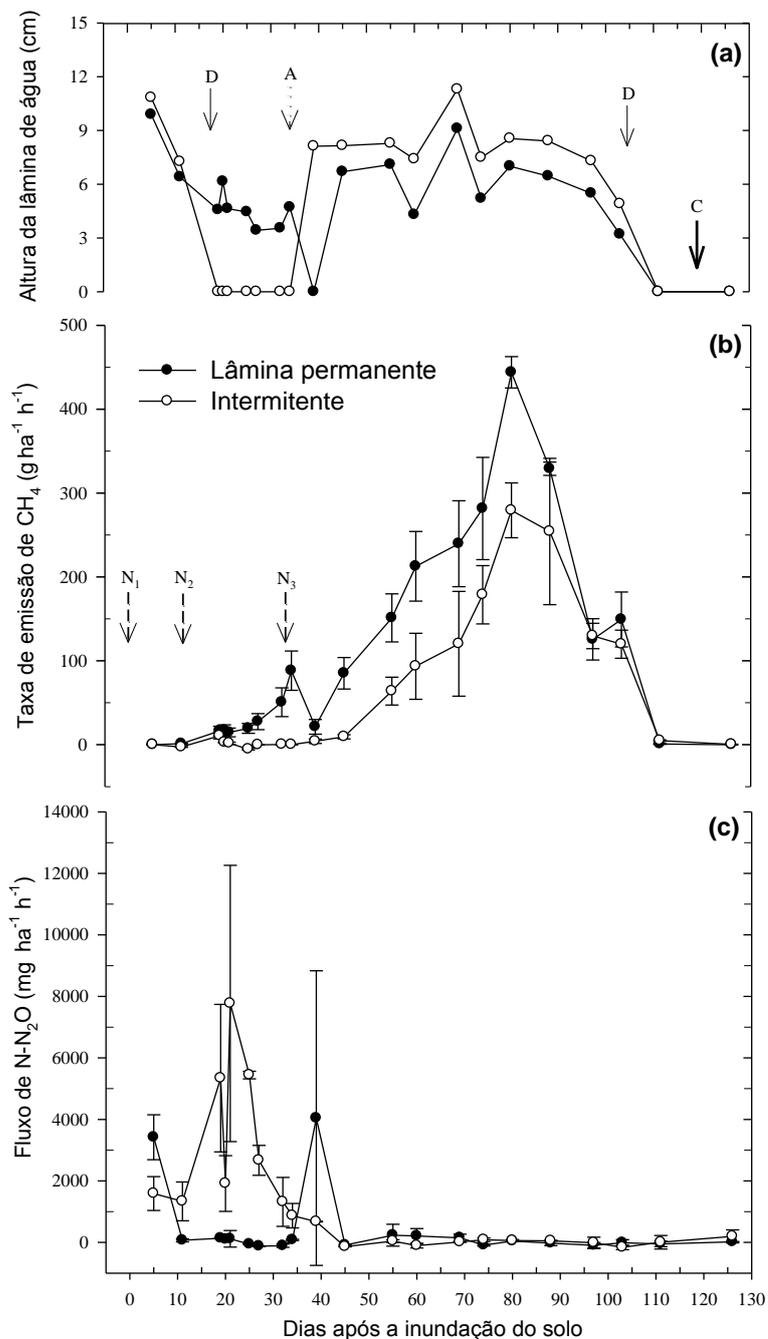


Figura 10. Altura da lâmina de água (a), taxa de emissão de CH₄ (b) e fluxo de N-N₂O em um Gleissolo cultivado com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação. D = drenagem; A = alagamento; C = colheita. N₁, N₂ e N₃ referem-se às aplicações de

76, 30 e 50 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia, respectivamente. Barras verticais representam o desvio padrão da média.

As emissões de N₂O no solo com lâmina permanente de água aconteceram aos 5 e 39 dias após a inundação do inicial do solo, quando as taxas atingiram, respectivamente, 3.419,3 e 4.042,2 mg N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹. O primeiro pico possivelmente está associado à desnitrificação, processo no qual o NO₃⁻, sob condições anóxicas, é utilizado como acceptor alternativo de elétrons, sendo sequencialmente reduzido a NO₂⁻, NO, N₂O e N₂ (Kögel-Knabner et al., 2010). O segundo pico de N₂O provavelmente teve origem nos processos de nitrificação e desnitrificação, já que a emissão ocorreu em consequência da supressão involuntária da água de irrigação do solo. A drenagem permite com que o oxigênio se difunda pelo interior do solo, estimulando a produção e a emissão de N₂O por favorecer o processo de nitrificação, enquanto que a manutenção da água de inundação cria condições estritamente anaeróbias, as quais restringem a emissão de N₂O (Towprayoon et al., 2005). Além disso, a drenagem do solo pode acelerar a decomposição do carbono orgânico (Ratering & Conrad, 1998), disponibilizando C e N para os microrganismos envolvidos na produção do N₂O (Zou et al., 2007).

Na maioria das ocasiões em que o solo encontrava-se alagado, em ambos os tratamentos, as taxas de emissão de N₂O se mantiveram praticamente nulas, exceto nas primeiras duas semanas após entrada da água de irrigação (Figura 10c), as quais possivelmente estão associadas ao processo de desnitrificação. Em solos alagados, a manutenção da lâmina de água reduz os fluxos de N₂O a valores próximos de zero (Johnson-Beebout et al., 2009; Liu et al., 2010), ou até mesmo negativos (Cai et al., 1997; Hou et al., 2000). Sob condições prolongadas de alagamento, o N₂O presente no solo pode ser biologicamente reduzido a N₂, o que contribuiria inclusive para mitigação das emissões de N₂O do solo (Firestone et al., 1980; Reddy & DeLaune, 2008). Em trabalho conduzido por Iida et al. (2007) sob condições controladas, foi constatado que a permanência de uma fina lâmina de água (< 2 cm) sobre o solo foi capaz de suprimir as emissões de N₂O. Nem mesmo as aplicações fracionadas de N-uréia resultaram no aumento das taxas de emissão de N₂O no solo sob lâmina de água permanente, corroborando os resultados obtidos por Zou et al. (2007). Esses autores não encontraram

nenhuma relação entre as emissões de N_2O e a aplicação de fertilizante nitrogenado durante o cultivo do arroz irrigado, inclusive sob doses crescentes de N aplicado. Liu et al. (2010) também não constataram nenhum incremento nas taxas de emissão de N_2O durante o cultivo do arroz sob lâmina permanente de água após as aplicações de N (uréia). A retirada da água para a realização da colheita do arroz também não promoveu aumento nas taxas de emissão de N_2O , divergindo dos resultados de outros trabalhos, nos quais a retirada da água de irrigação resultou em aumento das emissões de N_2O do solo (Towprayoon et al., 2005; Liu et al., 2010).

5.3.4.2. Emissão total de CH_4 e de N_2O do solo

A realização da drenagem entre os estádios de desenvolvimento V6 e V8 (16 dias) ocasionou uma redução de 41% na emissão total de CH_4 no solo sob manejo intermitente da água ($218 \text{ kg } CH_4 \text{ ha}^{-1}$) em comparação ao solo permanentemente alagado ($368 \text{ kg } CH_4 \text{ ha}^{-1}$) (Figura 11a). Towprayoon et al. (2005) observaram que a realização de uma única drenagem (sete dias) no período do florescimento do arroz diminuiu a emissão total de CH_4 em 29%, enquanto que a realização de duas drenagens (três dias cada), em épocas distintas do ciclo do arroz, reduziu as emissões em 36% em comparação ao solo continuamente irrigado. Já Hadi et al. (2010), avaliando o efeito de uma drenagem (seis dias) sobre as emissões de gases de um solo aluvial e de um solo turfoso cultivados com arroz no Japão, obtiveram uma redução de 42% e 50% na emissão total de CH_4 , respectivamente, em relação ao solo com lâmina permanente de água.

A realização da drenagem em solos continuamente alagados é reconhecidamente uma ferramenta eficaz na mitigação das emissões de CH_4 do solo. Tal prática de manejo, por outro lado, potencializa as emissões de N_2O do solo (Figura 11b). No presente trabalho, mais de 90% dos $2,32 \text{ kg N-N}_2O \text{ ha}^{-1}$ emitidos durante a safra, no solo sob irrigação intermitente, ocorreu durante os 16 dias em que o solo foi mantido drenado. A emissão total de N_2O proveniente do solo com lâmina permanente de água representou apenas 37% ($0,85 \text{ kg N-N}_2O \text{ ha}^{-1}$) da emissão total observada no sistema intermitente, sendo que 62% dessa emissão ocorreu durante a supressão ocasional da água de irrigação. A participação das emissões de N_2O do solo, durante o período

em que este encontra-se drenado, pode variar de 40% (Zou et al., 2004) até mais de 90% (Xing et al., 2009) em relação ao total emitido durante a safra.

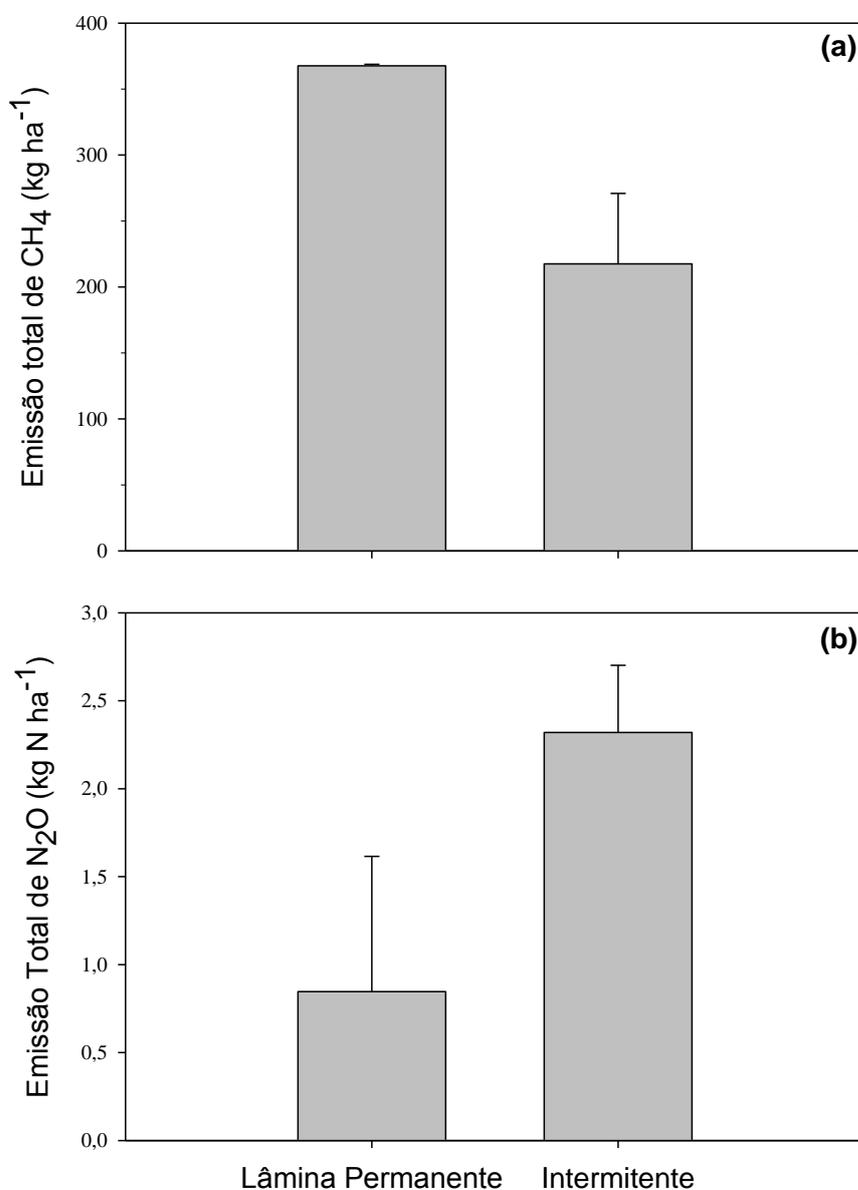


Figura 11. Emissão total de CH₄ (a) e de N₂O em Gleissolo cultivado com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação. Barras verticais representam o desvio padrão da média.

5.3.4.3. Potencial de Aquecimento Global parcial (PAGp), rendimento de grãos (RG) e índice PAGp/RG

Dentre os sistemas de manejo da água avaliados, o tratamento com drenagem apresentou um PAGp 24% menor (7.594 kg CO₂ equiv. ha⁻¹) em relação ao tratamento com lâmina permanente de água (9.960 kg CO₂ equiv. ha⁻¹) (Figura 12a). Resultados de outros trabalhos também demonstraram uma

redução similar do PAG em sistemas de produção de arroz que envolveram o manejo intermitente da água de irrigação (Towprayoon et al., 2005; Hadi et al., 2010).

Com a drenagem do solo, a contribuição do CH₄ para o PAGp reduziu de 92% (9.169 kg CO₂ equiv. ha⁻¹) para 71% (5.423 kg CO₂ equiv. ha⁻¹), enquanto a participação do N₂O no PAGp aumentou de 8% (791,6 kg CO₂ equiv. ha⁻¹) no solo permanentemente inundado para 29% no solo drenado. Mesmo com a redução da participação do CH₄ no PAGp, a sua emissão em solos cultivados com arroz irrigado ainda tem maior impacto sobre o PAGp em comparação às emissões de N₂O, sendo superior inclusive às emissões de CO₂ (Ahmad et al., 2009; Hadi et al., 2010). Com base nesses resultados, esforços visando à redução da emissão de gases em solos cultivados com arroz irrigado devem ser direcionados, sobretudo, à mitigação das emissões de CH₄ do solo.

Na média, os rendimentos de grãos foram similares entre os dois tratamentos, alcançando 11.972 kg de arroz ha⁻¹ no solo sob lâmina permanente de água e 11.848 kg de arroz ha⁻¹ no solo drenado (Figura 12b). A similaridade na produtividade de grãos entre os tratamentos talvez esteja associada às condições adequadas do clima durante a safra, especialmente quanto à precipitação pluviométrica durante o período em que o solo foi drenado (Figura 1b). Cabe ressaltar que a obtenção desses altos rendimentos se deve, sobretudo, à adoção de práticas de manejo integradas que têm por objetivo o aumento da produtividade, da competitividade e da sustentabilidade das lavouras cultivadas com arroz irrigado no estado do Rio Grande do Sul (Menezes et al., 2004; SOSBAI, 2010). A prática da drenagem do solo, ainda pouco comum nas lavouras do estado devido especialmente à abundância de água disponibilizada por meio de açudes e barragens (IRGA, 2010), tem sido amplamente adotada em alguns países da Ásia devido a sua ação benéfica sobre o desenvolvimento das plantas de arroz (Zou et al., 2007), aumentando inclusive sua produtividade (Minamikawa & Sakai, 2005).

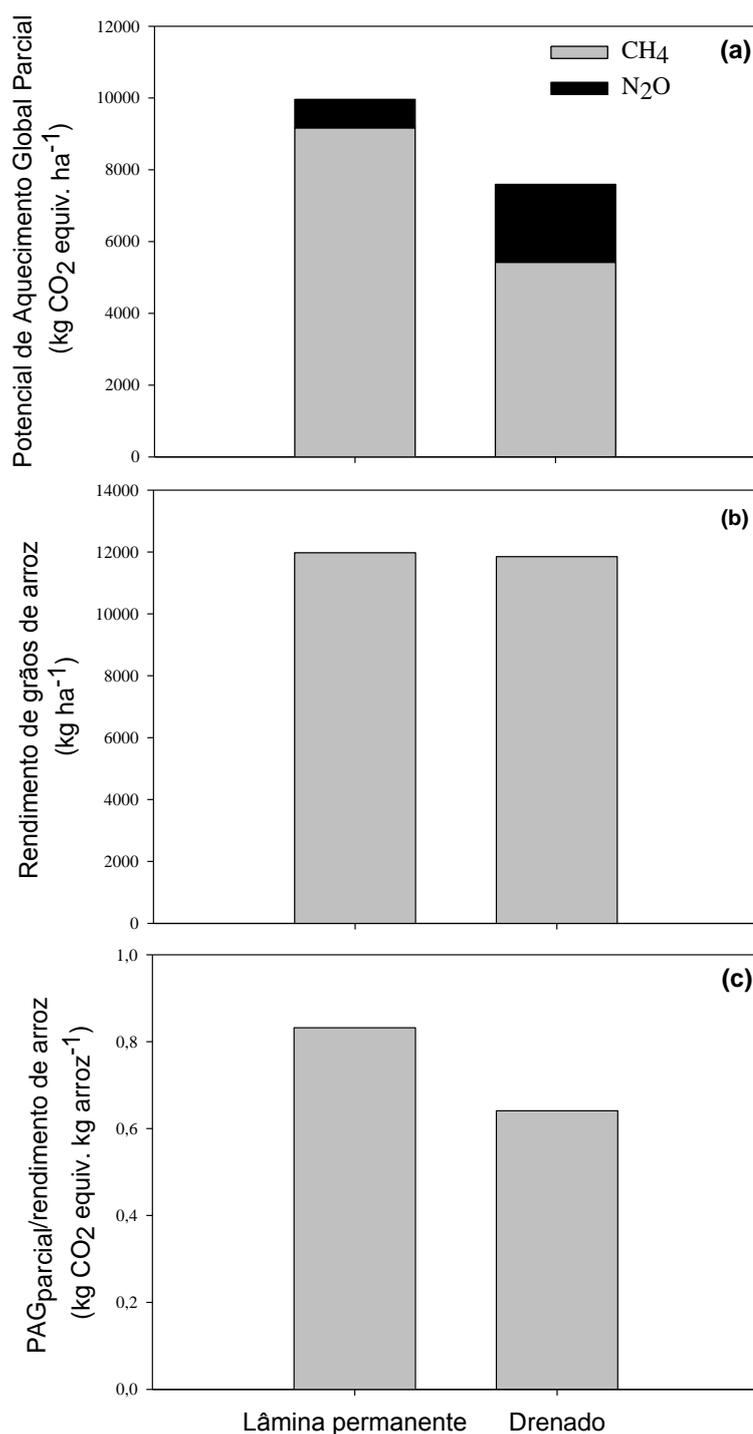


Figura 12. Potencial de aquecimento global parcial (a), rendimento de grãos de arroz (b) e índice PAGp/RG (c) em um Gleissolo cultivado com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação.

Com base no índice PAGp/RG, o cultivo de arroz por meio do sistema de irrigação intermitente se mostrou mais efetivo em mitigar o PAGp, apresentando um valor de 0,64 kg de CO₂ equiv. kg⁻¹ de arroz produzido (Figura 12c), enquanto que, para o arroz produzido no solo continuamente

alagado, este índice foi de 0,83 kg CO₂ equiv. kg⁻¹ de arroz. A partir dos dados de rendimento de grãos e do PAG disponibilizados por Towprayoon et al. (2005), calculou-se o índice PAGp/RG, o qual se mostrou superior para o solo permanentemente alagado (1,2 kg CO₂ equiv. kg⁻¹ arroz), diminuindo à medida que uma (0,93 kg CO₂ equiv. kg⁻¹) e duas drenagens (0,88 kg CO₂ equiv. kg⁻¹) foram realizadas durante a safra do arroz. Cabe enfatizar que, tanto no presente trabalho quanto no trabalho realizado por Towprayoon et al. (2005), as emissões de CO₂ do solo não foram contabilizadas no cálculo do PAGp.

5.3.4.4. Fatores envolvidos nas emissões de CH₄ e de N₂O

De acordo com a Figura 13a, observa-se que as taxas de emissão de CH₄ apresentaram um aumento exponencial com a temperatura do solo ($R^2 = 0,17$; $p < 0,01$), comportamento semelhante ao verificado em outros trabalhos (Yao & Conrad, 2000). O aumento da temperatura em solos alagados exerce forte influência sobre o fluxo de C e de elétrons, bem como sobre a população e a atividade dos microrganismos metanogênicos (Fey & Conrad, 2000). Com base nos coeficientes obtidos da equação exponencial ajustada entre a taxa de emissão de CH₄ e a temperatura do solo calculou-se o fator Q₁₀ (Li et al., 2010), cujo resultado foi de 24,5. Este valor indica que a taxa de emissão de CH₄ aumenta em aproximadamente 25 vezes quando a temperatura do solo aumenta 10 °C, sendo que no presente trabalho, este fator foi obtido para uma faixa de temperatura que variou de 20,3 a 26,9 °C. O valor de Q₁₀ obtido supera em aproximadamente seis vezes o valor médio mencionado pela literatura, que é de 4,0 (Dalal et al., 2008). Em contrapartida, Segers (1998) ao compilar valores de Q₁₀ de vários trabalhos, observou que este fator variou de 1,5 a 28, justificando essa ampla variação à interação de inúmeros processos que ocorrem nos solos alagados, como por exemplo, a redução na concentração de aceptores de elétrons com o aumento da temperatura. Yao & Conrad (2000), por exemplo, constataram que a passagem do Fe(III) para Fe(II) (redução do Fe) ocorreu de forma mais intensa com o aumento da temperatura do solo, até atingir uma temperatura considerada ótima (36-37 °C). Os autores ainda observaram que a produção de CH₄ no solo só se manifestou quando a maior parte do Fe(III) encontrava-se reduzido. Embora a correlação entre a taxa de emissão de N₂O e a temperatura do solo tenha sido baixa ($r =$

0,31; $p = 0,05$), a relação entre as duas variáveis foi inversa, similar a encontrada por Davidsson & Leonardson (1997), cujo aumento na temperatura do solo resultou na diminuição das emissões de N_2O do solo, especialmente no solo drenado (Figura 13b).

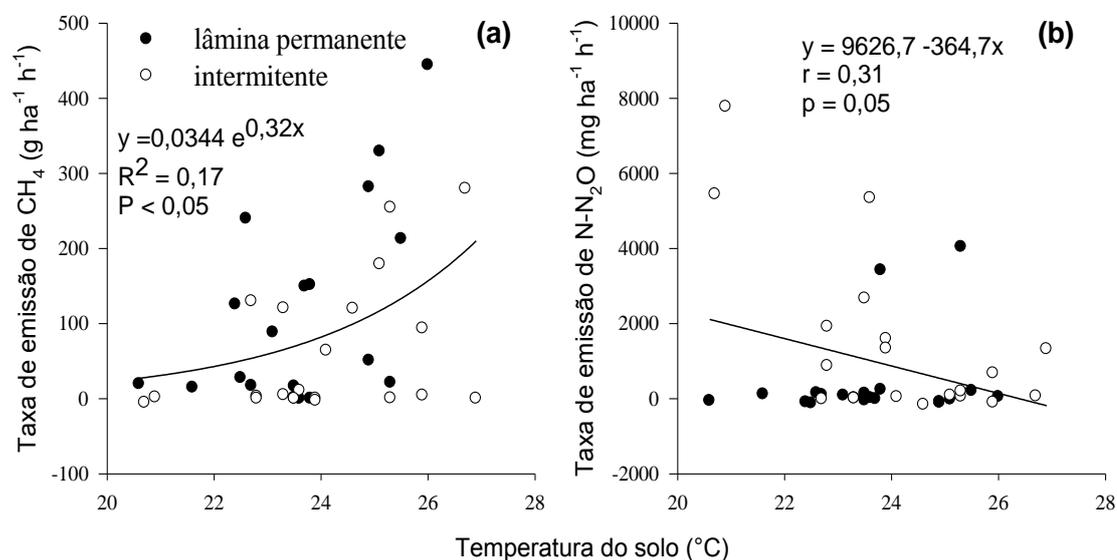


Figura 13. Relação entre as taxas de emissão de CH_4 (a) e de N_2O (b) e a temperatura do solo na camada de 5,0 cm ($n = 40$).

As taxas de emissão de CH_4 também se correlacionaram positivamente ($r = 0,60$; $p < 0,001$) com os teores de $Fe(II)$ da solução do solo (Figura 14a). Este resultado demonstra, indiretamente, que as emissões de CH_4 ocorreram predominantemente em condições de solo reduzido, partindo do pressuposto de que as concentrações de Fe em solução estão diretamente associadas à redução do Eh do solo, conforme apontam Mohanty et al. (2001) e Gao et al. (2002). Estes últimos encontraram uma estreita correlação ($R^2 > 0,70$) entre o logaritmo dos teores de $Fe(II)$ e de $Mn(II)$ e o Eh do solo, em um estudo que teve o objetivo de comparar três métodos de determinação do Eh do solo. No presente trabalho, em contrapartida, não foi verificada correlação significativa entre as emissões de CH_4 e a concentração de $Mn(II)$ da solução do solo. A participação do Fe nas reações redox se sobressai aos demais eletroceptores, dada a sua grande disponibilidade, sobretudo nos solos de várzea tropicais (Neue et al., 1997b; Sahrawat, 2004). O $Fe(III)$ predomina em condições aeróbias, ao passo que as concentrações de $Fe(II)$ aumentam com a diminuição do Eh do solo (Gao et al., 2002; Reddy & DeLaune, 2008).

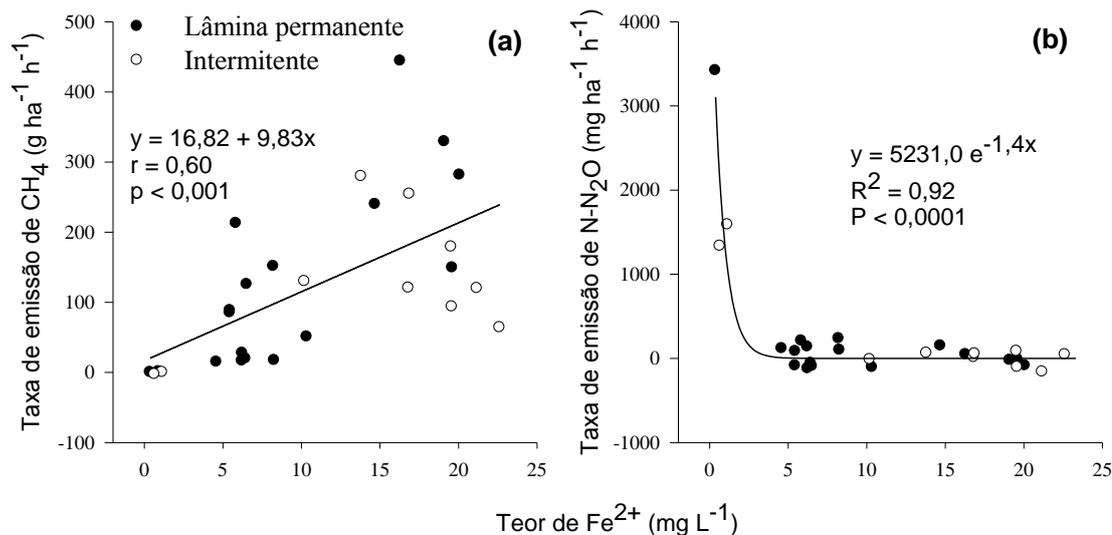


Figura 14. Relação entre as taxas de emissão de CH₄ (a) e de N₂O (b) e o teor de Fe(II) na solução do solo na camada de 5,0 cm (n = 28).

As emissões de N₂O do solo, por outro lado, apresentaram uma diminuição exponencial com o aumento dos teores de Fe(II) ($R^2 = 0,92$; $P < 0,0001$) e de Mn(II) ($R^2 = 0,94$; $P < 0,0001$) na solução do solo (Figuras 14b e 15b), sendo praticamente nulas quando as concentrações de Fe e Mn na solução se aproximaram de 5,0 e 0,2 mg L⁻¹, respectivamente. Durante o período em que o solo foi mantido alagado, as maiores emissões de N₂O em ambos os tratamentos ocorreram nas primeiras duas semanas após a inundação do solo em virtude do processo de desnitrificação. O NO₃⁻ é o primeiro composto inorgânico no solo a ser utilizado pelos microrganismos como aceptor de elétrons, de forma que sua redução ocorre quando o Eh do solo atinge aproximadamente +200 e +300 mV (Reddy & DeLaune, 2008). As reduções do Mn(IV) e do Fe(III) sucedem à utilização do NO₃⁻ como eletroceptor, todavia, o intervalo de Eh no qual estas reduções se procedem pode ser restritivo para a produção do N₂O do solo, já que o N₂O sob condições de alta redução é posteriormente reduzido a N₂ (Reddy & DeLaune, 2008). Yu et al. (2006) observaram que a concentração máxima de N₂O em um solo permanentemente alagado ocorreu em Eh de +250 mV, diminuindo drasticamente em Eh inferior a +200 mV, enquanto que Reddy & DeLaune (2008) mencionaram que o potencial redox crítico para a produção de N₂O no solo situa-se entre +100 e +300 mV. Trabalhos recentes têm demonstrado que a faixa de Eh em solos alagados onde o PAG é menor situa-se entre +180 e -

150 mV (Yu & Patrick Jr., 2004), de forma que as condições mais reduzidas do solo (< +180 mV) restringem a geração de N₂O devido a sua subsequente redução a N₂.

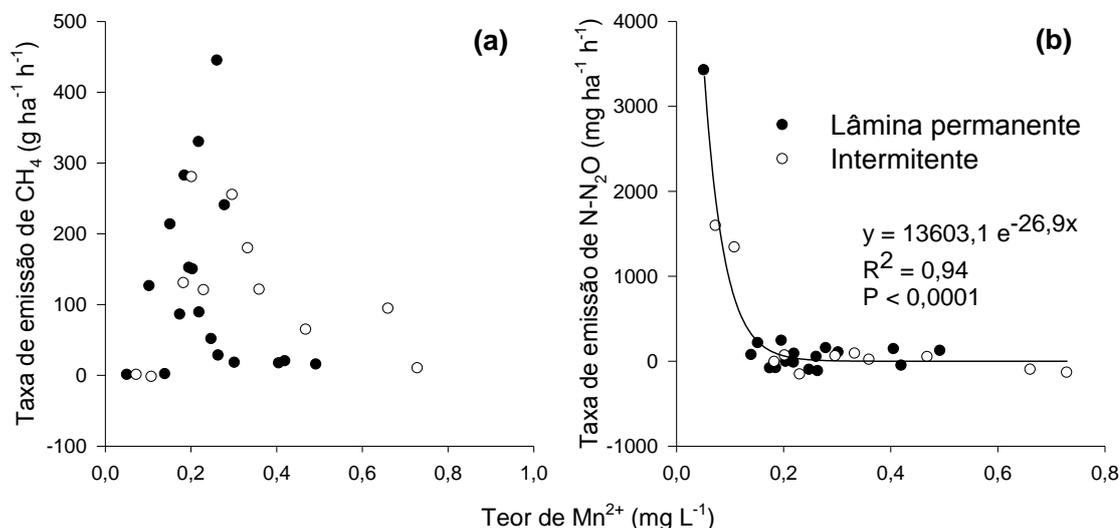


Figura 15. Relação entre as taxas de emissão de CH₄ (a) e de N₂O (b) e o teor de Mn(II) na solução do solo na camada de 5,0 cm (n = 28).

As correlações obtidas entre o NO₃⁻ ($r = 0,77$; $p < 0,0001$), o NH₄⁺ ($r = 0,67$; $p = 0,001$) e as taxas de emissão de N₂O (Figuras 16a e 16b) sugerem uma forte influência dos teores de N na solução do solo sobre as emissões de N₂O em solos alagados. O N no solo atua como substrato para os processos de nitrificação e desnitrificação, os quais acontecem em zonas distintas do solo alagado em virtude da presença e da ausência de O₂, respectivamente (Reddy & DeLaune, 2008). Na Figura 16a, as três ocasiões em que as taxas de emissão de N₂O foram superiores a 1.000 mg N-N₂O ha⁻¹ h⁻¹ se referem às emissões que ocorreram nos primeiros 11 dias após o alagamento, e possivelmente são resultantes do processo de redução do NO₃⁻ via desnitrificação. Recomenda-se uma frequência de amostragem maior após o alagamento do solo com a finalidade de melhorar a compreensão desse processo nas emissões de N₂O do solo. A correlação existente entre as taxas de N₂O do solo e o NH₄⁺ (Figura 16b) sugere que o N₂O teve sua origem no processo de nitrificação do solo, quando o NH₄⁺ é convertido para NO₃⁻ nas regiões oxidadas do solo (rizosfera e interface solo-água) e este, por sua vez, pode difundir-se para as regiões reduzidas do solo e ser desnitrificado (Reddy & DeLaune, 2008).

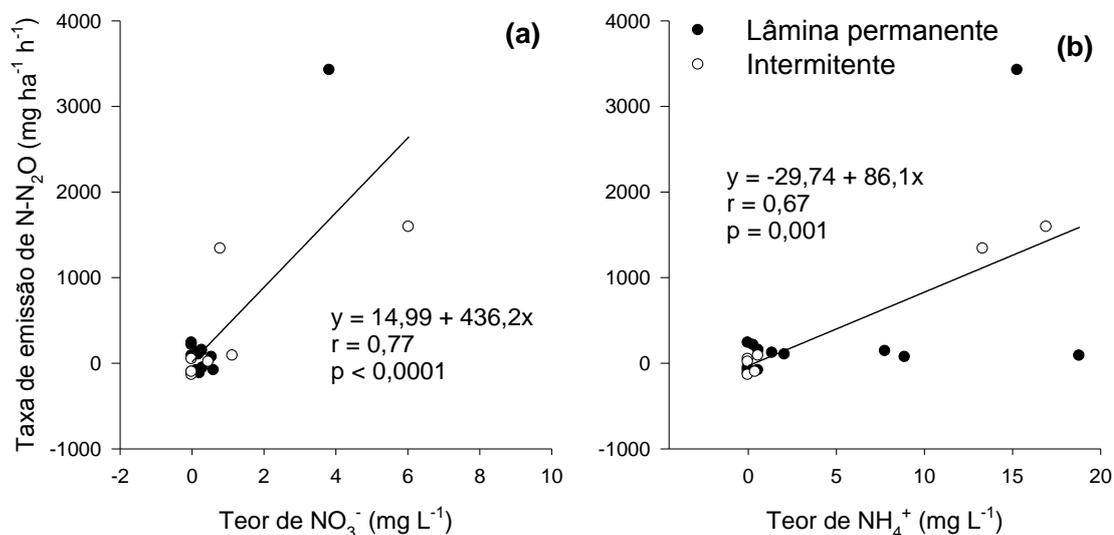


Figura 16. Relação entre as taxas de emissão de N₂O e os teores de NO₃⁻ (a) e de NH₄⁺ (b) na solução do solo na camada de 5,0 cm (n = 21).

5.3.5. Conclusões

- A drenagem da lavoura de arroz promove redução considerável nas emissões de CH₄ e intensifica as emissões de N₂O do solo, aumentando a participação proporcional deste gás no potencial de aquecimento global do sistema de produção.

- O efeito da drenagem na redução da emissão de CH₄ é muito superior ao seu efeito no aumento nas emissões de N₂O, constituindo-se numa estratégia eficiente para redução do potencial de aquecimento global de sistemas de produção de arroz irrigado no Sul do Brasil.

- O aumento da temperatura do solo e o avanço do processo de redução do solo, evidenciado indiretamente pelas concentrações de Fe reduzido na solução, conduzem ao aumento das emissões de CH₄ e a diminuição das emissões de N₂O do solo, enquanto que o aumento das concentrações de nitrato e de amônio na solução relaciona-se positivamente com o aumento das emissões de N₂O em solo cultivado com arroz.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS

Solos de várzea, cultivados com arroz sob alagamento permanente, se caracterizam pela emissão expressiva de gases de efeito estufa, especialmente de CH₄. No Rio Grande do Sul, onde a produção anual deste cereal atinge aproximadamente um milhão de hectares, estima-se que as emissões de CH₄ advindas deste sistema de produção representem aproximadamente 18% do total de CH₄ emitido. As emissões de N₂O, por outro lado, ainda são desconhecidas neste agroecossistema.

A realização de pesquisas visando à quantificação das emissões de gases de efeito estufa e à definição de estratégias de mitigação das emissões são prementes. O desenvolvimento de tecnologias capazes de mitigar as emissões de gases em solos de várzea, entretanto, não deve estar atrelado à diminuição da produtividade do arroz. Com base nisso, o presente trabalho destacou a existência de práticas de manejo na lavoura arrozeira capazes de mitigar consideravelmente as emissões de gases de efeito estufa, e que são plenamente exequíveis junto ao orizicultor.

Dentre os resultados obtidos, ressalta-se a importância do cultivo mínimo e do manejo da água (irrigação intermitente) na redução das emissões de CH₄ e do potencial de aquecimento global. O primeiro refere-se a uma prática consolidada nas áreas cultivadas com arroz no RS, enquanto que no segundo, estudos futuros ainda são necessários, sobretudo para avaliar o impacto da supressão da água no rendimento de grãos. No caso das coberturas de inverno, cujo aporte potencializou as emissões de CH₄ em relação à manutenção do solo em pousio, ações futuras devem especialmente investigar a importância da inserção de tal prática no seqüestro de C e na melhora da qualidade dos solos de várzea. As emissões de N₂O, quando

equiparadas às emissões de CH₄ na forma de CO₂ equivalente, foram pouco expressivas e dependentes do manejo da água de irrigação.

Com o intuito de aprimorar e aprofundar as pesquisas nesta temática, alguns aspectos peculiares à cultura do arroz e aos solos de várzea devem ser melhor elucidados. Para isso, algumas sugestões são dadas:

- Inclusão do período da entressafra no monitoramento das emissões de GEE.
- Intensificação das amostragens de ar para avaliação do N₂O, especialmente nas primeiras semanas após a inundação do solo.
- Ampliação das avaliações de GEE para as demais regiões do estado onde há produção de arroz (diferentes solos e clima).
- Análise estratificada das emissões de GEE em sistemas integrados de produção (integração lavoura-pecuária, rotação de culturas na várzea, etc).
- Determinação do potencial de sequestro de C pelos solos de várzea e avaliação da dinâmica do C e do N neste ecossistema.
- Levantamento geral e estratificado do custo energético (gastos em C) da cadeia orizícola.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGNIHOTRI, S.; KULSHRESHTHA, K.; SINGH, S. N. Mitigation strategy to contain methane emission from rice-fields. **Environmental Monitoring and Assessment**. Dordrecht, v. 58, n. 1, p.95-104, 1999.
- AHMAD, S.; LI, C.; DAI, G.; ZHAN, M.; WANG, J.; PAN, S.; CAO, C. Greenhouse gas emission from direct seeding paddy field under different rice tillage systems in central China. **Soil and Tillage Research**. Amsterdam, v. 106, p. 54-61, 2009.
- AULAKH, M.S.; WASSMANN, R.; RENNEGBERG, H. Methane emissions from rice field – quantification, mechanisms, role of management, and mitigation options. **Advances in Agronomy**. San Diego, v. 70, p. 193-260, 2001a.
- AULAKH, M. S.; KHERA, T. S.; DORAN, J. W.; BRONSON, K. F. 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**. Berlim, v. 34, p. 375-389, 2001b.
- AZAMBUJA, I. H. V.; VERNETTI Jr., F. J.; MAGALHÃES Jr., A. M. Aspectos socioeconômicos da produção do arroz. In: GOMES, A. S.; MAGALHÃES Jr., A. M. **Arroz irrigado no Sul do Brasil**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. Cap.1, p. 23-44.
- BODELIER, P. L. E.; HAHN, A. P.; ARTH, I. R.; FRENZEL, P. Effects of ammonium-based fertilization on microbial processes involved in methane emission from soils planted with rice. **Biogeochemistry**, Amsterdam, v. 51, n. 3, p. 225-257, 2000b.
- BODELIER, P. L. E.; ROSLEV, P.; HENCKEL, T.; FRENZEL, P. Stimulation by ammonium-based fertilizers of methane oxidation in soil around rice roots. **Nature**. London, v. 403, n. 6768, p. 421-424, 2000a.
- BRITZKE, D.; SILVA, L. S.; MORO, V. J.; BUNDT, A. C.; ÁVILA, L. A.; BAYER, C.; ZSCHORNACK, T.; MARCHEZAN, E. Emissão de metano em arroz cultivado por alagamento com irrigação contínua e intermitente. In: FERTBIO, 2008, Londrina. **Anais Londrina, 2008**. 1 CD-ROM.
- BRONSON, K. F.; NEUE, H. U.; SINGH, U.; ABAO Jr., E. B. Automated chamber measurements of methane and nitrous oxide flux in a flooded rice soil: I. residue, nitrogen, and water management. **Soil Science Society of America Journal**. Madison, v. 61, n. 3, p. 981-987, 1997.

- CAI, Z.; SHAN, Y.; XU. Effects of nitrogen fertilization on CH₄ emissions from rice fields. **Soil Science and Plant Nutrition**. Tóquio, v. 53, n. 4, p. 353-361, 2007.
- CAI, Z.; XING, G.; YAN, X.; XU, H.; TSURUTA, H.; YAGI, K.; MINAMI, K. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilisers and water management. **Plant and Soil**. Dordrecht, v. 196, n. 1, p. 7-14, 1997.
- CAMARGO, F. A. O.; SANTOS, G. A.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados. **Ciência Rural**. Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 171-180, 1999.
- CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M.V.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; BERNOUX, M. Brazilian Greenhouse Gas Emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**. Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.
- CHAPUIS-LARDY, E.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J.-L.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, p. 1–17, 2007.
- COLE, C.V.; DUXBURY, J.; FRENEY, J.; HEINEMEYER, O.; MINAMI, K.; MOSIER, A.; PAUSTIAN, K.; ROSENBERG, N.; SAMPSON, N.; SAUERBECK, D.; ZHAO, Q. Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, p. 221-228, 1997.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul, 2004. 400 p.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB. **10º Levantamento de safras 2010/2011**. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/11_07_06_08_59_20_boletim_grao_julho_2011..pdf>. Acesso em: 08 jul. 2011.
- CONRAD, R. Control of microbial methane production in wetland rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 64, p. 59-69, 2002.
- COSTA, F. S. **Estoques de carbono orgânico e efluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro**. 2005. 129 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- COSTA, F. S.; BAYER, C.; LIMA, M. A.; FRIGHETTO, R. T. S.; MACEDO, V. R. M.; MARCOLIN, E. Variação diária da emissão de metano em solo cultivado com arroz irrigado no Sul do Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 7, p. 2049-2053, 2008.
- COUNCE, P.A.; KEISLING, T.C.; MITCHELL, A.J. A uniform, objective, and adaptive system for expressing rice development. **Crop Science**, Madison, v. 40, p. 436-443, 2000.
- DALAL, R. C.; ALLEN, D. E.; LIVESLEY, S. J.; RICHARDS, G. Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian

agricultural, forest, and submerged landscapes: a review. **Plant and Soil**, The Hague, v. 309, p. 43-76, 2008.

DAVIDSSON, T.E.; LEONARDSON, L. Production of nitrous oxide in artificially flooded and drained soils. **Wetlands Ecology and Management**, Dordrecht, v. 5, p. 111-119, 1997.

DUXBURY, J. M.; HARPER, L. A.; MOSIER, A. R. Contributions of agroecosystems to global climate change. In: HARPER, L.A; MOSIER, A. R.; DUXBURY, J. M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. p. 1-18. (ASA Special Publication, 55).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Meio Ambiente. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa**. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/57270.html>>. Acesso em: 01 Ago. 2006a.

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

FARQUHARSON, R.; BALDOCK, J. A. Concepts in modeling N₂O emissions from land use. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 309, n. 1-2, p. 147-167, 2008.

FEY, A.; CONRAD, R. Effect of temperature on carbon and electron flow and on the archaeal community in methanogenic rice field soil. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 66, p. 4790-4797, 2000.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D. S. **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Berlin: John Wiley & Sons, 1989. p. 7-22.

FIRESTONE, M.K.; FIRESTONE, R.B.; TIEDJE, J.M. Nitrous oxide from soil denitrification: factors controlling its biological production. **Science**, Washington, v. 208, p. 749-751, 1980.

FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNTSEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D.W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D.C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHULZ, M.; van DORLAND, R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, D.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER H. L. **Climate change 2007: the physical science basis**. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge : Cambridge University Press. 2007. p. 129-234.

GALBALLY, I. E. Factors controlling NO_x emissions from soils. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D. S. **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Berlin: John Wiley & Sons. 1989. p. 23-37.

GAO, S.; TANJI, K.K.; SCARDACI, S.C.; CHOW, A.T. Comparison of redox indicators in a paddy soil during rice-growing season. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 805-817, 2002.

GOGOI, N.; BARUAH, K.K.; GOGOI, B.; GUPTA, P. Methane emission characteristics and its relations with plant and soil parameters under irrigated rice ecosystem of northeast India. **Chemosphere**, Oxford, v. 59,p.1677–1684, 2005.

GOMES, A. S.; PAULETTO, E. A.; VERNETTI Jr., F. J.; SOUSA, R. O. Plantio direto e cultivo mínimo em arroz irrigado. In: GOMES, A. S.; MAGALHÃES Jr., A. M. **Arroz irrigado no Sul do Brasil**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 2004. Cap.12, p. 349-386.

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

GRAUPE, F. A.; SILVA, L. S.; BAYER, C.; BUNDT, A. C.; LIMA, M. A.; POCOJESKI, E. Efluxo de metano em dois solos do RS sob cultivo de arroz irrigado por alagamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. **Livro de Resumos**. Gramado, 2007.

HADI A.; INUBUSHI K.; YAGI K. Effect of water management on greenhouse gas emissions and microbial properties of paddy soils in Japan and Indonésia. **Paddy and Water Environment**. Berlim, v. 8, p. 319-324, 2010.

HARADA, H.; KOBAYASHI, H.; SHINDO, H. Reduction in greenhouse gas emissions by no-tilling rice cultivation in Hachirogata polder, northern Japan: life-cycle inventory analysis. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tóquio, v. 53, p. 668-677, 2007.

HOSONO, T; NOUCHI, I. The dependence of methane transport in rice plants on the root zone temperature. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 191, n. 2, p. 233-240, 1997.

HOU, A. X.; CHEN, G. X.; WANG, Z. P.; van Cleemput, O.; PATRICK Jr., W. H. Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 2180-2186, 2000.

HUANG, S.; PANT, H. K.; LU, J. Effects of water regimes on nitrous oxide emission from soils. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 31, p. 9-15, 2007.

IIDA, T.; DEB, S. K.; KHARBUJA, R. G. Nitrous oxide emission measurement with acetylene inhibition method in paddy fields under flood conditions. **Paddy and Water Environmental**, Berlim, v. 5, p. 83-91, 2007.

INSTITUTO RIO GRANDENSE DO ARROZ – IRGA. **Censo da lavoura orizícola 2005**. Disponível em: <<http://www.irga.rs.gov.br/arquivos/20060524160029.pdf>>. Acesso em: 19 nov. 2009.

INUBUSHI, K.; MURAMATSU, Y.; UMEBAYASHI, M. Effect of incorporation-timing of rice straw on methane emissions from paddy soil. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tóquio, v. 65, n. 1, p. 22-26, 1994.

IPCC. Summary for policymakers. In: SOLOMON, D.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M. & MILLER H. L. **Climate change 2007: the physical science basis**. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge,: Cambridge University Press. 2007. p. 1-18.

JOHNSON-BEEBOUT, S.E.; ANGELES, O.R.; ALBERTO, M.C.R.; BURESH, R.J. Simultaneous minimization of nitrous oxide and methane emission from rice paddy soils is improbable due to redox potential changes with depth in a

greenhouse experiment without plants. **Geoderma**. Amsterdam, v. 149, p. 45-53, 2009.

KAEWPRADIT, W.; TOOMSAN, B.; VITYAKON, P.; LIMPINUNTANA, V.; SAENJAN, P.; JOGLOY, S.; PATANOTHAI, A.; CADISCH, G. Regulating mineral N release and greenhouse gas emissions by mixing groundnut residues and rice straw under field conditions. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 59, p. 640-652, 2008.

KHOSA, M.K.; SIDHU, B.S.; BENBI, D.K. Effect of organic materials and rice cultivars on methane emission from rice field. **Journal of Environmental Biology**. Lucknow, v. 31, n. 3, p. 281-285, 2010.

KIMURA, M.; ASAI, K.; WATANABE, A.; MURASE, J.; KUWATSUKA, S. Suppression of methane fluxes from flooded paddy soil with rice plants by foliar spray of nitrogen fertilizers. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tóquio, v. 38, n. 4, p. 735-740, 1992.

KIMURA, S.D.; TOMA, Y.; MU, Z.; YAMADA, H. HATANO, R. Eco-balance analysis of land use combinations to minimize environmental impacts and maximize farm income in northern Japan. **Sustainability Science**, Tóquio, v. 5, n. 1, p. 19-27, 2010.

KLUDZE, H. K.; DeLAUNE, R. D. Straw application effects on methane and oxygen exchange and growth in rice. **Soil Science Society of America Journal**. Madison, v. 59, n. 3, p. 824-830, 1995.

KLUDZE, H. K.; DeLAUNE, R. D.; PATRICK Jr., W. H. Aerenchyma formation and methane and oxygen exchange in rice. **Soil Science Society of America Journal**. Madison, v. 57, p. 386-391, 1993.

KNOWLES, R. Methane: processes of production and consumption. In: HARPER, L.A; MOSIER, A. R.; DUXBURY, J. M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. p.145-156. (ASA Special Publication, 55).

KO, J. Y.; KANG, H. W. The effects of cultural practices on methane emission from rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 58, p. 311-314, 2000.

KÖGEL-KNABNER, I.; AMELUNG, W.; CAO, Z.; FIEDLER, S.; FRENZEL, P.; JAHN, R.; KALBITZ, K.; KÖLBL, A.; SCHLOTTER, M. Biogeochemistry of paddy soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 157, p. 1-14, 2010.

ARROZ: Rio Grande do Sul cumpre seu papel. **Lavoura Arrozeira**. Porto Alegre, v. 56, p. 6-19, 2008.

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

LI, C.F.; KOU, Z.K.; YANG, J.H.; CAI, M.L.; WANG, J.P.; CAO, C.G. Soil CO₂ fluxes from direct seeding rice fields under two tillage practices in central China. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 44, p. 2696-2704, 2010.

LI, D.; LIU, M.; CHENG, Y.; WANG, D.; QIN, J.; JIAO, J.; LI, H.; HU, F. Methane emissions from double-rice cropping system under conventional and

no tillage in southeast China. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 113, p. 77-81, 2011.

LIESACK, W.; SCHNELL, S.; REVSBECH, N. P. Microbiology of flooded rice paddies. **FEMS Microbiology Reviews**, Amsterdam, v. 24, p. 625-645, 2000.

LINDAU, C. W.; BOLLIICH, P. K.; DeLAUNE, R. D.; PATRICK Jr., W.H.; LAW, V. J. Effect of urea fertilizer and environmental factors on CH₄ emissions from a Louisiana, USA rice field. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 136, n. 2, p. 195-203, 1991.

LINDAU, C. W.; DeLAUNE, R. D.; PATRICK Jr., W.H.; BOLLIICH, P. K.; Fertilizer effects on dinitrogen, nitrous oxide, and methane emissions from lowland rice. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 54, p. 1789-1794, 1990.

LINDAU, C. W.; PATRICK Jr., W. H.; DELAUNE, R. D. Factors affecting methane production in flooded rice soils. In: HARPER, L.A; MOSIER, A. R.; DUXBURY, J. M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. p. 157-165. (ASA Special Publication, 55).

LIU, S.; QIN, Y.; ZOU, J.; LIU, Q. Effects of water regime during rice-growing season on annual direct N₂O emission in a paddy rice-winter wheat rotation system in southeast China. **Science of the Total Environment**. Amsterdam, v. 408, p. 906-913, 2010.

LOU, Y.; REN, L.; LI, Z.; ZHANG, T.; INUBUSHI, K. Effect of rice residues on carbon dioxide and nitrous oxide emissions from a paddy soil of subtropical China. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 178, p. 157-168, 2007.

LU, Y.; WASSMANN, R.; NEUE, H-U; CHANGYONG, H. Dynamics of dissolved organic carbon and methane emissions in a flooded rice. **Soil Science Society America Journal**. Madison, v. 64, p. 2011–2017, 2000.

MA, J.; LI, X. L.; XU, H.; HAN, Y.; CAI, Z. C.; YAGI, K. Effects of nitrogen fertilizer and wheat straw application on CH₄ and N₂O emissions from a paddy rice field. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 45, n. 5, p. 359-367, 2007.

MA, J.; XU, H.; YAGI, K.; CAI, Z. C. Methane emission from paddy soils as affected by wheat straw returning mode. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 313, p. 167-174, 2008.

MA, J.; MA, E.; XU, H.; YAGI, K.; CAI, Z. Wheat straw management affects CH₄ and N₂O emissions from rice fields. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 41, p. 1022-1028, 2009.

MENEZES, V.G.; MACEDO, V.R.M.; ANGHINONI, I. **Projeto 10: estratégias de manejo para o aumento de produtividade, competitividade e sustentabilidade da lavoura de arroz irrigado no RS**. Cachoeirinha: IRGA, 2004. 32 p.

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

MINAMIKAWA, K.; SAKAI, N. The effect of water management based on soil redox potential on methane emission from two kinds of paddy soils in Japan.

Agriculture, Ecosystem and Environment, Amsterdam, v. 107, p. 397-407, 2005.

MINAMIKAWA, K.; NISHIMURA, S.; SAWAMOTO, T.; NAKAJIMA, Y.; YAGI, K. Annual emissions of dissolved CO₂, CH₄, and N₂O in the subsurface drainage from three cropping systems. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, p. 796-809, 2010.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA - MCT. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa** – relatórios de referência. emissões de metano do cultivo de arroz. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/17341.html>> Acesso em: 23 mar. de 2008.

MOHANTY, S.R.; BHARATI, K.; MOORTHY, B.T.S.; RAMAKRISHNAN, B.; RAO, V.R.; SETHUNATHAN, N.; ADHYA, T.K. Effect of the herbicide butachlor on methane emission and ebullition flux from a direct-seeded flooded rice field. **Biology and Fertility of Soils**, Berlim, v. 33, p. 175-180, 2001.

MOSIER, A.R. Chamber and isotope techniques. In. ANDREAE, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Eds.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p. 175-187.

MOSIER, A. R.; DUXBURY, J. M.; FRENEY, J. R.; HEINEMEYER, O.; MINAMI, K.; JOHNSON, D. E. Mitigating agricultural emissions of methane. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 40, p. 39-80, 1998.

NASER, H. M.; NAGATA, O.; TAMURA, S.; HATANO, R. Methane emissions from five paddy fields with different amounts of rice straw application in central Hokkaido, Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tóquio, v. 53, n. 1, p. 95-101, 2007.

NEUE, H. U.; WASSMANN, R.; KLUDZE, H. K.; BUJUN, W.; LANTIN, R. S. Factors and processes controlling methane emissions from rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 111-117, 1997a.

NEUE, H. U.; GAUNT, J. L.; WANG, Z. P.; BECKER-HEIDMANN, P.; QUIJANO, C. Carbon in tropical wetlands. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, n. 1-4, p. 163-185, 1997b.

NEUE, H. U.; WASSMANN, R.; LANTIN, R. S.; ALBERTO, M. A. C. R.; ADUNA, J. B.; JAVELLANA, A. M. Factors affecting methane emission from rice fields. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 30, n. 10-11, p. 1751-1754, 1996.

NOUCHI, I.; MARIKO, S.; AOKI, K. Mechanisms of methane transport from the rhizosphere to the atmosphere through rice plants. **Plant Physiology**, Baltimore, v. 94, n. 1, p. 59-66, 1990.

PONNANPERUMA, F. N. The chemistry of submerged soils. **Advances in Agronomy**, New York, v. 24, p. 29-96, 1972.

RATERING, S.; CONRAD, R. Effects of short-term drainage and aeration on the production of methane in submerged rice soil. **Global Change Biology**, Oxford, v.4, p. 397-407, 1998.

REDDY, K. R.; DeLAUNE, R. D. **Biogeochemistry of Wetlands**: science and applications. United States of America: CRC Press, 2008. 806 p.

SAHRAWAT, K.L. Terminal electron acceptors for controlling methane emissions from submerged rice soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 35, p. 1401-1413, 2004.

SASS, R. L.; FISHER Jr.. Methane emissions from rice paddies: a process study summary. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 119-127. 1997.

SASS, R. L.; CICERONE, R. J. Photosynthate allocations in rice plants: food production or atmospheric methane? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 99, n. 19, p. 11993-11995, 2002.

SATPATHY, S. N.; RATH, A. K.; RAMAKRISHNAN, B.; RAO, V. R.; ADHYA, T. K.; SETHUNATHAN, N. Diurnal variation in methane efflux at different growth stages of tropical rice. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 195, n. 2, p. 267-271, 1997.

SCHEER, C.; WASSMANN, R.; KIENZLER, K.; IBRAGIMOV, N.; LAMERS, J.P.A. ; MARTIUS, C. Methane and nitrous oxide fluxes in annual and perennial land-use systems of the irrigated areas in the Aral Sea Basin. **Global Change Biology**, Oxford, v.14, p.2454-2468, 2008.

SCHIMEL, J. P.; HOLLAND E. A.; VALENTINE, D. Controls on methane flux from terrestrial ecosystems. In: HARPER, L.A; MOSIER, A. R.; DUXBURY, J. M. (Eds.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. p. 167-182. (ASA Special Publication, 55).

SCHIMEL, J. Rice, microbes and methane. **Nature**, London, v. 403, n. 6768, p. 375-377, 2000.

SCHOENFELD, R. **Sistema de rotação arroz e soja em sucessão a plantas de cobertura em Planossolo Háplico**. 2010. 58 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

SCHNEIDER, S. H.; SEMENOV, S.; PATWARDHAN, A.; BURTON, I.; MAGADZA, C. H. D.; OPPENHEIMER, M.; PITTOCK, A. B.; RAHMAN, A.; SMITH, J. B.; SUAREZ, A.; YAMIN, F. Assessing key vulnerabilities and the risk from climate change. In: PARRY, M. L.; CANZIANI, O. F.; PALUTIKOF, J. P.; van der LINDEN, P. J.; HANSON, C. E. **Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability**. Contribution of working group II to the Fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge,: Cambridge University Press. 2007. p. 779-810.

SEGERS, R. Methane production and consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. **Biogeochemistry**, Amsterdam, v. 41, n. 1, p. 23-51, 1998.

SETHUNATHAN, N.; KUMARASWAMY, S.; RATH, A. K.; RAMAKRISHNAN, B.; SATPATHY, S. N.; ADHYA, T. K.; RAO, V. R. Methane production, oxidation, and emission from Indian rice soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 58, n. 1-3, p. 377-388, 2000.

SHAN, Y.; CAI, Z.; HAN, Y.; JOHNSON, S. E.; BURESH, R. J. Organic acid accumulation under flooded soil conditions in relation to the incorporation of

wheat and rice straws with different C:N ratios. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tóquio, v. 54, p. 46-56, 2008.

SHANG, Q.; YANG, X.; GAO, C.; WU, P.; LIU, J.; XU, Y.; SHEN, Q.; ZOU, J.; GUO, S. Net annual global warming potential and greenhouse gas intensity in Chinese double rice-cropping systems: a 3-year field measurement in long-term fertilizer experiments. **Global Change Biology**, Oxford, v. 17, n. 6, p. 2196-2210, 2011.

SHERLOCK, R. R.; SOMMER, S. G.; KHAN, R. Z.; WOOD, C. W.; GUERTAL, E. A. FRENEY, J. R. DAWSON, C. O.; CAMERON, K. C. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 1491-1501, 2002.

SILVA, L. S.; SOUSA, R. O.; BOHNEN, H. Alterações nos teores de nutrientes em dois solos alagados, com e sem plantas de arroz. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 3, p. 487-490, 2003.

SILVA, L. S.; SOUSA, R. O.; POCOJESKI, E. Dinâmica da matéria orgânica em ambientes alagados. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. Cap. 27, p. 525-544.

SILVA, L. S.; GRIEBELER, G.; MOTERLE, D. F.; BAYER, C.; ZSCHORNACK, T.; POCOJESKI, E. Dinâmica da emissão de metano em solos sob cultivo de arroz irrigado no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 35, n. 2, p. 473-481, 2011.

SINGH, S. N.; VERMA, A.; TYAGI, L. Investigating options for attenuating methane emission from Indian rice fields. **Environment International**, New York, v. 29, p. 547-553, 2003.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; McCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLLES, B.; SIROTENKO, O. Agriculture. In: METZ, B.; DAVIDSON, O.R.; BOSCH, P.R.; DAVE, R.; MEYER, L.A. **Climate change 2007: mitigation**. Contribution of working group III to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p. 497-540.

SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO – SOSBAI. **Arroz irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o sul do Brasil**. Bento Gonçalves, 2010. 188 p.

SOUSA, R. O. **Oxirredução em solos alagados afetada por resíduos vegetais**. 2001. 164 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2001.

STEPNIEWSKI, W.; STEPNIEWSKA, Z. Select oxygen-dependent process – response to soil management and tillage. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 102, p. 193-200, 2009.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS. 1995. 174 p.

TOMA, Y.; HATANO, R. Effect of crop residue C:N ratio on N₂O emissions from gray lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tóquio, v. 53, p. 198-205, 2007.

TOWPRAYOON, S.; SMAKGAHN, K.; POONKAEW, S. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from drained irrigated rice fields. **Chemosphere**, Oxford, v. 59, p. 1547–1556, 2005.

TSURUTA, H.; KANDA, K.; HIROSE, T. Nitrous oxide emission from a rice paddy field in Japan. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.49, n. 1-3, p. 51-58, 1997.

TYAGI, L. KUMARI, B.; SINGH, S.N. Water management – a tool for methane mitigation from irrigated paddy fields. **The Science of the Total Environment**. Amsterdam, v. 408, p. 1085-1090, 2010.

VAHL, L. C.; SOUSA, R. O. Aspectos físico-químicos de solos alagados. In: GOMES, A. S.; MAGALHÃES Jr., A. M. **Arroz Irrigado no Sul do Brasil**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. Cap.4, p. 97-118.

van HULZEN, J. B.; SEGERS, R.; van BODEGOM, P. M.; LEFFELAAR, P. A. Temperature effects on soil methane production: an explanation for observed variability. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, n. 14, p. 1919-1929, 1999.

VIEIRA, V. M.; MENEZES, V. G.; MARIOT, C. H. P.; SILVA, P. R. F. da; SERPA, M. da S.; PIANA, A. T.; JANDREY, D. B.; ENDRIGO, P. C. Potencial da serradela nativa em disponibilizar nitrogênio para o arroz irrigado em sucessão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO, 5., 2007, Pelotas. **Anais...** Pelotas, 2007, p. 604-606.

WANG, B.; NEUE, H. U.; SAMONTE, H. P. Factors controlling diel patterns of methane emission via rice. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 53, n. 3, p. 229-235, 1999.

WANG, Z. P.; ZENG, D.; PATRICK Jr., W. H. Characteristics of methane oxidation in a flooded rice soil profile. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 97-103, 1997.

WANG, Z.; DeLAUNE R. D.; LINDAU, C. W.; PATRICK Jr., W. H. Methane production from anaerobic soil amended with rice straw and nitrogen fertilizers. **Fertilizer Research**, Dordrecht, v. 33, n. 2, p. 115-121, 1992.

WASSMANN, R.; BUENDIA, L. V.; LANTIN, R. S.; BUENO, C. S.; LUBIGAN, L. A.; UMALI, A.; NOCON, N. N.; JAVELLANA, A. M.; NEUE, H. U. Mechanisms of crop management impact on methane emissions from rice fields in Los Baños, Philippines. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 58, n. 1-3, p. 107-119, 2000.

WILBANKS, T. J.; ROMERO LANKAO, P.; BAO, M.; BERKHOUT, F.; CAIRNCROSS, S.; CERON, J. P.; KAPSHE, M.; MUIR-WOOD, R.; ZAPATA-MARTI, R. Industry, settlement and society. In: PARRY, M. L.; CANZIANI, O. F.; PALUTIKOF, J. P.; van der LINDEN, P. J.; HANSON, C. E. **Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability**. Contribution of working group II to the Fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press. 2007. p. 357-390.

- XING, G.; ZHAO, X.; XIONG, Z.; YAN, X.; XU, H.; XIE, Y.; SHI, S. Nitrous oxide emission from paddy fields in China. **Acta Ecologica Sinica**, Beijing, v. 29, p. 45-50, 2009.
- YAN, X.; SHI, S.; DU, L.; XING, G. Pathways of N₂O emission from rice paddy soil. **Soil Biology and Biochemistry**. Oxford, v. 32, p. 437-440, 2000.
- YANG, S. S.; CHANG, E. H. Effect of fertilizer application on methane emission/production in the paddy soils of Taiwan. **Biology and Fertility of Soils**. Berlim, v. 25, n. 3, p. 245-251, 1997.
- YANG, S. S.; CHANG, H. L. Effect of environmental conditions on methane production and emission from paddy soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 69, n. 1, p. 69-80, 1998.
- YAO, H.; CONRAD, R. Effect of temperature on reduction of iron and production of carbon dioxide and methane in anoxic wetland rice soils. **Biology and Fertility of Soils**. New York, v. 32, p. 135-141, 2000.
- YAO, Z.; ZHOU, Z.; ZHENG, X.; XIE, B.; MEI, B.; WANG, R.; BUTTERBACH-BAHL, K.; ZHU, J. Effects of organic matter incorporation on nitrous oxide emissions from rice-wheat rotation ecosystems in China. **Plant and Soil**, Tóquio, v. 327, p. 315-330, 2010.
- YU, K.; FAULKNER, S.P.; PATRICK Jr., W.H. Redox potential characterization and soil greenhouse gas concentration across a hydrological gradient in a Gulf coast forest. **Chemosphere**, Oxford, v. 62, p. 905-914, 2006.
- YU, K.; PATRICK Jr., W. H. Redox window with minimum global warming potential contribution from rice soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, p. 2086-2091, 2004.
- YU, K.; CHEN, G.; PATRICK Jr. Reduction of global warming potential contribution from a rice field by irrigation, organic matter, and fertilizer management. **Global Biogeochemical Cycles**. Disponível em: <<http://spectrum.troy.edu/~kyu/2004-GBC.pdf>>. Acesso em: 27 maio 2011.
- ZHANG, G.; ZHANG, X.; MA, J.; XU, H.; CAI, Z. Effect of drainage in the fallow season on reduction of CH₄ production and emission from permanently flooded rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 89, n. 1, p. 81-91, 2010.
- ZOU, J.; HUANG, Y.; ZHENG, X., WANG, Y. Quantifying direct N₂O emissions in paddy fields during rice growing season in mainland China: dependence on water regime. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 41, p. 8030-8042, 2007.
- ZOU, J.; HUANG, Y.; ZONG, L.; ZHENG, X., WANG Y. Carbon dioxide, methane, and nitrous oxide emissions from a rice-wheat rotation as affected by crop residue incorporation and temperature. **Advances in Atmospheric Sciences**, Beijing, v. 21, p. 691-698, 2004.
- ZSCHORNACK, T.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; ANGHINONI, I. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from flood-irrigated rice by no incorporation of winter crop residues into the soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 2, p. 623-634, 2011.