

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

**POTENCIAL DE PRÁTICAS AGRÍCOLAS EM MITIGAR AS EMISSÕES DE
GASES DE EFEITO ESTUFA NA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO**

Estefânia Silva Camargo

(Tese)

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

**POTENCIAL DE PRÁTICAS AGRÍCOLAS EM MITIGAR AS EMISSÕES DE
GASES DE EFEITO ESTUFA NA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO**

ESTEFÂNIA SILVA CAMARGO
Engenheira Agrônoma (UFPeI)
M.Sc. Manejo do Solo (UDESC)

Tese de doutorado apresentada como um dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Ciência do Solo do Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Porto Alegre, RS (Brasil)

Abril de 2015

CIP - Catalogação na Publicação

Camargo, Estefânia S.

Potencial de práticas agrícolas em mitigar as emissões de gases de efeito estufa na cultura do arroz irrigado / Estefânia S. Camargo. -- 2015.
138 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, 2015.

1. Metano. 2. Óxido nitroso. 3. Oriza sativa. 4. Mitigação. I. Bayer, Cimélio, orient. II. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

PÁGINA DE HOMOLOGAÇÃO

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de doutor em
Ciência do Solo do Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo da
Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS.

Aprovada em: ____/____/____ Homologada em: ____/____/____

Banca Examinadora

CIMÉLIO BAYER
Professor Orientador
Ciência do Solo - UFRGS

FLÁVIO A. DE OLIVEIRA
CAMARGO
Coordenador do PPG em Ciência do
Solo - UFRGS

CARLOS GUSTAVO TORNQUIST
Ciência do Solo - UFRGS

PEDRO ALBERTO SELBACH
Diretor da Faculdade de Agronomia
- UFRGS

MIRLA ANDRADE WEBER
Ciência do Solo - UNIPAMPA

WALKYRIA BUENO SCIVITTARO
Fertilidade do Solo –
EMBRAPA/CPACT

POTENCIAL DE PRÁTICAS AGRÍCOLAS EM MITIGAR AS EMISSÕES DE GASES DE EFEITRO ESTUFA NA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO¹

Autor: Eng. Agr. Estefânia Silva Camargo

Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

RESUMO

A lavoura arrozeira é uma importante fonte de metano (CH₄) no Rio Grande do Sul (RS), estado no qual a área cultivada desse cereal supera um milhão de hectares, com predomínio do sistema irrigado por inundação contínua. Diversos fatores controlam as emissões de CH₄ e óxido nitroso (N₂O) neste sistema de produção, dentre os quais se destacam as características de solo e de clima bem como, práticas de manejo adotadas na lavoura. Neste estudo, teve-se por objetivo: (a) determinar fatores de emissão de CH₄ para diferentes regiões produtoras de arroz irrigado no Rio Grande do Sul e sua relação com características de solo e de clima; (b) avaliar o potencial de mitigação das emissões de CH₄ e N₂O do solo pela adoção de sistemas intermitentes de irrigação; e (c) avaliar o impacto da introdução de soja e milho nas emissões de CH₄ e N₂O em solos de terras baixas. Condições edafoclimáticas distintas provocaram diferenças nas emissões de CH₄ nas lavouras de arroz irrigado avaliadas; observou-se que o fator de emissão de CH₄ preconizado pelo IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas) é um pouco inferior (18%) do que o valor médio determinado para cinco localidades no Rio Grande do Sul. Por outro lado, a adoção de sistemas intermitentes de irrigação mostrou-se uma estratégia eficiente para redução do potencial de aquecimento global parcial (PAGp) e da emissão de gases de efeito estufa por unidade de grão produzido. O impacto da intermitência da irrigação bem como do cultivo de culturas de sequeiro (soja e milho) na redução das emissões de CH₄ sobrepuseram o aumento das emissões de N₂O do solo, ambos com impacto favorável nas emissões por unidade de grão ou energia bruta produzida. Estudo conduzido no Japão demonstrou que o sistema de irrigação intermitente tem potencial similar em reduzir as emissões em condições distintas de solo e de clima, da mesma natureza ao que se verificou nas cinco localidades no Brasil. Parâmetros eletroquímicos da solução do solo, avaliados no Brasil e no Japão, apresentaram dinâmica similar de acordo com os sistemas de irrigação adotados. Porém, os efeitos nas alterações dessas variáveis foram mais facilmente observados no Japão. Tendo em vista os resultados obtidos, é importante considerar estas questões em regiões com grandes áreas destinadas à produção de grãos desta cultura, como é o caso do Sul do Brasil e de países asiáticos, pois pode viabilizar a mitigação das emissões de GEE nestes agroecossistemas.

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. (138p.). Abril, 2015. Trabalho realizado com apoio financeiro CNPq e CAPES.

POTENTIAL OF AGRICULTURAL PRACTICES FOR GREENHOUSE GASES MITIGATION IN THE RICE PADDY CROP²

Author: Agr. Eng. Estefânia Silva Camargo

Adviser: Prof. Dr. Cimélio Bayer

ABSTRACT

The rice paddy fields is an important methane (CH₄) source in Rio Grande do Sul (RS), state that rice area cultivated exceeds one million hectare, with a predominance of continuous flooding irrigation system. Several factors control CH₄ and nitrous oxide (N₂O) emissions in this production system, among which stand out soil and climate characteristics as well, management practices in the field. In this study objectives were: (a) determine CH₄ emission factors from rice paddy fields in the different sites of Rio Grande do Sul state, and its relationship with soil and climate characteristics; (b) evaluate potential of irrigation management in rice paddy fields on mitigate CH₄ and N₂O emissions; (c) evaluate the introduction of soybean and maize crops in CH₄ and N₂O emissions in lowland soils. Different soil and climatic conditions resulted differences in CH₄ emission factor; was observed that factor emission recommended by IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) is lower (18%) than the average value determined in five sites and two seasons in RS. On the other hand, the adoption of intermittent irrigation systems to show be an effective strategy for reducing the partial global warming potential (pGWP) and the greenhouse gas emissions (GHG) emission per grain unit produced. The impact of intermittent irrigation and the rainfed crop cultivation (soybean and corn) in reducing CH₄ emissions was higher than increase on N₂O emissions of soil, both with favorable impact on emissions by grain unit or gross energy produced. Study conducted in Japan showed that intermittent irrigation system has similar potential to reduce GHG emissions under different soil and climate conditions, the same way that was found in five sites in Brazil. Electrochemical parameters of soil solution, evaluated in Brazil and Japan, had similar dynamic in accordance with the irrigation systems adopted. However, effects on changes in these variables were more easily observed in Japan. Considering results obtained, it is important to consider these issues in sites with large rice areas production, such as the South of Brazil and Asian countries because it may enable the mitigation of GHG emissions in these agroecosystems.

² PhD thesis in Soil Science. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (138p.). Abril, 2015. Research supported by CNPq and CAPES.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e ao Programa de Pós – Graduação em Ciência do Solo, pelo ensino e condições para realização do curso de Doutorado.

Ao Professor Dr. Cimélio Bayer, pela oportunidade, contribuições e orientação neste trabalho de pesquisa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Coordenação de Apoio (CAPES) pela concessão das bolsas de estudo.

Ao Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA) - Estação Experimental de Cachoeirinha e Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA - CPACT), pela concessão da infraestrutura física e científica para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao National Institute for Agro-Environmental Sciences e Niigata Agricultural Institute, e seus pesquisadores no Japão. Pelo período de doutorado sanduíche desenvolvido nestas instituições.

A quem dividiu comigo todos momentos nesse período, mesmo quando à distância. Agradeço aos meus amores - Claudia, Samila e Frederico pelo incentivo, apoio e compreensão.

Aos professores, amigos e colegas do Programa de Pós – Graduação em Ciência do Solo – Grupo de Manejo do Solo, pelo conhecimento, auxílios, parceria e convivência.

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a consolidação do doutorado com algum incentivo, ajuda, palavra ou gesto.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. CAPÍTULO I - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA: EMISSÕES DE CH₄ E N₂O EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE ARROZ IRRIGADO	4
2.1 Emissão de gases de efeito estufa pelo setor agropecuário.....	4
2.2 Sistemas de produção de arroz irrigado e emissões de CH ₄ e de N ₂ O	6
2.3 Fatores ambientais que influenciam nas emissões de CH ₄ e N ₂ O em lavouras de arroz irrigado.....	8
2.3.1 Atributos de solo.....	9
2.3.2 Fatores meteorológicos.....	10
2.4 Influência de práticas de manejo na emissão de GEE em sistemas de cultivo de arroz irrigado.....	12
2.4.1 Manejo de resíduos orgânicos e preparo de solo	12
2.4.2 Fertilizações.....	13
2.4.3 Manejo da lâmina de água de irrigação	14
2.4.4 Diversificação de culturas em terras baixas.....	16
2.5 Expressão das emissões de GEE em sistemas agrícolas	18
3. CAPÍTULO II: EMISSÃO DE CH₄ EM SISTEMA DE IRRIGAÇÃO CONTÍNUA E POTENCIAL DE MITIGAÇÃO PELO USO DE SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO INTERMITENTE NA CULTURA DO ARROZ NO RIO GRANDE DO SUL.....	20
3.1 INTRODUÇÃO.....	20
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	22
3.2.1 Locais e características edafoclimáticas	22
3.2.2 Experimentos	24
3.2.3 Amostragem de ar e análise de CH ₄ e N ₂ O	26
3.2.4 Variáveis meteorológicas	27
3.2.5 Análise estatística	29
3.3 RESULTADOS	30
3.3.1 Fatores de emissão de CH ₄ em diferentes regiões de produção de arroz sob irrigação contínua do Rio Grande do Sul	30
3.3.2 Potencial de sistemas de irrigação intermitente na mitigação das emissões de CH ₄ e N ₂ O em lavouras de arroz do RS	38
3.4 DISCUSSÃO.....	51
3.4.1 Fatores de emissão de CH ₄ em diferentes regiões de produção de arroz sob irrigação contínua do Rio Grande do Sul	51
3.4.2 Potencial de sistemas de irrigação intermitente na mitigação das emissões de CH ₄ e N ₂ O em lavouras de arroz do RS	56
3.5 CONCLUSÕES.....	60

4. CAPÍTULO III: EMISSÕES DE CH₄ E N₂O PELA INSERÇÃO DE SOJA E MILHO EM SOLOS DE TERRAS BAIXAS NO SUL DO BRASIL	61
4.1 INTRODUÇÃO.....	61
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	62
4.2.1 Caracterização experimental	62
4.2.2 Soja em terras baixas nas safras 2011/12, 2012/13 e 2013/14	62
4.2.3 Milho em terras baixas nas safras 2012/13 e 2013/2014.....	63
4.2.4 Arroz irrigado safras 2011/12, 2012/13 e 2013/2014	63
4.2.5 Amostragem de ar, análise de CH ₄ , N ₂ O	66
4.2.6 Análise estatística	66
4.3 RESULTADOS	68
4.4 DISCUSSÃO.....	78
4.5 CONCLUSÕES.....	82
5. CAPÍTULO IV: ANÁLISE DAS EMISSÕES DE METANO, ÓXIDO NITROSO E DO POTENCIAL DE MITIGAÇÃO POR SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO INTERMITENTE EM LAVOURAS DE ARROZ IRRIGADO DO SUL DO BRASIL E NOROESTE DO JAPÃO.....	83
5.1 INTRODUÇÃO.....	83
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	84
5.2.1 Caracterização experimental - Japão	84
Amostragem de ar, análise de CH ₄ e N ₂ O	87
Solução do solo e Potencial redox.....	87
5.2.2 Caracterização experimental - Brasil	88
Amostragem de ar, análise de CH ₄ e N ₂ O	89
Solução do solo e Potencial redox.....	89
5.3 RESULTADOS	90
5.3.1 Emissão de CH ₄ e N ₂ O	90
5.3.2 Alterações eletroquímicas do solo	97
5.4 DISCUSSÃO.....	103
5.5 CONCLUSÕES.....	110
6. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	110
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	112

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Municípios do estado do Rio Grande do Sul onde foram avaliadas as emissões de gases de efeito estufa em lavouras de arroz irrigado nas safras 2011/12 e 2012/13.22
- Figura 2.** Temperatura média do ar e precipitação pluviométrica durante as safras de avaliação (2011/12 e 2012/13).28
- Figura 3.** Fluxos de CH₄ em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob irrigação contínua nas safras 2011/12 e 2012/13.31
- Figura 4.** Emissão acumulada de CH₄ em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob irrigação contínua nas safras 2011/12 e 2012/2013.33
- Figura 5.** Fluxos de emissão de CH₄ em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação nas safras 2011/12 (a) e 2012/13 (b).39
- Figura 6.** Fluxos de emissão de N₂O em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação nas safras 2011/12 (a) e 2012/13 (b).42
- Figura 7.** Emissão acumulada de CH₄ em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação nas safras 2011/12 (a) e 2012/13 (b).45
- Figura 8.** Emissão acumulada de N₂O em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação nas safras 2011/12 (a) e 2012/13 (b).47
- Figura 9.** Temperatura média do ar e precipitação pluviométrica no período das safras avaliadas, 2011/12 (a), 2012/13 (b) e 2013/14 (c).67
- Figura 10.** Fluxos de emissão de CH₄ em um Gleissolo Háplico cultivado com soja, milho e arroz irrigado nas safras 2011/2012, 2012/13 e 2013/14.69
- Figura 11.** Fluxos de emissão de N₂O em um Gleissolo Háplico cultivado com soja, milho e arroz irrigado nas safras 2011/2012, 2012/13 e 2013/14.71
- Figura 12.** Emissão acumulada de CH₄, N₂O e PAGp em um Gleissolo Háplico cultivado com soja, milho e arroz irrigado nas safras 2011/2012, 2012/13 e 2013/14. Letras diferentes indicam diferença estatística pelo teste de Tukey ao nível de 5%.74
- Figura 13.** Temperatura média do ar e precipitação pluviométrica no período das safras avaliadas no Brasil (a) e no Japão (b).86
- Figura 14.** Fluxos de emissão de CH₄ (a) e N₂O (b) em solos de lavouras de arroz irrigado no Brasil e no Japão, sob diferentes sistemas de intermitência da irrigação durante as safras de arroz.92

Figura 15. Emissão acumulada de CH ₄ (a) e N ₂ O (b) em solos de lavouras de arroz irrigado no Brasil e no Japão sob diferentes sistemas de intermitência da irrigação durante as safras de arroz..	94
Figura 16. Potencial de aquecimento global parcial em solos de lavouras de arroz irrigado no Brasil e no Japão sob diferentes sistemas de intermitentes de irrigação. ao nível de 5% entre tratamentos em cada país.	96
Figura 17. Altura da lâmina da água de irrigação (a), pH (b), Eh (c) dos solos no Brasil e no Japão durante as respectivas safras de avaliação no cultivo de arroz irrigado.	99
Figura 18. Amônio (a), ferro (b) e carbono orgânico solúvel (c) extraíveis da solução dos solos no Brasil e no Japão durante as respectivas safras de avaliação no cultivo de arroz irrigado.	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização dos solos e locais dos experimentos com monitoramento das emissões de CH ₄ em sistemas de produção de arroz irrigado em Cachoeirinha, Restinga Seca, Uruguaiana, Pelotas e Camaquã.....	23
Tabela 2. Práticas de manejo e insumos utilizados nos experimentos com monitoramento das emissões de CH ₄ em sistemas de produção de arroz irrigado em Cachoeirinha, Restinga Seca, Uruguaiana, Pelotas e Camaquã nas safras de avaliação 2011/12 e 2012/13.....	25
Tabela 3. Dados da análise de variância para as emissões acumuladas de CH ₄ em solos cultivados com arroz irrigado.....	32
Tabela 4. Matriz de correlação linear de Pearson entre a emissão acumulada de CH ₄ nas safras 2011/2012 e 2012/2013 e variáveis dos solos e meteorológicas.....	34
Tabela 5. Fatores regionais de emissão de CH ₄ em sistemas de produção de arroz irrigado em diferentes localidades do Rio Grande do Sul.....	36
Tabela 6. Fatores internacionais de emissão de CH ₄ em sistemas de produção de arroz irrigado sob irrigação contínua por alagamento do solo.....	37
Tabela 7. Dados da análise de variância para os fluxos de CH ₄ e N ₂ O em solos cultivados com arroz irrigado sob diferentes sistemas de manejo da irrigação em duas safras de avaliação.....	38
Tabela 8. Dados da análise de variância para os acumulados de CH ₄ e N ₂ O em solos cultivados com arroz irrigado sob três sistemas de manejo da irrigação em duas safras de avaliação.....	44
Tabela 9. Emissão acumulada média de CH ₄ e N ₂ O em sistemas de produção de arroz irrigado sob diferentes sistemas de irrigação, em cinco localidades do Rio Grande do Sul e duas safras de avaliação, 2011/12 e 2012/13.....	48
Tabela 10. Dados da análise de variância para PAGp, Rendimentos e PAGp/Rendimento em solos cultivados com arroz irrigado sob três sistemas de manejo da irrigação em duas safras de avaliação.....	49
Tabela 11. Emissão acumulada de CH ₄ e N ₂ O, potencial de aquecimento global parcial (PAGp), rendimento de grãos (Rend.) e PAGp por unidade de grãos produzidos (PAGp/Rend.) em sistemas de produção de arroz irrigado sob diferentes regimes hídricos, em cinco localidades do Rio Grande do Sul e duas safras de avaliação, 2011/12 e 2012/13.....	50
Tabela 12. Práticas de manejo adotadas nos experimentos com monitoramento das emissões de CH ₄ e N ₂ O em sistemas de diversificação de culturas em solos de terras baixas na Estação Experimental do IRGA - Cachoeirinha/RS, nas safras de avaliação 2011/12, 2012/13 e 2013/14.....	65
Tabela 13. Dados da análise de variância para CH ₄ e N ₂ O acumulados e PAGp para os cultivos de arroz, soja e milho em terras baixas nas safras 2011/12, 2012/13 e 2013/14.....	73

Tabela 14. Emissão de CH₄ e N₂O em CO₂ equivalente, produção de grãos anual, PAGp, energia bruta produzida e índices de intensidade da emissão de GEE, para as diferentes sistemas de cultivo em áreas de terras baixas. 77

Tabela 15. Análise de solos de lavouras de arroz irrigado no Brasil e no Japão para a camada de 0-20 centímetros. 86

Tabela 16. Dados da análise de variância para fluxos de CH₄ e N₂O nos cultivos de arroz sob diferentes sistemas de manejo da irrigação no Japão e no Brasil. 90

Tabela 17. Dados da análise de variância para CH₄ e N₂O acumulados nos cultivos de arroz sob diferentes sistemas de manejo da irrigação no Japão e no Brasil. 93

Tabela 18. Dados da análise de variância PAGp em cultivos de arroz sob diferentes sistemas de manejo da irrigação no Japão e no Brasil. 95

Tabela 19. Rendimento de grãos e potencial de aquecimento global parcial por rendimento de grãos em lavouras de arroz irrigado no Brasil e no Japão sob diferentes sistemas intermitentes de irrigação. 97

1. INTRODUÇÃO GERAL

Estudos relacionados à conservação dos recursos naturais vem sendo desenvolvidos e são foco de discussões na comunidade científica e sociedade em geral. Associado a essa preocupação, estão expectativas relacionadas às modificações no ambiente, principalmente as causadas pela atividade antrópica, como a degradação do solo e a contaminação do ar e da água. No Brasil estas discussões encontram-se em evidência, em decorrência do modelo agrícola dominante, que vem acelerando a degradação ambiental.

A expansão e a intensificação dos sistemas de produção agropecuário, na maioria das vezes, contribuem para a redução dos ecossistemas naturais, o que gera repercussões nos ciclos do carbono (C) e do nitrogênio (N). Esses eventos, aliados à falta de práticas que visam a conservação destes recursos, têm levado a perdas de carbono dos solos e intensificado as emissões de gás carbônico (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) - principais gases do efeito estufa (GEE).

O aumento global da concentração de CO₂ ocorre principalmente devido à queima de combustíveis fósseis e à mudança do uso da terra, enquanto que o acréscimo na concentração de CH₄ e N₂O deve-se principalmente a determinadas práticas agrícolas (IPCC, 2013). Em comparação ao CO₂, o CH₄ e o N₂O apresentam um potencial de aquecimento global (PAG) 25 e 298 vezes maior, respectivamente, em um horizonte de tempo de 100 anos (IPCC, 2013). A emissão de CH₄ destaca-se em condições anaeróbicas, visto que a maioria das bactérias responsáveis pela produção deste gás são adaptadas a ambientes deficientes em oxigênio. Por outro lado, quando existe certa disponibilidade de oxigênio no solo, as emissões de N₂O apresentam importante contribuição. Estas situações, associadas a atividades agropecuárias ocorrem em função,

principalmente, da fermentação entérica e manejo de dejetos animais, do cultivo de arroz irrigado e de eventos de fertilização nitrogenada. Neste sentido, devem-se considerar os diversos sistemas agropecuários de produção, visto suas distintas contribuições nas emissões de GEE.

Em nível mundial, o cultivo de arroz com irrigação por inundação contínua se sobressai no setor agrícola com relação à emissão de CH₄, sendo a terceira maior fonte (MCTI, 2013), devido à decomposição anaeróbia predominante nestes ambientes (LE MER e ROGER, 2001). Emissões de N₂O também ocorrem nestes sistemas de produção, entretanto, em menores períodos e escala, já que os processos somente são favorecidos pela esporádica secagem do solo e/ou realização de adubações nitrogenadas. No Brasil, a produção de arroz ocupa uma área de aproximadamente 2,5 milhões de hectares, sendo o estado do Rio Grande do Sul (RS) responsável por cerca de 55% desta área, equivalendo a aproximadamente 1,2 milhões de hectares cultivados sob irrigação por inundação contínua (CONAB, 2015). No entanto, devido a escassez de informações locais (LIMA et al., 2013), o inventário brasileiro das emissões de CH₄ baseia-se nos índices internacionais indicados pelo IPCC.

Considerando o PAG do CH₄ e a representatividade da área cultivada com arroz irrigado no RS, a realização de estudos que visem à quantificação das emissões de GEE e que forneçam fatores locais de emissão destes sistemas produtivos representa base fundamental para o conhecimento desse cenário. Além disso, a identificação de práticas de manejo com potencial de mitigar as emissões desse gás representa importante estratégia para diminuição da contribuição da agricultura regional para as emissões de GEE.

Dessa forma, as hipóteses neste estudo são que: (a) distintas condições edafoclimáticas determinam diferentes magnitudes das emissões de CH₄ em regiões produtoras de arroz no Rio Grande do Sul; (b) sistemas de irrigação por inundação intermitente na lavoura de arroz irrigado favorecem a mitigação das emissões de CH₄, as quais se sobrepõem ao aumento das emissões de N₂O, independente do tipo de solo e condições de clima; (c) a drenagem do solo e introdução de culturas de sequeiro como soja e milho reduzem as emissões de CH₄ e N₂O em solos de terras baixas.

Portanto, estabeleceram-se como objetivos: (a) determinar fatores de emissão de CH₄ para diferentes regiões produtoras de arroz irrigado no Rio Grande do Sul e sua relação com características de solo e de clima; (b) avaliar o potencial do manejo da irrigação em lavouras arrozeiras em mitigar as emissões de CH₄ e N₂O; (c) avaliar o impacto da introdução de soja e milho nas emissões de CH₄ e N₂O em solos de terras baixas.

Para testar as hipóteses elencadas e atingir os objetivos propostos, o estudo de pesquisa foi desenvolvido e dividido em capítulos:

- (a) **CAPÍTULO I** – Revisão bibliográfica: Emissões de CH₄ e N₂O em sistemas de produção de arroz irrigado;
- (b) **CAPÍTULO II** – Emissão de CH₄ em sistemas de irrigação contínua e potencial de mitigação pelo uso de sistemas de irrigação intermitentes na cultura do arroz no Rio Grande do Sul;
- (c) **CAPÍTULO III** – Emissões de CH₄ e N₂O pela inserção de soja e milho em solos de terras baixas no sul do Brasil;
- (d) **CAPÍTULO IV** – Análise das emissões de CH₄ e N₂O e potencial de mitigação por sistemas de irrigação intermitente em lavouras de arroz irrigado do sul do Brasil e noroeste do Japão.

2. CAPÍTULO I - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA: EMISSÕES DE CH₄ E N₂O EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE ARROZ IRRIGADO

2.1 Emissão de gases de efeito estufa pelo setor agropecuário

Com o desenvolvimento dos processos tecnológicos nos últimos 50 anos, a adoção de uma agricultura modernizada deu-se pela denominada "Revolução Verde" (MATSON et al., 1997). Esse processo ofereceu pouca atenção à proteção dos ecossistemas e a ação humana sobre o ambiente passou a ser apontada como a principal causa do desequilíbrio provocado nos fluxos de matéria e de energia ocorrentes no planeta. Com isto, o manejo adotado em muitos agroecossistemas passou a receber críticas do ponto de vista ambiental. Uma das principais se refere ao manejo do solo, uma vez que o sistema de preparo convencional baseia-se no revolvimento intensivo, provocando impactos negativos como erosão, redução nos teores de matéria orgânica, perda da camada superficial do solo, emissão de gases poluentes, entre outros (FONTANETTO e KELLER, 2001).

O manejo dos solos agrícolas e suas interações com a ciclagem de C e N são determinantes para aumentar o estoque de C do solo, bem como para minimizar a participação da agricultura nas mudanças climáticas globais (PAUL e CLARK, 1996). Isto ocorre devido aos solos atuarem como fonte de energia e nutrientes para os microrganismos, que através dos processos de obtenção dos mesmos, favorecem a produção de GEE, como o CO₂, o CH₄ e o N₂O (COSTA, 2005).

Esses GEE, encontrados naturalmente na atmosfera, são provenientes principalmente da queima de combustíveis fósseis, desmatamento, retirada de biomassa vegetal e uma série de práticas agrícolas. O CO₂ e o CH₄ são emitidos principalmente da decomposição microbiana de resíduos vegetais

e animais e matéria orgânica do solo, em condições aeróbias e anaeróbias respectivamente (SMITH e CONEN, 2004). O N_2O é emitido principalmente a partir da aplicação de fertilizantes nitrogenados orgânicos e inorgânicos e secagem do solo. Eles absorvem a energia infravermelha emitida pela terra, podendo, ao longo do tempo, resultar em mudanças climáticas com implicações econômicas, sociais e ambientais. Entretanto, os diferentes GEE possuem forças radioativas distintas, tendo o CH_4 e o N_2O um potencial de aquecimento global (PAG) 25 e 298 vezes, respectivamente, maior em relação ao CO_2 , para um tempo de permanência na atmosfera de 100 anos (FORSTER et al., 2007).

Em nível mundial, a agricultura e mudança de uso da terra contribuem com aproximadamente 21% das emissões de GEE, ou seja, entre cinco e quatro giga toneladas (Gt) de CO_2 equivalente, respectivamente (TUBIELLO et al.; 2014). O setor emite cerca de 3,3 Gt de CH_4 , 2,8 Gt de N_2O e 0,04 Gt de CO_2 em termos de CO_2 equivalente por ano (KASTERINE eVANZETTI, 2010).

No Brasil este quadro é diferente. Segundo o MCTI (2013), as atividades agrícolas, em 2010, foram responsáveis por aproximadamente 35% dessas emissões de GEE. A contribuição do setor agropecuário nacional nas emissões de CH_4 foi de 22%, enquanto a de N_2O de 13%. No estado do Rio Grande do Sul, 68% das emissões de GEE são provenientes do setor agropecuário (PACE RS, 2011), as quais contam principalmente com a contribuição do CH_4 e do N_2O . As principais fontes de emissão desses GEE no estado são a aplicação de fertilizantes nitrogenados, a fermentação entérica de ruminantes e o cultivo de arroz sob condições de alagamento.

O cultivo de arroz irrigado ocupa importante posição no setor agrícola do Rio Grande do Sul, alcançando na safra 2014/15 cerca de 1,2 milhões de hectares semeados (CONAB, 2015), colocando-se como o estado produtor, responsável por 55% da produção nacional do cereal. Em contrapartida, o sistema de produção vigente, irrigado por inundação contínua, apresenta contribuição de 18% para as emissões de GEE no estado do RS, especialmente como CH_4 (EMBRAPA, 2010). Vale destacar que, diferentes práticas agrícolas de manejo em relação aos sistemas de preparo do solo, rotação de culturas, manejo da adubação e da água de irrigação podem favorecer ou reduzir as emissões de CH_4 e N_2O nestes ambientes.

Fazem-se necessárias ações de pesquisa no Brasil, principalmente no que se refere as emissões de GEE de acordo com as condições ambientais locais. Os inventários disponíveis foram elaborados com base em fatores de emissão internacionais indicados pelo IPCC. Para o caso do CH₄, as estimativas realizadas para o primeiro e o segundo inventários nacionais de emissão de GEE no cultivo de arroz, foi utilizado o fator médio de emissão de 200 kg ha⁻¹ bem como fatores de escala de emissão para manejo da irrigação e quantidade de palha remanescente no solo. Em experimentos realizados nestes sistemas produtivos no estado de São Paulo foi verificada uma emissão média acumulada de 328 kg CH₄ ha⁻¹ enquanto que, no Rio Grande do Sul alcançou-se 490 kg CH₄ ha⁻¹ (LIMA et al., 2012). Essa variação nas emissões de CH₄ demonstra a necessidade de pesquisas visando avaliar a adequação dos fatores de emissão utilizados, bem como identificar práticas agrícolas com potencial de mitigar essas emissões em sistemas de produção de arroz irrigado.

2.2 Sistemas de produção de arroz irrigado e emissões de CH₄ e de N₂O

A produção e emissão de CH₄ nos solos ocorrem devido à decomposição predominantemente anaeróbia de compostos orgânicos (PONNAMPERUMA, 1972), como é o caso de áreas de banhado e de lavouras de arroz irrigado, que permanecem inundadas durante longos períodos. A estimativa mundial é de que a produção de arroz irrigado por inundação seja responsável por 10-40% das emissões de CH₄ (DALAL et al., 2008; KASTERINE e VANZETTI, 2010).

O alagamento do solo e a manutenção de uma lâmina de água durante o cultivo do arroz irrigado provocam alterações químicas, físicas e biológicas que levam esses ambientes a um estado de equilíbrio distinto ao observado antes do alagamento (SOUSA et al., 2009). Segundo os mesmos autores, estas transformações são oriundas do baixo suprimento de oxigênio (O₂) e, em consequência, da proliferação de bactérias anaeróbias que, para obtenção de energia utilizam outros compostos, que não o O₂, como receptores de elétrons; configurando o processo de redução do solo (PONNAMPERUMA, 1972).

Uma ordem preferencial de consumo dos receptores inorgânicos de elétrons regula o estado de oxirredução do solo. As bactérias anaeróbias utilizam inicialmente o N do NO_3^- produzido pela oxidação do amônio (NH_4), que pode sofrer desnitrificação e ser perdido na forma de nitrogênio elementar (N_2) e N_2O (SILVA et al., 2008). As perdas de N_2 e N_2O nos sistemas de cultivo sob alagamento podem ser mais pronunciadas pela mineralização do N orgânico ou pelo N inorgânico nitrificado nas zonas com disponibilidade de O_2 (rizosfera e interface solo-água) e, desnitrificado nas zonas reduzidas do solo (REDDY e DELAUNE, 2008). O baixo suprimento de água, em períodos de secagem da lavoura em sistemas com irrigação intermitente, também favorece a desnitrificação do N presente no solo (ZSCHORNACK, 2011; BUSS, 2012; WESZ, 2012).

Pela falta de compostos nitrogenados, posteriormente, o Mn dos óxidos de manganês (MnO), o Fe dos óxidos de ferro (FeOH), e os sulfatos (SO_4) são utilizados pelo metabolismo microbiano anaeróbio como receptores de elétrons. Na ausência destes compostos inorgânicos, em condições anaeróbias, os microrganismos fermentadores, passam a utilizar compostos orgânicos como receptores de elétrons, a partir do processo denominado de fermentação (SILVA et al., 2008). Este processo caracteriza-se pela formação de compostos orgânicos de cadeia curta e baixo peso molecular, promovida pela quebra de substratos orgânicos complexos, e os produtos resultantes são etanol, acetato, H_2 , N_2 , CO_2 e CH_4 (MOSIER et al., 1998). Vale ressaltar que as principais rotas de produção de CH_4 em solos alagados são a redução do CO_2 em presença de H_2 , ácidos graxos ou álcool, e a transmetilação de ácido acético ou álcool metílico pelos microrganismos produtores de CH_4 (CONRAD, 1989; LE MER e ROGER, 2001).

À medida que a decomposição anaeróbia mediada por bactérias metanogênicas se intensifica, maior é a concentração de substâncias reduzidas no solo, menor é o potencial redox (Eh) e o ambiente torna-se favorável à emissão de CH_4 (PONNAMPERUMA, 1972). As emissões de N_2O , por ocorrerem em condições mais oxidadas, em solos alagados normalmente acontecem em taxas muito baixas (HARADA et al., 2007; LIU et al., 2010), podendo haver inclusive fluxos negativos deste gás (CAI et al., 1997; HOU et al., 2000). Logo, as emissões de CH_4 e de N_2O em solos sujeitos ao alagamento se

dão em situações distintas, devido aos processos de aerobiose e anaerobiose predominantes no solo (HOU et al., 2000). Portanto, a inundação e a manutenção dessa condição no tempo intensificam as emissões de CH₄ do solo e restringem as emissões de N₂O. Enquanto que, zonas oxidadas, bem como a drenagem do solo, resultam na redução das emissões de CH₄ e promovem as emissões de N₂O (TOWPRAYOON et al., 2005; XING et al., 2009).

A liberação dos GEE para atmosfera, proveniente de lavoura de arroz irrigado por inundação, envolve três processos de transporte (YAN et al., 2000): através de mecanismo de ebulição; por meio de difusão através da superfície do solo e da água e; por transporte através dos aerênquimas das plantas de arroz. Este último mecanismo é considerado o principal meio de saída de CH₄ e do N₂O de solos cultivados com arroz irrigado (CICERONE et al., 1983). Outros autores (NOUCHI et al., 1990; YAN et al., 2000; REDDY e DELAUNE, 2008) relatam esta via de transporte pela planta como responsável por mais de 80% das emissões tanto para CH₄ e do N₂O. Sendo assim, os fluxos de CH₄ e N₂O em lavouras de arroz irrigado apresentam variações expressas pelo balanço entre a produção, oxidação e transporte desses gases para atmosfera (NEUE et al., 1997).

2.3 Fatores ambientais que influenciam nas emissões de CH₄ e N₂O em lavouras de arroz irrigado

A produção e a emissão de CH₄ e N₂O em lavouras de arroz irrigado podem ser influenciadas por diversos fatores. Esses processos são controlados pela interação de diferentes fatores bióticos e abióticos, tais como fatores meteorológicos, atributos de solo (químicos, físicos e biológicos), práticas de manejo e características da planta de arroz (NEUE et al., 1997).

Em geral, os fatores mais importantes que influenciam na emissão desses gases do solo são aqueles que envolvem o teor de água, as propriedades químico- mineralógicas do solo e aqueles que interferem nas atividades microbianas em geral (temperatura, Eh, disponibilidade do substrato). De fato, dada a complexidade de ambientes com cultivo de arroz irrigado por alagamento, diversas variáveis estão correlacionadas e agindo uma sobre a outra concomitantemente.

2.3.1 Atributos de solo

Em lavouras de arroz irrigado, o tipo de solo é um fator importante a ser considerado devido à sua influência nas emissões, especialmente de CH_4 , pois as propriedades químicas e mineralógicas podem alterar o comportamento do potencial redox em função do alagamento e, conseqüentemente, o equilíbrio dinâmico do sistema (PONNAMPERUMA, 1972).

O CH_4 começa a ser produzido no solo em valores de Eh inferiores a -100 mV (HOU et al., 2000) e intensifica-se à medida que este parâmetro atinge valores mais negativos. Dessa forma, as características específicas que interferem sobre a redução do solo e conseqüentemente na dinâmica e intensidade das emissões de CH_4 , são a quantidade de nitrato (NO_3^-), a quantidade e tipos de óxidos de Fe e de Mn, a quantidade de sulfato (SO_4^{2-}) e de substratos orgânicos facilmente decomponíveis (NEUE et al., 1997a). Portanto, o comportamento do Eh e seus valores de estabilização dependem de tais características dos solos. Altos teores de matéria orgânica e baixos teores de NO_3^- e óxidos de Fe e Mn favorecem a diminuição rápida do Eh, cujos valores podem estabilizar após poucas semanas do início do alagamento (SOUSA, et al., 2009), e conseqüentemente, intensificar as emissões de CH_4 . Em contrapartida, ocorre uma menor produção e emissão de N_2O , já que além de baixas concentrações de O_2 nestas condições, há redução das concentrações do NO_3^- no solo, promovida pelo consumo por microrganismos desnitrificadores logo após o alagamento do solo. A redução do N_2O a N_2 (REDDY E DELAUNE, 2008), bem como a sua solubilidade em água (MINAMIKAWA et al., 2010), contribuem para as baixas e em determinadas fases, influxos de N_2O durante o período em que o solo se encontra sob alagamento.

A dinâmica do Eh varia entre diferentes solos (LE MER e ROGER, 2001), basicamente em função do tipo e da quantidade de íons envolvidos no sistema redutor (BODEGOM e STAMS, 1999). Assim, as taxas e as emissões de CH_4 devem ser diferenciadas entre solos em função da variação da composição do seu sistema redox. Silva et al. (2011) avaliaram a dinâmica de emissão de CH_4 em diferentes tipos de solo do RS e constataram que a emissão realmente varia de acordo com características específicas de cada solo. Vale ressaltar que foi um experimento realizado em casa de vegetação, portanto não

foram consideradas as peculiaridades climáticas de cada local, fator importante no que diz respeito às emissões de GEE.

A localização geográfica, pela radiação solar e temperatura local, pode alterar a produção de biomassa e de exsudatos radiculares (SCHÜTZ et al., 1991), responsáveis pela disponibilidade de carbono lábil que é o principal substrato para os microrganismos do solo. A disponibilidade de substratos orgânicos é uma característica que pode ser diferenciada em função dos teores e dinâmica da matéria orgânica do solo, ou pelo efeito do tipo de solo no desenvolvimento vegetal que afeta a produção exsudatos radiculares (SCHÜLTZ et al., 1991). O efeito do material orgânico sobre as emissões de CH₄ e de N₂O (KAEWPRADIT et al., 2008) não está somente relacionado à quantidade, mas também à sua qualidade. A relação C:N, o conteúdo de lignina e lipídeos (SOUSA, 2001) são relevantes no processo de decomposição e, conseqüentemente, nas emissões desses GEE (LE MER e ROGER, 2001; NASER et al., 2007). A disponibilidade de material orgânico no solo aumenta a produção de CH₄, por favorecer o processo de redução devido ao fornecimento de substrato orgânico ao sistema (WANG et al., 1999). Porém, resíduos com maiores conteúdo de carbono facilmente decomponível favorecem mais a produção deste gás do que resíduos humificados (SINGH et al., 2003).

Diferentemente do que acontece com o CH₄, materiais orgânicos com alta relação C:N podem estimular a imobilização microbiana do N e, por conseqüência, reduzir a disponibilidade de N para os processos envolvidos na produção de N₂O no solo (YAO et al., 2010). Já os materiais com baixa relação C:N podem apresentar um efeito positivo na emissão de N₂O do solo, conforme discutem Toma e Hatano (2007).

Neste sentido, é importante identificar os processos que estão coordenando as reações eletroquímicas decorrentes do alagamento, de acordo com as especificidades de cada tipo de solo e suas potencialidades nas emissões de CH₄ e N₂O (WANG et al., 1993).

2.3.2 Fatores meteorológicos

O CH₄ e N₂O são ambos produzidos, ou consumidos, como resultado de processos microbianos no solo. A temperatura do ar e do solo afetam diretamente a produção e o consumo desses GEE por meio de seus efeitos

sobre a atividade metabólica dos microrganismos e das plantas (CONRAD, 1996). Considerando-se os distintos regimes climáticos e ecossistemas, a umidade e a temperatura foram identificadas como os principais controladores da produção de CH₄ e N₂O do solo (LUO et al., 2013).

Os microrganismos metanogênicos normalmente atingem o máximo de sua atividade metabólica em uma faixa de temperatura que varia de 30° até 40°C (LE MER e ROGER, 2001). De acordo com os mesmos autores, a ocorrência de baixas temperaturas do solo tende a reduzir a atividade destes microrganismos e, também, de outras bactérias responsáveis pela fermentação. Dessa forma, as emissões de CH₄ em lavouras de arroz irrigado normalmente são menores no início do dia, atingindo emissão máxima no início da tarde e, redução ao anoitecer, devido principalmente às alterações de temperatura e de pressão dos gases no solo (NEUE et al., 1997a). A temperatura também afeta o transporte do CH₄ através da planta de arroz (NOUCHI et al., 1994), mostrado por uma correlação positiva entre a temperatura do solo e a condução de CH₄ via planta para atmosfera (HOSONO e NOUCHI, 1997).

Similarmente ao comportamento dos microrganismos metanogênicos, as mudanças de temperatura atuam sobre o metabolismo microbiano envolvido nos processos de nitrificação e desnitrificação e, conseqüentemente, nas emissões de N₂O (IIDA et al., 2007).

Somadas à atividade da microbiota, as condições de temperatura e precipitação podem exercer influência na taxa de decomposição da matéria orgânica do solo. Posteriormente, isso pode determinar a intensidade dos processos de redução de solos alagados (LE MER e ROGER, 2001) e, conseqüentemente, interferir nas emissões de CH₄ e N₂O. Vale considerar também que o clima é um dos fatores de formação do solo e, em função disso, afeta as propriedades de diferentes solos, pois é um fator dependente da região e dos efeitos sazonal e interanual (YAN et al., 2005). Variações climáticas sazonais também podem contribuir para distinção dos fluxos de CH₄ e N₂O em lavouras de arroz irrigado, devido às alterações entre anos e locais, principalmente relacionadas por diferenças de temperatura e pressão do gás (NEUE et al., 1997).

2.4 Influência de práticas de manejo na emissão de GEE em sistemas de cultivo de arroz irrigado

Em sistemas de produção de arroz irrigado por inundação, algumas práticas de manejo realizadas antes e durante o cultivo, principalmente as que envolvem adições orgânicas (WANG et al., 1993) e inorgânicas (MINAMI, 1995), supressões da irrigação (KIM et al., 2014) e diversificação do sistema (MOHAMMADI et al., 2014), também podem interferir nas emissões de GEE. No que diz respeito ao aporte de resíduos culturais, tanto a quantidade como a qualidade são fatores a se considerar, já que causam alterações na composição da solução do solo (SOUSA, 2001). Desde que, a produção de CH₄ ocorre em solos sob condições de anaerobiose, regimes de irrigação intermitentes (ITOH et al., 2011), condicionados às precipitações pluviométricas, ou de oxigenação do sistema pela introdução de culturas de sequeiro em solos de terras baixas (MINAMIKAWA et al., 2010) são fatores importantes que podem promover redução das emissões de GEE.

2.4.1 Manejo de resíduos orgânicos e preparo de solo

A constância e intensidade do processo de metanogênese dependem da relação entre a quantidade de determinados compostos inorgânicos oxidados e a disponibilidade de carbono lábil (CONRAD, 1999). Itoh et al. (2011) verificaram em sistemas de produção de arroz irrigado que as emissões de CH₄ se relacionaram com a disponibilidade de substrato orgânico aos microrganismos. Nos solos, onde não foi mantida a palha do arroz (fonte de carbono), após a completa redução do solo, não foram detectadas elevadas emissões de CH₄. Segundo os mesmos autores, nesta situação as maiores emissões de CH₄ ocorreram na fase de florescimento da cultura devido à disponibilidade de exsudatos radiculares como substrato para os microrganismos metanogênicos.

Neste aspecto, preparos de solo podem ser práticas importantes a se considerar. Bayer et al. (2014) verificaram que a incorporação do resíduo vegetal aumentou as emissões de CH₄ no solo sob preparo convencional (PC) em sistema de produção de arroz irrigado. Os autores relacionaram a incorporação dos resíduos vegetais ao solo e o aumento da área de contato entre os resíduos em camadas subsuperficiais, com a facilitação da ação dos microrganismos e

atividade metanogênica. Por outro lado, a manutenção de resíduos vegetais sobre a superfície do solo em sistemas de produção de arroz irrigado sob plantio direto (PD) pode resultar na maior formação de CO_2 do que CH_4 durante a decomposição da biomassa vegetal (BAYER et al., 2014). A camada superficial de palha em PD pode desencadear zonas mais oxidadas, reduzir a atividade microbiana metanogênica e conseqüentemente aumentar a atividade de microrganismos metanotróficos (LE MER e ROGER, 2001).

No que se refere ao efeito do aporte de resíduos orgânicos e sistemas de preparos do solo, nas emissões de N_2O , Ma et al., (2009) relataram que em PD as emissões são mais acentuadas, possivelmente devido à maior parte dos resíduos vegetais encontrarem-se na superfície do solo onde a concentração de O_2 é maior e o processo de nitrificação estimulado. Por outro lado, a incorporação dos resíduos vegetais ao acelerar o processo de redução ao solo (HARADA et al., 2007), proporciona que parte do N_2O formado pela desnitrificação durante o alagamento seja reduzido a N_2 (MA et al., 2009), devido às condições favoráveis para este processo.

2.4.2 Fertilizações

O manejo de fertilizantes, especialmente os nitrogenados, de acordo com o tipo e a quantidades aplicadas (LE MER e ROGER, 2001), também pode causar efeitos nas emissões de CH_4 e N_2O . No caso da produção de CH_4 em solos alagados pelo efeito de adubações nitrogenadas, ainda não existe um consenso científico, devido a resultados divergentes observados em pesquisas. Alguns trabalhos relatam que há um estímulo às emissões deste gás em função das adubações nitrogenadas, embora indiretamente, por potencializar o crescimento e a atividade de microrganismos metanogênicos e a capacidade de transporte vascular devido ao crescimento das plantas de arroz (LINDAU et al., 1993; LE MER e ROGER, 2001; XU et al., 2004; CAI et al., 2007). Outros autores têm reportado que a adubação nitrogenada pode contribuir para um decréscimo das emissões de CH_4 , pois a utilização de adubos amoniacais pode estimular a atividade dos microrganismos metanotróficos (YANG e CHANG, 1998).

Quando se trata de tipos de fertilizantes nitrogenados, Corton et al., (2000) relataram que as emissões de CH_4 reduziram aproximadamente 36% pelo uso de sulfato de amônio em substituição a uréia. Segundo os autores, a

variação observada entre as formas nitrogenadas pode se explicar pelo amônio competir com o CH_4 para ser oxidado pelos microrganismos metanotróficos. Segundo Xie et al. (2010), na China, aplicação de fertilizantes à base de amônia em comparação com mesmas áreas sem adição de N, inibiu a emissão acumulada de CH_4 durante a safra de arroz. Por outro lado, quando se trata das emissões de N_2O , a utilização destes fertilizantes geralmente as intensifica, com efeitos intensos em curto prazo (HUANG et al., 2005; AHMAD et al., 2009). No entanto, durante o cultivo de arroz com irrigação contínua, mesmo pela fertilização nitrogenada, as emissões de N_2O são geralmente baixas (ZOU et al., 2007; HARADA et al., 2007; LIU et al., 2010). Por outro lado, em condições específicas como a intermitência da irrigação, essas emissões são mais pronunciadas (ZSCHORNACK, 2011; BUSS, 2012; WESZ, 2012).

2.4.3 Manejo da lâmina de água de irrigação

A irrigação por inundação contínua em lavouras de arroz, em que a cultura permanece com uma lâmina de água sobre a superfície do solo durante praticamente todo o ciclo da cultura, é tradicionalmente adotada no Rio Grande do Sul. Isso se deve a alguns benefícios para a cultura, como controle de plantas espontâneas, da temperatura do solo e aumento na disponibilidade de nutrientes ao longo do cultivo (SOSBAI, 2014). Entretanto, ultimamente tem sido adotado um manejo diferenciado nestes sistemas de produção, onde se realizam ciclos alternados de irrigação. Esse tipo de irrigação, chamada de intermitente, é adotada em países asiáticos, pois proporciona o uso mais eficiente da água (BUSS, 2012), menores perdas por percolação (STONE, 2005), melhor desenvolvimento da cultura, além de reduzir a produção de CH_4 (IPCC, 2013; TYAGI, 2010; ITOH et al., 2011; ZHANG et al., 2012; KIM et al., 2014). Essa prática de manejo da lavoura arrozeira baseada no controle do regime de irrigação, com ciclos alternados de inundação, pode apresentar um potencial de redução das emissões de CH_4 , de 45 a 90% em comparação aos sistemas de irrigação contínua (NEUE, 1997a; ITOH et al., 2011; ZHANG et al., 2012; HOU et al., 2012; IRRI, 2015). Este processo ocorre devido a secagens periódicas do solo e ao aumento da oxigenação do sistema, e que resulta na oxidação do CH_4 retido no solo (HADI et al., 2010). Contudo, sabe-se que ciclos alternados de anaerobiose e aerobiose favorecem a redução das emissões de CH_4 , mas

aumentam as de N_2O , quando comparados às condições de anaerobiose permanentes (HOU et al., 2000).

A manutenção de uma lâmina de água nestas lavouras é o principal regulador do processo de redução do solo, pois limita a presença do oxigênio tornando-o rapidamente um ambiente anaeróbico (LE MER e ROGER, 2001). A condição de baixa disponibilidade de elétrons - baixo Eh - favorece o estabelecimento de uma comunidade microbiana metanogênica (CONRAD, 1996) e das emissões de CH_4 (LE MER e ROGER, 2001). Os valores de Eh específicos de cada solo determinam e a potencialidade dessas emissões. Em avaliação do valor de Eh para o início da produção e emissão de CH_4 em solos do Japão, Chidthaisong et al. (1999) encontraram valores em torno de -100 mV. No Brasil, avaliando seis solos do Rio Grande do Sul, Griebeler et al. (2008) encontraram valores de Eh de +215 mV até -70 mV quando o solo atingiu o máximo poder de redução. Dessa forma, pode-se verificar a existência de intervalos críticos de Eh para o início da produção de CH_4 e de N_2O em solos sob alagamento, de acordo com suas características específicas (YU e PATRICK JR., 2004).

Quando o solo é drenado, pela supressão da água de irrigação, as emissões de N_2O passam a ocorrer em virtude do aumento do Eh ao redor de aproximadamente +200 mV (HOU et al., 2000; LIU et al., 2010). A entrada de oxigênio no solo elimina a atividade dos microrganismos metanogênicos e permite a proliferação de grupos de hábito aeróbico - os metanotróficos (SASS et al., 1992). O estabelecimento desta nova comunidade microbiana favorece o processo de nitrificação do NH_4^+ , gerando NO_3^- quando o solo se encontra oxidado. Com o novo alagamento, geralmente o NO_3^- é perdido pelo processo de desnitrificação na forma de N_2O e N_2 . No entanto, Itoh et al. (2011) não encontraram aumento nas emissões de N_2O com a utilização da irrigação intermitente, associado à baixa disponibilidade de N no solo no mesmo período. Outros autores também relatam que o efeito da intermitência da irrigação na redução das emissões de CH_4 é superior ao efeito no aumento das emissões de N_2O , em sistemas de produção de arroz irrigado, refletindo em uma diminuição do PAG a partir desta prática de manejo (BUSS, 2012; WESZ, 2012; KIM et al., 2014).

A supressão da irrigação da lavoura e o conseqüente processo de oxidação do solo devem variar em função do tipo de solo, quantidade de íons inorgânicos receptores de elétrons no solo, precipitação durante o período, condições climáticas e o estágio de desenvolvimento da cultura (WANG, 1999; LE MER e ROGER, 2001).

Embora o controle da irrigação possa efetivamente contribuir para controlar as emissões de CH₄ e N₂O (JOHNSON-BEEBOUT et al., 2009), é importante considerar se essa prática de manejo afeta o potencial produtivo da cultura e a partir dessa observação determinar se o controle da irrigação confere uma estratégia mitigadora das emissões de GEE. Neste aspecto, alguns estudos indicam que não foram observadas diferenças na produtividade do arroz utilizando sistemas de irrigação intermitentes em comparação a irrigação contínua (MEZZOMO et al., 2009; MOTERLE et al. 2013; KIM et al., 2014).

2.4.4 Diversificação de culturas em terras baixas

A orizicultura, atividade difundida em grande parte do território gaúcho, lida com dificuldades ligadas à sustentabilidade, devido à intensificação do sistema de produção, aumento dos custos de produção, disseminação de sementes de plantas espontâneas e degradação do solo. Contudo, ultimamente surgiu o interesse pela utilização de novas alternativas de cultivo em áreas de terras baixas, capazes de manter, ou mesmo, recuperar a qualidade destes solos. O ato de optar pela adoção de sistemas conservacionistas e pela rotação de culturas nas lavouras de arroz são algumas das iniciativas que representam um avanço nas pesquisas com vistas à qualidade produtiva e ambiental neste setor (MENEZES et al., 2012).

A diversificação de culturas é uma opção viável com benefícios econômicos em áreas de cultivo com arroz durante todo o ano (NEUE et al., 1995; RANGANATHAN et al., 1995). Segundo Neue et al. (1997a), trigo, feijão, soja e milho são culturas de sequeiro que podem ser cultivadas em rotação com arroz em áreas úmidas. Além disso, a introdução de culturas de sequeiro em terras baixas em alternância ao cultivo de arroz irrigado pode ser uma técnica de manejo interessante para reduzir as emissões de CH₄ dessas áreas.

Em outros momentos, as restrições agrônômicas de cultivo nestas condições de solo, aliadas às dificuldades de comercialização, impediam a

expansão de culturas de sequeiro nestes solos. Entretanto, o cultivo de soja em terras baixas, tradicionalmente utilizadas para o cultivo do arroz irrigado, tem crescido no Rio Grande do Sul e se expande a cada safra (SANTOS, 2013). Isso se deve ao resultado de pesquisas que vêm sendo desenvolvidas nos últimos anos por órgãos de pesquisa como o Instituto Rio-Grandense do Arroz e a Embrapa Clima Temperado. As pesquisas conduzidas têm focado a adaptação das culturas a estes ambientes, bem como o estabelecimento de bases de um manejo adequado que permitam potencializar e estabilizar o rendimento tanto da soja quanto do milho em solos arroseiros (VERNETTI JR. et al., 2009; SCHOENFELD, 2010). Porém, essa mudança de cenário nestes ecossistemas gera uma série de impactos não só de caráter econômico e tecnológico, mas também ambiental. Isto desperta interesse de resultados de pesquisa no RS, sobre o efeito da inserção destas culturas de sequeiro em solos propensos ao encharcamento sob as emissões de GEE. Estas áreas, quando cultivadas com arroz irrigado, são fonte potencial de emissão de CH_4 devido às condições de anaerobiose. Contudo, a soja e o milho entram como opção de rotação e, por requererem um ambiente drenado para o cultivo, espera-se que haja mitigação das emissões desse gás. No entanto, sendo estes ambientes deficientes em drenagem natural do solo e, por vezes a ocorrência de frequentes períodos de estiagem, essa alternância entre o excesso e o déficit de umidade no solo podem determinar comportamentos desconhecidos nas emissões GEE.

Considerando que o impacto das práticas de manejo sobre a emissão de GEE em sistemas de cultivo de arroz com culturas de sequeiro rotacionadas não é bem conhecida, recentemente Ma et al. (2013) desenvolveram um estudo nesta linha. Os autores avaliaram o impacto de dois ciclos de rotação de arroz e trigo sob as emissões de GEE na China e observaram que os PAGs foram principalmente atribuídos às emissões de CH_4 na estação de crescimento do arroz e, em menor grau, às emissões de N_2O durante a temporada de crescimento do trigo. Os mesmos autores detectaram que esse sistema de integração de culturas (arroz – trigo) apresentou menor perda de carbono comparado à produção isolada de arroz irrigado.

Apesar do conhecimento atual de tecnologias de mitigação da emissão de CH_4 em ambientes de produção de arroz irrigado, mudanças de

cenário devem ser acompanhadas com vistas à identificação de opções adequadas à mitigação de GEE.

2.5 Expressão das emissões de GEE em sistemas agrícolas

Conforme já abordado, a agricultura tem sido considerada fonte de GEE, embora em algumas condições possa atuar no sequestro desses. Estes fatores podem levar a um aumento ou uma redução do potencial de aquecimento global (PAG), de acordo com o sistema de produção agrícola. No entanto, para se avaliar o PAG devem-se considerar as diferenças quanto ao potencial de cada um destes gases, sendo o do CH₄ de 25 e o do N₂O de 298 vezes superior ao CO₂, para um tempo de permanência na atmosfera de 100 anos (IPCC, 2013), e fazer a transformação das emissões para uma base única (CO₂ equivalente). Essa conversão, considerando a potencialidade de cada GEE, viabiliza determinar a participação relativa das emissões de CH₄ e de N₂O no período de avaliação, bem como estimar o PAG dos diferentes sistemas de produção agrícola.

Portanto, não basta apenas avaliar as emissões diretas de CH₄ e N₂O pelo solo nos diferentes sistemas de produção de arroz irrigado. Deve-se considerar o PAG parcial pelo somatório das emissões de CH₄ e N₂O com suas respectivas equivalências. Ou, em um contexto mais amplo, pode-se estimar o PAG total de um sistema de produção agrícola, sendo este o balanço entre as emissões de CH₄ e N₂O, o sequestro de CO₂ no solo, e os custos das operações e de produção dos insumos agrícolas devido ao consumo de combustíveis fósseis, expressos em CO₂ equivalente.

No caso dos sistemas de cultivo de arroz sob alagamento, o PAG_p é praticamente todo composto pelas emissões de CH₄ (HARADA et al., 2007; AHMAD et al., 2009), devido à condição de alagamento no tempo intensificarem as emissões de CH₄ do solo e restringirem as de N₂O. Por outro lado, práticas de manejo que envolva o uso de fertilizantes nitrogenados (MA et al., 2007; AHMAD et al., 2009) e drenagem do solo promovem o aumento nas emissões de N₂O (TOWPRAYOON et al., 2005; XING et al., 2009). No caso desta última, no entanto, o efeito da intermitência da irrigação na redução das emissões de CH₄ pela secagem do solo tem se mostrado superior ao efeito no aumento das emissões de N₂O, refletindo em uma diminuição do PAG_p de sistemas de

produção de arroz irrigado (ITOH et al., 2011; BUSS, 2012; WESZ, 2012; PANDEY et al.,2014).

A combinação adequada de sistemas de produção versus práticas de manejo e redução das emissões de GEE sem repercutir na redução da produtividade do arroz (SHANG et al., 2011) devem ser priorizadas. Neste sentido, pode-se fazer uso de outro índice, do PAG por unidade de produção (PAG/rendimento de grãos) para avaliar a eficiência de sistemas ou práticas agrícolas na mitigação de GEE.

3. CAPÍTULO II: EMISSÃO DE CH₄ EM SISTEMA DE IRRIGAÇÃO CONTÍNUA E POTENCIAL DE MITIGAÇÃO PELO USO DE SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO INTERMITENTE NA CULTURA DO ARROZ NO RIO GRANDE DO SUL

3.1 INTRODUÇÃO

O arroz é um importante item da alimentação humana, sendo que 75% do sistema de produção global é cultivado sob irrigação por inundação contínua do solo (IRRI, 2015). Nestas condições, o solo encontra-se em condição anaeróbia, pelo baixo suprimento de oxigênio e a produção de CH₄ é favorecida por meio da atividade metabólica de microrganismos metanogênicos (REDDY, 2015). O gás é gerado sob tais condições, mas as quantidades que atingem a atmosfera podem ser influenciadas por fatores abióticos, incluindo características de solo e clima, além daquelas relacionadas com as práticas de manejo adotadas a campo. Sendo assim, esses sistemas de produção são considerados importante fonte de emissão de CH₄, gás de efeito estufa com potencial de aquecimento global 25 vezes superior ao do CO₂ em um horizonte de tempo de 100 anos (IPCC, 2013).

O inventário brasileiro de emissões de CH₄ em cultivo de arroz irrigado, utiliza um fator de emissão de 300 kg CH₄ ha⁻¹ para lavouras de arroz sob irrigação por alagamento contínuo (EMBRAPA, 2010). Sendo que, este fator consiste no default baseado em índices internacionais, indicado pelo IPCC de 200 kg CH₄ ha⁻¹ (IPCC, 2007), acrescido de um fator de escala de 1,5 considerando a quantidade de 1-2 t/ha de matéria seca presente no solo (EMBRAPA, 2010). Entretanto, sabe-se que determinadas características de solo (NEUE et al., 1997; SETYANTO et al., 2002; HUANG et al., 2002) e clima

(CONRAD, 1989; YANG e CHANG, 1999; RATH et al., 2002) influenciam nas emissões de CH₄ em solos sob cultivo de arroz. Silva et al., (2011) avaliaram, em casa de vegetação, a dinâmica da emissão de CH₄ em diferentes tipos de solos do RS. Os autores verificaram que a emissão total de CH₄ apresentou variação em torno de 35 g m⁻² de CH₄, entre um Gleissolo e um Neossolo e, destacaram a importância deste tipo de estudo em condições de campo. Dessa forma, é evidente a importância de considerar a representatividade edafoclimática dentro de regiões do país, especialmente no caso do RS que concentra em torno de 80% da área cultivada com arroz irrigado por inundação contínua (EMBRAPA, 2010).

Outro aspecto importante que se refere à emissão de GEE em lavouras de arroz irrigado é a identificação e a quantificação do potencial de práticas agrícolas de manejo em mitigar essas emissões. Em nível internacional o uso de sistemas intermitentes de irrigação destaca-se como uma das práticas mais eficientes na mitigação das emissões de CH₄ em solos cultivados com arroz irrigado (TOWPRAYOON et al., 2005; TYAGI et al., 2010; ITOH et al., 2011; KIM et al., 2014). Isto devido às alterações promovidas nas propriedades do solo, especialmente as relacionadas com a redução da umidade e o nível de oxigênio do solo, aumento do potencial redox e diferenciação da atividade microbiana nestas condições (HOU et al., 2012). O potencial de emissão de CH₄ tem sido reduzido entre 45 e 90% nos sistemas intermitentes de irrigação em comparação aos sistemas de irrigação contínua (ITOH et al., 2011; ZHANG et al., 2012; HOU et al., 2012; IRRI, 2015). Enquanto que, um aumento nas emissões de N₂O tem sido verificado simultaneamente, um gás com potencial de aquecimento global quase 12 vezes superior ao do CH₄. Entretanto, mesmo considerando seus respectivos potenciais de aquecimento (CH₄ e N₂O expressos em CO₂ equivalente), a magnitude na redução das emissões de CH₄ ainda tem sido superior ao aumento nas emissões de N₂O (ITOH et al., 2011; BUSS, 2012; WESZ, 2012; PANDEY et al., 2014).

No Sul do Brasil, informações relacionadas ao manejo da água de irrigação em relação às emissões de CH₄ e N₂O ainda são escassas, especialmente em distintas condições edafoclimáticas. Diante deste contexto, neste estudo teve-se como objetivos (i) determinar um fator regional de emissão de CH₄ para sistemas de produção de arroz sob irrigação contínua no Rio

Grande do Sul e, (ii) avaliar o potencial de sistemas de irrigação intermitente na mitigação das emissões de CH₄ e N₂O em diferentes solos do RS.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Locais e características edafoclimáticas

O estudo foi conduzido durante duas safras (2011/2012 e 2012/13) em diferentes municípios da região produtora de arroz do estado do Rio Grande do Sul. Na safra 2011/2012, os experimentos foram conduzidos em Cachoeirinha e Uruguaiana, em estações experimentais do Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA) e, em Pelotas na Embrapa Clima Temperado (CPACT). Em 2012/13, adicionalmente a estes municípios, foram conduzidos experimentos em Restinga Seca e Camaquã, também em estações experimentais do IRGA. (Figura 1).

A classificação dos solos, algumas de suas características físicas e químicas e as condições normais do clima dos diferentes locais são apresentadas na tabela 1.

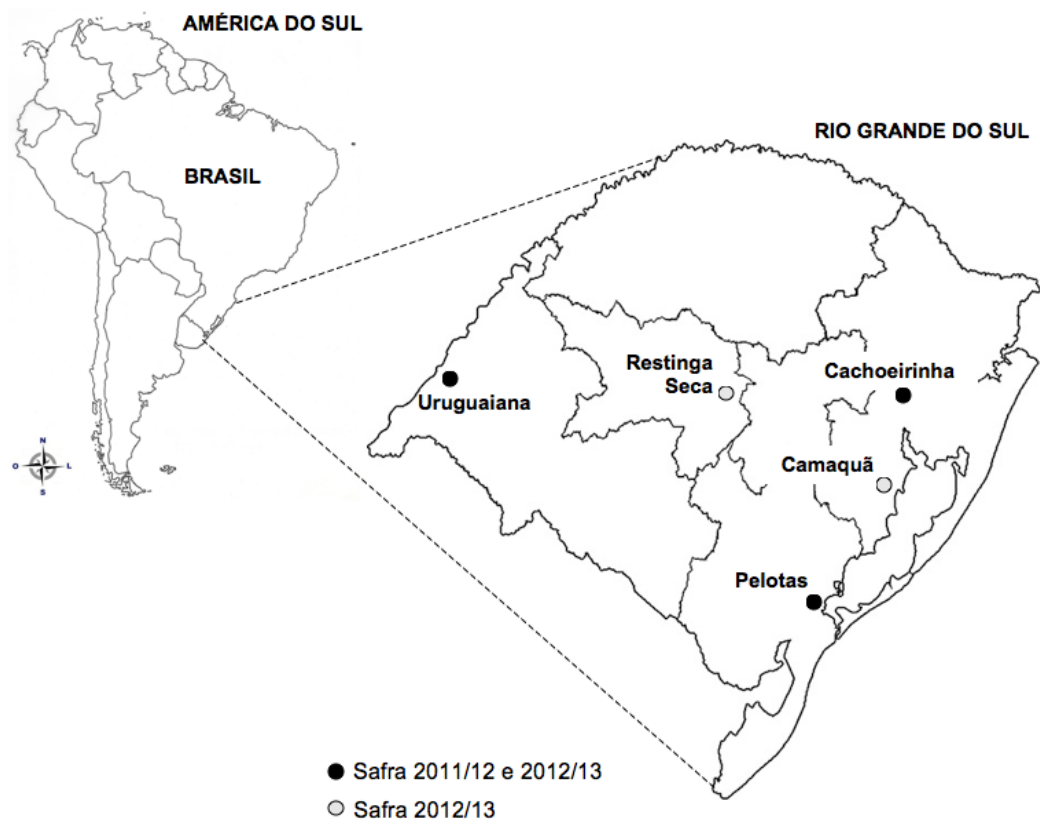


Figura 1. Municípios do estado do Rio Grande do Sul onde foram avaliadas as emissões de gases de efeito estufa em lavouras de arroz irrigado nas safras 2011/12 e 2012/13.

Tabela 1. Caracterização dos solos e locais dos experimentos com monitoramento das emissões de CH₄ em sistemas de produção de arroz irrigado em Uruguaiana, Cachoeirinha, Pelotas, Restinga Seca e Camaquã.

Locais	Uruguaiana			Cachoeirinha			Pelotas			Restinga Seca			Camaquã		
Tipo de Solo	Neossolo			Gleissolo			Planossolo			Planossolo			Planossolo		
Profundidade (cm)	0-10	10-20	20-40	0-10	10-20	20-40	0-10	10-20	20-40	0-10	10-20	20-40	0-10	10-20	20-40
Granulometria (g kg⁻¹)															
Argila	210	210	260	100	100	90	170	150	260	190	220	240	110	110	140
Silte	500	490	420	440	400	470	420	450	350	350	350	350	330	360	420
Areia	300	310	330	470	510	450	420	410	390	460	440	420	560	540	440
Fertilidade															
pH	5,4	5,6	5,9	4,7	4,7	4,5	5,3	5,8	5,3	4,9	4,8	4,9	6,6	7,0	7,1
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	16,8	8,1	10,4	10,4	5,2	8,5	7,5	7,5	5,8	11,0	6,4	10,4	7,5	5,2	4,1
Nitrogênio total (g kg ⁻¹)	1,45	0,7	0,9	0,9	0,45	0,3	0,65	0,65	0,5	0,95	0,55	0,9	0,65	0,45	0,35
Mineralogia															
Teor óxidos de Fe (% Fe ₂ O ₃)	3,61	3,61	4,32	0,99	1,20	1,15	1,51	1,93	2,70	2,56	3,29	3,35	1,04	1,03	1,12
Baixa cristalinidade (% Feo)	0,78	0,70	0,40	0,24	0,22	0,24	0,23	0,28	0,29	0,54	0,53	0,39	0,13	0,15	0,12
Teor óxidos de Mn (% MnO)	0,52	0,60	0,60	0,61	0,64	0,66	0,36	0,35	0,34	0,39	0,42	0,44	0,72	0,77	0,81
Baixa cristalinidade (% Mnd)	0,45	0,63	0,00	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,00	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
Condições meteorológicas anuais normais															
Precipitação média (mm)	1530			1300			1800			1200			1270		
Temperatura média (°C)	19,7			19,5			18,8			17,8			18,0		

Feo: ferro extraído por oxalato ácido de amônio; Mnd: manganês extraído por ditionito-citrato-bicarbonato.

3.2.2 Experimentos

Três tratamentos de manejo da água de irrigação foram avaliados em cada local e safra: irrigação por inundação contínua (água permanente durante todo período de cultivo); intermitente moderado (irrigação por inundação com período de supressão do estágio V6 ao V8) e sistema de irrigação intermitente severo (irrigação por inundação com período de supressão do estágio V6 ao V8 e de V8 a V10). Nestes experimentos, a entrada da água ocorreu no estágio V3, logo após a aplicação de herbicida dessecante e da primeira adubação nitrogenada em cobertura (SOSBAI, 2014). O delineamento experimental foi de blocos casualizados, com duas repetições na primeira safra e com três repetições na segunda safra de avaliação.

As principais informações sobre as práticas de manejo utilizado nos diferentes locais avaliados são apresentadas na tabela 2. O sistema de cultivo mínimo do solo foi adotado em todas localidades, exceto na safra 2011/12 em Pelotas onde realizou-se o preparo convencional.

A adubação de base com N, P e K foi realizada considerando a expectativa de resposta alta à adubação (SOSBAI, 2012), de acordo com resultados de análise do solo.

Tabela 2. Práticas de manejo e insumos utilizados nos experimentos com monitoramento das emissões de CH₄ em sistemas de produção de arroz irrigado em Uruguaiiana, Cachoeirinha, Pelotas, Restinga Seca e Camaquã nas safras de avaliação 2011/12 e 2012/13.

Informações	Locais					
	Safra	Uruguaiiana	Cachoeirinha	Pelotas	Restinga Seca	Camaquã
Data de semeadura	2011/12	18/10/2011	24/10/2011	02/11/2011	-	-
	2012/13	19/10/2012	16/10/2012	01/12/2012	09/11/2012	25/10/2012
Densidade de semeadura	2011/12	100kg/ha	100kg/ha	120kg/ha	-	-
	2012/13	70kg/ha		110kg/ha	100kg/ha	100kg/ha
Cultivar	2011/12			BRS Querência	-	-
	2012/13	IRGA 424	IRGA 424	BRS Pampa	IRGA 425	IRGA 425
Adubação de base	2011/12	70 P ₂ O ₅ 125 K ₂ O	50 P ₂ O ₅ 65 K ₂ O	250 (5 - 20 - 20)	-	-
	2012/13	350 (4 -17- 27)	50 P ₂ O ₅ 90 K ₂ O	313 (5 - 20 - 20)	75 P ₂ O ₅ 120 K ₂ O	75 P ₂ O ₅ 120 K ₂ O
Adubação de cobertura (1ª e 2ª aplicação)	2011/12	100 kg N ha	100 kg N ha	55 kg N ha	-	-
		50 kg N ha	50 kg N ha	45 kg N ha		
	2012/13	66 kg N ha	100 kg N ha	55 kg N ha	100 kg N ha	100 kg N ha
		34 kg N ha	50 kg N ha	50 kg N ha	50 kg N ha	50 kg N ha
Entrada da água	2011/12	11/11/2011	15/11/2011	05/12/2011	-	-
	2012/13	10/11/2012	08/11/2012	27/12/2012	29/11/2012	19/11/2012
Colheita	2011/12	10/02/2012	15/03/2012	18/03/2012	-	-
	2012/13	13/03/2013	08/03/2013	17/04/2013	22/03/2013	20/03/2013

3.2.3 Amostragem de ar e análise de CH₄ e N₂O

A coleta das amostras de ar foi realizada segundo o método da câmara estática fechada (MOSIER, 1989), com periodicidade semanal. As amostragens foram entre nove e 11 horas da manhã, período no qual a emissão obtida é equivalente à emissão média diária (COSTA et al., 2008). Estas se iniciaram uma semana antes da inundação da área experimental a partir da instalação de câmaras de alumínio (64 x 64 cm), onde foram acopladas as câmaras de coleta (topos) a cada dia de avaliação. O isolamento entre a atmosfera interna e externa da câmara de alumínio foi feito com preenchimento de água em canaletas localizadas na superfície da base (BAYER et al, 2014). Conforme o desenvolvimento das plantas de arroz, utilizaram-se extensores de alumínio entre a base e o topo da câmara.

Para amostragem do ar, em tempos pré-determinados (0, 5, 10 e 20 minutos) pós-fechamento da câmara, utilizaram-se seringas de polipropileno (20 mL) equipadas com válvulas de três vias conforme proposto por GOMES et al. (2009). Dentro das câmaras o ar foi homogeneizado durante 30 segundos antes das amostragens. Esse processo foi realizado por meio do acionamento de três ventiladores instalados nos topos. Concomitante, a temperatura interna das câmaras foi monitorada por meio de termômetro digital.

A cada coleta, as amostras foram mantidas refrigeradas com bolsas de gelo em caixas de isopor e transportadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UFRGS em Porto Alegre onde, de acordo com a demanda de análises, foram transferidas para exteneirs de vidro. As concentrações de CH₄ e N₂O nas amostras de ar foram determinadas por cromatografia gasosa em equipamento 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 emissão dos gases foram estimados pela equação 1 descrita a seguir, considerando relação linear entre a variação da concentração dos gases e o tempo de coleta:

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

Onde F corresponde ao fluxo do gás (µg N₂O ou CH₄ m⁻² h⁻¹); dC/dt é a variação na concentração de CH₄ ou de N₂O (mmol mol⁻¹) em função do

intervalo de tempo t (min); \bar{M} é o peso molecular do gás (g mol^{-1}); P é a pressão atmosférica (atm) no interior da câmara – assumida como 1 atm; V é o volume da câmara (L); R é a constante dos gases ideais ($0,08205 \text{ atm.L K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$); T é a temperatura dentro da câmara no momento da coleta e A é a área da câmara (m^2).

As emissões determinadas foram assumidas como equivalente às emissões médias diárias, sendo as emissões acumuladas calculadas a partir da integração da área sob a curva estabelecida pela interpolação trapezoidal dos fluxos diários de emissão de CH_4 e N_2O do solo (GOMES et al., 2009).

O potencial de aquecimento global parcial (PAGp) foi calculado convertendo-se emissões de CH_4 e de N_2O para CO_2 equivalente ($\text{kg CO}_2 \text{ equiv. ha}^{-1}$) e somando ambos, segundo a equação:

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

Onde: CH_4 e N_2O correspondem às emissões acumuladas de cada gás durante a safra (kg ha^{-1}) e, 25 e 298 são valores do potencial de aquecimento do CH_4 e do N_2O , respectivamente, considerando-se um tempo de permanência na atmosfera de 100 anos (IPCC, 2013).

Também foi calculado o índice PAGp em escala de rendimento, considerando uma razão do PAGp por unidade de grãos de arroz produzido (BAYER et al., 2014), conforme descrito a seguir:

$$\text{PAGpR} = \frac{\text{PAGp}}{\text{Rend}} \quad \text{Equação 3}$$

Onde: onde PAGpR é potencial de aquecimento global parcial por rendimento de grãos produzidos ($\text{kg CO}_2 \text{ equiv. kg}^{-1} \text{ rendimento de grãos}$), PAGp é o potencial de aquecimento global parcial do sistema ($\text{kg CO}_2 \text{ equiv. ha}^{-1}$), e Rend é a produtividade de grãos (kg ha^{-1}).

3.2.4 Variáveis meteorológicas

As informações referentes às variáveis meteorológicas como dados de temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$) e de precipitação pluviométrica durante o

período de avaliação - ambas as safras –, foram adquiridos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (Figura 2), e utilizados para interpretações complementares das emissões.

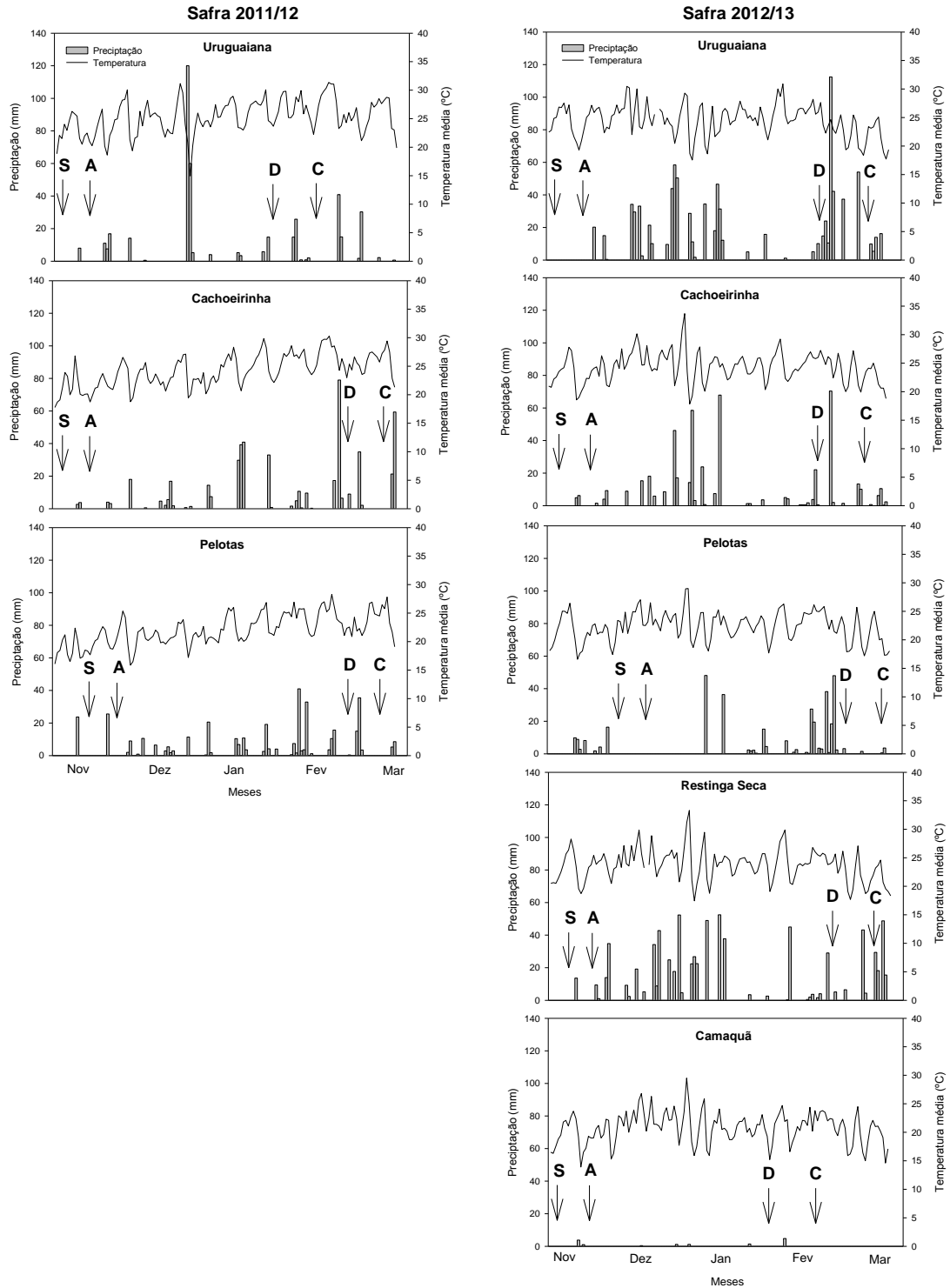


Figura 2. Temperatura média do ar e precipitação pluviométrica durante as safras de avaliação (2011/12 e 2012/13). Indicações ilustram períodos de S: semeadura, A: entrada de água, D: drenagem da lavoura e C: colheita do arroz nos diferentes municípios do Rio Grande do Sul avaliados.

3.2.5 Análise estatística

Os dados foram analisados quanto à normalidade e variância constante dos erros, e as transformações de dados apropriadas foram realizadas quando necessárias. As análises foram realizadas utilizando-se o procedimento Mixed em SAS (SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA).

As emissões acumuladas de CH₄ e N₂O, PAGp, rendimento e PAGp/rendimento nas safras 2011/12 e 2012/13 sob irrigação contínua foram analisados para os diferentes locais e safras de cultivo como efeito fixo e blocos como efeito aleatório. Quando os locais apresentaram efeito significativo, estes foram analisados em cada safra de cultivo separadamente. Estes resultados foram submetidos à análise de variância, sendo a diferença entre as médias das localidades avaliadas pelo teste de Tukey ao nível de 95% de confiança (P <0,05).

A relação entre as emissões totais de CH₄ e as características de solo e variáveis meteorológicas foi avaliada pela significância dos coeficientes de correlação (r) linear de Pearson.

Os fluxos de CH₄ e N₂O nas safras 2011/12 e 2012/13 nos diferentes sistemas de manejos da irrigação foram submetidos à análise de variância, considerando sistemas de irrigação, datas de amostragem e sua respectiva interação como efeitos fixos, enquanto bloco e safra de cultivo foram considerados efeitos aleatórios. Quando os sistemas de irrigação apresentaram efeito significativo sobre as emissões de CH₄ e N₂O, os efeitos fixos foram analisados em cada safra de cultivo e blocos como efeito aleatório. Em cada safra, o efeito do sistema de irrigação foi analisado em cada data de amostragem quando a interação irrigação com data de amostragem foi significativa. A diferença entre as médias dos sistemas de irrigação em cada dia de amostragem foi avaliada pelo teste de Tukey ao nível de 90% de confiança (P <0,10).

As emissões acumuladas de CH₄ e N₂O, PAGp, rendimento e PAGp/rendimento foram analisados para os diferentes sistemas de irrigação e safra de cultivo como um efeito fixo e blocos como efeito aleatório. Quando os sistemas de irrigação apresentaram um efeito significativo, seu efeito foi analisado em cada safra de cultivo. A diferença entre as médias dos sistemas de irrigação foram avaliadas pelo teste de Tukey ao nível de 95% (P <0,05).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Fatores de emissão de CH₄ em diferentes regiões de produção de arroz sob irrigação contínua do Rio Grande do Sul

O início dos fluxos de CH₄, em geral, coincidiu nos locais e nos anos de avaliação 2011/12 e 2012/13, e as emissões começaram a pronunciar-se entre o 21º e 28º dia após ao alagamento – DAA (Figura 3). Estes momentos, ocorreram subsequente a entrada da água de irrigação na lavoura arroz, possivelmente à medida que o solo adquiriu a condição anaeróbia e de redução necessária para a produção de CH₄.

Na média dos locais e das datas de amostragem de ar, foram emitidos 87,7 e 150,2 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ das lavouras de arroz irrigado sob irrigação contínua nas safras 2011/12 e 2012/13, respectivamente. Sendo que, dois ou três picos de emissão de CH₄, dependendo da safra, foram observados aproximadamente entre o 30º e 50º, 80º e 100º e 110º e 130º DAA (Figura 3).

Nos experimentos conduzidos na safra de 2011/2012, o solo de Cachoeirinha atingiu pico máximo de emissão de CH₄ entre o 60º e 90º DAA, enquanto que, o solo de Uruguaiana além de ter apresentado um pico aos 60º DAA, também atingiu maiores emissões entre o 110º e 130º DAA. O solo em Pelotas foi o que apresentou os menores picos de emissão de CH₄ na safra 2011/12. Os fluxos médios de CH₄ nesta safra, considerando todas as datas de amostragem, foram estimados em 97,89 g ha⁻¹ h⁻¹ em Uruguaiana, 85,51 g ha⁻¹ h⁻¹ em Cachoeirinha e 79,63 g ha⁻¹ h⁻¹ em Pelotas (Figura 3). Na safra seguinte, de 2012/2013, foram verificados maiores fluxos médios de CH₄, em relação a primeira safra avaliada, com emissões de 209,52 g ha⁻¹ h⁻¹ em Cachoeirinha, 176,44 g ha⁻¹ h⁻¹ em Restinga Seca, 138,14 g ha⁻¹ h⁻¹ em Uruguaiana, 138,08 g ha⁻¹ h⁻¹ em Pelotas e 88,64 g ha⁻¹ h⁻¹ em Camaquã (Figura 3). Nesta ocasião os maiores picos de emissão ocorreram nos solos de Cachoeirinha e Uruguaiana novamente, entre o 30º-50º, 80º-10º e 110º-120º DAA. Entretanto um maior pico de emissão de CH₄ também ocorreu em Uruguaiana após este período (130º DAA), conforme no ano anterior. Pelotas e Camaquã foram as localidades que apresentaram menores fluxos e picos de CH₄ durante a safra de cultivo de 2012/13.

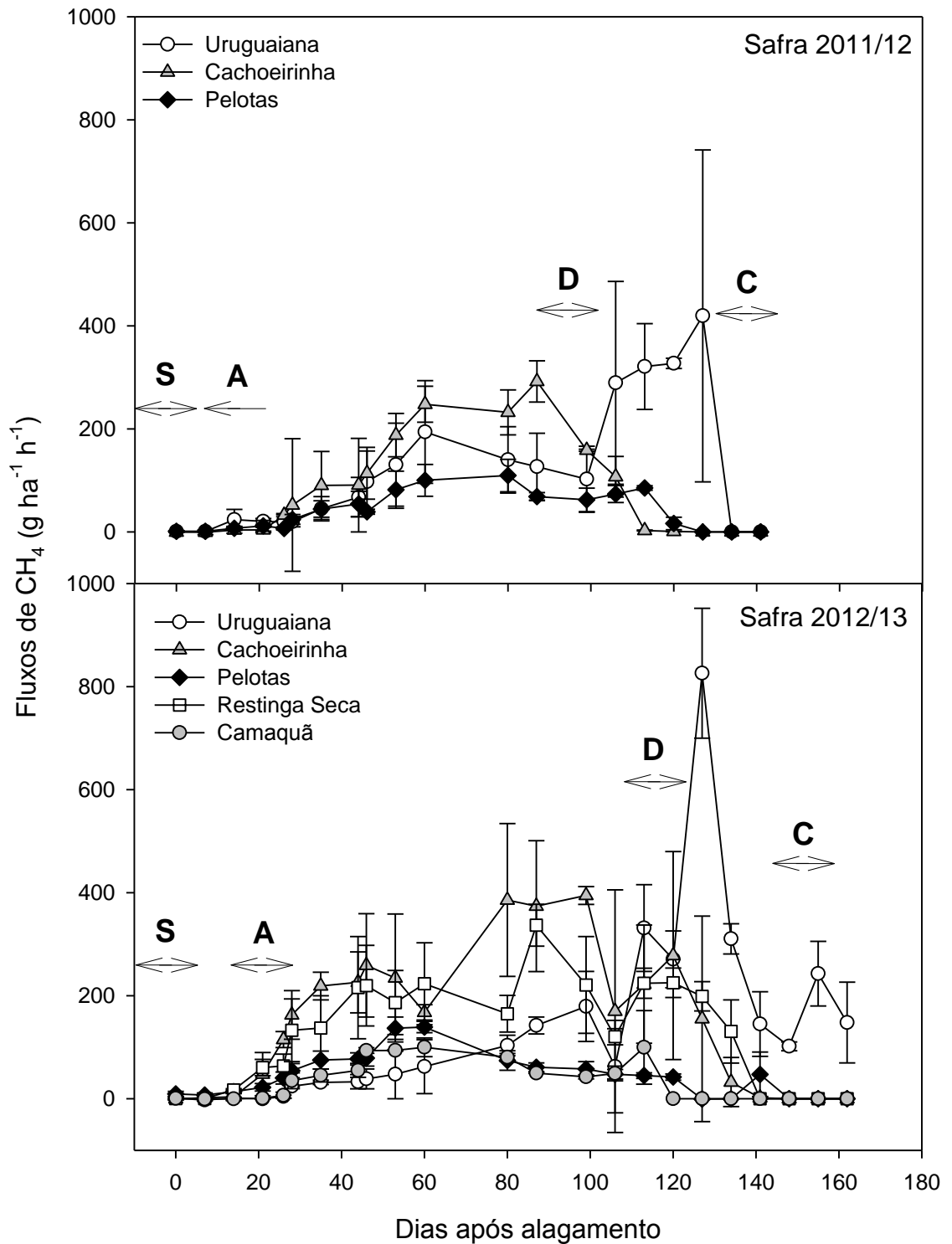


Figura 3. Fluxos de CH₄ em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob irrigação contínua nas safras 2011/12 e 2012/13. Barras indicam desvio padrão. Setas ilustram períodos de S: semeadura, A: entrada de água, D: drenagem da lavoura e C: colheita do arroz.

Na tabela 3 é apresentada uma síntese da análise estatística das emissões acumuladas de CH₄ nas safras 2011/12 e 2012/13 quanto ao efeito de local.

Considerando a diferença dessas emissões entre os locais, esta foi mais pronunciada na safra 2012/13 (p= 0,0006) do que na safra 2011/12 (p= 0,1339), evidenciando que, no segundo ano, a potencialidade de produção e emissão de CH₄ dos solos avaliados no RS neste estudo variou entre os diferentes locais.

Tabela 3. Dados da análise de variância para as emissões acumuladas de CH₄ em solos cultivados com arroz irrigado.

Fator	GL	Valor F	Pr.>F	CV (%)
Locais/ Safra 2011/12	2	4.22	0.1339	51
Locais/ Safra 2012/13	4	16.98	0.0006	30

Na safra 2011/12, as emissões acumuladas de CH₄ variaram entre 128 kg CH₄ ha⁻¹ em Pelotas e 486 kg CH₄ ha⁻¹ em Uruguaiana. Em 2012/13, entre 127 e 138 kg CH₄ ha⁻¹ em Camaquã e Pelotas, respectivamente, e 745 kg CH₄ ha⁻¹ em Uruguaiana. Portanto, verificou-se que nas duas safras as maiores emissões acumuladas de CH₄ ocorreram em Uruguaiana enquanto as menores ocorreram em Pelotas. Por sua vez, as localidades de Cachoeirinha e Restinga Seca apresentaram emissões intermediárias de CH₄ do solo (Figura 4).

Além disso, na safra 2012/13 foram registradas magnitudes de emissão de CH₄ superiores em relação à primeira safra de avaliação.

Dentre as variáveis de solo (Tabela 1) e meteorológicas (Figura 2) disponíveis de cada local buscou-se identificar variáveis relacionadas com as emissões acumuladas de CH₄ nas lavouras de arroz avaliadas.

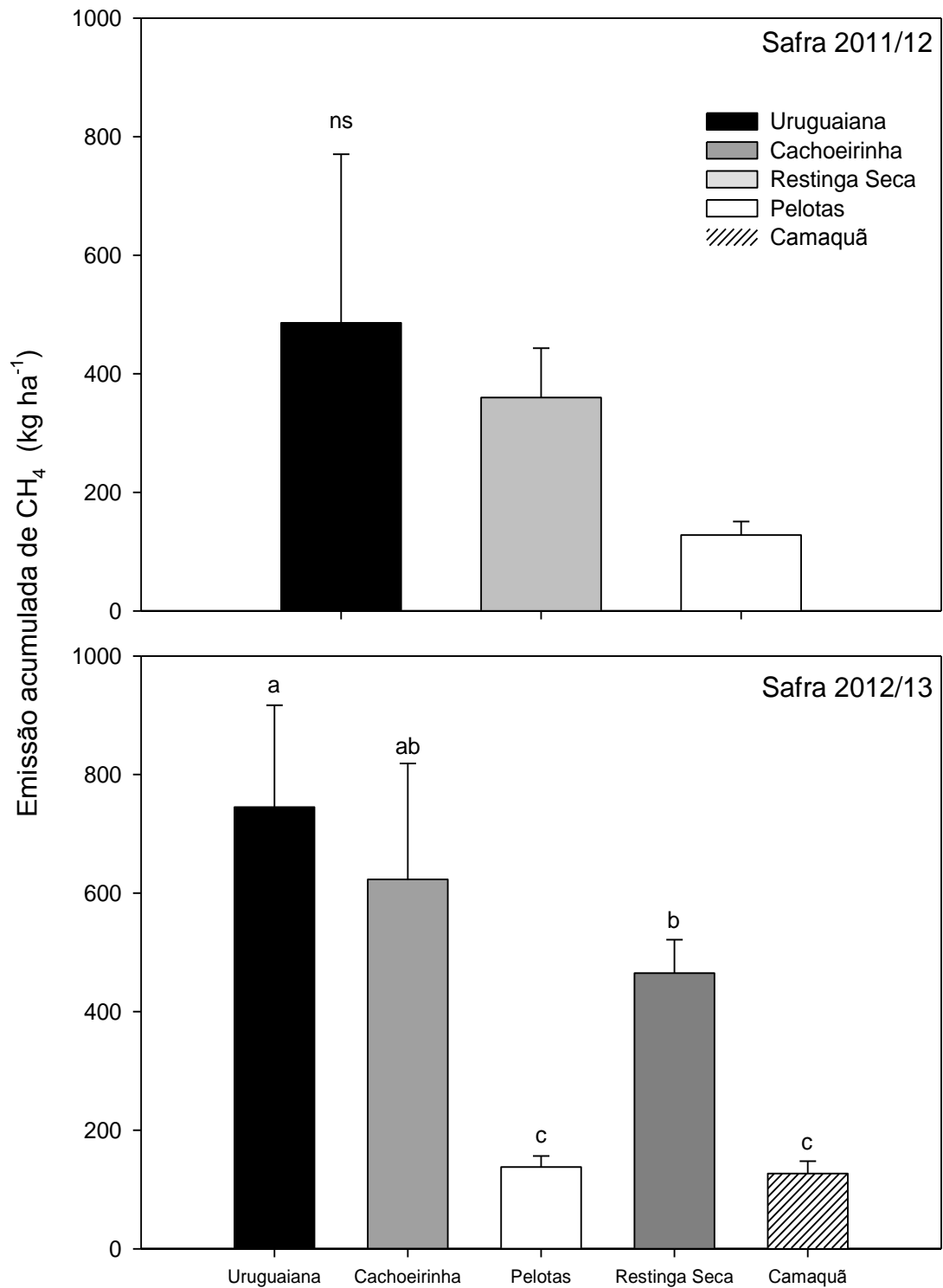


Figura 4. Emissão acumulada de CH₄ em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob irrigação contínua nas safras 2011/12 e 2012/2013. Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey P (<0,05).

Na tabela 4, estão apresentados os coeficientes de correlação de Pearson determinados entre as variáveis de solo (0-10 cm), temperatura média do ar e precipitação média do período de avaliação, com as emissões acumuladas de CH₄ nas safras 2011/12 e 2012/13.

Tabela 4. Matriz de correlação linear de Pearson entre a emissão acumulada de CH₄ nas safras 2011/2012 e 2012/2013 e variáveis dos solos e meteorológicas.

Variável	Safra 2011/12	Safra 2012/13
	Emissão de CH ₄	
Argila + Silte	0,65 ^{ns}	0,60 ^{**}
Teor de C org.	0,92 ^{***}	0,82 ^{***}
Teor de Fe ₂ O ₃	0,71 [*]	0,56 ^{**}
Teor de Feo	0,82 ^{**}	0,70 ^{***}
Teor Mnd	0,82 ^{**}	0,62 ^{***}
T ^o média do ar	0,92 ^{***}	0,86 ^{***}
Precipitação média	0,94 ^{***}	0,74 ^{***}

* p < 0,10; ** p < 0,05 e *** p < 0,01.

Relação significativa foi observada entre diversas das variáveis correlacionadas com as emissões acumuladas de CH₄ nas safras 2011/12 e 2012/13 (Tabela 4).

Considerando os teores de argila+silte, observou-se diferenças entre os solos dos locais avaliados, variando de 120 g kg⁻¹ a 710 g kg⁻¹ na camada de 0-10 cm (Tabela 1), os quais tiveram uma correlação positiva com as emissões acumuladas de CH₄ na safra 2012/13 (r= 0,60). Enquanto em 2011/12 apesar de um coeficiente de correlação de 0,65 não foi atingida significância mínima entre a relação destas variáveis com a emissão acumulada de CH₄ (Tabela 4).

No que se refere às características químicas dos solos avaliados, destacam-se as relações das emissões acumuladas de CH₄, com os teores de carbono orgânico total e óxidos de ferro e manganês destes solos. Neste aspecto, de acordo com a tabela 1, verificou-se que Uruguaiana, Restinga Seca e Cachoeirinha foram os locais que apresentaram maiores teores de carbono

orgânico total na camada de 0-10 cm (16,4; 10,4 e 11 g kg⁻¹ respectivamente), e as maiores emissões acumuladas de CH₄ em 2012/13. Esta relação positiva foi confirmada pelo alto coeficiente de correlação obtido entre esta variável de solo e a emissão acumulada de CH₄, de $r=0,92$ e $0,82$ ($p<0,01$), nas safras 2011/12 e 2012/13 respectivamente (Tabela 4).

Os teores de Fe total, e de Fe oxalato - a forma de baixa cristalinidade que está mais facilmente disponível aos processos redutivos no solo -, foram maiores nos solos de Uruguiana (3,61% e 0,78% respectivamente). Sendo que, para as demais localidades estes valores variaram entre 2,56% em Restinga Seca a 0,99% em Cachoeirinha, para Fe total. Enquanto que, para os teores de Fe oxalato, esta variação ficou entre 0,54% em Restinga Seca e 0,13% em Camaquã. Esta variável do solo também apresentou correlação positiva com as emissões de CH₄ nas duas safras, sendo que Fe oxalato apresentou maiores coeficientes de correlação e significância ($r=0,82$ $p<0,05$ e $r=0,70$ $p<0,01$), comparadas aos teores de Fe total ($r=0,71$ $p<0,10$ e $r=0,56$ $p<0,05$), em 2011/12 e 2012/13, respectivamente.

O teor de óxidos de manganês de baixa cristalinidade na camada de 0-10 cm do solo, também foi superior na localidade de Uruguiana (0,45%) em relação às demais, que variam seus teores entre 0,01% em Pelotas e Camaquã, e 0,02% em Cachoeirinha e Restinga Seca (Tabela 1). Os teores de óxidos de Mn ditionito-citrato-bicarbonato também apresentaram correlação positiva com as emissões acumuladas de CH₄ nas localidades avaliadas, na safra 2011/12 ($r=0,82$ $p<0,05$), e na safra 2012/13 ($r=0,62$ $p<0,01$).

Quanto às variáveis meteorológicas de temperatura média do ar e precipitação média atingida durante as safras de cultivo (Figura 2), observou-se que as localidades de Uruguiana (24,9°), Cachoeirinha (24,2°) e Restinga Seca (23,7°) alcançaram as maiores temperaturas do ar em comparação a Pelotas (22,2°) e Camaquã (20,8°) em 2011/12 e 2012/13. As precipitações médias durante as safras se sobressaíram nas localidades de Uruguiana e Restinga Seca, ao passo que foram inferiores em Cachoeirinha, Pelotas e Camaquã, respectivamente (Figura 2).

Altas correlações significativas entre as variáveis meteorológicas e as emissões acumuladas de CH₄ foram observadas em ambas as safras,

apresentando $r=0,92$ e $0,86$ para temperatura média do ar e, $r=0,94$ e $0,74$ para precipitação média em 2011/12 e 2012/13, respectivamente (Tabela 4).

Visando a estimativa de um fator regional, em adição aos valores de emissão de CH_4 obtidos neste estudo, se realizou um levantamento de resultados regionais em sistema de produção de arroz sob irrigação contínua (Tabela 5). A emissão sazonal verificada nos diferentes solos e localidades do RS demonstrou variações, oscilando entre 117 a 745 $\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$, sendo estimado um fator regional médio de emissão de 367 $\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$.

Tabela 5. Fatores regionais de emissão de CH_4 em sistemas de produção de arroz irrigado em diferentes localidades do Rio Grande do Sul.

Locais	Ano	Fatores de Emissão (FE)	Média	Fonte
		----- $\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ -----		
Uruguaiana	2011/2012	486 ^{##}	615	Este estudo
	2012/2013	745 ^{##}		
Cachoeirinha	2002/2003	490 [#]	486	Bayer et al. (2014)
	2003/2004	590 [#]		
	2007/2008	262 ^{##}		
	2009/2010	520 ^{##}		Este estudo
	2011/2012	431 ^{##}		
	2012/2013	623 ^{##}		
Pelotas	2009/2010	117 [#]	128	Wesz (2012)
	2011/2012	128 [#]		Este estudo
	2012/2013	138 ^{##}		
Restinga Seca	2012/2013	465 ^{##}	465	Este estudo
Camaquã	2012/2013	127 ^{##}	127	Este estudo
Santa Maria	2007/2008	423 [#]	381	Moterle et al. (2013)
	2009/2010	340 ^{##}		
Média Regional (FE)			367	
IPCC (FE) ^{###}			300	

Avaliações sob preparo convencional do solo.

Avaliações sob cultivo mínimo do solo.

200 kg ha^{-1} + 50% para adições de 1-2 t ha^{-1} de matéria seca (MCT, 2010).

Neste contexto, considerando 15 safras e seis localidades do estado do Rio Grande do Sul, o fator médio de emissão regional (367 kg CH₄ ha⁻¹) apresentou uma diferença 18% superior ao preconizado pelo IPCC default (300 kg CH₄ ha⁻¹) para os sistemas de produção arrozeira.

A tabela 6, mostra emissões de CH₄ verificadas internacionalmente, para sistemas de produção de arroz sob irrigação por inundação contínua do solo. O resultado do fator de emissão levantado no Sul do Brasil é similar ao observado na Índia e nas Filipinas, no entanto vale destacar a variação destas emissões entre 134 e 659 kg CH₄ ha⁻¹ safra nos diferentes países (Tabela 6).

Tabela 6. Fatores internacionais de emissão de CH₄ em sistemas de produção de arroz irrigado sob irrigação contínua por alagamento do solo.

País	Emissão acumulada	Referência
	----- kg CH ₄ ha ⁻¹ safra -----	
China	659	Ahamad et al. (2010)
Japão	584	Itoh et al. (2011)
Índia	388	Tyagi et al. (2010)
Filipinas	368	Corton et al. (2010)
Coréia	322	Kim et al. (2014)
Vietnã	252	Pandey et al. (2014)
Tailândia	244	Towprayoon et al. (2005)
Uruguai	172	Irisarri et al. (2012)
EUA	157	Pittelkow et al. (2013)
Bangladesh	134	Ali et al. (2014)

3.3.2 Potencial de sistemas de irrigação intermitente na mitigação das emissões de CH₄ e N₂O em lavouras de arroz do RS

Os fluxos de CH₄ apresentaram comportamento distinto entre os tratamentos de manejo da água de irrigação, nos diferentes locais em ambas as safras avaliadas (Tabela 7).

Tabela 7. Dados da análise de variância para os fluxos de CH₄ e N₂O em solos cultivados com arroz irrigado sob diferentes sistemas de manejo da irrigação em duas safras de avaliação.

Efeito	GL	CH ₄		GL	N ₂ O	
		Valor F	Pr.>F		Valor F	Pr.>F
Manejo irrig.	2	50.94	<.0001	2	14.69	<.0001
Loc*Manejo irrig	7	7.14	<.0001	7	3.42	0.0013
DAA	23	28.88	<.0001	23	6.41	<.0001
Local*DAA	74	4.66	<.0001	74	4.28	<.0001
Manejo irrig *DAA	46	2.38	<.0001	46	1.81	0.0009
Loc* Manejo irrig *DAA	127	1.45	0.00016	127	2.06	<.0001

Analisando estes comportamentos, na safra de 2011/12, em Uruguaiana os fluxos médios variam entre 11,27 e 54,34 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ nos tratamentos intermitente moderado e severo, respectivamente, a 130,76 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ no tratamento com irrigação contínua. O pico máximo foi atingido na irrigação contínua (424,84 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹), e em duas datas de amostragem este tratamento apresentou fluxos de CH₄ superior em relação aos sistemas intermitentes de irrigação (Figura 5a). A localidade de Cachoeirinha na mesma safra apresentou variação nos fluxos médios de emissão entre os tratamentos de 80,29 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ (intermitente severo), 85,54 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ (intermitente moderado) e 95,20 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ (irrigação contínua). Diferença estatística entre os tratamentos foi constatada apenas na 10^a data de amostragem, com maior emissão de CH₄ (188,09 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹) no tratamento com irrigação contínua (Figura 5a). Os fluxos médios de CH₄ em Pelotas variaram de 36,14 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ no tratamento de irrigação intermitente a 46,52 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ na irrigação contínua. O pico máximo de emissão nesta localidade foi de 109,60 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ no tratamento com irrigação contínua, e durante sete datas de amostragem foram verificados fluxos superiores neste tratamento (Figura 5a).

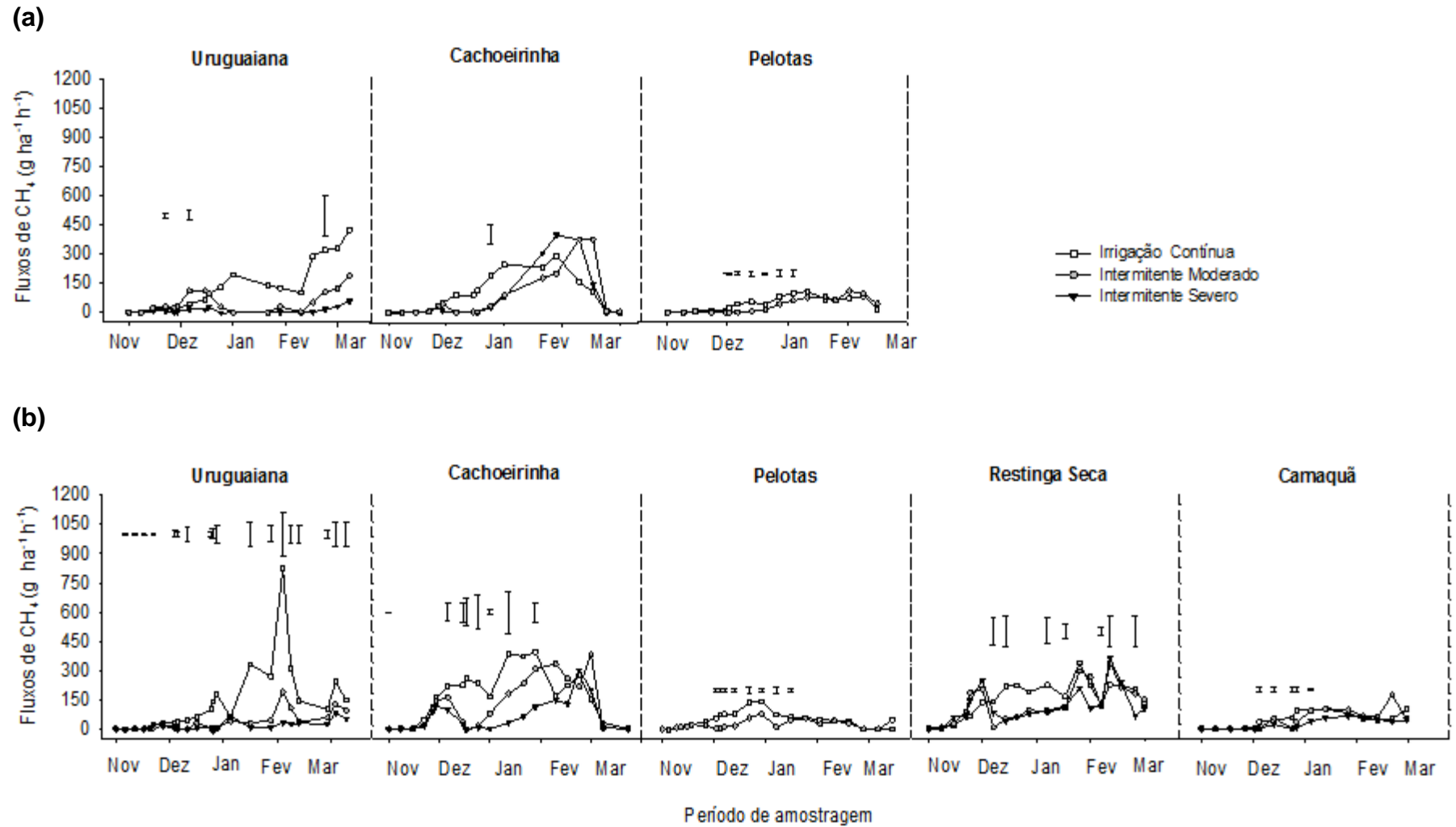


Figura 5. Fluxos de emissão de CH_4 em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação nas safras 2011/12 (a) e 2012/13 (b). Barras indicam diferença mínima significativa pelo teste de Tukey P ($<0,10$).

Na segunda safra de avaliação (2012/13) em todas as localidades, o efeito dos tratamentos nos fluxos de CH₄ (Figura 5b) foram mais evidentes e o sistema com irrigação contínua apresentou fluxos superiores de emissão desse gás em um maior número de datas de amostragem. Nesta oportunidade, as localidades de Cachoeirinha, Uruguaiana e Restinga Seca foram as que atingiram os maiores fluxos de CH₄ significativos no sistema de irrigação contínua em relação aos sistemas de irrigação intermitente adotados.

Na localidade de Uruguaiana, na referida safra, esses fluxos médios variaram entre 18,15 e 35,80 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ no tratamento intermitente severo e moderado, respectivamente, e 135,14 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ no tratamento irrigação contínua. Em 18 datas de amostragem foram constatadas diferenças estatísticas entre os tratamentos, sendo que, em 14 destas a irrigação contínua apresentou fluxos de CH₄ superiores. Os fluxos médios em Cachoeirinha foram 172,59 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ para o tratamento de irrigação contínua, 124,67 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ para o intermitente moderado e 68,46 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ para o intermitente severo. O pico máximo de emissão de CH₄ foi atingido na 14^a data de amostragem (394 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹) e, em seis datas de amostragem estes fluxos foram superiores neste tratamento.

Em Restinga Seca, em sete datas de amostragens, os fluxos de CH₄ foram superiores no tratamento de irrigação contínua, o qual atingiu pico máximo de 337 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ na 13^a data de amostragem. A variação dos fluxos médios nesta localidade foi de 114,55 e 129,30 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ para os tratamentos intermitente moderado e severo, respectivamente, e de 151,64 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ para o tratamento com irrigação contínua. Na localidade de Pelotas, durante oito datas de amostragem consecutivas o tratamento com irrigação contínua foi superior ao intermitente, sendo que os fluxos neste período variam de 54,56 - 139,29 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ e 2,71 - 77,75 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ em cada tratamento, respectivamente. Em Camaquã, o pico máximo de emissão de CH₄ também foi observado no tratamento com irrigação contínua (99,96 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹) e, cinco datas de amostragem apresentaram fluxos de CH₄ superiores neste tratamento.

As tendências nos fluxos de CH₄ até a supressão da água nos sistemas intermitentes de irrigação assemelharam-se entre os tratamentos em todas as localidades. Após este período, em geral, as emissões foram menores nos tratamentos com supressão da irrigação do que no com irrigação contínua.

No que se refere aos fluxos de N_2O , em 2011/12, também foram constatadas diferenças entre tratamentos de acordo com as datas de amostragem (Tabela 7). Em Cachoeirinha e Uruguiana, quando da supressão da água de irrigação nos tratamentos intermitente moderado e severo, ocorreu uma potencialização das emissões desse gás. No caso de Cachoeirinha, os fluxos médios de N_2O variaram de 305,94 mg de N_2O $ha^{-1} h^{-1}$ no tratamento com irrigação contínua, a 297,28 e 225,42 mg de N_2O $ha^{-1} h^{-1}$ nos tratamentos intermitentes moderado e severo, respectivamente. Os picos máximos de emissão nos tratamentos intermitentes alcançaram valores de 3724,31 mg de N_2O $ha^{-1} h^{-1}$ no moderado e 4589,27 mg de N_2O $ha^{-1} h^{-1}$ no severo e, em três datas de amostragem estes tratamentos apresentaram fluxos de N_2O superiores em relação a irrigação contínua (Figura 6a). Em Uruguiana estas mesmas diferenças foram observadas em seis datas de amostragem, sendo que os fluxos médios nesta localidade apresentaram variação entre 138,54 mg de N_2O $ha^{-1} h^{-1}$ no tratamento de irrigação contínua a 297,28 e 225,42 mg de N_2O $ha^{-1} h^{-1}$ nos intermitentes moderado e severo, respectivamente. O efeito dos sistemas de supressão da irrigação no aumento dos fluxos médios de N_2O também foi observado em Pelotas, com 123,70 mg de N_2O $ha^{-1} h^{-1}$ no tratamento de irrigação contínua e, 234,92 mg de N_2O $ha^{-1} h^{-1}$ no intermitente. Porém, não foram observadas diferenças entre os tratamentos nas datas de amostragem.

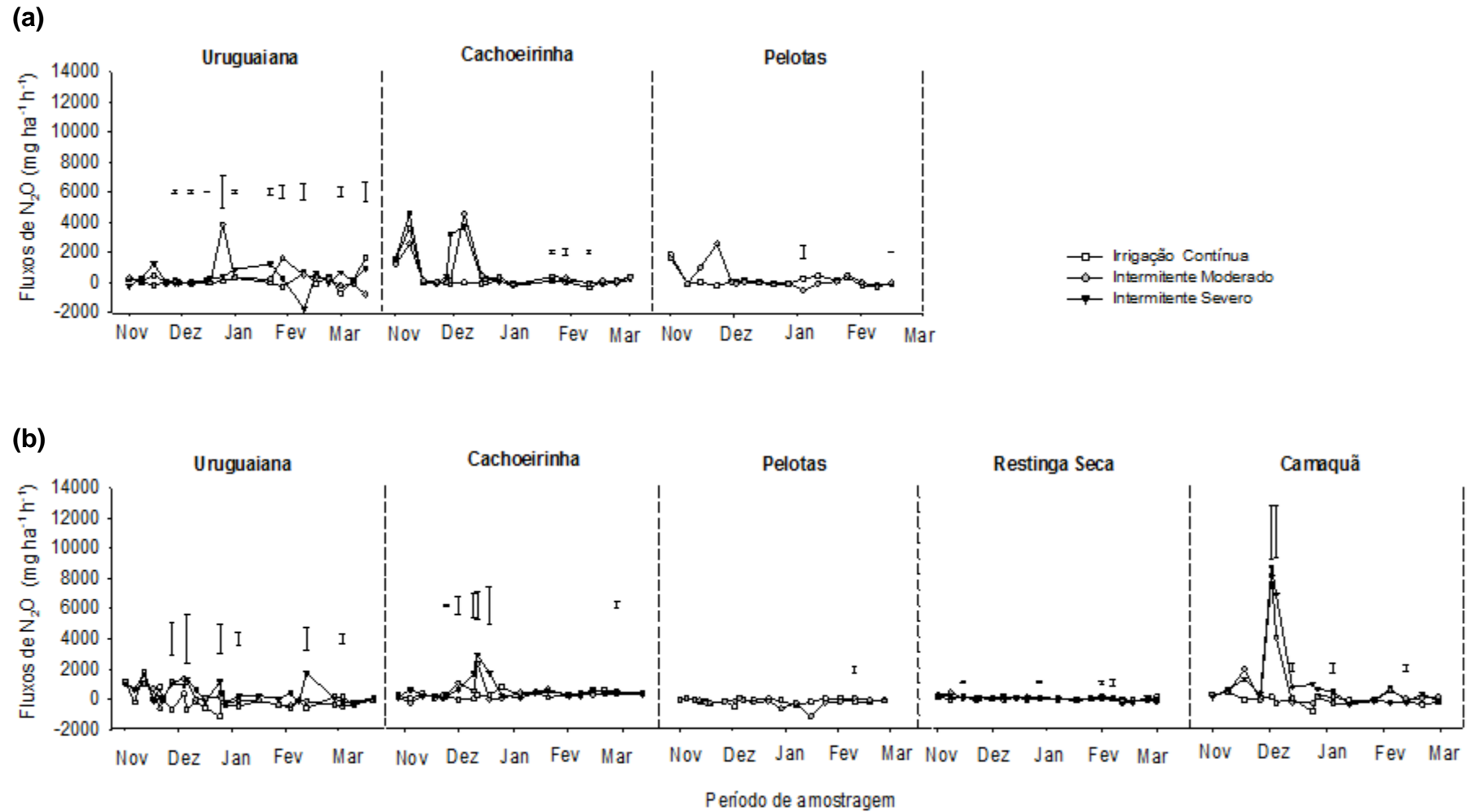


Figura 6. Fluxos de emissão de N_2O em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação nas safras 2011/12 (a) e 2012/13 (b). Barras indicam diferença mínima significativa pelo teste de Tukey $P (<0,10)$.

Em 2012/13 (Figura 6b), novamente pôde-se constatar o efeito da adoção dos sistemas intermitentes de irrigação no incremento dos fluxos de N_2O em todas as localidades avaliadas. Em Uruguaiana os fluxos médios de N_2O foram de $-68,47 \text{ mg de } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (irrigação contínua), $170,34 \text{ mg de } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (intermitente moderado) e $455,12 \text{ mg de } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (intermitente severo). As emissões de N_2O foram superiores nos tratamentos intermitentes em cinco datas de amostragem, sendo que os picos máximo de emissão corresponderam a $1156,98$ e $1342,26 \text{ mg de } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ nos tratamentos intermitente moderado e severo, respectivamente. Cachoeirinha apresentou seis datas de amostragem com diferença entre os tratamentos, sendo que em quatro destas o tratamento com irrigação contínua demonstrou fluxo de N_2O inferior aos intermitentes. Os picos máximos de emissão de N_2O nesta localidade, foram evidenciados nos tratamentos intermitente moderado ($2138,20 \text{ mg de } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) e severo ($2726,80 \text{ mg de } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), em comparação a $582,03 \text{ mg de } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no tratamento com irrigação contínua.

Na localidade de Restinga Seca, quatro datas de amostragem apresentaram diferenças nos fluxos de N_2O entre os tratamentos, sendo que em três destas ocasiões os sistemas intermitentes foram superiores à irrigação contínua. Em Pelotas em uma data de amostragem este mesmo efeito foi identificado, enquanto que em Camaquã isto foi observado em quatro datas. Na localidade de Camaquã, foram observados os picos de emissão de N_2O mais elevados no ano de 2012/13, que atingiram $8133,87 \text{ mg de } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no tratamento intermitente moderado e $8644 \text{ mg de } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no intermitente severo. No tratamento de irrigação contínua o pico máximo de N_2O atingido foi de $153,07 \text{ mg de } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

Portanto, a secagem do solo durante a segunda safra nos cinco locais avaliados, novamente favoreceu os processos responsáveis pela produção do N_2O . Enquanto que, em geral os períodos com manutenção da lâmina de água sobre o solo, em todos os tratamentos, locais e safras, mantiveram os valores de emissão de N_2O próximos de zero ou mesmo negativos. Vale ressaltar que em algumas localidades como Restinga Seca e Pelotas, as emissões de N_2O mesmo nos períodos de intermitência da irrigação foram consideravelmente baixas.

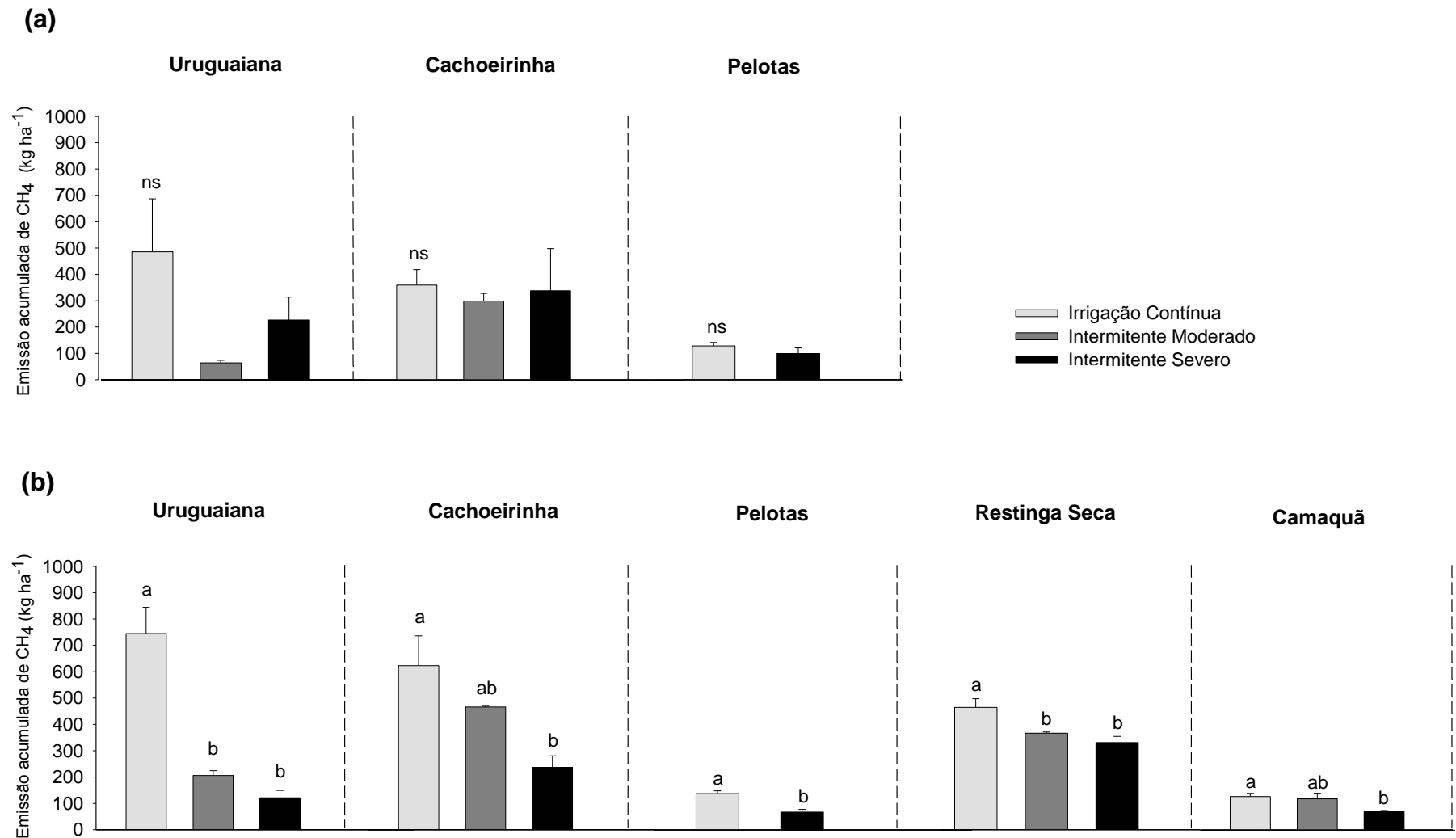
Os tratamentos adotados apresentaram emissões acumuladas de CH₄ distintas nas localidades, considerando as duas safras avaliadas (Tabela 8). A partir disto, foi avaliado o efeito dos tratamentos em cada localidade e safra de cultivo separadamente e observada influência dos sistemas de manejo de irrigação apenas em 2012/13.

Tabela 8. Dados da análise de variância para os acumulados de CH₄ e N₂O em solos cultivados com arroz irrigado sob três sistemas de manejo da irrigação em duas safras de avaliação.

Efeito	----- CH ₄ -----			----- N ₂ O -----		
	GL	Valor F	Pr.>F	GL	Valor F	Pr.>F
Manejo irrig.	2	14.91	<.0001	2	26.96	<.0001
Local* Manejo irrig.	7	3.25	0.0063	7	1.34	0.2499

Em relação ao efeito dos tratamentos nas emissões acumuladas de CH₄ na safra 2011/12, em Cachoeirinha houve uma variação de 299 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹ no tratamento intermitente moderado a 360 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹ no sistema de irrigação contínua. Enquanto que, em Uruguaiana essas emissões acumuladas variaram de 64 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹ (intermitente moderado) a 486 kg ha⁻¹ safra⁻¹ (irrigação contínua) e, em Pelotas, entre 73 a 128 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹ nos tratamentos, intermitente severo e irrigação contínua, respectivamente. Apesar da amplitude de variação observada entre os tratamentos de manejo da irrigação, especialmente em Uruguaiana e Pelotas, não foram observadas diferenças significativas na primeira safra de avaliação (Figura 7a).

Na segunda safra (2012/13), o tratamento com irrigação contínua apresentou maior emissão acumulada de CH₄, enquanto que, os de irrigação intermitente demonstraram potencial de redução destas emissões em todas as localidades (Figura 7b).



As emissões acumuladas de CH₄ pela adoção do tratamento com irrigação contínua foram de 128 kg CH₄ ha⁻¹ e 138 kg CH₄ ha⁻¹ em Pelotas e Camaquã, e 464, 623 e 745 kg CH₄ ha⁻¹ em Restinga Seca, Cachoeirinha e Uruguaiana, respectivamente. Os tratamentos intermitentes comportaram-se distintamente entre as localidades. Em Uruguaiana e Restinga Seca ambos, intermitente moderado e severo, apresentaram menores emissões acumuladas de CH₄ em relação à irrigação contínua, enquanto em Cachoeirinha e Camaquã somente o tratamento intermitente severo apresentou este efeito. Os tratamentos, intermitente moderado e severo apresentaram emissões acumuladas de 205 e 120 kg CH₄ ha⁻¹ em Uruguaiana, 466 e 237 kg CH₄ ha⁻¹ em Cachoeirinha e 366 e 331 kg CH₄ ha⁻¹ em Restinga Seca, respectivamente. Na localidade de Pelotas o sistema intermitente atingiu emissão acumulada de 68 kg CH₄ ha⁻¹ e, em Camaquã 118 kg CH₄ ha⁻¹ para o tratamento intermitente moderado e 69 kg CH₄ ha⁻¹ para o intermitente severo.

O efeito dos tratamentos de manejo da irrigação nas emissões acumuladas de N₂O na safra 2011/12 não apresentou diferença para as localidades de Uruguaiana e Pelotas (Figura 8a). Na mesma safra, em Cachoeirinha, foi constatada diferença entre os tratamentos irrigação contínua (0,68 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹) e intermitente severo (2,13 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹).

Em 2012/13, o efeito da supressão da água em dois momentos da safra de cultivo (tratamento intermitente severo) propiciou maior emissão acumulada de N₂O em Uruguaiana e Camaquã (Figura 8b). Em Uruguaiana, essas emissões variaram entre -0,69 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹ no tratamento de irrigação contínua e, 0,35 e 1,90 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹ nos tratamentos intermitentes moderado e severo, respectivamente. Enquanto que em Camaquã, a variação dessas emissões acumuladas foi: -0,06; 1,30 e 2,15 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹ para a irrigação contínua, intermitente moderado e intermitente severo, respectivamente. Nas localidades de Cachoeirinha, Restinga Seca e Pelotas não foram identificadas diferenças significativas nas emissões acumuladas de N₂O entre os tratamentos. A irrigação contínua apresentou influxo no acumulado de N₂O do solo em quatro das cinco localidades avaliadas (Figura 8b).

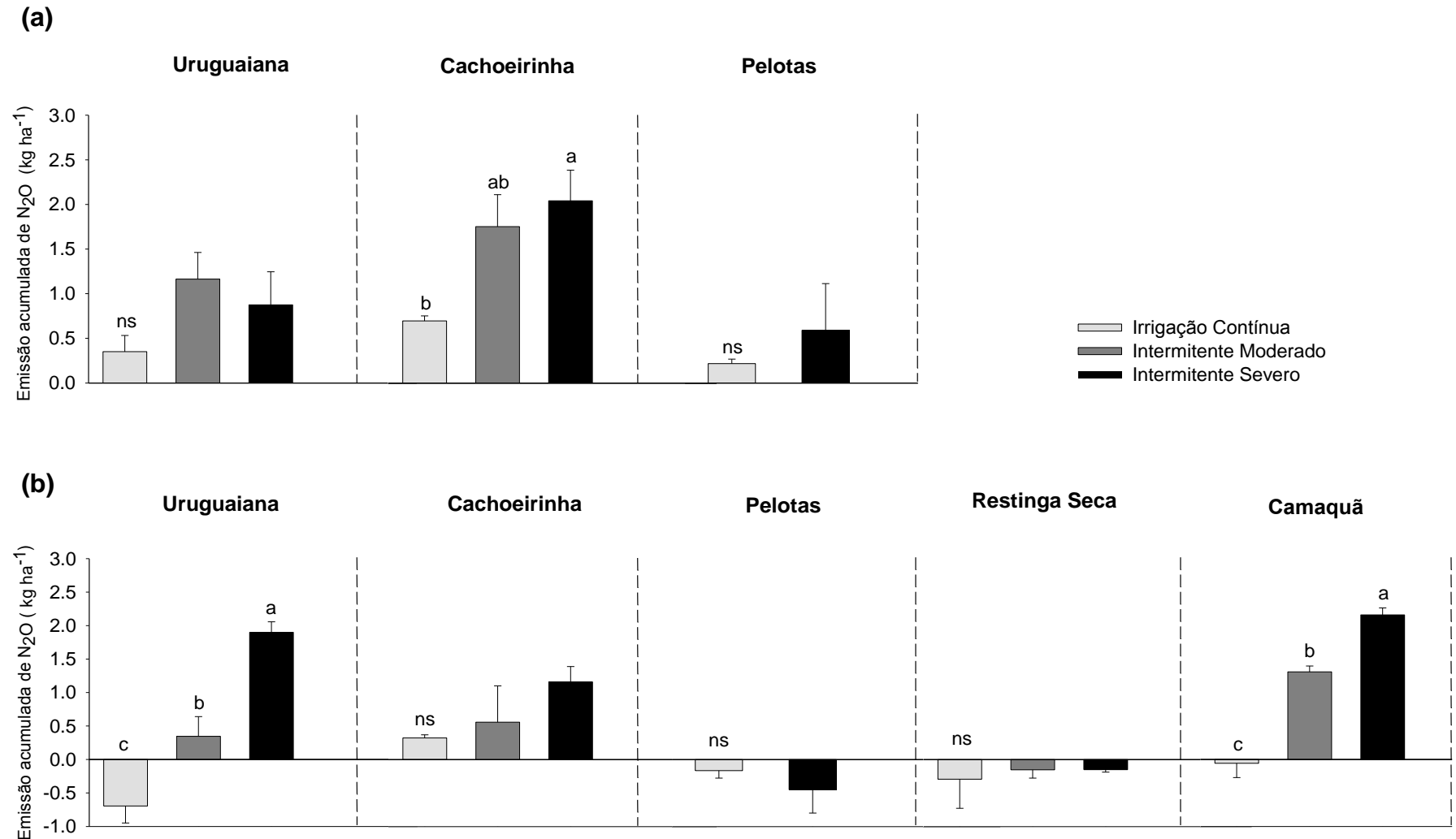


Figura 8. Emissão acumulada de N_2O em solos de diferentes localidades do Rio Grande do Sul, cultivados com arroz sob diferentes sistemas de manejo da água de irrigação nas safras 2011/12 (a) e 2012/13 (b). Letras diferentes sobre as barras indicam diferença estatística entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Para avaliar o potencial de mitigação dos sistemas de irrigação adotados, foi feita uma análise conjunta das emissões médias acumuladas de CH₄ e N₂O nas localidades e safras avaliadas (Tabela 9). Nas emissões de CH₄, verificou-se uma redução de 52% pela adoção do sistema de irrigação intermitente severo (189 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹) em comparação ao sistema de irrigação contínua (362 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹). O manejo da irrigação pelo uso de intermitências, apresentou um incremento de aproximadamente 1 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹ na emissão acumulada de N₂O, em comparação à irrigação contínua (Tabela 9).

Tabela 9. Emissão acumulada média de CH₄ e N₂O em sistemas de produção de arroz irrigado sob diferentes sistemas de irrigação, em cinco localidades do Rio Grande do Sul e duas safras de avaliação, 2011/12 e 2012/13.

Local	Safra	Irrigação	Irrigação	Irrigação	Irrigação
		Contínua	Intermitente	Contínua	Intermitente
		----- kg CH ₄ ha ⁻¹ -----		----- kg N ₂ O ha ⁻¹ -----	
Uruguaiana	2011/12	486	227	0,35	0,87
	2012/13	745	120	-0,69	1,9
	Média	615	173	-0,17	1,38
Cachoeirinha	2011/12	360	338	0,69	2,0
	2012/13	576	237	0,32	1,16
	Média	468	287	0,50	1,58
Pelotas	2011/12	128	99	0,22	0,59
	2012/13	138	68	-0,16	-0,45
	Média	133	83	0,03	0,07
Restinga Seca	2012/13	465	331	-0,29	-0,15
		465	331	-0,29	-0,15
Camaquã	2012/13	127	69	-0,06	2,16
		127	69	-0,06	2,16
Média Geral		362 A	189 B	0,002 B	1,008 A

O sistema de irrigação considerado foi o intermitente severo (supressão V6-V8 e V8-V10).

Ao estimar-se o potencial de aquecimento global parcial (PAGp), pela conversão das emissões de CH₄ e de N₂O para kg CO₂ equivalente ha⁻¹ (base equiparável), foram verificadas diferenças no PAGp nas localidades de acordo o manejo de irrigação adotado, considerando as duas safras avaliadas (Tabela

10). A partir desta análise, avaliou-se individualmente, o efeito dos tratamentos em cada localidade e safra de cultivo, observando-se influência dos sistemas de manejo de irrigação somente na safra 2012/13. Nesta ocasião, o PAGp foi superior em todas as localidades quando utilizado o tratamento de irrigação contínua em relação aos tratamentos com adoção de períodos com intermitência da irrigação. A exceção foi a localidade de Camaquã, que não apresentou efeito do manejo da irrigação no PAGp (Tabela 11). Considerando todas as localidades em 2012/13, os valores médios de PAGp atingiram 4404, 7753 e 10978 kg CO₂ equivalente ha⁻¹ nos tratamentos intermitente severo, intermitente moderado e irrigação contínua, respectivamente.

Tabela 10. Dados da análise de variância para PAGp, Rendimentos e PAGp/Rendimento em solos cultivados com arroz irrigado sob três sistemas de manejo da irrigação em duas safras de avaliação.

Efeito	GL	Valor F	Pr.>F	GL	Valor F	Pr.>F	GL	Valor F	Pr.>F
	----- PAGp -----			----- Rend. -----			----- PAGp/Rend.-----		
Manejo irrig.	2	10.38	0.0002	2	1.05	0.3571	2	7.67	0.0013
Local* Manejo irrig.	7	2.48	0.0292	7	2.28	0.0435	7	1.69	0.1346

Quando considerado o potencial de aquecimento global parcial em função da produtividade de arroz sob diferentes sistemas de irrigação (PAGp/rendimento) nas duas safras de avaliação, verificou-se efeito dos tratamentos (Tabela 10). Devido ao efeito apresentado pelos sistemas de irrigação, a análise em cada safra de cultivo indicou este resultado em todas as localidades avaliadas na safra 2012/13 (Tabela 11). O tratamento intermitente severo teve maior eficiência em mitigar o PAGp, em virtude da sua menor emissão de CH₄ por quilograma de grãos produzidos em relação ao irrigação contínua. Isso provavelmente deveu-se à adoção dos sistemas intermitentes de irrigação não terem apresentado redução nas produtividades da cultura do arroz, ao passo que diminuíram as emissões de CH₄ e conseqüentemente o PAGp durante o período de cultivo. Os índices PAGp/rendimento alcançados em cada localidade, nos respectivos tratamentos, estão apresentados na tabela 11. Não foram observadas diferenças significativas nos rendimentos do arroz para os diferentes tratamentos de manejo da irrigação adotados, em nenhuma localidade.

Tabela 11. Emissão acumulada de CH₄ e N₂O, potencial de aquecimento global parcial (PAGp), rendimento de grãos (Rend.) e PAGp por unidade de grãos produzidos (PAGp/Rend.) em sistemas de produção de arroz irrigado sob diferentes regimes hídricos, em cinco localidades do Rio Grande do Sul e duas safras de avaliação, 2011/12 e 2012/13.

Local	Sistemas	CH ₄		N ₂ O		PAGp		Rend.		PAG/Rend.	
		2011/12	2012/13	2011/12	2012/13	2011/12	2012/13	2011/12	2012/13	2011/12	2012/13
		----- kg CO ₂ equiv. ha ⁻¹ -----						kg ha ⁻¹		kg CO ₂ equiv. kg arroz ⁻¹	
Uruguaiana	<i>Contínuo</i>	12149 ns	19419 a	103 ns	-207 c	12251 ns	18412 a	12395 ns	13264 ns	0,99 ns	1,39 a
	<i>Interm. Moderado</i>	1595	6638 b	347	103 b	1941	6741 b	11800	12341	0,16	0,55 b
	<i>Interm. Severo</i>	5674	3002 b	261	566 a	5935	3568 c	11265	8998	0,53	0,40 b
Cachoeirinha	<i>Contínuo</i>	8997 ns	18378 a	207 b	97 ns	9204 ns	18475 a	8424 ns	9391 ns	1,09 ns	1,97 a
	<i>Interm. Moderado</i>	7484	11652 ab	522 ab	167	8006	11819 b	8135	10059	0,98	1,17 b
	<i>Interm. Severo</i>	8460	5932 b	608 a	346	9069	6278 c	8528	10231	1,06	0,61 c
Restinga Seca	<i>Contínuo</i>	nd	11960 a	nd	-165 ns	nd	11451 a	nd	5850 ns	nd	1,96 a
	<i>Interm. Moderado</i>	nd	9156 b	nd	-45	nd	9111 ab	nd	6300	nd	1,45 ab
	<i>Interm. Severo</i>	nd	8278 b	nd	-45	nd	8233 b	nd	6500	nd	1,27 b
Pelotas	<i>Contínuo</i>	3158 ns	3184 a	65 ns	-49 ns	3272 ns	3400 a	9149 ns	8393 ns	0,36 ns	0,20 a
	<i>Interm. Severo</i>	2487	1697 b	176	-134	2663	1563 b	8502	7696	0,31	0,14 b
Camaquã	<i>Contínuo</i>	nd	3244 a	nd	-17 c	nd	3156 ns	nd	8900 ns	nd	0,35 ab
	<i>Interm. Moderado</i>	nd	2953 ab	nd	390 b	nd	3343	nd	8367	nd	0,40 a
	<i>Interm. Severo</i>	nd	1736 a	nd	643 a	nd	2380	nd	8700	nd	0,27 b

Letras diferentes na mesma coluna indicam diferença estatística pelo teste de Tukey (P<0,10) entre tratamentos em cada localidade e dentro de cada ano.

ns = não há diferença estatística pelo teste de Tukey (P<0,10) entre os tratamentos avaliados.

nd = dados não disponíveis.

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Fatores de emissão de CH₄ em diferentes regiões de produção de arroz sob irrigação contínua do Rio Grande do Sul

De acordo com Conrad (1996) e Neue et al. (1997a) as emissões de CH₄ em lavouras de arroz sob irrigação por inundação do solo, são resultante de complexas interações entre as propriedades do solo, a atividade de microrganismos e as plantas cultivadas.

Em todas as localidades avaliadas neste estudo, os fluxos de CH₄ foram evidenciados a partir de 20-30 dias após a entrada de água de irrigação na lavoura, devido ao início da degradação anaeróbia dos substratos orgânicos e produção de produtos da fermentação (LE MER e ROGER, 2001). Posteriormente a este período, em outros dois ou três momentos, dependendo da safra e do local, foram observados novos picos de emissão de CH₄. Estas ocorrências, normalmente tem sido associadas aos estágios de desenvolvimento da planta do arroz (HUANG et al., 1997; SINGH et al. 1998) e, ao maior aporte de C pela senescência de raízes e folhas (WASSMANN e AULAKH, 2000), respectivamente. Além disso, nesta fase a transferência do CH₄ produzido no solo para a atmosfera é influenciado pelo pleno desenvolvimento dos aerênquimas das plantas de arroz (TYLER et al., 1997). Uma vez que até 90% da emissão de CH₄ nestes sistemas de produção é mediada através da planta (SCHUTZ et al., 1989). Estes resultados corroboram com os verificados em diversos estudos sobre o tema (SINGH et al., 1998; GOGOI et al., 2005; MOTERLE et al., 2013; BAYER et al., 2014; KIM et al., 2014).

A redução dos fluxos de CH₄ em quatro das cinco localidades após a supressão da água de irrigação também devem estar relacionados com a baixa atividade metabólica da cultura do arroz. Nouchi (1994) sugeriu que uma diminuição nas emissões de CH₄ no final do período de cultivo do arroz é resultado de um declínio da condutividade possivelmente devido à reduzida permeabilidade das raízes como consequência de envelhecimento. Os picos de emissão observados neste período para localidade de Uruguaiana, em 2011/12 e 2012/13, possivelmente referem-se a liberação de elevada quantidade de bolhas de gás aprisionadas (NEUE et al., 1997) e impulsionadas pela drenagem do solo.

Os maiores fluxos médios e emissões acumuladas de CH₄ em Cachoeirinha, Uruguaiiana e Restinga Seca, em ambas as safras de cultivo, podem estar relacionadas com as condições específicas de solo e/ou clima de cada localidade. O processo de produção do CH₄ em lavouras de arroz irrigado está relacionado com reações eletroquímicas oriundas do processo de alagamento (RATERING e CONRAD, 1998; SOUSA, et al., 2009; KÖGEL-KNABNER et al., 2010; MOTERLE et al., 2013), as quais estão diretamente conexas com características intrínsecas do solo (WANG et al., 1993; HUANG et al., 2002; SETYANTO et al., 2002).

Os resultados observados neste estudo indicaram que atributos de solo, como os teores de argila+silte, C orgânico total e teores de óxidos de Fe e Mn apresentaram coeficientes de correlação positivos e significativos com as emissões totais de CH₄. Além daqueles relacionados com as variáveis climáticas, como temperatura média do ar e precipitação média no período das safras avaliadas, considerando todas as localidades.

O conteúdo de argila+silte afetou significativamente a produção de CH₄ nos diferentes solos de acordo com o fator positivo de correlação encontrado. Setyanto et al., (2002), em estudo na Indonésia, também registraram correlações positivamente significativas entre os teores de silte e a emissão de CH₄ nos solos. Enquanto Le Mer e Roger (2001) reportam que solos argilosos são propensos a condições de anaerobiose e podem favorecer a metanogênese. Os últimos autores, destacaram que a produção de CH₄ simulada em um modelo com solos de diferentes texturas, demonstrou que alta quantidade de cargas negativas no solo incrementou a produção desse gás sob condições oxidadas e anóxicas. Por outro lado, outros estudos indicaram que solos com maiores teores de partículas ativas podem desfavorecer as emissões de CH₄, devido à natureza de algumas argilas protegerem a matéria orgânica dos processos de decomposição (MITRA et al., 2002). O aprisionamento de bolhas de CH₄ em solos com elevados teores de argila também é descrito por reduzir essas emissões (WANG et al., 1993; SASS et al., 1994). Desta forma, pode-se considerar que os efeitos da granulometria do solo nas emissões de CH₄, comportam-se distintamente em diferentes condições e, o efeito isolado deste parâmetro pode não ser um indicador direto das emissões de CH₄.

A decomposição anaeróbia de compostos orgânicos do solo em lavouras de arroz irrigado é o principal componente responsável pela produção do gás CH_4 , e a quantidade carbono orgânico decomponível do solo é geralmente considerada um fator crítico da produção de CH_4 nesses ambientes (WANG et al., 1993). Diversos estudos indicam que a produção de CH_4 é positivamente correlacionada com o teor de carbono orgânico em solos de arroz irrigado (WASSMANN et al., 1998; YAO et al., 1999; MITRA et al., 2002; SILVA et al., 2011; ALI et al., 2013). Igualmente neste estudo, os teores de carbono orgânico dos cinco solos avaliados apresentaram alta correlação com as emissões acumuladas de CH_4 nas duas safras de arroz. As emissões acumuladas de CH_4 mais elevadas foram alcançadas nas três localidades com os maiores teores de carbono orgânico total do solo. Isto pode ser explicado pelo suprimento de fonte orgânica à atividade dos microrganismos metanogênicos, incrementando a produção de CH_4 e, conseqüentemente, maiores taxas de emissão (WANG et al., 1993; DUBEY, 2005). O carbono orgânico do solo tem sido utilizado como um dos parâmetros mais importantes no que se refere a influência nas emissões de CH_4 provenientes de lavouras de arroz irrigado (BACHELET e NEUE, 1993; CAO et al., 1995). Neste estudo, o carbono orgânico também mostrou-se como um bom indicador de solo relacionado às emissões de CH_4 em lavouras de arroz irrigado.

Características químico-mineralógicas, como os teores de óxidos de Fe e Mn do solo, também são importantes parâmetros que podem contribuir na identificação da potencialidade dos diferentes solos nas emissões de CH_4 provenientes de lavouras de arroz irrigado. Tendo em vista que as reações redox controlam o processo de redução do solo, a presença de altas concentrações de Fe e Mn são descritas, em geral, como determinantes do atraso do início da produção de CH_4 , devido à atuação desses íons como receptores de elétrons em fases anteriores à da decomposição dos materiais orgânicos em meios reduzidos (JACKEL e SCHNELL, 2000; SILVA et al, 2008; ALI et al., 2013). No entanto, Joulain et al. (1997) e Wang et al. (1993) reportaram que um elevado teor de Fe nos solos permite uma rápida diminuição do Eh após o alagamento, e isto favorece a metanogênese. Neste sentido, Wang et al. (1993) observaram em experimento de laboratório que altos conteúdos de Fe e Mn inibiram a formação de CH_4 apenas no início do período de avaliação. Estes autores

sugeriram que após a redução do Fe e do Mn, fontes suficientes de substratos orgânicos mantiveram a produção de CH₄ nestes solos.

Na presente pesquisa, os resultados indicaram que os solos de localidades com maiores teores de óxidos de Fe e Mn de baixa cristalinidade nos solos, foram os mesmos que apresentaram as emissões acumuladas de CH₄ mais elevadas. Denier van der Gon et al. (1992), observaram em avaliação de três diferentes solos de lavouras de arroz irrigado das Filipinas, que a produção superior de CH₄ não foi proveniente do solo caracterizado com menores teores de Fe₂O₃. Os autores sugerem que a produção de CH₄ não foi correlacionada diretamente com este parâmetro e sim a outras características que também podem influenciar no potencial redox e pH do solo. Observações neste mesmo sentido, foram descritas por Setyanto et al., (2002), em estudo com diferentes tipos de solo da Indonésia. Experimentos com 16 solos de lavouras de arroz irrigado mostraram que a produção de CH₄ depende essencialmente da disponibilidade substratos orgânicos degradáveis, em vez das quantidades de elementos passíveis de redução como ferro, manganês e sulfato (YAO et al., 1999).

A temperatura do solo e da água, que são afetadas diretamente pela temperatura do ar, influenciam na atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos (SCHUTZ et al., 1990), na liberação potencial de C lábil do solo (ZHANG et al., 2012), no desenvolvimento da cultura do arroz e, conseqüentemente, nas emissões de CH₄. Costa et al. (2008), evidenciaram que as emissões de CH₄ foram positivamente relacionadas com a temperatura da água. Para cada grau de aumento da temperatura da água de irrigação, os autores observaram um aumento de 2,1 e 5,7 mg m⁻² h⁻¹ de CH₄ em lavouras de arroz irrigado. Os resultados deste estudo, também apontaram a temperatura média do ar das localidades estudadas como um indicador positivamente relacionado às emissões de CH₄. Fator que ficou evidenciado pelo alcance das maiores emissões nos três locais com temperaturas mais elevadas (Uruguaiana, Cachoerinha e Restinga Seca) em relação as demais (Pelotas e Camaquã).

Consideraram-se também as variações no nível de precipitação sazonal entre as localidades. Os anos de menor precipitação podem promover dificuldades na manutenção da lâmina de água de irrigação nas lavouras de arroz irrigado, o que pode influenciar nas emissões de CH₄. Conforme descrito

anteriormente, variações de precipitação podem ter sido um fator preponderante das menores emissões em 2011/12. Já que na média dos locais, no período de cultivo do arroz irrigado, a precipitação média da safra esteve 12% menor no ano de 2011/12 que no de 2012/13.

Os fatores climáticos e as características dos solos devem atuar conjuntamente nas emissões de CH₄, considerando a complexidade que rege os sistemas de produção de arroz irrigado após o alagamento. Vale salientar que, além dos teores dos elementos discutidos, a disponibilidade destes, que pode ser definida por uma série de outros quesitos, também é de suma importância na produção de CH₄. O desenvolvimento vegetal da cultura do arroz específico em cada localidade, também devem ser considerados no que se refere a exsudação pelas plantas e atuação como a principal via de condução desse gás para atmosfera.

Neste estudo, se sobressai o levantamento de um fator regional de emissão de CH₄ para lavouras de arroz irrigado, considerando a importância da área cultivada nestas condições no RS. Isto se torna relevante, uma vez que os inventários nacionais de emissão de GEE para o cultivo de arroz irrigado adotam fatores de emissão baseados em índices internacionais, em razão da falta de dados de pesquisas disponíveis no Brasil. O fator de emissão utilizado para estes agroecossistemas, indicados pelo IPCC, é de 20 g m⁻² (200 kg CH₄ ha⁻¹). Considerando-se a adição média de resíduos orgânicos de 1-2 t ha⁻¹, o fator de emissão alcança 300 kg CH₄ ha⁻¹ devido à aplicação de um fator de escala de 1,5 (EMBRAPA, 2010). Com base na análise deste estudo, o fator de emissão indicado pelo IPCC encontra-se 18% inferior ao fator determinado (367 kg CH₄ ha⁻¹) para a região do Brasil responsável por aproximadamente 55% da produção de arroz irrigado (RS). Neste sentido, considerando os fatores de emissão encontrados, a área de produção de arroz irrigado nos anos de avaliações e, extrapolando-se esse índice para todo o estado, foi possível atingir um valor de emissão de CH₄ para Rio Grande do Sul oriundo de lavouras de arroz irrigado de 0,35 Tg CH₄ safra⁻¹. Dado relevante, já que também é de difícil disponibilidade nos sistemas de informação do estado.

O fator médio de emissão observado no Rio Grande do Sul, para sistemas de produção de arroz sob irrigação por inundação contínua foi similar as emissões reportadas por Tyagi et al. (2010) na Índia e, Corton et al. (2010)

nas Filipinas. Emissões acumuladas de CH₄ de outros países, apresentados neste estudo, exibiram uma larga variação, o que possivelmente deva-se a distinções de solo e clima, bem como as práticas agrícolas - preparos de solo, fertilizações, cultivares - preferencialmente adotadas em cada local do mundo.

3.4.2 Potencial de sistemas de irrigação intermitente na mitigação das emissões de CH₄ e N₂O em lavouras de arroz do RS

Os fluxos de CH₄ para as cinco localidades avaliadas mostraram-se dependentes das condições de oxirredução dos solos das lavouras de arroz. Na maioria das localidades essas emissões foram reduzidas ao adotarem-se os sistemas intermitentes de irrigação em comparação à irrigação contínua da lavoura. A razão para isto, é que entre vários fatores envolvidos neste processo, o nível de oxigênio (O₂) e a disponibilidade de carbono nos solos são os parâmetros que mais influenciam nas emissões de CH₄ em lavouras de arroz irrigado por alagamento (PANDEY et al., 2014). Durante a irrigação contínua da lavoura de arroz, o O₂ presente no solo é rapidamente consumido por meio de processos de redução (PONNANPERUMA, 1972) e, o decréscimo do potencial de oxirredução (Eh) é favorecido (WATANABE et al., 1995). Igualmente, a presença de substratos orgânicos disponíveis no solo sob essas condições favorece o processo de redução por meio do fornecimento de energia e na forma de receptores de elétrons aos microrganismos e, portanto, um ambiente anaeróbio passa a predominar (WASSMANN e AULAKH, 2000).

Devido à condição que se estabelece sob o sistema de irrigação contínua, microrganismos metanogênicos prevalecem e produzem CH₄ como o último passo da decomposição anaeróbia dos substratos orgânicos presentes nos solos (GARCIA et al., 2000; LE MER e ROGER, 2001). Esse estado anaeróbio, em geral, dá início à produção de CH₄ quando o solo alcança Eh em torno de -150 mV (MINAMIKAWA et al., 2006), apesar de alguns trabalhos relatarem que as emissões de CH₄ foram observadas quando o Eh era maior do que -150 mV (YAGI e MINAMI, 1990; KUDO et al., 2014).

Os menores fluxos de CH₄ nos sistemas intermitentes de irrigação posteriormente ao período de interrupção da inundação, apontam um indicativo de que uma condição aerada do solo por determinado período de tempo diminui a produção de CH₄ pelas condições oxidantes criadas (KUDO et al., 2014),

mesmo após nova entrada de água. Por outro lado, fluxos proeminentes de N_2O , foram observados em todas as localidades durante os períodos intermitentes da irrigação nos respectivos tratamentos, em relação à irrigação contínua. Com o uso de sistemas intermitentes de irrigação em lavouras de arroz, pode-se estimular os fluxos de N_2O pois o solo fica exposto a uma condição de aeração que conseqüentemente promove um aumento do seu Eh (ZOU et al., 2005). Esse aumento do Eh suprime a atividade metanogênica e favorece o estabelecimento de uma nova comunidade de microrganismos – os metanotróficos. Estes tem a capacidade de oxidar o CH_4 remanescente (HADI et al., 2010) e, simultaneamente participar dos processos de nitrificação e desnitrificação do N (PATHAK et al., 2002). A partir desta condição, as emissões de CH_4 não se fazem mais notórias, ao passo que as de N_2O são favorecidas. Portanto, uma considerável quantidade de N_2O pode escapar do solo para atmosfera antes de nova redução a N_2 (DAVIDSON et al., 2000), o que explica os maiores fluxos de N_2O nos períodos de supressão da irrigação nos tratamentos com irrigação intermitente. Estudos indicam que os fluxos de emissão de N_2O foram observados apenas quando o Eh do solo foi maior do que cerca de 200 mV (YU e PATRICK, 2004; KUDO et al., 2014).

A evidência de baixos fluxos de N_2O , como os casos de Restinga Seca e Pelotas na safra 2012/13, mesmo quando as parcelas estavam sob supressão da irrigação, pode estar relacionada aos intervalos semanais de amostragem de gás não terem sido suficientes para detectar as emissões esporádicas de N_2O (ITOH et al., 2011). Hou et al., (2012) destacam que, elevadas emissões de N_2O em períodos de intermitência da irrigação são resultado do efeito integrado da aeração do solo com a aplicação de fertilizantes. Essa prática incrementa a quantidade de N mineral no solo, enquanto a supressão da água de irrigação melhora a aeração do solo e promove a nitrificação do N (JOHNSON BEEBOUT et al., 2009.).

O sistema intermitente severo de irrigação reduziu significativamente as emissões acumuladas de CH_4 , em 52%, comparado à irrigação contínua considerando todas as localidades e safras avaliadas. Este resultado apresentou potencial similar com o reportado em outros estudos, com redução das emissões acumuladas de CH_4 em 47-58% (KIM et al., 2014), 71% (ZHANG et al., 2012) e 66-73% (ITOH et al., 2011). A variação nestas observações pode ser justificada

pelas diferenças de manejo nos sistemas intermitentes adotados, como o tempo e a época de supressão da irrigação.

O efeito do manejo da irrigação no incremento das emissões acumuladas de N_2O ficou claro a ambas as safras e localidades avaliadas neste estudo. Esse resultado confere com o descrito por outros autores que, verificaram que a variação das emissões de N_2O em lavouras de arroz irrigado durante a safra de cultivo, depende das práticas de manejo da irrigação adotadas (JOHNSON BEEBOUT et al., 2009; LIU et al., 2010, HOU et al. 2012). As emissões acumuladas de N_2O normalmente apresentam um aumento pela utilização de sistemas de irrigação intermitente, neste estudo isto totalizou em torno de $1 \text{ kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ safra}^{-1}$ quando comparado com o sistema de irrigação contínua. Referências internacionais reportam incrementos de 0,18; 0,36 e 0,59 $\text{kg } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ safra}^{-1}$ pela adoção de sistemas de irrigação intermitentes em comparação a irrigação contínua em experimentos na Coreia, Vietnã e Japão, respectivamente, (KIM et al., 2014; PANDEY et al., 2014; KUDO et al., 2014). Esses incrementos distintos de N_2O , pela alteração dos sistemas de irrigação, também se devem justificar em função das diferenças no manejo das intermitências bem como da adubação nitrogenada.

Levando em conta a média das emissões de CH_4 e N_2O , convertidos em CO_2 equivalente, nas localidades e safras avaliadas, observou-se a pequena contribuição das emissões do N_2O para o PAGp (em torno de 5%) em relação as emissões médias totais de CH_4 nos sistemas de irrigação intermitentes. Mesmo o N_2O possuindo um potencial de aquecimento em torno de 12 vezes superior ao CH_4 , as emissões predominantemente de CH_4 na safra do arroz, não foram superadas pela maior emissão de N_2O nos períodos intermitentes de irrigação. Estes resultados corroboram com os obtidos por Zschornack (2011); Buss (2012); Wesz (2012) e Moterle et al., (2013) também no Sul do Brasil.

Este estudo, também indicou que o PAGp pode ser reduzido em torno de 50% pela adoção de sistemas intermitentes de irrigação, sem decréscimos na produtividade da cultura. Isso porque, as produtividades do arroz não foram significativamente diferentes entre os sistemas de irrigação. O PAGp por rendimento de grãos de arroz para os tratamentos de irrigação intermitente reduziu este índice (PAGp/Rend.) em 45% em relação à irrigação contínua. O que provavelmente se deva à adoção dos sistemas intermitentes de irrigação

não terem apresentado redução na produtividade do arroz, ao mesmo tempo que, diminuíram as emissões de CH₄ e conseqüentemente o PAGp durante o período de cultivo. Ou seja, menor emissão de CH₄ por quilograma de grãos produzidos foi alcançado nos sistemas de irrigação intermitente em comparação à irrigação contínua.

A supressão da água de irrigação por determinado período do cultivo da cultura do arroz tem sido praticada em vários países asiáticos, para controlar excesso de perfilhamento e fornecer oxigenação do sistema radicular para melhorar o crescimento das plantas (KANNO et al., 1997; KIM et al., 2014). Esses resultados, apontam que períodos de intermitência da irrigação contínua em lavouras de arroz irrigado do RS mostrou-se uma opção potencial para reduzir o PAGp destes sistemas de produção, sem prejudicar a produtividade da cultura do arroz.

3.5 CONCLUSÕES

Condições edafoclimáticas distintas provocam diferenças nas emissões de CH₄ em lavouras de arroz irrigado e, conseqüentemente, nos fatores de emissão.

Os parâmetros de solo: teores de argila+silte, de C orgânico total e de óxidos de Fe e Mn, bem como a temperatura média do ar e a precipitação média nas safras de cultivo apresentam correlação com as emissões totais de CH₄.

O fator de emissão de CH₄ indicado no segundo inventário brasileiro para o cultivo de arroz encontra-se 18% inferior ao determinado para estes sistemas de produção no Rio Grande do Sul.

O efeito da intermitência da irrigação na redução das emissões de CH₄ é superior ao efeito no aumento nas emissões de N₂O.

A adoção de irrigação intermitente é uma estratégia eficiente para redução do PAGp de sistemas de produção de arroz irrigado, independente das condições de solo e clima.

Sistemas de irrigação intermitente em lavouras de arroz irrigado do Sul do Brasil apresentam capacidade de sustentar a produtividade da cultura do arroz e reduzir o índice PAGp/Rendimento.

4. CAPÍTULO III: EMISSÕES DE CH₄ E N₂O PELA INSERÇÃO DE SOJA E MILHO EM SOLOS DE TERRAS BAIXAS NO SUL DO BRASIL

4.1 INTRODUÇÃO

Os solos de terras baixas que ocupam extensas áreas do Rio Grande do Sul, geralmente são classificados como Planossolos e Gleissolos e apresentam como principal característica a drenagem natural deficiente (PAULETTO et al., 1993). Essa condição combinada à baixa fertilidade e limitações físicas, características comuns nestes solos, dificultam a utilização de uma agricultura diversificada nestas áreas (GOMES et al., 2002). Desta forma, nessas áreas desenvolveu-se principalmente o cultivo de arroz irrigado, associado ou não a pecuária, em função da sua melhor adaptação a estes tipos de solos.

Entretanto, devido à intensificação do sistema de produção de arroz irrigado, produtores e técnicos passaram a constatar aumento dos custos de produção, disseminação de sementes de plantas espontâneas – principalmente o arroz vermelho -, e degradação destes solos (SANTOS, 2013; ROSA, 2013; SANTOS, 2015). Diante do exposto, surgiu o interesse pela utilização de culturas alternativas em áreas de terras baixas, visando a correção de alguns desses problemas e o aumento de processos mais sustentáveis na propriedade rural.

A rotação de culturas nessas condições de cultivo passou a ser uma prática pesquisada e atualmente difunde-se a sua utilização em terras baixas no RS (AMARAL e PINTO, 2004). Especialmente, o cultivo de soja em rotação com o arroz irrigado vem se consolidando nos solos de terras baixas, anteriormente cultivadas com arroz em monocultivo intercalado a períodos de pousio. Porém, a pesquisa é incipiente quanto aos impactos ambientais na qualidade do solo e

também nas emissões de GEE nesses ambientes, cujas condições edáficas são distintas das que tradicionalmente cultivam soja - com solos bem drenados.

No que se refere à emissão de GEE, não existem resultados de pesquisa no estado mostrando o efeito da inserção da soja e também do milho em áreas de arroz irrigado. Dessa forma, o objetivo neste estudo foi investigar e comparar o impacto da inserção dessas culturas nas emissões de CH₄, N₂O e no PAGp, em solos de terras baixas tradicionalmente cultivados com arroz irrigado no Sul do Brasil.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Caracterização experimental

Os experimentos e as avaliações foram conduzidos na safra 2011/12 com soja, e nas safras 2012/13 e 2013/14 com soja e milho. Os estudos ocorreram em um Gleissolo Háplico (EMBRAPA, 2006) localizado na Estação Experimental do Instituto Rio Grandense do Arroz - IRGA, em Cachoeirinha – RS.

As emissões de GEE em solos de terras baixas cultivados com soja e milho, sob diferentes sistemas de cultivo e manejo, foram avaliadas para observação do comportamento desses gases nestas condições, e em contraste com áreas cultivadas com arroz irrigado nos mesmos anos de produção.

4.2.2 Soja em terras baixas nas safras 2011/12, 2012/13 e 2013/14

As áreas experimentais foram cultivadas na safra anterior com arroz irrigado, e obteve-se uma resteva após a colheita de aproximadamente 8 toneladas de massa seca/ha. Após a colheita do arroz, em março de 2011 e 2012, a resteva da cultura e as plantas espontâneas foram dessecadas e a área foi mantida drenada. Na safra 2013/14, antes da semeadura da soja (outubro de 2013), foi realizada a dessecação da área experimental com uma resteva da colheita do arroz remanescente de, aproximadamente, 2 toneladas de massa seca/ha, composta basicamente de azevém.

Nas três safras o experimento foi composto por dois sistemas de cultivo, conforme os manejos descritos: preparo convencional (PC) - palha de arroz incorporada no outono com duas gradagens, seguido novamente por duas

gradagens na primavera antecedendo a semeadura; e plantio direto (PD) - palha de arroz mantida na superfície do solo até o plantio da soja em semeadura direta. No caso da última safra de avaliação (2013/14), foi realizado preparo com grade aradora, destorroamento e aplainamento do solo no PC.

As sementes de soja foram inoculadas antes da semeadura, sendo utilizadas três doses de inoculante por hectare em 2011/12 e 2012/13, e duas doses em 2012/13. Os manejos e tratamentos fitossanitários foram realizados conforme as indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina para a safra 2010/11 e 2012/13, e algumas descrições são apresentadas na tabela 12.

O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso, com duas repetições em 2011/12 e 2013/14 e, três repetições em 2012/13.

4.2.3 Milho em terras baixas nas safras 2012/13 e 2013/2014

No experimento conduzido na safra 2012/13, inicialmente cultivou-se azevém no inverno em uma densidade de 30 kg ha⁻¹ como planta de cobertura. O preparo do solo consistiu na confecção de microcamalhões de 25 a 30 cm de altura distanciados em um metro entre eles. Adubação de base foi realizada no momento da confecção dos microcamalhões e, em agosto o azevém foi dessecado e realizada a semeadura do milho em novembro de 2012. Na safra 2013/14, os microcamalhões foram construídos com 15 cm de altura e um metro entre si e a semeadura do milho foi realizada em outubro de 2013.

As principais informações sobre as práticas de manejo adotadas são apresentadas na tabela 12. O delineamento experimental utilizado foi blocos casualizados com duas repetições.

4.2.4 Arroz irrigado safras 2011/12, 2012/13 e 2013/2014

Nos mesmos períodos avaliaram-se áreas adjacentes de mesmo solo com cultivo de arroz irrigado, a fim de contrastar os sistemas de cultivo na emissão de GEE. Nas três safras, o experimento com o arroz irrigado partiu de áreas com uma resteva de azevém cultivado como cobertura de inverno. Antes da safra do arroz, o azevém foi dessecado e seguido de um corte com máquina. Em ambas as safras as operações de preparo do solo foram iguais, com uma

aração de disco e duas operações de nivelamento na profundidade de 20 cm. No entanto, na safra 2011/12 o preparo do solo foi realizado antes da semeadura do arroz – na primavera (PC), enquanto que em 2012/13 e 2013/14 os preparos foram realizados após a colheita do arroz antecedente – no outono (CM). O início da irrigação ocorreu em V3-V4 e a área permaneceu alagada até o final do ciclo, nas três safras de avaliação. Os tratos fitossanitários seguiram as recomendações para obtenção de elevados rendimentos (SOSBAI, 2012-2014), e algumas práticas de manejo estão descritas na tabela 12.

O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso, com duas repetições em 2011/12 e três repetições em 2012/13 e 2013/14.

Tabela 12. Práticas de manejo adotadas nos experimentos com monitoramento das emissões de CH₄ e N₂O em sistemas de diversificação de culturas em solos de terras baixas na Estação Experimental do IRGA - Cachoeirinha/RS, nas safras de avaliação 2011/12, 2012/13 e 2013/14.

Práticas de manejo	Soja			Milho		Arroz		
	2011/12	2012/13	2013/14	2012/13	2013/14	2011/12	2012/13	2013/14
Preparo do solo	PC e PD	PC e PD	PC e PD	Microcamalhão	Microcamalhão	PC	CM	CM
Adubação de base*	-	-	-	14 kg N	50 kg N	16 kg N	15 kg N	18 kg N
	53 kg P ₂ O ₅ 113 kg K ₂ O	45 kg P ₂ O ₅ 100 kg K ₂ O	60 kg P ₂ O ₅ 125 kg K ₂ O	60 kg P ₂ O ₅ 95 kg K ₂ O	90 kg P ₂ O ₅ 100 kg K ₂ O	68 kg P ₂ O ₅ 108 kg K ₂ O	50 kg P ₂ O ₅ 90 kg K ₂ O	76 kg P ₂ O ₅ 121 kg K ₂ O
Adubação de cobertura*	-	-	-	240 kg N	300 kg N	150 kg N	150 kg N	150 kg N
Cultivar	Fundacep 57	Brasmax Potência RR	Tec 5718 IPRO	Dekalb 240RR2	Dekalb 240RR2	PUITÁ INTA CL	IRGA 424	IRGA 424
Densidade de semeadura	30 plantas m ⁻²	30 plantas m ⁻²	34 plantas m ⁻²	6,5 plantas m ⁻²	8 plantas m ⁻²	100 kg ha ⁻¹	100 kg ha ⁻¹	100 kg ha ⁻¹
Irrigação	Sem irrigação	Sem irrigação	Sem irrigação	Sulco e Aspersão	Sulco e Aspersão	Alagamento contínuo	Alagamento contínuo	Alagamento contínuo

*kg ha⁻¹

4.2.5 Amostragem de ar, análise de CH₄, N₂O

As coletas de ar foram realizadas semanalmente, de novembro a abril, período correspondente a safra da soja, de novembro a fevereiro no cultivo do milho e de novembro a março no cultivo do arroz. Cada amostragem foi contabilizada a partir dos dias após a semeadura (DAS). O método de coleta, amostragens bem como análises seguiram os mesmos procedimentos descritos no Capítulo II.

Neste capítulo, como os sistemas avaliados envolveram diferentes culturas e de acordo com Snyder et al., (2009), considerou-se apropriado ao invés de calcular o índice PAGp em escala de rendimento (PAGp/Rend), efetuar esse cálculo em função da energia bruta produzida em cada sistema (PAGp/EB), conforme descrito a seguir:

$$\text{PAGpEB} = \frac{\text{PAGp}}{\text{EB}} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: onde PAGpEB é potencial de aquecimento global parcial por energia bruta produzida (kg CO₂ equiv. kg⁻¹ Gcal ha⁻¹), PAGp é o potencial de aquecimento global parcial do sistema (kg CO₂ equiv. ha⁻¹), e EB é a produtividade de grãos convertida a energia bruta (Gcal ha⁻¹).

Informações relacionadas à temperatura média do ar (°C) e à precipitação pluviométrica durante os períodos de avaliação, foram obtidos por meio do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, e são apresentados na Figura 9.

4.2.6 Análise estatística

Os resultados obtidos foram analisados quanto à normalidade e variância dos erros, e transformações de dados apropriadas foram realizadas quando necessárias. As análises foram realizadas utilizando-se o procedimento Mixed em SAS (SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA).

As emissões acumuladas de CH₄ e N₂O e o PAGp foram analisados para os diferentes sistemas de cultivo (arroz, soja e milho em terras baixas), separadamente por cada safra. Estes resultados foram submetidos à análise de variância, sendo a diferença entre as médias avaliadas pelo teste de Tukey ao nível de 95% de confiança (P <0,05).

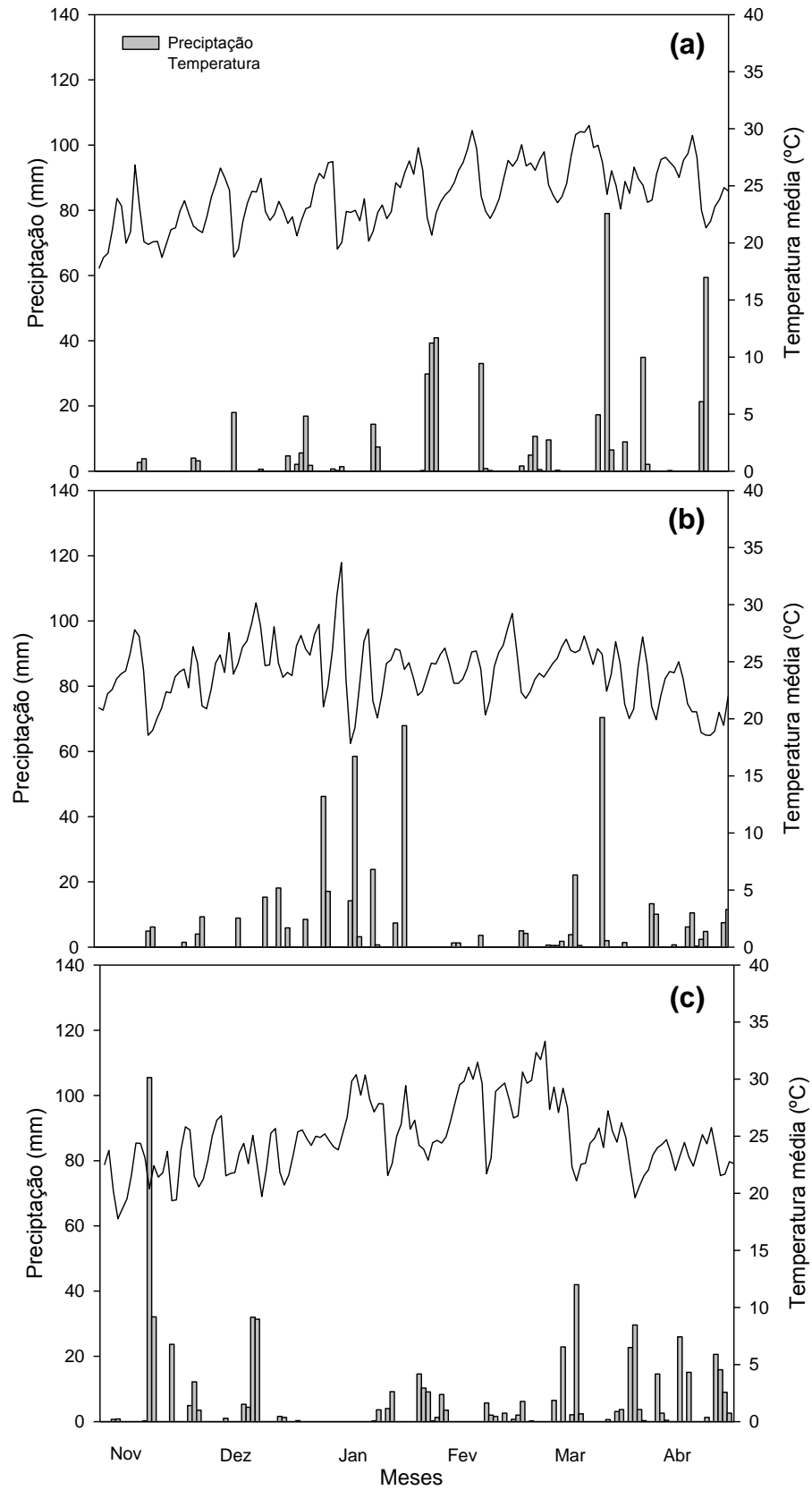


Figura 9. Temperatura média do ar e precipitação pluviométrica no período das safras avaliadas, 2011/12 (a), 2012/13 (b) e 2013/14 (c).

4.3 RESULTADOS

A magnitude e o padrão dos fluxos de CH₄ variaram entre as culturas avaliadas. Os fluxos de CH₄ no sistema de cultivo com arroz irrigado foram maiores que aqueles nos cultivos de soja e milho, em 2011/12, 2012/13 e 2013/14 (Figura 10). A média desses fluxos, durante as três safras de crescimento das culturas, foram $1,66 \pm 1,1$; $1,88 \pm 1,9$ e $136,15 \pm 52$ g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ para o milho, soja e arroz, respectivamente. Nas lavouras de arroz, os fluxos de CH₄ demonstraram variações durante o ciclo de cultivo, com início logo após a entrada da água e picos próximo das fases de perfilhamento (35-53 DAS) e floração (70-80 DAS). O pico máximo de emissão de CH₄ atingido neste sistema de cultivo, considerando as três safras, foi de $402,39 \pm 229$ g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹. No final do ciclo, as emissões diminuíram, especialmente pela realização da drenagem da lavoura antes da colheita.

Para os sistemas de cultivo de soja e milho, não foi observada uma tendência clara das emissões durante a safra de crescimento das culturas. Ao invés de picos bem definidos nos anos avaliados, na soja, fluxos isolados de CH₄ foram observados da fase intermediária (78-113 DAS) para o final do ciclo de crescimento (134 e 141 DAS) em 2011/12 e, na fase inicial (5 DAS) para a intermediária (81-102 DAS) em 2013/14. Possivelmente, esses picos de emissão estiveram atrelados a eventos de precipitação e maiores condições de umidade do solo. A emissão máxima de CH₄ no cultivo de soja em terras baixas foi de $19,31 \pm 11$ g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹ na safra 2011/12. No milho, picos de emissão também foram observados isoladamente, aos 80 DAS em 2012/13 e entre os 74 - 90 DAS em 2013/14, alcançando emissão máxima de $22,25 \pm 3,6$ g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹.

Considerando os tratamentos adotados nos cultivos de soja e milho em terras baixas, o PC foi responsável pelos sete maiores picos de emissão de CH₄ em 2011/12, enquanto que em 2012/13 o PD foi o tratamento que mostrou picos superiores de emissão. No milho o tratamento com irrigação por sulcos apresentou os dois maiores picos de emissão de CH₄ nas duas safras de avaliação.

Isentando as exceções, os fluxos de CH₄ mantiveram-se em valores próximos de zero ou negativos na soja e no milho ao longo dos períodos de cultivo (Figura 10).

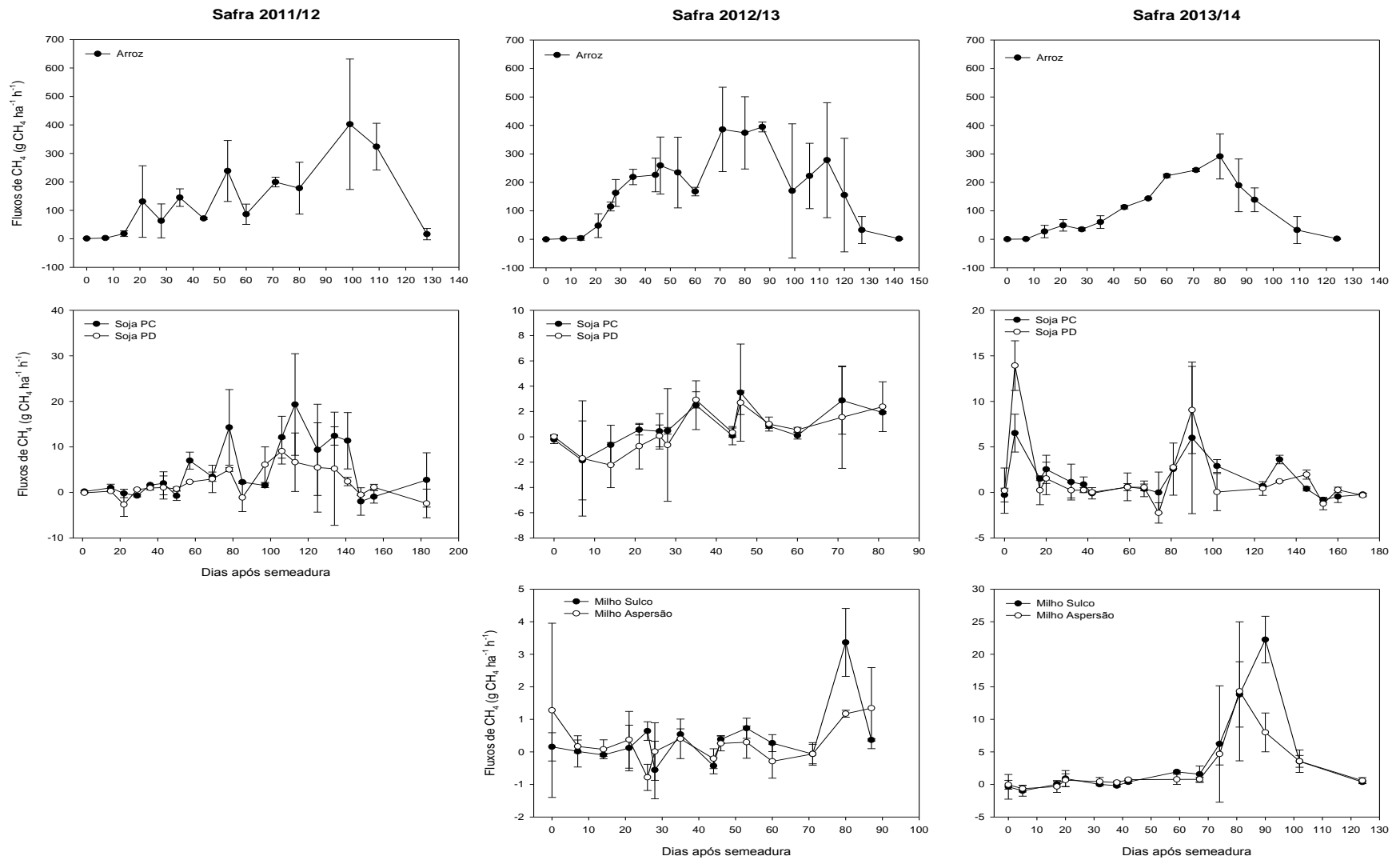


Figura 10. Fluxos de emissão de CH_4 em um Gleissolo Háplico cultivado com soja, milho e arroz irrigado nas safras 2011/2012, 2012/13 e 2013/14. Barras indicam desvio padrão. Os gráficos apresentam diferentes escalas.

Os fluxos de N₂O foram maiores durante o cultivo de milho, seguido do arroz e por último no cultivo de soja. Os valores médios de emissão das três safras de avaliação, foram de 420,55 ± 379 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹ na soja, 938,22 ± 686 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹ no arroz e 2951,47 ± 379 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹ no milho.

Picos de emissão de N₂O foram observados isoladamente em períodos distintos nas culturas e safras (Figura 11). No cultivo de arroz sob irrigação contínua não foram observados fluxos de N₂O consideráveis, exceto um elevado pico logo após o início da irrigação (22952,14 ± 11412 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹), e outro aos 35 DAS (6300,69 ± 3202 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹) em 2011/12. Na cultura da soja, picos de emissão foram evidenciados a 1 DAS (2521,35 ± 1776 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹) e aos 85 DAS (1492,08 ± 219 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹) na safra 2011/12. Em 2012/13, não foram observados altos picos de N₂O na soja, variando estas emissões de -459,84 ± 899 a 782,08 ± 497 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹. A safra 2013/14 foi a que apresentou maior número de picos de emissão neste sistema de cultivo, atingindo 2978,10 ± 2128, 2393,70 ± 3127, 2012,87 ± 1527 e 1819,82 ± 1715 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹ aos 17, 59, 153 e 90 DAS, respectivamente. Os maiores picos de emissão de N₂O foram observados no cultivo de milho, que em 2012/13 ocorreram aos 14 DAS (3872,02 ± 2637 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹), aos 21 DAS (4409,63 ± 1827 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹), aos 40 DAS (4030,10 ± 43 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹) e aos 60 DAS (8260,15 ± 8044 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹). Enquanto que na safra 2013/14, picos de emissão nesta cultura ocorreram somente aos 5 e 38 DAS, com valores de emissão de 57735,67 ± 13557 e 9569,07 ± 1384 mg N₂O ha⁻¹ h⁻¹, respectivamente.

Para os tratamentos adotados, o pico de emissão mais elevado no cultivo de soja em 2011/12, foi evidenciado no tratamento PC. Em 2012/13 não foi observada este tipo de distinção entre os tratamentos, enquanto que em 2013/14, dois dos maiores picos ocorreram no PC e outros dois ao PD. No cultivo de milho em terras baixas, o tratamento com irrigação por sulcos se sobressaiu nas maiores emissões de N₂O.

As emissões de N₂O foram relativamente baixas nas culturas e safras de cultivo, a exceção dos picos ocasionais possivelmente posteriores a eventos de plantio, fertilização, irrigação ou precipitação.

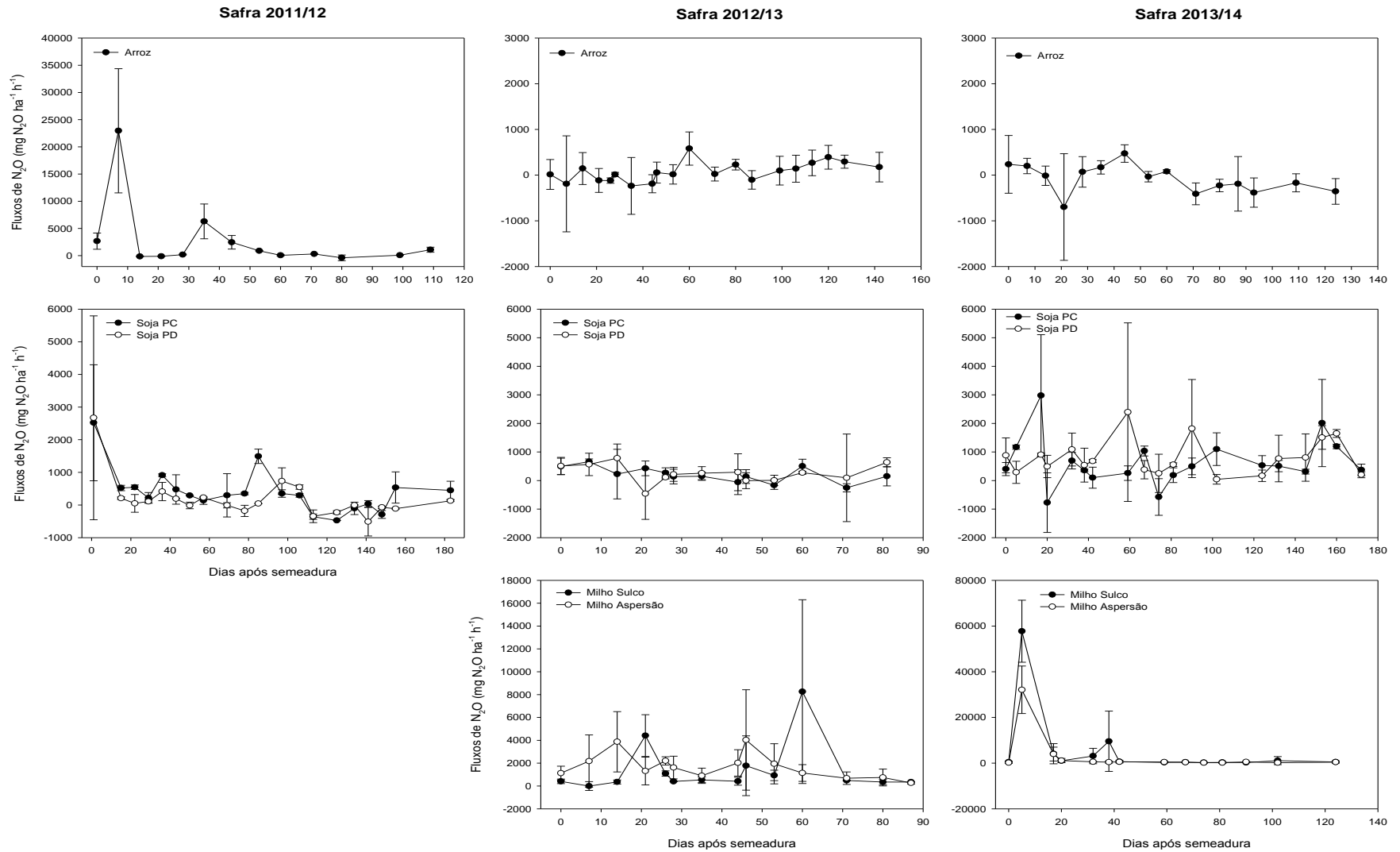


Figura 11. Fluxos de emissão de N_2O em um Gleissolo Háplico cultivado com soja, milho e arroz irrigado nas safras 2011/2012, 2012/13 e 2013/14. Barras indicam desvio padrão. Os gráficos apresentam diferentes escalas.

Integrando as emissões de CH₄ durante a safra de cultivo das culturas, aquelas provenientes das lavouras de arroz irrigado foram maiores que as das lavouras de soja e milho nas três safras de avaliação (Tabela 13 e Figura 12). As emissões acumuladas de CH₄ no arroz irrigado foram de 393, 623 e 328 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹ em 2011/12, 2012/13 e 2013/14, respectivamente. Na cultura da soja estes valores foram de 9,35 e 20,32 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹ em 2011/12; 1,07 e 2,87 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹ em 2012/13 e; 6,74 e 6,79 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹ em 2013/14, nos tratamentos PD e PC, respectivamente. No sistema de cultivo de milho em terras baixas, as emissões acumuladas de CH₄ alcançaram 0,53 e 0,94 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹ em 2012/13 e; 7,76 e 11,72 kg CH₄ ha⁻¹ safra⁻¹ em 2013/14, nos tratamentos com irrigação por aspersão e sulco, respectivamente. A partir destes resultados, observou-se que mesmo sendo uma área de terras baixas, suscetível ao alagamento do solo, a introdução de culturas de sequeiro nestes solos apresentou um potencial médio de redução das emissões de CH₄ em torno de 95% em 2011/12, 99% em 2012/13 e 97% 2013/14.

As emissões acumuladas de N₂O não apresentaram diferença significativa entre os sistemas de culturas em 2011/12 e 2012/13 (Tabela 13 e Figura 12). Na safra 2011/12, estes valores variaram de 0,70; 1,73 e 6,09 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹ na soja PD, soja PC e arroz irrigado, respectivamente. Enquanto que em 2012/13, o cultivo de soja sob PD e PC apresentaram 0,11 e 0,33 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹, o arroz 0,32 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹ e o milho sob irrigação por sulco e aspersão 3,36 e 3,44 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹, respectivamente. Diferença nas emissões acumuladas de N₂O foram constatadas na safra 2013/14, neste caso, o sistema de cultivo de milho sob irrigação por sulco (15,67 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹) exibiu maior emissão acumulada que o arroz irrigado (-0,13 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹), que a soja em PC (2,73 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹) e em PD (3,37 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹).

Tabela 13. Dados da análise de variância para CH₄ e N₂O acumulados e PAGp para os cultivos de arroz, soja e milho em terras baixas nas safras 2011/12, 2012/13 e 2013/14.

Safras	Efeito	GL	Valor F	Pr.>F	GL	Valor F	Pr.>F	GL	Valor F	Pr.>F	GL	Valor F	Pr.>F
		----- CH ₄ -----	----- N ₂ O -----	----- PAGp. -----	----- PAGp/EB. -----								
Safra 2011/12	Bloco	1	0,87	0,4504	1	0,46	0,5670	1	1,26	0,3776	1	0,85	0,4540
	Tratamento	2	37,70	0,0258	2	4,77	0,1733	2	158,87	0,0063	2	65,58	0,0150
Safra 2012/13	Bloco	2	0,86	0,4702	2	1,09	0,3944	2	1,85	0,2374	2	0,98	0,4279
	Tratamento	4	21,74	0,0010	4	3,52	0,0828	4	1232,97	<.0001	4	67,68	<.0001
Safra 2013/14	Bloco	2	125,07	0,0002	2	0,38	0,7047	2	3,63	0,1260	2	0,20	0,8263
	Tratamento	4	2860,71	<.0001	4	26,32	0,0039	4	48,83	0,0011	4	0,79	0,5866

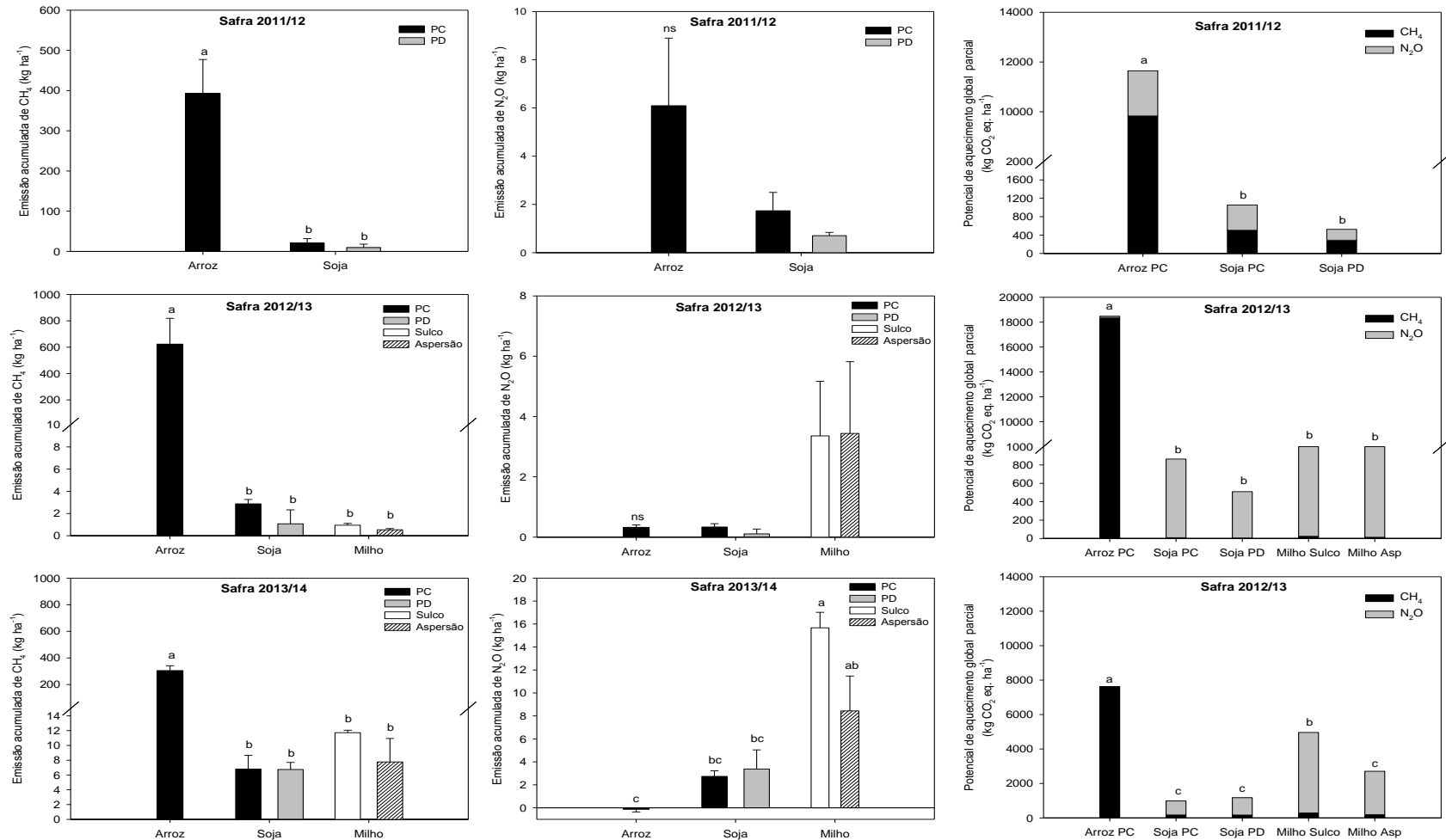


Figura 12. Emissão acumulada de CH₄, N₂O e PAGp em um Gleissolo Háplico cultivado com soja, milho e arroz irrigado nas safras 2011/2012, 2012/13 e 2013/14. Letras diferentes indicam diferença estatística pelo teste de Tukey ao nível de 5%. Os gráficos apresentam diferentes escalas.

Em uma análise conjunta das emissões médias acumuladas de N₂O nos cultivos de soja e milho em 2012/13 e 2013/14 respectivamente, nota-se que mesmo sendo ambas as culturas de sequeiro, no milho (3,40 e 12,06 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹) estas foram aproximadamente 15 e 4 vezes maiores do que na soja (0,23 e 3,06 kg N₂O ha⁻¹ safra⁻¹). Este resultado pode estar relacionado à adubação mineral, realizada no sistema de produção de milho, e à oferta de água pelos métodos de irrigação (sulco e aspersão) que podem ter favorecido os processos de produção e emissão de N₂O.

Ao se converterem as emissões de CH₄ e de N₂O para CO₂ equivalente, e considerar o PAGp, o sistema de arroz irrigado apresentou este índice superior aos demais cultivos (11645,94; 18474,58 e 8179,95 kg CO₂ equiv.), nas três safras avaliadas, respectivamente (Figura 12). Na safra 2013/14, o cultivo do milho com sistema de irrigação por sulcos, também evidenciou diferença significativa, com PAGp superior (4962,8 kg CO₂ equiv.) em relação a soja PC (985,89 kg CO₂ equiv.), soja PD (1175,29 kg CO₂ equiv.) e ao milho irrigado por aspersão (2708,4 kg CO₂ equiv.).

Conforme se pode observar na figura 12, o PAGp de menor magnitude nas culturas de sequeiro foi atribuído principalmente pela significativa redução do CH₄ neste índice, devido as suas condições de cultivo não submetidas a irrigação por inundação contínua. De acordo com os resultados obtidos, a inserção dessas culturas em área de terras baixas drenadas, reduziu o PAGp em 93% em 2011/12, em 95% em 2012/13 e em 68% em 2013/14, comparativamente ao arroz irrigado. A adoção das culturas de sequeiro mostrou tendência de incremento na contribuição do N₂O, no entanto, o PAGp alcançado pelo cultivo de arroz irrigado não foi superado em nenhuma das safras avaliadas devido à elevada proporção das emissões de CH₄ para esse cultivo.

O índice PAGp/EB, considerando o PAGp por unidade de energia produzida, foi maior no arroz sob irrigação contínua (304, 453 e 139 kg de CO₂ eq. Gcal⁻¹ de EB produzida) em 2011/12, 2012/13 e 2013/14 respectivamente (Tabela 14). Neste caso, apesar deste sistema ter apresentado elevado potencial de produção de grãos e de EB, seu PAGp foi superior em relação às demais culturas, o que acarretou um maior índice PAGp/EB. No entanto, na última safra (2013/14), o índice PAGp/EB neste sistema de produção foi similar a observado na cultura da soja (134 kg de CO₂ eq. Gcal⁻¹ de EB produzida). Isto pode estar

relacionado às condições climáticas e agronômicas da safra, que podem ter interferido no desenvolvimento e produtividade final de grãos das culturas. Foi observado que, em 2013/14, o rendimento de grãos de arroz foi superior aos outros anos, enquanto que, o de soja consideravelmente inferior. O cultivo de milho em terras baixas foi o sistema que apresentou menor índice PAGp/EB (27,4 e 87,71 kg de CO₂ eq. Gcal⁻¹ de EB produzida) nas duas safras avaliadas, respectivamente. Em relação ao arroz (453,3 e 129,16 kg de CO₂ eq. Gcal⁻¹ de EB) e a soja (47,5 e 134,55 kg de CO₂ eq. Gcal⁻¹ de EB). Dessa forma, o milho mostrou um potencial de produção de energia bruta superior ao de aquecimento global em relação ao arroz e a soja nestas áreas, normalmente cultivadas com arroz irrigado.

Levando-se em conta os tratamentos adotados, o PD de soja mostrou-se mais eficiente que o PC no PAG/EB em 2011/12 e 2012/13, embora isto não tenha sido evidenciado em 2013/14. No cultivo de milho, a irrigação por aspersão enquadrou-se neste grupo em ambas as safras de avaliação (Tabela 14).

Os resultados deste estudo apontaram que o cultivo de soja e milho em áreas tradicionalmente cultivadas com arroz irrigado são alternativas promissoras com potencial para redução do PAGp e do PAGp/EB destes agroecossistemas.

Tabela 14. Emissão de CH₄ e N₂O em CO₂ equivalente, produtividade de grãos anual, PAGp, energia bruta produzida e índices de intensidade da emissão de GEE, para as diferentes sistemas de cultivo em áreas de terras baixas.

Safras	Culturas	Emissões de GEE			Rendimento grãos	Energia Bruta ⁽¹⁾ (EB)	Índices GEE ⁽²⁾	
		CH ₄	N ₂ O	PAGparcial			PAG/Rend.	PAG/EB
		----- kg CO ₂ equiv./ha -----			kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	Gcal ha ⁻¹ ano ⁻¹		
2011/2012	Arroz	9830	1815	11646	8820	38,3	1,32	304
	Soja PC	508	518	1026	3057	13,6	0,34	75
	Soja PD	234	209	44	2935	13,1	0,15	33
	Média Soja	371	363	535	2996	13,4	0,25	54
2012/2013	Arroz	18378	97	18475	9391	40,8	1,97	453
	Soja PC	8,4	856	864	3047	13,6	0,28	63
	Soja PD	4,9	505	510	3655	16,3	0,14	31
	Média Soja	6,7	680	687	3351	14,9	0,21	47
	Milho Sulco	23,5	999	1023	11420	45,0	0,09	22
	Milho Aspersão	13,2	1024	1038	8198	32,3	0,13	32
Média Milho	18,35	1011	1030	9809	16,2	0,11	27	
2013/2014	Arroz	8218	-38,59	8179	13527	58,7	0,60	139
	Soja PC	170	816	986	1826	8,1	0,54	121
	Soja PD	168	1007	1175	1781	7,9	0,66	147
	Média Soja	169	912	1080	1803	8,0	0,60	134
	Milho Sulco	293	4669	4962	12560	49,5	0,40	100
	Milho Aspersão	194	2514	2708	9660	38,1	0,28	71
Média Milho	243	3591	3835	11110	43,8	0,34	87	

(1) Os dados de energia bruta (EB) para os diferentes grãos produzidos foram obtidos das tabelas brasileiras para aves e suínos de Rostagno et al., 2011. Arroz: 4,34 Mcal kg grão⁻¹, Soja: 4,46 Mcal kg grão⁻¹, Milho: 3,94 Mcal kg grão⁻¹. (2) IGEE: Intensidade das emissões de GEE, medidas como PAGp por unidade de energia bruta produzida pelo sistema.

4.4 DISCUSSÃO

Fluxos de CH_4 aumentaram gradualmente durante o cultivo de arroz irrigado e decresceram no final ciclo da cultura de acordo com a drenagem da lavoura para a colheita da cultura, conforme reportado em outros estudos (SASS et al., 1992; CORTON et al., 2000; WASSMANN et al., 2000, NISHIMURA et al., 2008). A O pronunciamento das emissões de CH_4 no início do período de cultivo normalmente é causado por um efeito combinado da redução do suprimento de oxigênio, pelo alagamento do solo, e a disponibilidade de substratos orgânicos provenientes de resíduos remanescentes de plantas na lavoura (WELLER et al., 2015). Provavelmente, essas emissões tenham aumentado durante a safra de avaliação, em função do desenvolvimento das plantas e raízes do arroz. O que favoreceu a disponibilidade de exsudatos radiculares para produção de CH_4 e o seu transporte via aerênquimas das plantas para a atmosfera (SCHIMEL, 2000).

Nos sistemas de cultivo com soja e milho, os fluxos de CH_4 normalmente foram baixos ou negativos nas safras. A redução dessas emissões pode ser explicada pelas condições de sequeiro predominante no cultivo destas culturas, e que tenham estimulado o crescimento e a atividade de microrganismos metanotróficos. Isto, resulta em menores taxas de produção ou mesmo no consumo de CH_4 devido à presença do oxigênio no solo inibir a produção deste gás (BODELIER et al 2000; SCHIMEL 2000), mantendo-a em níveis muito mais baixos em comparação com o sistema de produção alagado continuamente (WELLER et al., 2015).

Os fluxos de N_2O no cultivo de arroz irrigado foram 68% mais baixos do que no milho e cerca de 55% maior do que no cultivo de soja. Sob condições anaeróbias, nos sistemas alagados, ocorre a supressão da nitrificação rapidamente e, conseqüentemente a limitação do processo de desnitrificação a N_2O (ZOU et al., 2005). Dessa forma, durante o cultivo de arroz irrigado os picos de emissão foram pequenos, conforme observado também em estudos prévios (AKIYAMA et al., 2005; LIU et al., 2010; MA et al., 2013). As emissões mais elevadas de N_2O foram emitidas durante o cultivo da cultura de milho sob irrigação por sulcos. Neste sistema foram contempladas as condições chaves para emissões de N_2O , devido a disponibilidade de N mineral pelas fertilizações realizadas e a alternância de episódios secos e molhados pelo processo de

irrigação (YAO et al., 2009). O fluxo médio de N_2O no cultivo de soja, considerando as três safras de avaliação, foi 55% inferior ao observado no arroz irrigado. Neste caso, é importante considerar que não foram realizadas adubações nitrogenadas neste sistema de cultivo.

O sistema de produção de arroz irrigado apresentou maiores emissões acumuladas de CH_4 em comparação as culturas de sequeiro nas três safras avaliadas. A magnitude superior das emissões acumuladas de CH_4 no sistema de produção de arroz irrigado foram alcançadas devido às condições de baixo Eh, que favoreceram a redução dos compostos orgânicos do solo e simultaneamente a produção deste gás por meio da atividade de microrganismos metanogênicos (WELLER et al., 2015). A produção de CH_4 conduzida sob condições estritamente anaeróbias teria como principal fator limitante a oferta de substrato orgânico (EUSUFZAI et al., 2010). Segundo Witt et al. (2000) e Nishimura et al. (2008) um incremento no carbono orgânico foi observado nos solos continuamente cultivados com arroz irrigado. Os mesmos autores reportaram que a dinâmica nas emissões de CH_4 em áreas de arroz consecutivamente cultivadas ou rotacionada com outra cultura, diferiu devido a dinâmica da matéria orgânica, conteúdo de ferro reduzido e atividade de microrganismos metanogênicos. Dessa forma, essas condições com elevada quantidade de substratos orgânicos e baixo suprimento de oxigênio apresentam um maior potencial de produção de CH_4 . Vale salientar que as características morfológicas das plantas de arroz também contribuem no transporte e conseqüentemente na emissão do CH_4 para atmosfera (YAN et al., 2000; REDDY e DELAUNE, 2008).

Neste trabalho, a introdução das culturas de soja e milho demonstraram redução nas emissões acumuladas de CH_4 comparadas aquelas observadas no cultivo de arroz irrigado nos mesmos solos, em função das distintas condições de cultivo. Resultados observados por Nishimura et al., (2008) e Eusufzai et al., (2010) também consideram que as altas emissões de CH_4 em lavouras de arroz continuamente irrigadas são atribuídas principalmente as alterações químicas e biológicas oriundas do alagamento do solo. A redução das emissões de CH_4 no período da safra sugere que a rotação do arroz com culturas de sequeiro, é um importante fator na determinação dessas emissões nas lavouras de arroz irrigado. Além disso, estudo incipiente relata que embora

o fluxo de CH_4 seja relativamente pequeno, há um indicativo que existe um mecanismo em plantas como soja e milho capaz de captar CH_4 atmosférico (ZHANG et al., 2014). Portanto, a adoção dessas culturas aliada ao sistema de cultivo em sequeiro pode representar um dreno no balanço de CH_4 .

A emissão acumulada de N_2O não foi afetada pelos sistemas de culturas adotados nas duas primeiras safras de cultivo, porém em 2013/14 diferenças foram observadas. O cultivo de milho sob o sistema de irrigação por sulcos apresentou emissão acumulada de N_2O significativamente superior ao arroz irrigado e a soja PC e PD. Estima-se que este efeito foi devido a adubação mineral de nitrogênio adotada na cultura do milho, aliado aos períodos de disponibilidade intermediária de água. Este sistema de irrigação, se caracterizou pela aplicação de água através de canais paralelos às fileiras das plantas, por meio de um alagamento temporário do solo. Considerando as características do solo avaliado, de baixa taxa de infiltração, possivelmente ambientes anaeróbios foram propiciados e favoreceram a produção de N_2O . As emissões de N_2O em sistemas agrícolas são influenciadas pela disponibilidade de nitrogênio (QIN et al., 2012), temperatura e umidade do solo (HU et al., 2013) e eventos de irrigação e precipitação (JU et al., 2011). Gao et al., (2014) reportaram que mais de 90% da variação nas emissões de N_2O são explicadas por essas variáveis, independentemente do sistema de cultivo, o que as sugere como chaves no controle dessas emissões.

É importante considerar que, as emissões de N_2O a partir de lavouras de arroz irrigado são na sua maioria de baixa magnitude, uma vez que as condições anaeróbias do solo deslocam o produto final da desnitrificação para N_2 , limitando a disponibilidade de nitrato para desnitrificação a N_2O (CAI et al., 1997; ZOU et al., 2005). Por outro lado, no caso da cultura da soja, essas emissões também são baixas devido ao processo de fixação biológica de nitrogênio atmosférico efetivado pelas bactérias hospedeiras, que dispensa a realização de adubação nitrogenada nestes sistemas de produção.

A mudança do uso de áreas de terras baixas com cultivo exclusivo de arroz, acarretou em significativa redução do PAGp, resultado também observado por Gao et al. (2014). Em termos de CH_4 e N_2O , o PAGp foi atribuído principalmente às emissões de CH_4 na estação de cultivo de arroz, e as emissões de N_2O durante o período de soja e milho. Embora as emissões de

N₂O (com maior potencial de aquecimento global) tenham tido maior contribuição no PAGp dos cultivos de sequeiro, estas não superaram a proporção de CH₄ no PAGp do cultivo de arroz irrigado. Em relação aos demais cultivos de sequeiro, o milho com irrigação por sulcos apresentou maior PAGp em 2013/14. Essa situação pode ser atribuída ao estímulo de emissões de CH₄ neste sistema, devido a irrigação por sulcos consistir na inundação temporária do solo e propiciar ambientes anaeróbios no solo.

Os resultados obtidos neste estudo, indicaram que a drenagem temporária de lavouras de arroz irrigado para o cultivo de culturas de terras altas pode ser uma prática eficaz para a redução do PAGp nestes agroecossistemas.

Essas práticas agrícolas também foram relacionadas com o índice PAGp/EB, estimado pelo PAGp por energia bruta produzida por cada cultura. As estimativas obtidas demonstraram menores índices PAGp/EB (kg CO₂eq kg⁻¹ por EB) nas culturas da soja e do milho nas safras 2011/12, 2012/13 e 2013/14. Na última safra de avaliação, este índice foi menor no milho, ou seja, a soja apresentou índice similar ao arroz. No entanto, neste aspecto deve-se considerar os decréscimos em produtividade que foram evidenciados no cultivo de soja em 2013/14, além de um aumento na produtividade do arroz em relação as safras anteriores. Para o caso da soja, por meio da averiguação de elevadas precipitações na implantação da cultura e períodos de baixa luminosidade na fase de desenvolvimento, pode-se inferir que isto prejudicou e reduziu a produtividade final.

Os resultados obtidos demonstraram diferença no PAGp por produção de energia bruta para as diferentes culturas. Comparado com o cultivo de arroz, a soja e o milho produziram menor PAGp/EB indicando que a mitigação do PAGp, com eficiência na utilização dos recursos naturais, pode ser alcançada em terras baixas.

4.5 CONCLUSÕES

A adoção do cultivo de soja e milho em terras baixas drenadas reduz sensivelmente o PAGp em relação ao arroz irrigado.

A diversificação em terras baixas com o cultivo de soja e milho apresenta menores emissões por unidade de grão produzido ou por unidade de energia bruta do que o arroz irrigado.

Nos cultivos de soja e milho o N_2O representa 92% do PAGp, enquanto na cultura do arroz o CH_4 é o principal gás que contribui para o PAGp (95%).

O sistema de produção de milho em terras baixas sob irrigação por sulcos potencializa as emissões de N_2O quando comparado à soja sob PC e PD.

A redução nas emissões de CH_4 é mais significativa que o incremento das emissões de N_2O pela adoção das culturas de sequeiro em solos normalmente cultivados com arroz irrigado.

5. CAPÍTULO IV: ANÁLISE DAS EMISSÕES DE METANO, ÓXIDO NITROSO E DO POTENCIAL DE MITIGAÇÃO POR SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO INTERMITENTE EM LAVOURAS DE ARROZ IRRIGADO DO SUL DO BRASIL E NOROESTE DO JAPÃO

5.1 INTRODUÇÃO

As emissões de CH₄ no setor agrícola se destacam em sistemas de produção de arroz irrigado. Esta situação, toma uma maior proporção quando se consideram locais com extensas áreas destinadas à produção do cereal, como é o caso do Sul do Brasil e de alguns países asiáticos.

As lavouras de arroz sob irrigação contínua no Sul do Brasil contribuem com 10% das emissões totais de CH₄ no país, enquanto que o estado Rio Grande do Sul, o principal produtor deste cereal, contribui quase com 20% do total destas emissões (EMBRAPA, 2010). Especialmente, devido a uma área de cultivo maior que um milhão de hectares (CONAB, 2015). Ao se comparar estas estimativas com outros locais do mundo, constata-se outros cenários, em particular nos países asiáticos como a China, a Índia, e o Japão que concentram aproximadamente 90% do total da área global de cultivo de arroz nos últimos 50 anos (FAO, 2010). Grande parte desta área cultivada poderia justificar o aumento da concentração atmosférica de CH₄ no mesmo período (ITOH, 2011).

No entanto, no caso de alguns países, como o Japão, algumas práticas tradicionais de manejo adotadas nas lavouras de arroz irrigado reduzem consideravelmente as emissões de CH₄. No que diz respeito à irrigação, desde 2002 mais que 60% das lavouras melhoraram seus sistemas de irrigação, pelo uso de períodos de drenagem antes e durante o cultivo (SHIRATORI et al., 2007). Tradicionalmente, a irrigação durante a safra envolve uma fase de

drenagem, denominada “mid summer drainage”, e consecutivas intermitências até a drenagem antecedente a colheita. No Rio Grande do Sul, o sistema tradicionalmente utilizado nas lavouras de arroz caracteriza-se pela irrigação contínua, com a manutenção de uma lâmina de água durante toda a safra de cultivo.

Aliado as diferenças relacionadas a extensão de área, solo e clima entre o Brasil e o Japão pode-se também observar variações nas principais práticas de manejo adotadas. Estas distinções são aspectos que causam alterações nas emissões de CH₄ em lavouras de arroz irrigado (WANG et al., 1999; LE MER e ROGER, 2001; YAN et al., 2005), e podem configurar distintos fatores de emissão em diferentes locais. Apesar do esforço na realização de pesquisas sobre emissões e tecnologias de mitigação de GEE em sistemas de produção de arroz irrigado, faz-se necessário o entendimento desses processos de acordo com regiões geográficas específicas.

Neste estudo, objetivou-se conduzir uma análise comparativa da magnitude das emissões de CH₄ e N₂O e, o potencial de mitigação pela adoção de práticas com intermitências da irrigação no Sul do Brasil e no Noroeste do Japão, considerando suas distinções de solo, clima e manejo dos sistemas de produção.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Caracterização experimental - Japão

A área experimental foi conduzida em campos de arroz no Instituto de Pesquisa Agrícola de Niigata, em Nagaoka, Província de Niigata, Japão (37°54' N, 139°3' E), na safra 2014. A província de Niigata está localizada no Noroeste do Japão e estende-se ao longo do Mar do Japão, com uma planície costeira entre as montanhas e o mar. Esta região encontra-se sete metros de altitude, com clima constantemente úmido (Koppen: Cfa), e é uma famosa região do país para produção de arroz. No período de inverno, antecedente a safra de cultivo, Nagaoka recebe aproximadamente de um a dois metros de neve, e a partir do seu derretimento desta os campos de arroz usualmente são drenados através de drenos estabelecidos para esse fim.

O experimento foi dividido em duas condições de manejo do solo na entressafra: não drenado (ND) e drenado (D), que consistiram na ausência ou presença de drenagem na lavoura a partir do derretimento da neve. Na área designada ND, não ocorreu a drenagem da lavoura de arroz na entressafra. Enquanto na D, a drenagem começou junto ao início do processo de derretimento da neve. Em cada condição de manejo da lavoura de arroz na entressafra, foram alocados dois sistemas de irrigação: contínua (IC) e mid-summer drainage (MD) durante a safra do arroz. O desenho experimental foi dividido em três blocos, com dois manejos de campo na entressafra e dois tratamentos de manejo de irrigação na safra do arroz, totalizando 12 parcelas. O total da área experimental apresentou 49 x 16,4 metros enquanto que, 16,4 x 13,5 m cada bloco.

Primeiramente, no outono de 2013, foi incorporado o equivalente seis toneladas por hectare, de palha de arroz do ano anterior, na camada superficial do solo em cada parcela, usando-se enxada rotativa. Em maio de 2014, mudas de arroz (*Oriza sativa* L., cv. Koshihikari) com 2,5 - 2,7 cm foram transplantadas na lavoura previamente alagada, totalizando três a quatro mudas em cada cova. Inicialmente a área experimental manteve-se submergida e, a partir do desenvolvimento do arroz foi realizado o manejo da irrigação de acordo com o tratamento adotado – IC ou MD. A irrigação contínua, técnica normalmente adotada no Brasil e caracterizada pela inundação da lavoura durante toda safra, foi reproduzida no Japão. A água de irrigação entrou tão logo o arroz foi transplantado e mantida até 20 dias antes da colheita. Enquanto que, a mid-summer drainage, técnica de irrigação normalmente usada no Japão, consistiu na submergência da lavoura no início do crescimento do arroz, seguida por um período de drenagem em torno de 15 a 20 dias antes do máximo perfilhamento. A seguir, a lavoura foi submetida a irrigações intermitentes de quatro em quatro dias de intervalo até aproximadamente 20 dias antes da colheita do arroz (SHIRATORI et al., 2007). Aproximadamente ao redor de 130 dias, o desenvolvimento da cultura do arroz terminou e, em setembro a colheita foi realizada. A produtividade de grãos foi avaliada em todos os tratamentos.

As fertilizações consistiram na adubação de base com NPK na fórmula (14-14-14), e adubação de cobertura com sulfato de amônio, totalizando 45 kg ha⁻¹ N, 25 kg ha⁻¹ P₂O₅ e 25 kg ha⁻¹ K₂O. O delineamento experimental foi

de blocos casualizados com três repetições dos tratamentos de manejo da água de irrigação em cada área de manejo na entressafra.

Durante a safra, informações meteorológicas diárias de temperatura do ar e precipitação foram mensuradas em Estação Climática do Instituto de Pesquisa de Agricultura de Niigata, nas proximidades da área experimental (Figura 13b). Algumas das características de solo estão apresentadas na tabela 15.

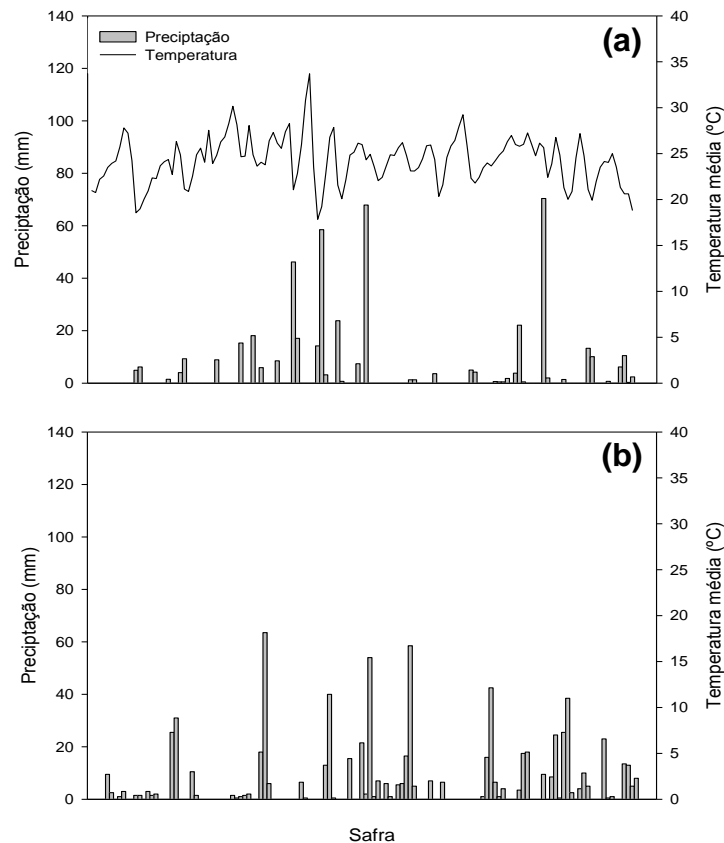


Figura 13. Temperatura média do ar e precipitação pluviométrica no período das safras avaliadas no Brasil (a) e no Japão (b).

Tabela 15. Análise de solos de lavouras de arroz irrigado no Brasil e no Japão para a camada de 0-20 centímetros.

País	Distribuição de partículas			Propriedades químicas		
	Areia	Silte	Argila	COT	NT	Fe ₂ O ₃
	----- g kg ⁻¹ -----					
Brasil	490	420	100	7,8	0,67	10,9
Japão	430	270	290	21,5	1,95	21,7

COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total, Fe₂O₃: óxidos de ferro total.

As informações descritas para o solo do Japão consideram uma média entre as áreas não drenada e drenada na entressafra do arroz.

Amostragem de ar, análise de CH₄ e N₂O

As amostragens de ar foram feitas semanalmente, de maio a setembro, correspondente a estação da safra de arroz no Japão. O método de coleta e amostragem foi o da câmara fechada, de acordo com o proposto por Minami e Yagi (1988), conduzida em cada tratamento (ND e D – em IC e MD), em duplicatas.

As câmaras de acrílico (0,6 m x 0,3 m base e 0,6 m de altura) foram alocadas na superfície do solo, incluindo três mudas de arroz dentro de cada câmara. Conforme o crescimento da cultura do arroz, foram usados extensores de acrílico (0,6 m x 0,3 m base e 0,3 m de altura) sob as câmaras para acoplamento dos topos. Durante a amostragem de ar, as câmaras foram fechadas com os topos de coleta e as amostragens realizadas em três tempos; 0, 15 e 30 minutos. Posterior, as mesmas foram analisadas usando cromatógrafo de gás (GC-14 A; Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan) equipado com amostrador de gás (MGS-5; Shimadzu Corporation), detector de ionização de chama (FID), e detector de captura de elétrons (ECD).

Os fluxos dos gases, as emissões acumuladas, o potencial de aquecimento global (PAG) e o índice PAG/rendimento, foram calculados conforme descrito no Capítulo II.

Solução do solo e Potencial redox

Após o transplante do arroz, cápsulas porosas foram instaladas a cinco centímetros de profundidade no solo, para amostragem de solução e determinação de COD, NH₄⁺, Fe⁺² por este meio. Após a instalação destas, foram aguardados em torno de cinco dias para a estabilização das condições do solo. A seguir, amostragens de solução do solo ocorreram semanalmente por sucção utilizando-se seringas de polipropileno (50 mL), até interromper-se a irrigação para colheita do arroz. No total foram realizadas 14 amostragens de solução de solo no período experimental.

As amostras de solução do solo foram imediatamente filtradas por meio de filtros de celulose regenerada (porosidade de diâmetro 0,45 µm) e, 20 mL de cada amostra foram congeladas em temperatura em torno de -5°C para subsequente análises de carbono orgânico dissolvido (COD) e amônio (NH₄⁺). Enquanto que, em outros 10 mL de solução do solo foi adicionado 1 mL de HCl

3mol L^{-1} em amostras reservadas em sala escura para determinação de Fe^{+2} por espectrometria de absorção atômica. Concomitante, as amostragens de solução de solo foram realizadas determinações de pH e potencial redox (Eh), diretamente no solo utilizando equipamento portátil. Para determinação do pH utilizou-se ORP meter portátil com eletrodo de hidrogênio. No caso o potencial redox do solo, foi determinado usando eletrodo ORP portátil de referência Ag-AgCl (D-52 pH-ORP meter, Horiba Ltda., Kyoto, Japan). Em cada parcela, quatro repetições de eletrodos de platina foram inseridas no solo a uma profundidade de cinco centímetros, e mantidos no campo durante toda safra de cultivo.

5.2.2 Caracterização experimental - Brasil

O experimento foi conduzido na safra 2012/2013 na Estação Experimental do Instituto Rio Grandense do Arroz – IRGA, em Cachoeirinha, RS ($29^{\circ}55'30''$ S e $50^{\circ}58'21''$ W, e altitude de sete metros). O clima da região é do tipo subtropical úmido (Cfa) conforme classificação de Köppen, sem estação seca definida e com verões quentes. A temperatura mínima média do ar é de 10°C no mês mais frio e a máxima é de $29,4^{\circ}\text{C}$ no mês mais quente, e a precipitação pluvial média anual de 1434 mm (CLIMATE - DATA, 2014).

O estudo consistiu na avaliação das emissões de CH_4 e N_2O em lavoura de arroz com distinto manejo da irrigação, por meio de três sistemas: irrigação contínua (água permanente durante todo período de cultivo); intermitente moderado (supressão da água do estágio V6 ao V8) e sistema de irrigação intermitente severo (supressão do estágio V6 ao V8 e de V8 a V10). Antecipadamente, a área experimental foi preparada no outono de 2012, incorporando ao solo em torno de duas toneladas por hectare da resteva da cultura da safra anterior. Em outubro de 2012 realizou-se a semeadura do arroz da cultivar IRGA 424. Posteriormente, o início da entrada da água ocorreu no estágio V3, logo após a aplicação de herbicida dessecante e da primeira adubação nitrogenada de cobertura (SOSBAI, 2014). A água no sistema de irrigação contínua manteve-se permanente durante a safra de cultivo. Enquanto nos tratamentos com irrigação intermitente a supressão da água foi realizada nos períodos pré determinados.

A adubação de base com N, P e K foi realizada considerando expectativa de resposta alta à adubação (SOSBAI, 2014), a partir de 100 kg N,

50 kg P_2O_5 e 90 kg K_2O , e adubação de cobertura com 50 kg ha^{-1} N na forma de ureia. O delineamento experimental foi de blocos casualizados, com duas repetições no primeiro ano de avaliação e com três repetições no segundo.

Informações meteorológicas diárias de temperatura média do ar e precipitação durante a safra do arroz, foram obtidas junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e são apresentadas na figura 13a.

A algumas das características físicas e químicas do solo brasileiro são apresentadas na tabela 15.

Amostragem de ar, análise de CH_4 e N_2O

As coletas para amostragem de gases foram feitas semanalmente, de novembro a março de acordo com o período da safra do arroz no Brasil. O método de coleta, descrição de amostragens bem como análises tiveram o mesmo procedimento descrito no Capítulo II.

Solução do solo e Potencial redox

Simultaneamente à coleta de gases, realizou-se extração de solução do solo para análises de COD, NH_4^+ , Fe^{+2} e o monitoramento do Eh. Coletores individuais foram inseridos no solo antes do alagamento na profundidade de 10 cm. Esses seguiram indicações de Sousa et al. (2002), consistiram na utilização de tubos de polietileno com 70 cm de diâmetro perfurado com duas fileiras de pequenos orifícios de aproximadamente 1 mm de diâmetro. Os tubos foram revestidos com tela de nylon (malha de 400 mesh) ao longo de toda porção perfurada e, amarrados com linha de nylon na forma de um espiral. Os coletores foram afixados por meio de uma fina mangueira, que se estendeu aproximadamente 80 centímetros acima da superfície do solo, em uma estaca de madeira. A abertura da extremidade superior foi fechada com auxílio de palitos de madeira para impedir a difusão do oxigênio.

As coletas de solução foram realizadas em 15 oportunidades, por meio de sucção usando seringas (60 mL) equipadas com válvulas de três vias, acopladas ao coletor por meio de uma fina mangueira. Imediatamente após a extração da solução, realizou-se a determinação do Eh e do pH in situ e logo, as amostras foram filtradas em membrana de celulose regenerada de 0,45 μm de

diâmetro de poros. As alíquotas filtradas com aproximadamente 30 mL de solução foram armazenadas em frascos contendo um ml de HCl 1M, e mantidas sob refrigeração (4° C). Posteriormente foram determinadas concentrações de COD usando analisador Shimadzu – TOC VCSH; de NO₃⁻ e NH₄⁺, por destilação de arraste, e de Fe⁺² por espectrometria de emissão ótica por plasma induzido (ICP – OES).

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Emissão de CH₄ e N₂O

Os fluxos médios de CH₄ e N₂O durante a safra de cultivo do arroz apresentaram diferença entre os tratamentos de manejo da irrigação adotados, tanto no Brasil como no Japão (Tabela 16).

Tabela 16. Dados da análise de variância para fluxos de CH₄ e N₂O nos cultivos de arroz sob diferentes sistemas de manejo da irrigação no Brasil e no Japão.

País	Efeito	GL	----- CH ₄ -----			----- N ₂ O -----		
			Valor F	Pr.>F	GL	Valor F	Pr.>F	
Brasil	Manejo irrigação	2	36,76	<.0001	2	7,65	0,0008	
Japão	Manejo irrigação	1	292,12	<.0001	1	4,95	0,0272	
	Manejo entressafra	1	4,76	0,0303	1	9,05	0,0030	

As emissões de CH₄ começaram incrementar aos 22 e 32 dias após o alagamento (DAA), no Brasil e no Japão, respectivamente. E os maiores picos de emissão deste gás foram observados entre o 71° ao 87° DAA no Brasil e o 88° ao 123° DAA no Japão (Figura 14a).

No Japão, enquanto todas as parcelas estavam alagadas, os fluxos de CH₄ mostraram comportamento similar entre os tratamentos, apesar da ocorrência de um incremento no sistema de irrigação ND MD. Por volta do 52° DAA, ocorreu a supressão da água nos tratamentos manejados de acordo com o sistema de produção japonês, que apresentaram decréscimo das emissões de CH₄. Em contraste, observou-se um constante aumento dessas emissões no tratamento com IC. Os fluxos médios de CH₄, foram superiores em ND IC (234,97

g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹) e D IC (228,01 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹) em relação ao ND MD (81,18 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹) e ao D MD (48,10 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹).

Os fluxos de CH₄ no Brasil, apresentaram comportamento semelhante em relação ao Japão de acordo com o manejo de irrigação adotado, ou seja, os sistemas intermitentes apresentaram redução destas emissões. Os fluxos médios de CH₄ entre os tratamentos foram maiores com a adoção da irrigação contínua (172,60 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹) em comparação aos tratamentos intermitente moderado (124,67 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹) e severo (68,47 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹), respectivamente.

Em ambos os locais os maiores fluxos de CH₄ ocorreram nos tratamentos com irrigação contínua durante a safra. A diferença, referiu-se a magnitude alcançada dos picos de emissão deste gás. No Japão, o pico máximo em IC (743 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹), foi aproximadamente duas vezes superior ao máximo atingido no Brasil (395 g CH₄ ha⁻¹ h⁻¹). Por outro lado, o potencial das irrigações intermitentes em reduzir as emissões de CH₄, mostrou-se mais eficiente pelo sistema japonês (Figura 14a).

No que diz respeito ao efeito do manejo da lavoura na entressafra (D ou ND), realizada no Japão, nas emissões de CH₄ durante a safra do arroz, também foram observadas diferenças (Tabela 16). O manejo de campo drenado (D) antes da safra de cultivo do arroz, apresentou fluxos de CH₄ inferiores ao não drenado (ND).

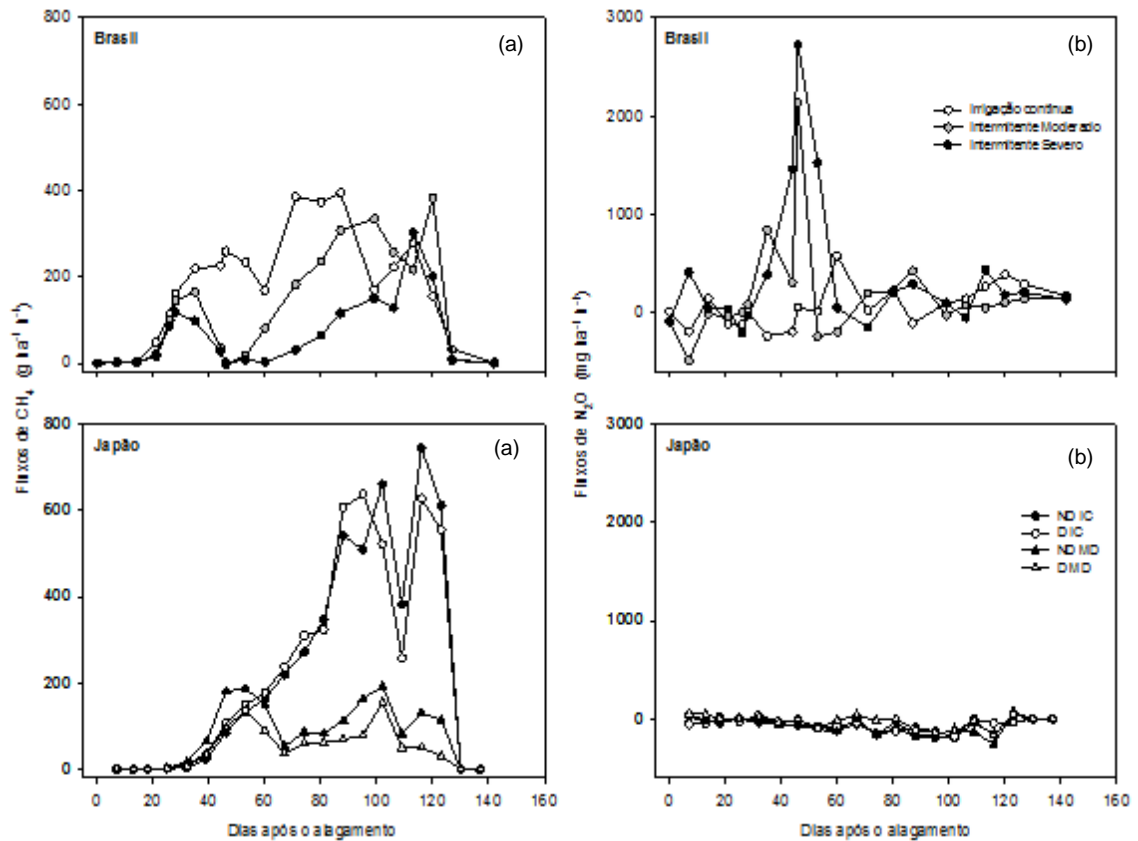


Figura 14. Fluxos de emissão de CH_4 (a) e N_2O (b) em solos de lavouras de arroz irrigado no Brasil e no Japão, sob diferentes sistemas de intermitência da irrigação durante as safras de arroz. (ND IC: campo não drenado na entressafra e irrigação contínua na safra; D IC: campo drenado na entressafra e irrigação contínua na safra; ND MD: campo não drenado na entressafra e “mid summer drainage” na safra; D MD: campo drenado na entressafra e “mid summer drainage” na safra).

No caso dos fluxos de N_2O , também foram identificadas diferenças entre os tratamentos de irrigação adotados, tanto no Brasil como no Japão (Tabela 16). Nos dois países, os fluxos médios de N_2O foram superiores nos tratamentos com irrigação intermitente. No Japão, ND IC e D IC atingiram fluxos médios de $-72,17$ e $-52,35$ $\text{mg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{h}^{-1}$ e, ND MD e D MD $-64,47$ e $-26,27$ $\text{mg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{h}^{-1}$, respectivamente. No Brasil esses fluxos variaram entre $64,67$ $\text{mg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{h}^{-1}$ no tratamento com irrigação contínua e $185,58$ e $386,20$ $\text{mg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{h}^{-1}$ nos tratamentos intermitentes moderado e severo, respectivamente. Em geral, os fluxos de N_2O foram baixos, mesmo nos períodos intermitentes de irrigação nos dois países. No entanto, no Japão eles foram inferiores (Figura 14b) e o pico máximo de N_2O alcançou de 50 - 70 $\text{mg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{h}^{-1}$, enquanto no Brasil o máximo foi de 2700 $\text{mg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{h}^{-1}$, durante os períodos de intermitências.

Ao se analisar o efeito dos manejo adotados na entressafra no Japão, a drenagem da lavoura antes da safra de cultivo apresentou fluxos médios de N₂O superiores aqueles observados na lavoura não drenada.

A emissão acumulada de CH₄ durante a safra demonstrou diferença estatística entre os tratamentos de irrigação avaliados no Brasil e no Japão (Tabela 17). Sendo que, nos dois países o sistema de irrigação contínua apresentou emissão acumulada de CH₄ superior aos intermitentes (Figura 15a). No caso do Japão, o sistema de IC (738,08 kg CH₄ ha⁻¹) apresentou emissão de CH₄ em torno de 18% superior a observada no Brasil (623,12 kg CH₄ ha⁻¹). Por outro lado, o sistema intermitente de irrigação japonês mostrou-se mais efetivo na redução das emissões CH₄ e, apresentou uma emissão acumulada ao redor de 40% inferior aos sistemas intermitentes do Brasil. As emissões acumuladas de CH₄ nos sistemas intermitentes de irrigação no Japão, variaram em 159,03 e 262,13 kg CH₄ ha⁻¹ no ND MD e D MD, respectivamente. No Brasil, estes valores foram de 466,08 kg CH₄ ha⁻¹ no intermitente moderado e 237,22 kg CH₄ ha⁻¹ no severo.

No que se refere aos distintos manejos da lavoura na entressafra no Japão, não foram observadas diferenças significativas.

Tabela 17. Dados da análise de variância para CH₄ e N₂O acumulados nos cultivos de arroz sob diferentes sistemas de manejo da irrigação no Brasil e no Japão.

País	Efeito	GL	----- CH ₄ -----		GL	----- N ₂ O -----	
			Valor F	Pr.>F		Valor F	Pr.>F
Brasil	Manejo irrigação	2	9,85	0,0285	2	2,49	0,1986
Japão	Manejo irrigação	1	97,53	<.0001	1	0,81	0,4020
	Manejo entressafra	1	1,40	0,2811	1	1,99	0,2077

Analisando as emissões acumuladas de N₂O durante a safra de arroz, não foi observada diferença estatística entre os tratamentos de irrigação em nenhum dos países (Figura 15b). A magnitude dessas emissões foram baixas nos dois locais, devido as condições predominantes alagadas de cultivo do arroz. No entanto, no Japão ocorreu somente influxo do gás. Os influxos observados

para emissão acumulada de N_2O entre os tratamentos significaram uma redução média de 163% para irrigação contínua e 93% para os sistemas intermitentes em relação aos sistemas adotados no Brasil.

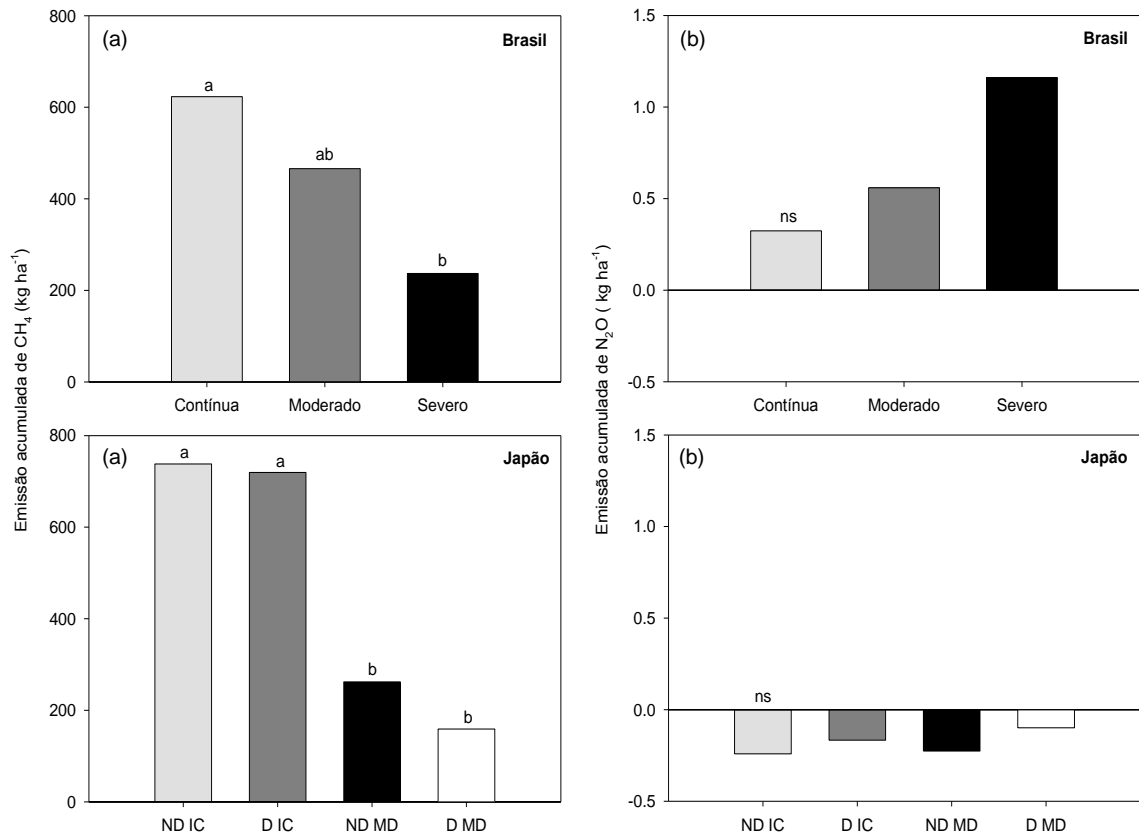


Figura 15. Emissão acumulada de CH_4 (a) e N_2O (b) em solos de lavouras de arroz irrigado no Brasil e no Japão sob diferentes sistemas de intermitência da irrigação durante as safras de arroz. Letras diferentes sobre as barras indicam diferença estatística pelo teste de Tukey ao nível de 5% entre tratamentos em cada país. (ND IC: campo não drenado na entressafra e irrigação contínua na safra; D IC: campo drenado na entressafra e irrigação contínua na safra; ND MD: campo não drenado na entressafra e “mid summer drainage” na safra; D MD: campo drenado na entressafra e “mid summer drainage” na safra).

Considerando as emissões acumuladas de CH_4 e N_2O e seus respectivos potenciais de aquecimento, obteve-se o PAGp, que foi significativamente distinto entre os tratamentos avaliados em cada país (Tabela 18 e Figura 16).

Tabela 18. Dados da análise de variância PAGp em cultivos de arroz sob diferentes sistemas de manejo da irrigação no Brasil e no Japão.

País	Efeito	GL	Valor F	Pr.>F	GL	Valor F	Pr.>F
		----- PAGp -----			----- PAGp/Rend. -----		
Brasil	Manejo irrigação	2	92,66	0,0004	2	32,38	0,0034
Japão	Manejo irrigação	1	96,64	<.0001	1	72,23	0,0001
	Manejo entressafra	1	1,34	0,2906		0,45	0,5275

O PAGp médio dos sistemas de irrigação contínua (18474 e 19392kg CO₂ equivalente) no Brasil e no Japão, respectivamente, foi em torno de três vezes superior ao médio dos sistemas intermitentes (9848,64 e 5383,14 kg CO₂ equivalente) em cada país. O que pode ser atribuído a maior contribuição das emissões de CH₄ durante o período de cultivo nos sistemas de cultivo sob alagamento contínuo do solo (Figura 16). A contribuição do N₂O no PAGp foi praticamente inexpressiva no Brasil e negativa no Japão, em função do influxo deste gás.

Tanto no Brasil quanto no Japão, os sistemas de irrigação intermitentes mostraram potencialidade em reduzir o PAGp em relação a irrigação contínua da lavoura de arroz. No entanto, a proposta japonesa de irrigação intermitente apresentou-se mais eficiente nessa redução, totalizando uma diminuição média de 40% em relação aos tratamentos intermitentes adotados no estudo do Brasil.

O manejo da lavoura na entressafra no Japão, não mostrou diferença estatística no PAGp (Tabela 18).

Em ambos os países não foi verificada diferença de rendimento de grãos entre os tratamentos avaliados (Tabela 18). Uma resposta positiva aos tratamentos intermitentes de irrigação foi observada, pois estes não influenciaram negativamente na produtividade do arroz (Tabela 19).

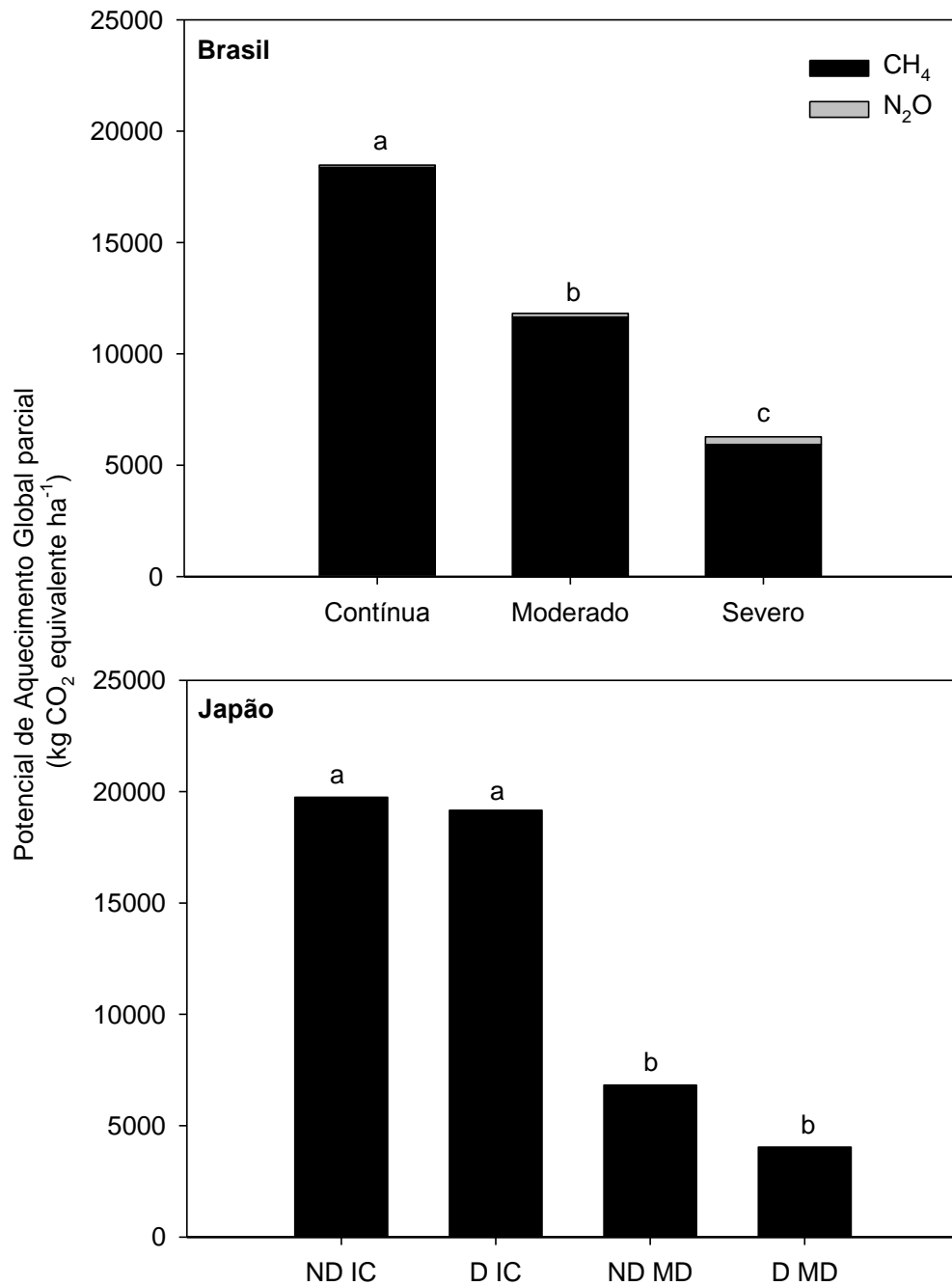


Figura 16. Potencial de aquecimento global parcial em solos de lavouras de arroz irrigado no Brasil e no Japão sob diferentes sistemas de intermitentes de irrigação. Letras diferentes sobre as barras indicam diferença estatística pelo teste de Tukey ao nível de 5% entre tratamentos em cada país. (ND IC: campo não drenado na entressafra e irrigação contínua na safra; D IC: campo drenado na entressafra e irrigação contínua na safra; ND MD: campo não drenado na entressafra e “mid summer drainage” na safra; D MD: campo drenado na entressafra e “mid summer drainage” na safra).

Tabela 19. Rendimento de grãos e potencial de aquecimento global parcial por rendimento de grãos em lavouras de arroz irrigado no Brasil e no Japão sob diferentes sistemas intermitentes de irrigação.

País	Tratamento	Rendimento (kg ha ⁻¹)	PAGp/Rendimento (kg CO ₂ eq. kg ha ⁻¹)
Brasil	Contínua	9391 a	1,97 a
	Moderado	10059 a	1,17 b
	Severo	10231 a	0,61 c
Japão	ND IC	8064 a	2,44 a
	D IC	7414 a	2,60 a
	ND MD	7328 a	0,93 b
	D MD	8390 a	0,48 b

Letras diferentes sobre as barras indicam diferença estatística pelo teste de Tukey ao nível de 5% entre tratamentos em cada país.

O índice do PAGp pelo rendimento de grãos apresentou diferença entre os tratamentos (Tabela 18), sendo que este decresceu a partir da utilização dos sistemas de irrigação intermitentes tanto no Brasil quanto no Japão (Tabela 19). Neste caso, considerando a os sistemas intermitentes no Brasil e no Japão, estes atingiram uma redução média de 54 e 71% respectivamente, no PAGp/rendimento em comparação ao sistema de irrigação contínua.

Neste estudo, algumas condições de cultivo do arroz foram distintas entre os países avaliados, porém a análise permitiu situar a potencialidade de reduzir as emissões de CH₄ pela adoção de sistemas intermitentes de irrigação em cada local.

5.3.2 Alterações eletroquímicas do solo

A lâmina média da água de irrigação das lavouras de arroz durante a safra, foi em torno de cinco e seis centímetros nos tratamentos de irrigação contínua no no Brasil e no Japão, respectivamente. Os tratamentos intermitentes nos períodos de alagamento também mantiveram essas lâminas médias porém, estas não estiveram presentes durante as respectivas supressões da irrigação (Figura 17a).

As alterações eletroquímicas do solo referentes ao pH e Eh, ocorreram inversamente em ambos os países. Enquanto, o pH aumentou, o Eh

diminuiu a medida que passaram-se DAA. No Japão, o pH do solo atingiu valor máximo aos 39 DAA. No tratamento de IC, estes valores decresceram, mas mantiveram-se com um valor médio de 6,0 até o final da safra. Os valores de pH para o tratamento MD, diminuíram bruscamente com a supressão da irrigação atingindo valor de 5,4 aos 60 DAA. Posterior a este período, estes valores oscilaram neste tratamento de acordo com o manejo da irrigação (Figura 17b).

O pH no solo brasileiro, partiu de um valor médio de 6 e atingiu valor máximo de 6,4 aos 20 DAA. Os três tratamentos comportaram-se igualmente até o 27º DAA, quando foi realizada a supressão da água de irrigação nos tratamentos intermitentes (Figura 17b). O tratamento de irrigação contínua apresentou certa estabilidade no seus valores de pH do 27º até o 43º DAA, quando mostrou algumas oscilações nos valores, possivelmente devido a certas irregularidades na lâmina da água de irrigação. Enquanto isso, os tratamentos intermitentes apresentaram um decréscimo de valores, atingindo pH de 5,7. Com o retorno da irrigação aos 43º e 59º DAA, no tratamento intermitente moderado e severo respectivamente, os valores voltaram a alcançar pH em torno de 6,2 com o passar dos dias.

A medida do Eh no Japão apresentou comportamento distinto entre os tratamentos com IC e MD (Figura 17c). No tratamento de IC, os valores de Eh da solução do solo decresceram em uma constante como passar dos DAA e, atingiram valores mínimos (-250 mV) entre aos 74 e 102 DAA. O tratamento de irrigação intermitente também apresentou uma redução constante do Eh, porém, a partir dos 67 DAA estes valores aumentaram devido à início do período de supressão da irrigação e a oxigenação do solo neste tratamento. Os valores de Eh passaram de negativos (-205 e -222 mV) a positivos (130 e 40 mV) em ND MD e D MD, respectivamente Neste tratamento, passado o primeiro período intermitente (17 dias), as irrigações e as intermitências ocorreram com intervalos de quatro dias. O Eh do solo, conseqüentemente, apresentou oscilações de aumento e queda nesse período, até o final da safra de cultivo.

Os manejos da lavoura na entressafra (ND e D), não distinguiram o comportamento do Eh nos tratamentos IC e MD durante a safra do arroz (Figura 17c).

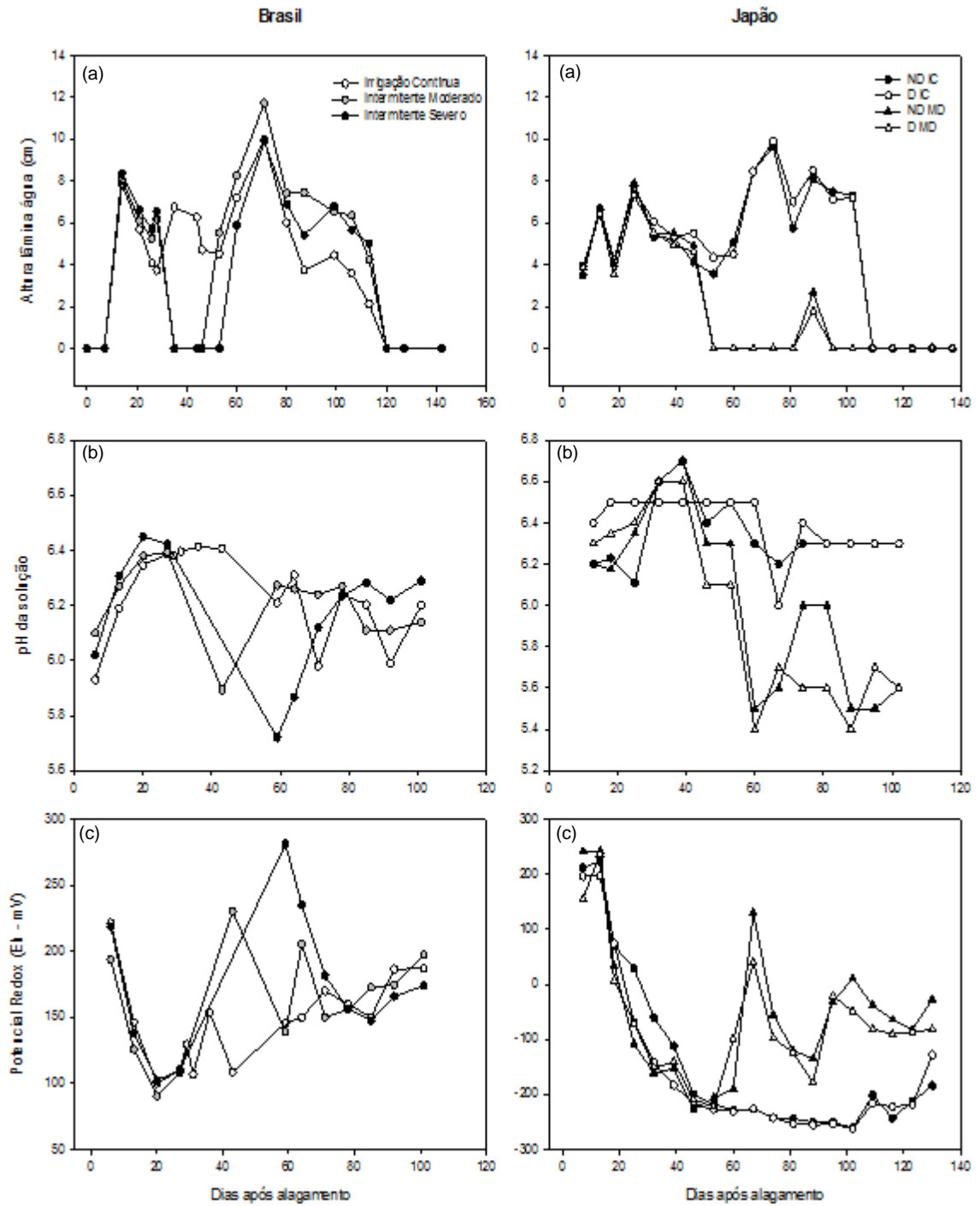


Figura 17. Altura da lâmina da água de irrigação (a), pH (b), Eh (c) dos solos no Brasil e no Japão durante as respectivas safras de avaliação no cultivo de arroz irrigado. (ND IC: campo não drenado na entressafra e irrigação contínua na safra; D IC: campo drenado na entressafra e irrigação contínua na safra; ND MD: campo não drenado na entressafra e “mid summer drainage” na safra; D MD: campo drenado na entressafra e “mid summer drainage” na safra).

No Brasil, o comportamento deste parâmetro foi similar ao Japão, no que se refere ao efeito dos tratamentos adotados, mas distinto quanto aos valores de Eh atingidos (Figura 17c). Todos os tratamentos partiram de um valor médio de Eh em torno de +210 mV e, com o passar dos dias após o alagamento do solo esses valores tenderam a diminuir, atingindo valor mínimo em torno de +80 mV em 20 DAA. A partir deste momento, os dois sistemas com irrigação intermitente tiveram a supressão da água, impossibilitando a medida desse potencial. Logo, com o retorno da irrigação (aos 43º e 59º DAA para os sistemas intermitente moderado e severo, respectivamente), o Eh nestes tratamentos alcançaram novamente valores maiores, devido a oxigenação do solo pela intermitência da irrigação (Figura 17c). Vale ressaltar que, o sistema de irrigação intermitente severo, que teve o retorno da irrigação uma semana depois do sistema intermitente moderado, atingiu valor de Eh mais positivo (+225 e +255 mV, respectivamente). O tratamento com irrigação contínua, apesar de com algumas oscilações no decorrer da safra, apresentou constante Eh após o 20º DAA, em torno de +135 mV. Variações de Eh nesse sistema irrigação ao longo do período podem ser explicadas em função das alterações na altura da lâmina de água. Pelo 71º DAA os três tratamentos mantiveram estabilizados os valores de Eh.

Os conteúdos de NH_4^+ na solução do solo mostraram-se superiores nas primeiras semanas após o alagamento nos dois países (Figura 18a). No Japão, valores máximos de NH_4^+ foram observados entre os 29 e 50 DAA, nos tratamentos ND MD (1,49 mg L⁻¹) e D IC (1,13 mg L⁻¹). Enquanto, no Brasil esta situação foi observada entre os 6-27 DAA, atingindo valor máximo de 32,15 mg L⁻¹ de NH_4^+ no tratamento intermitente severo. Com o passar dos dias durante a safra de cultivo, o conteúdo de NH_4^+ atingiu valores próximos a zero em todos os tratamentos no Japão e no Brasil (Figura 18a).

Os teores de Fe^{+2} na solução do solo, inicialmente aumentaram com o passar das semanas após o alagamento, devido a redução do solo, em todos os tratamentos tanto no Japão como no Brasil (Figura 18b). No Japão este íon permaneceu em maiores concentrações entre os 43 e 71 DAA em todos os tratamentos, atingindo máximo de 115,44 mg L⁻¹ nesse período. Posteriormente, no final da safra foram observados valores máximos aos 106 DAA, de 124,56 e 138,17 mg L⁻¹ em ND IC e D IC, respectivamente. No Brasil, a máxima

disponibilidade deste íon ($210,84 \text{ mg L}^{-1}$) ocorreu aos 20 DAA, quando todos os tratamentos permaneciam com irrigação contínua (Figura 18b). Em torno dos 59 DAA, a concentração de Fe^{+2} na solução do solo decresceu neste tratamento e manteve-se em valores baixos até o final da safra. Em geral, nos tratamentos intermitentes, após a supressão da irrigação observou-se uma menor concentração e íons de Fe^{+2} na solução do solo devido a re-oxidação destes pela presença do oxigênio no sistema (Figuras 18b).

Os teores de COD na solução do solo aumentaram logo após o alagamento do solo em todos os tratamentos nos dois países, atingindo as maiores concentrações entre os 36 - 71 e 13 - 29 DAA no Japão e no Brasil, respectivamente (Figura 18c). No caso do Japão, a concentração máxima ($20,72 \text{ mg L}^{-1}$) foi alcançada aos 64 DAA no tratamento D IC. Após a primeira supressão da irrigação e consecutivas intermitências, as concentrações de COD diminuíram na solução do solo e mantiveram-se baixas nos respectivos tratamentos. No tratamento com IC, essas concentrações apresentaram oscilações até o final da safra de cultivo, mas mostrou-se superior a tratamento com MD. As concentrações de COD na safra de cultivo do Brasil, apresentou valores distintos do Japão, atingindo máximo de $363,20 \text{ mg L}^{-1}$ aos 20 DAA. Os tratamentos apresentaram concentrações similares no início da safra do arroz. Posteriormente à supressão da irrigação (29 DAA) nos tratamentos intermitentes essas concentrações caíram diminuindo estes valores até 59 e $65,20 \text{ mg L}^{-1}$ nos tratamentos intermitente moderado e severo, respectivamente. No tratamento com irrigação contínua os teores de carbono na solução do solo também descaíram por volta dos 43 DAA, e estabilizaram no final da safra com uma concentração média de 66 mg L^{-1} .

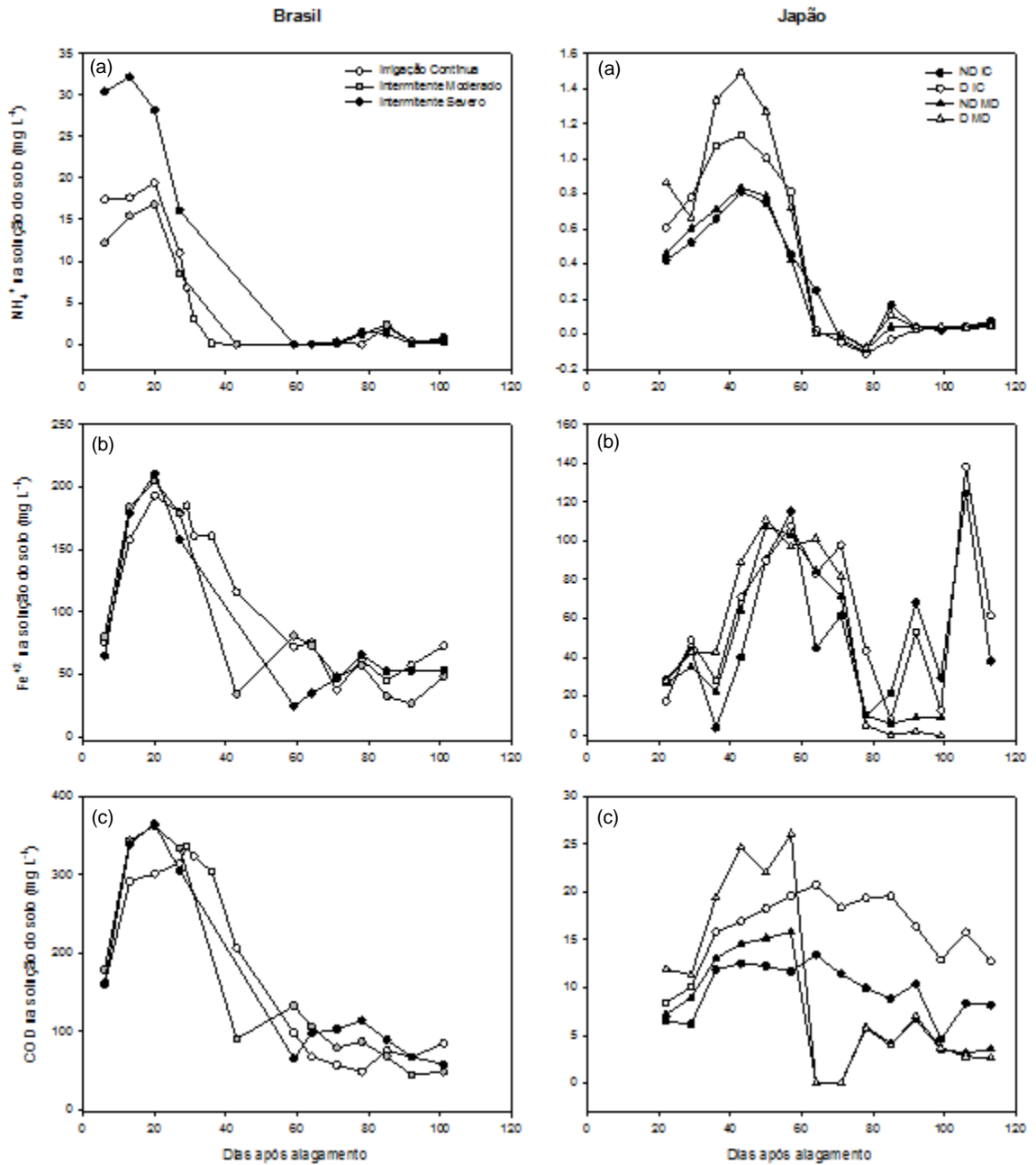


Figura 18. Amônio (a), ferro (b) e carbono orgânico solúvel (c) extraíveis da solução dos solos no Brasil e no Japão durante as respectivas safras de avaliação no cultivo de arroz irrigado. (ND IC: campo não drenado na entressafra e irrigação contínua na safra; D IC: campo drenado na entressafra e irrigação contínua na safra; ND MD: campo não drenado na entressafra e “mid summer drainage” na safra; D MD: campo drenado na entressafra e “mid summer drainage” na safra). Os gráficos apresentam diferentes escalas.

5.4 DISCUSSÃO

Os fluxos médios de CH₄ durante as safras, diferiram de acordo com as práticas de irrigação adotadas no Japão e no Brasil. Os sistemas intermitentes nos dois países apresentaram menores fluxos de CH₄ em relação a irrigação contínua.

As emissões de CH₄ aumentaram com o avanço do período de cultivo, ou seja, com o desenvolvimento da cultura conforme resultados descritos por Tyagi et al., (2010). Em geral, nos dois países, foram observados picos de emissão de CH₄ nos estágios vegetativo (perfilhamento) e reprodutivo do arroz (iniciação de panículas) em todos os tratamentos, apesar de, os intermitentes terem apresentado picos de menor magnitude. Esse comportamento inicial durante o perfilhamento tem sido atribuído a mineralização do carbono orgânico do solo (CAI et al. 1997). As plantas de arroz, fornecem substratos para os microrganismos metanogênicos por meio da exsudação radicular bem como pela queda de resíduos senescentes das plantas (WASSMANN E AULAKH, 2000). Outros picos elevados de CH₄, durante o estágio reprodutivo, são relacionados principalmente a alta atividade metabólica das plantas de arroz e a disponibilidade de substratos além do desenvolvimento dos aerênquimas das plantas de arroz (NEUE E ROGER, 1993).

Fluxos de CH₄ inferiores em sistemas com irrigação intermitente também foram observados por Towprayoon et al. (2005), Yang et al. (2009) e Tyagi et al. (2010), devido as condições desfavoráveis à produção desse gás pela temporária aeração do solo (KUDO et al. 2014). Dessa forma, supressão da irrigação que facilita a difusão de O₂ da atmosfera para o solo, altera o estado de oxirredução do solo (KIM et al. 2014) e a produção de CH₄ é inibida (ZHANG et al., 2012). Nesta pesquisa, os fluxos de CH₄ diminuíram durante os períodos de intermitência e, ao retornarem os eventos de irrigação, o potencial de produção foi menor do que na irrigação contínua, o que é atribuído à necessidade de restabelecimento do processo de redução do solo. Zhang et al. (2012) também observaram este efeito nos fluxos de CH₄ após a intermitência da irrigação.

O efeito dos distintos manejos da lavoura na entressafra, com fluxos de CH₄ inferiores no campo drenado em relação ao não drenado, sugere que

este pode ser outro fator importante no controle destas emissões em lavouras de arroz irrigado. Aparentemente, este resultado segue a mesma lógica da adoção de sistemas intermitentes durante a safra, em que a redução das emissões de CH_4 é atribuída às mudanças nas condições do solo devido a secagem. Segundo Shiratori et al. (2007), a drenagem das lavouras na entressafra provoca a decomposição da matéria orgânica do solo mais rapidamente devido as condições aeróbias impostas. O que gera uma diminuição do carbono orgânico do solo e o acúmulo do mesmo, para posterior decomposição em condições anaeróbias durante a safra do arroz. O mesmo autor, elenca alterações na disponibilidade dos óxidos de Fe pelo manejo da lavoura na entressafra. A drenagem durante esse período possivelmente re-oxida os óxidos de Fe. Enquanto que, a ausência de drenagem mantém parte destes elementos na forma reduzida devido as condições de umidade. Dessa forma, após o alagamento na safra, a quantidade de Fe passível a redução no solo em ND pode ser menor que em D, e conseqüentemente antecipar as emissões de CH_4 .

A magnitude superior das emissões de CH_4 no Japão em relação ao Brasil, especialmente no sistema de irrigação contínua, pode estar relacionada com fatores que afetam essas emissões, tais como características de clima, de solo e os métodos de cultivo do arroz de cada país. Dentre as propriedades químicas observadas, o teor de carbono orgânico total do Japão foi consideravelmente superior em relação ao do Brasil (Tabela 15). Durante o inverno, a região de estudo no Japão recebe temperaturas negativas e boa parte do tempo o solo passa coberto por neve. Isso confere menor taxa de decomposição do carbono orgânico do solo. Conseqüentemente, este parâmetro atua como fonte energética aos microrganismos metanogênicos e, incremento à produção de CH_4 (WANG et al., 1993; DUBEY, 2005). A intensidade da metanogênese depende entre outros fatores, da disponibilidade de carbono no solo (CONRAD, 1999). Outros estudos indicam que a produção de CH_4 é positivamente correlacionada com o teor de carbono orgânico em solos de arroz irrigado (MITRA et al., 2002; ITOH et al., 2011; SILVA et al., 2011; ALI et al., 2013). Além disso, o início dos fluxos de emissão de CH_4 foram posterior no Brasil, o que pode estar relacionado a maior quantidade de óxidos de Fe no solo do Japão.

Por outro lado, o potencial dos tratamentos intermitentes de irrigação em reduzir as emissões de CH₄, foi mais eficiente no Japão do que no Brasil. Isso possivelmente deveu-se à estratégia do sistema japonês adotar mais eventos de supressão da irrigação durante a safra do arroz em relação ao brasileiro. Pois quanto maior o tempo da supressão da irrigação, mais completamente oxidam-se as substâncias reduzidas, de modo que é preciso um período maior para que estas se reduzam novamente após o re-inundação do solo (ZHANG et al., 2012).

Os incrementos nos fluxos de N₂O, observados a partir do uso dos tratamentos intermitentes de irrigação no Japão e no Brasil foram consistentes em relação com os resultados reportados por Zou et al. (2005), Liu et al. (2010) e Hou et al. (2012). Os períodos de intermitências demonstraram emissão substancial de N₂O, enquanto que com o solo alagado isso não foi observado. A secagem do solo pela supressão da irrigação e a aplicação de fertilizantes nitrogenados normalmente são fatores que determinam as emissões de N₂O em lavouras de arroz (LIU et al., 2010; HOU et al., 2012). Essa afirmação se deve a aeração do solo promover alterações químicas e biológicas, que favorecem a predominância de novos processos no solo. Entre estes, o aumento do Eh (ZOU et al., 2005) e a desnitrificação dos compostos nitrogenados (DAVIDSON et al., 2000) que contribuem para as emissões de N₂O.

No que se refere à magnitude atingida nos fluxos de N₂O, observou-se que no Brasil estes foram maiores que no Japão nos períodos de irrigação intermitente. Este resultado, possivelmente deveu-se ao efeito das fertilizações nitrogenadas realizadas no Brasil (150 kg ha⁻¹), já que estas foram aproximadamente três vezes superiores as realizadas no Japão (45 kg ha⁻¹). O aumento na dosagem de fertilizante nitrogenado possibilita a melhora dos conteúdos de NH⁴⁺ e NO⁻³ no solo, fornece uma fonte mais rica de N para a nitrificação-desnitrificação, e promove incremento nas emissões de N₂O (HOU et al., 2012; PANDEY et al., 2014).

As emissões acumuladas de CH₄ foram significativamente menores nos sistemas intermitentes de irrigação no Japão e no Brasil, reduzidas em média, 71 e 44%, respectivamente em comparação a irrigação contínua. As emissões acumuladas de N₂O durante a safra, não evidenciaram diferença entre os tratamentos em ambos os países.

Resultados observados por Corton et al. (2000), Kim et al. (2014), Hou et al. (2012) e Kudo et al. (2014) verificaram que a irrigação intermitente reduziu a emissão acumulada de CH₄ durante a safra de cultivo em 23, 43, 80 e 93% nas Filipinas, Coréia, China e Japão, respectivamente. A razão para estas diferenças pode estar relacionada com as características específicas do manejo intermitente de irrigação adotado em cada local. Além disso, variações anuais nas emissões de gases geralmente são observadas (HOU et al., 2012), principalmente, por diferenças na temperatura do solo (MINAMIKAWA E SAKAI, 2005).

Em contrapartida, as emissões acumuladas de N₂O normalmente apresentam aumento significativo pela utilização de sistemas intermitentes de irrigação quando comparado com a irrigação contínua (TOWPRAYOON et al.;2005; LIU et al., 2010; HOU et al., 2012). No caso deste estudo, apesar dos fluxos médios de N₂O terem demonstrado incrementos significativos, para a emissão acumulada isso não ocorreu no Japão nem no Brasil. Considerando o período integral de cultivo do arroz, no Japão, as emissões acumuladas deste gás resumiram-se somente em influxo em todos os tratamentos. É possível que, além da baixa disponibilidade de substratos de N neste solo, o número de dias destinados para as intermitências da irrigação possam não ter sido suficientes para o aumento suficiente do Eh e das emissões de N₂O (TOWPRAYOON et al., 2005).

No Brasil as emissões acumuladas de N₂O, apesar de não diferirem estatisticamente, variaram de 0,32; 0,56 e 1,16 kg de N₂O ha⁻¹ nos tratamentos irrigação contínua, intermitente moderado e severo, respectivamente. A magnitude destes resultados, para sistemas contínuos e intermitentes de irrigação, são similares aos observados por Towprayoon et al. (2005) na Tailândia, Kudo et al. (2014) no Japão e Kim et al. (2014) na Coréia.

O potencial de aquecimento global parcial PAGp foi significativamente superior nos sistemas de irrigação contínua, e inferior nos intermitentes no Japão e no Brasil. Comparando a redução obtida no PAGp pela utilização da irrigação intermitente, isso foi em média de 72 e 46% no Japão e no Brasil, respectivamente. Os resultados mostram que a contribuição do N₂O no PAGp foi consideravelmente menor do que as de CH₄ mesmo com a supressão da irrigação em determinados períodos, nos dois países. Itoh et al. (2011) destacam

que em nove localidades do Japão, com distintos sistemas de irrigação, a emissão acumulada de N_2O em termos de CO_2 equivalente foi desprezível na maioria dos locais e, menor que a emissão acumulada de CH_4 . A pequena contribuição das emissões de N_2O no PAGp nestes sistemas de produção, mesmo sob irrigação intermitente, sugere que esforços devem ser voltados para a redução das emissões de CH_4 em lavouras de arroz.

Os sistemas intermitentes de irrigação não reduziram o rendimento de grãos do arroz, e apresentaram menor índice do PAGp/rendimento em comparação a irrigação contínua tanto no Japão como no Brasil. Hou et al. (2012) e Kim et al. (2014), também não encontraram diferença no rendimento de grãos do arroz em seus estudos com diferentes sistemas de irrigação. O PAGp/rendimento, que pode ser um indicador do impacto de aquecimento global a partir de lavouras de arroz, sugeriu que é possível reduzir o PAGp sem perdas de produtividade da cultura.

Os parâmetros eletroquímicos da solução do solo sofreram alterações com o alagamento e o manejo da irrigação nas lavouras de arroz irrigado. Em geral, o pH do solo aumentou com o passar dos DAA e decresceu a partir dos eventos de supressão da irrigação. Isso ocorreu porque, o alagamento do solo provoca o consumo de prótons por meio das reações de redução e conseqüentemente o aumento de pH (PONNAMPERUMA, 1972). Por outro lado, segundo o mesmo autor, em condições de supressão da irrigação a entrada de oxigênio atmosférico para o solo é favorecida, e conseqüentemente, são interrompidas as reações de redução e o pH tende a reduzir. Modificações similares no pH do solo, de acordo com diferentes sistemas de irrigação, também foram observados por Moterle et al. (2013).

O Eh dos solos do Japão e do Brasil, apresentaram comportamento oposto ao do pH, conforme o manejo da irrigação. Este parâmetro diminuiu a medida que passaram-se os DAA, quando as lavouras estavam sob irrigação contínua, e aumentou quando ocorreram as supressões de água. Towprayoon et al. (2005) também observaram este efeito do manejo da irrigação em lavouras de arroz no Eh solo. No presente estudo, verificou-se que o Eh do solo atingiu valores negativos no Japão nos períodos de alagamento contínuo, enquanto que, os mesmos não foram observados no Brasil. As razões para isto não são claras, pois normalmente a literatura referencia valores de Eh em torno de -150

mV quando o solo atinge máxima redução (YAGI e MINAMI, 1990; MINAMIKAWA et al., 2006; KUDO et al., 2014). Apesar disso, estudos realizados no Sul do Brasil também apresentaram maiores valores máximos de Eh, em lavouras de arroz irrigado (SILVA et al., 2011; WESZ, 2012; BUSS, 2012; MOTERLE et al., 2013). Porém, também se acredita que os valores de Eh determinados nas diferentes pesquisas possam ser dependentes dos procedimentos utilizados para a sua medição (metodologia).

Os teores de NH_4^+ na solução do solo foram maiores nas primeiras semanas após o alagamento e com o passar da safra atingiram valores próximos de zero em todos os tratamentos no Japão e no Brasil. O N proveniente da mineralização de compostos nitrogenados é acumulado na forma NH_4^+ devido à ausência de oxigênio (SOUSA et al., 2009). Inicialmente, a diminuição deste elemento na solução do solo possa se dever ao seu consumo, por ser a principal fonte de N para as plantas de arroz (LIESACK et. al., 2000). Além disso, também ocorre um consumo a partir da nitrificação de NH_4^+ a NO_3^- nas zonas oxidadas dos cultivos alagados (SOUSA et. al., 2009), que tende a reduzir a disponibilidade deste elemento com o passar dos DAA. Nos sistemas intermitentes de irrigação, os ciclos de alagamento e aeração do solo, também favorecem a oxidação do NH_4^+ até NO_3^- (MOTERLE, 2013). Enquanto o alagamento contínuo reduz a nitrificação do NH_4^+ , mantendo maiores os teores no solo no início do cultivo. Neste estudo, no entanto, não foi observada distinção no comportamento dos teores de NH_4^+ da solução do solo nos diferentes sistemas de manejo da irrigação adotados no Japão e no Brasil.

A redução do Fe^{+3} a Fe^{+2} é uma das principais alterações químicas que ocorre no solo durante o alagamento em cultivos de arroz irrigado (SOUSA et al., 2009), devido a diminuição do oxigênio livre (LE MER e ROGER, 2001). Dessa forma, os teores da forma solúvel aumentam com o passar dos DAA, conforme ocorreu nos experimentos realizados no Japão e no Brasil. A indisponibilidade de água afetou o processo de oxi-redução e estes teores reduziram na solução do solo a partir da realização das intermitências da irrigação. Essa diminuição das concentrações na solução do solo é resultado de reações de precipitação deste elemento na forma de óxidos do solo (PONNANPERUMA, 1972).

Os teores de COD, de maneira geral, também foram decrescentes ao longo da safra de cultivo em ambos os países. Esse comportamento possivelmente ocorreu em função das reações de redução do solo e consumo de substratos orgânicos pela formação da biomassa microbiana anaeróbia (COSTA, 2005). Por outro lado, o efeito da irrigação, especialmente no Japão, demonstrou menores teores de COD na solução do solo posterior a supressão da água. A maior concentração de carbono na solução do solo em sistemas continuamente alagados, pode estar relacionado com a maior disponibilidade de exsudatos radiculares e a ocorrência do processo de fermentação. Neste caso, ocorre a quebra de substratos orgânicos complexos, que resulta na disponibilidade de uma série de substâncias orgânicas não encontradas em solos oxidados (VAZOLLER et. al., 2008).

É importante destacar, que a dinâmica dos parâmetros eletroquímicos da solução do solo apresenta importante relação com as emissões de CH_4 e N_2O . No caso dos descritos neste estudo, a alteração redox do solo pode ser considerada o passo inicial da metanogênese (CONRAD, 1996). Conforme o processo de redução do solo avança, a ausência de compostos inorgânicos oxidados (NO^{-3} , MnO , Fe_3O_2 e SO_4^{-2}) provoca a utilização dos compostos orgânicos e outros subprodutos das rotas metabólicas (WANG et al., 1993). Esta série de eventos, alavanca a produção de CH_4 (SILVA et al., 2011) como produto intermediário. Por outro lado, em condições de oxidação do solo, o caminho contrário é indicado inicialmente pelo aumento do Eh do solo, com papel importante nas emissões de N_2O (HOU et. al., 2000). Minamikawa e Sakai (2005) descrevem que manejos da irrigação baseados em intermitências, influenciam na dinâmica eletroquímica do solo e nas emissões desses gases.

Em geral, neste estudo as tendências observadas entre parâmetros da solução do solo e emissões de CH_4 e N_2O nos sistemas de produção de arroz irrigado no Japão e no Brasil acompanharam o descrito na literatura. Apesar de, os diferentes locais terem apresentando valores e concentrações de magnitudes distintas devido às características específicas de solo e manejo.

5.5 CONCLUSÕES

As práticas de intermitência da irrigação nas lavouras de arroz irrigado foram eficientes para o decréscimo das emissões de CH₄, em ambos os países (Brasil e Japão).

O sistema de irrigação intermitente gerenciado no noroeste do Japão, mostrou potencial superior em reduzir as emissões de CH₄ de lavouras de arroz irrigado comparado aos do Brasil.

Devido a pequena contribuição do N₂O no PAGp das lavouras de arroz, mesmo sob irrigação intermitente, o controle efetivo das emissões de CH₄ mostrou-se uma medida útil na redução do impacto desse gás nos sistemas de produção japonês e brasileiro.

A adoção dos sistemas intermitentes de irrigação apresentou-se como uma opção de mitigação do PAGp nas lavouras de arroz irrigado, sem redução do rendimento de grãos da cultura nos dois países estudados.

Os parâmetros eletroquímicos da solução do solo apresentaram dinâmica similar nos dois países. Porém, efeitos dos sistemas de irrigação nas alterações dessas variáveis foram mais facilmente observados no Japão.

6. CONSIDERAÇÕES GERAIS

A execução desta pesquisa forneceu subsídios no que se refere ao levantamento de um fator de emissão de CH₄ em cultivos de arroz sob alagamento contínuo no RS - estado que compreende a maior parte destes sistemas produtivos no Brasil. Ademais, a adoção de sistemas intermitentes de irrigação e a introdução de culturas de sequeiro possibilitou a redução do potencial de aquecimento global parcial nos cultivos em terras baixas.

No caso da primeira prática de manejo, o potencial de mitigação foi observado em cinco diferentes condições de solo e clima, bem como no Japão. A avaliação das emissões de GEE com o cultivo de soja e de milho nas áreas de arroz irrigado do estado foi realizada em três safras.

Os resultados desta pesquisa confirmaram que a utilização de irrigações intermitentes e a rotação com culturas de terras altas, nestes sistemas produtivos, reduz sensivelmente o impacto das emissões de CH₄. Associado a isso, o manejo da irrigação pode contribuir para a redução do uso da água, enquanto a rotação de culturas diminui a infestação de plantas espontâneas, promove a melhoria das condições do solo e pode promover o aumento da produtividade de arroz.

O uso de sistemas de manejo de solo que proporcionem um menor potencial de aquecimento global, mantendo a produtividade, possibilita uma maior sustentabilidade para o sistema produtivo arrozeiro. Algumas práticas capazes de mitigar as emissões de GEE, sem prejuízos, podem ser consideradas estratégias de minimização dos impactos ambientais nos sistemas de produção de arroz irrigado. Igualmente, é importante considerar a repetitividade deste tipo de experimento para permitir a avaliação da influência da sazonalidade sobre a dinâmica da emissão desses GEE.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHMAD, S. et al. 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.
- AKIYAMA, H.; YAGI, K.; YAN, X. Direct N₂O emissions from rice paddy fields: summary of available data. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.19, GB1005, 2005.
- ALI, M. A.; HOQUE, M.A.; KIM, P. J. Mitigating global warming potentials of methane and nitrous oxide gases from rice paddies under different irrigation regimes. **Ambio**, Oxford, v. 42, p. 357-368, 2013.
- ALI, M. A. et al. Integrated effects of organic, inorganic and biological amendments on methane emission, soil quality and rice productivity in irrigated paddy ecosystem of Bangladesh: field study of two consecutive rice-growing seasons. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 378, p. 239-252, 2014.
- AMARAL, S. A.; PINTO, O. J. J. Controle de plantas daninhas do arroz irrigado. In: **Produção de arroz irrigado**. 3. ed. Pelotas: Ed. Universitária, Universidade Federal de Pelotas, 2004. p. 206-265.
- BACHELET, D.; NEUE, H. U. Methane emission from wetland rice areas of Asia. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 26, p. 219-237, 1993.
- BAYER, C. et al. Yield-scaled greenhouse gas emissions from flood irrigated rice under long-term conventional tillage and no-till systems in a Humid Subtropical climate. **Field Crops Research**, Farnham, v.162, p. 60–69, 2014.
- BODEGOM, P. M. VAN.; STAMS, A. J. M. Effects of alternative electron acceptors and temperature on methanogenesis in rice paddy soils. **Chemosphere**, Amsterdam, v.39, n.2, p.167-182, 1999.
- BODELIER, P. L. E. et al. 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, 2000.
- BREMMER, J.M. N-total. In: SPARKS, D. L. et al. (Ed.) **Methods of soil analysis. Pt 3. Chemical methods**. Madison: Soil Science Society America Inc. 1996. (Book Series, n. 5) p. 1085-1121.

BUSS, G. L. **Emissões de Metano e Óxido Nitroso em Cultivo de Arroz Irrigado por Aspersão, Alagamento Contínuo e Intermitente**. 2012. 75 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2012.

CAI, Z. et al. Methane and nitrous oxide emissions from paddy fields as affected by nitrogen fertilizers and water management. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.196, p. 7-14, 1997.

CAI, Z.; SHAN, Y.; XU. Effects of nitrogen fertilization on CH₄ emissions from rice fields. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 53, n. 4, p. 353-361, 2007.

CAO, M. K.; DENT, J. B.; HEAL, O. W. Modeling methane emissions from rice paddies. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 9, p.183-195, 1995.

CHIDTHAISONG, A.; OBATA, H.; WATANABE, I. Methane formation and substrate utilization in anaerobic rice soils as affected by fertilization. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, N. Y., v. 31, p. 135-143, 1999.

CICERONE, R.J.; SHETTER, J.D.; DELWICHE, C.C. Seasonal variation of methane from a California rice paddy. **Journal Geophysical Research**, Washington, v. 88, 11022-11024, 1983.

CLIMATE-DATA. **Clima**: Cachoeirinha. Disponível em: <<http://climate-data.org/>> Acesso em: 10 fev. 2014.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da safra brasileira de grãos. Safra 2014/15, v.2 - n.5 - Quinto Levantamento**, Brasília, p. 1-116, fev. 2015. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br>> Acesso em: 12 fev. 2015.

CONRAD, R. Control of methane production in terrestrial ecosystems. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMEL, D.S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p.39-58.

CONRAD, R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases. **Microbiological Reviews**, Washington, v. 60, n. 4, p. 609–640, 1996.

CONRAD, R.; KLOSE, M. Anaerobic conversion of carbon dioxide to methane, acetate and propionate on washed rice roots. **Fems Microbiology Ecology**, Amsterdam, v. 30, p. 147-155, 1999.

CORTON, T. M. et al. Methane emission from irrigated and intensively managed rice fields in Central Luzon (Philippines). **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 58, p.37–53, 2000.

COSTA, F. S. **Estoques de carbono orgânico e fluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro**. 2005. 128 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. et al. Variação diária da emissão de metano em solo cultivado com arroz irrigado no Sul do Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, p. 2049-2053, 2008.

DALAL, R. C. et al. Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscape: a review. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 309, p. 43-76, 2008.

DAVIDSON, E. A. et al. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric Oxides: using two functions based on soil nitrogen availability and soil water content, the hole-in-the-pipe model characterizes a large fraction of the observed variation of nitric oxide and nitrous oxide emissions from soils. **Bio Science**, Berlin, v.50, p.667–680, 2000.

DENIER VAN DER GON, H. A. C. et al. Controlling factors of methane emission from rice fields. In: BATJES, N. H.; BRIDGE, E. M. (Ed.). **World Inventory of soil emissions potentials**. Wise Report 2. Netherlands: International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), 1992. p. 81-92.

DUBEY, S. K. Microbial Ecology of Methane Emission in Rice Agro Ecosystem: A review. **Applied Ecology and Environmental Research**, Berlin, v. 3, n.2, p. 1-27, 2005.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997. 221p.

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

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Meio Ambiente. **Segundo inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: Relatórios de referência: Emissões de metano do cultivo de arroz**. [Rio de Janeiro], 2010. 50 p.

EUSUFZAI, M. K. et al. Methane emission from rice fields as affected by land use change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Paris, v.139, p.742–748, 2010.

FAO. **FAOSTATS - Food and Agriculture Organization**. Rome, 2010. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/default.aspx>>. Acesso em: Jul. 2010.

FONTANETTO, H.; KELLER, O. Efecto de diferentes labranzas sobre propiedades edáficas de un argiudol. In: SIEMBRA directa en El Cono Sur. Montevideo: PROCISUR, p. 275-287, 2001.

FORSTER, P. et al. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: 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.

GARCIA, J.L.; PATEL, B.K.C.; OLLIVIER, B. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic Archae. **Anaerobe**, London, v.6, p.205–226, 2000.

- GAO, B. et al. Nitrous oxide and methane emissions from optimized and alternative cereal cropping systems on the North China Plain: A two-year field study. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.472, p.112-124, 2014.
- GOGOI, N. et al. Methane emission characteristics and its relation with plant and soil parameters under irrigated rice ecosystem of North East India, **Chemosphere**, Amsterdam, v .59, p. 1677-1684, 2005.
- GOMES, A. da S.; JUNIOR, F. de J.; FERREIRA L.H. Influência de sistemas de cultivo da soja sobre alguns atributos químicos da fertilidade de um solo de várzea. In: REUNIÃO TÉCNICA DIVERSIFICAÇÃO DO USO DE VÁRZEAS DE CLIMA TEMPERADO. **Anais...** Pelotas: EMBRAPA-CPACT, 2002, p.94-98.
- GOMES, J. et al. 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.
- GRIEBELER, G. et al. Emissão de metano em solos de várzea do Rio Grande do Sul. In: FERTBIO 2008, Londrina. **Anais...** Londrina: SBCS, 2008. 1 CD-ROM
- 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**, Tokyo, 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, p. 233-240, 1997.
- HOU, A. X. et al. 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.
- HOU, H. et al. Seasonal variations of CH₄ and N₂O emissions in response to water management of paddy fields located in Southeast China. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 89, p.884-892, 2012.
- HU, X. K. et al. Greenhouse gas emissions from a wheat-maize double cropping system with different nitrogen fertilization regimes. In: **Environmental Pollution**, New York, 176: p. 198-207, 2013.
- HUANG, S.H. et al. Influence of nitrogen and phosphorus fertilizers on N₂O emissions in rice fields, China. **Environmental Science**, New York, v.25, p. 540-543, 2005.
- HUANG, Y.; SASS, R.L.; FISHER, Jr. F.M. Methane emission from Texas rice paddy soils. 2. Seasonal contribution of rice biomass production to CH₄ emission. **Global Change Biology**, Oxford, v.3, n.6, p.491-500, 1997.

HUANG, Y. et al. Quantitative dependence of methane emission on soil properties. In: **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 64, p. 157-167, 2002.

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.

IPCC. Summary for policymakers. In: **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, 2007. p. 1-18.

IPCC. Summary for policymakers. In: **CLIMATE Change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, United Kingdom and New York, 2013. p. 15-35.

ITOH, M. Mitigation of methane emissions from paddy fields by prolonging midseason drainage Agriculture. **Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 141, p. 359-372, 2011.

IRISARRI, P. et al. Emisiones de CH₄ y N₂O en un arrozal: primeras medidas en el sistema productivo uruguayo. **Agrociencia Uruguay**, Montevideo, v.16, n.2, p. 1-10, 2012.

IRRI-International Rice Research Institute. **Rice Facts**. Disponível em: <<http://irri.org>>. Acesso em: 17 fev. 2015.

JACKEL, U.; SCHNELL, S. Role of microbial iron reduction in paddy soil. In: VAN HAM, J. et al. (Ed.). **Non-CO₂ Greenhouse Gases: Scientific understanding, Control and Implementation**. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 2000. p.143-144.

JOHNSON-BEEBOUT, S. E. et al. 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.

JOULIAN, C. et al. Populations and potential activities of methanogens and methanotrophs in rice fields: relations with soil properties. **European Journal Soil Biology**, Paris, v.33 (2), p. 105-116, 1997.

JU, X.; et al. Processes and factors controlling N₂O production in an intensively managed low carbon calcareous soil under sub-humid monsoon conditions. **Environmental Pollution**, New York, v.159, p.1007-1016, 2011.

KAEWPRADIT, W. et al. 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.

KANNO, T. et al. Methane emission from rice paddy fields in all of Japanese prefecture. **Nutrients Cycling Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, p.147-51, 1997.

- KASTERINE, A.; VANZETTI, D. The effectiveness, efficiency and equity of market-based instruments to mitigate GHG emission from the agri-food sector. **UNCTAD Trade and Environment Review**, Geneva, 2009/2010. Disponível em: < <http://www.intracen.org> > Acesso em: 10 out. 2013.
- KIM, G.Y. et al. Effect of Intermittent Drainage on Methane and Nitrous Oxide Emissions under Different Fertilization in a Temperate Paddy Soil During Rice Cultivation. **Journal Korean Society for Applied Biological Chemistry**, New York, v. 57, n. 2, p. 229-336, 2014.
- KÖGEL-KNABNER, I. et al. Biogeochemistry of paddy soils, **Geoderma**, Amsterdam, v.157, 1-14, 2010.
- KUDO, Y. et al. The effective water management practice for mitigating greenhouse gas emissions and maintaining rice yield in central Japan. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 186, p.77-85, 2014.
- LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **Soil Biology**, Berlin, v. 37, p. 25-50, 2001.
- LIESACK, W.; SCHNELL, S.; REVSBECH, N.P. Microbiology of flooded rice paddies. **FEMS Microbiology Reviews**, Amsterdam, v.24, n.5, p.625-645, 2000.
- LIMA, M. A.; PESSOA, M. C. P. Y.; VILELLA, O. V. Emissão de Metano em Cultivo de arroz irrigado por inundação. In: ALVES, B. J. R. et al. (Ed.) **Tópicos em Ciência do solo**. Brasília: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012. p.193-221.
- LIMA, M. A.; PESSOA, M. C. P. Y.; VILELLA, O. V. Emissão de Metano em Cultivo de Arroz Irrigado por Inundação. In: LIMA, M. A. et al. (Ed.) **Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira**. Brasília: EMBRAPA, 2013. p. 93-139.
- LINDAU, C. W.; BOLLICH, P. K. Methane emissions from Louisiana 1st and ratoon crop rice. **Soil Science**, New York, v.156, n.1, p. 42-48, 1993.
- 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.
- LUO, G. J. et al. Effects of soil temperature and moisture on methane uptake and nitrous oxide emissions across three different ecosystem types. **Biogeosciences**, Washington, v.10, p.3205-3219, 2013.
- MA, J. et al. 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. et al. Wheat straw management affects CH₄ and N₂O emissions from rice fields. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 41, p. 1022-1028, 2009.

MA, Y.C. et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity of annual rice–wheat rotations with integrated soil–crop system management. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.164, p. 209-219, 2013.

MATSON, P. A. et al. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science Magazine**, London, v.277, p.504 -509, 1997.

MCT - Ministério da Ciência e Tecnologia. **Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa – Relatórios de Referência 2006**. Disponível em: <<http://www.gov.br/index.php/content/view/17341.html>>. Acesso em: 19 nov. 2011.

MCTI - Ministério da Ciência e Tecnologia e Inovação. **Estimativas Anuais de Gases de Efeito Estufa no Brasil**. Brasília, 2013. 76p.

MENEZES, V. G. et al. **Projeto 10 – Estratégias de manejo para aumento da produtividade e da sustentabilidade da lavoura de arroz irrigado do RS: avanços e novos desafios**. Porto Alegre: IRGA - Instituto Rio Grandense do Arroz, 2012.

MEZZOMO, R. **Irrigação contínua e intermitente em arroz irrigado: uso de água, eficiência agrônômica e dissipação de imazethapyr, imazapic e fipronil**. 2009. 61 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós- Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

MINAMI, K. The effect of nitrogen fertilizer use and other practices on methane emission from flooded rice. **Fertility Research**, New York, v. 40, p.71-84, 1995.

MINAMI, K.; YAGI, K. Method of measuring methane flux from rice paddies. **Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 59, p. 458-463, 1988. (in Japanese with English Summary).

MINAMIKAWA, K.; SAKAI, N.; YAGI, K. Methane emission from paddy fields and its mitigation options on a field scale. **Microbes Environments**, Tokyo, v. 21 p.135–147, 2006.

MINAMIKAWA, K. et al. 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.

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, Ecosystems and Environment**, Amsterdam. 107: 397-407, 2005.

MITRA, S.; WASSMANN, R.; J, M. C.; PATHAK, H. Properties of rice soils affecting methane production potentials: 1. Temporal patterns and diagnostic procedures. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 64, p.169-182, 2002.

MOHAMMADI, A. et al. Energy use efficiency and greenhouse gas emissions of farming systems in north Iran. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdam, v. 30, p.724-733, 2014.

MOTERLE, D. F. et al. Methane efflux in rice paddy field under different irrigation managements. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.37, p. 431-437, 2013.

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

MOSIER, A. R. et al. Mitigating agricultural emissions of methane. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 40, p. 39-80, 1998.

NASER, H. M. et al. Methane emissions from five paddy fields with different amounts of rice straw application in central Hokkaido, Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 53, n. 1, p. 95-101, 2007.

NEUE, H. U.; ROGER, P. A. **Rice agriculture: factors controlling emission**. In: *Global Atmospheric Methane*. (NATO ASI/ARW series, in press, 1993).

NEUE, H. U.; WASSMANN, R.; LANTINR, S. Mitigation options for methane emission from rice fields. In: *CLIMATE Change and Rice*. Berlin: Springer-Verlag, 1995. p. 136-144

NEUE, H. U. et al. Factors and processes controlling methane emissions from rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 111-117, 1997.

NEUE, H. U. Fluxes of methane from rice fields and potential for mitigation. **Soil Use and Management**, Germany, v. 13, p. 258-267, 1997a.

NISHIMURA, S. et al. Effect of land use change from paddy rice cultivation to upland crop cultivation on soil carbon budget of a cropland in Japan. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 125, p. 9-20, 2008.

NOUCHI, I. et al. Seasonal variation in methane flux from rice paddies associated with methane concentration in soil-water, rice biomass and temperature, and its modeling. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 161, p. 195-208, 1994.

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

PACE RS, 2011. **Plano, ar, clima e energia do Rio Grande do Sul: Relatório final**. [Porto Alegre]: Secretaria do Meio Ambiente. FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental. ADEME – Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie, 2011. p. 106-115.

PANDEY, A. et al. Organic matter and water management strategies to reduce methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in Vietnam. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 196, p.137-146, 2014.

PATHAK, H. et al. Emission of nitrous oxide from soil in rice-wheat systems of Indo-Gangetic plains of India. **Journal of Environmental Monitoring and Assessment**, v. 77, p. 163-178, 2002.

PAUL, E. A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1996. 340p.

PAULETTO, E. A. et al. Produtividade do arroz irrigado num Planossolo submetido a diferentes sistemas de cultivo durante sete anos. In: REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 20, 1993, Pelotas. **Anais...** Pelotas: EMBRAPA-CPACT, 1993. p.132-134.

PITTELKOW, C. M. et al. Yield-scaled global warming potential of annual nitrous oxide and methane emissions from continuously flooded rice in response to nitrogen input. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 177, p. 10-20, 2013.

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

QIN, S. et al. Yield-scaled N₂O emissions in a winter wheat-summer corn double-cropping system. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 55, p. 240-244, 2012.

RANGANATHAN, R.; NEUE, H.U.; PINGALI, P. L. Global climate change: role of rice in methane emission and prospects for mitigation. In: PENG, S. et al. (Ed.). **CLIMATE Change and Rice**. Berlin: [S.n.], 1995. p. 122-135,

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.

RATH, A. K.; RAMAKRISHNAN, B.; SETHUNATHAN, N. Temperature dependence of methane production in tropical rice soils. **Geomicrobiology Journal**, [New York], v. 19, p. 581-592, 2002.

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

REDDY, P. P. Causes of Climate Change. In: **CLIMATE Resilient Agriculture for Ensuring Food Security**. India: Springer, 2015. p. 17-26.

ROSA, G. R. Mais do que alternativa. **Planeta Arroz**, Porto Alegre, ed. 48, ano 14, p.40, nov. 2013.

ROSTAGNO, H.S. et al. **Tabelas brasileiras para aves e suínos**. Composição de Alimentos e Exigências Nutricionais. 3. ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa – Departamento de Zootecnia, 2011. 252p.

SANTOS, C. E. Revolução na várzea. **AgroRS**, Santa Cruz do Sul, p. 14-18, fev. 2015.

SANTOS, C. E. Um casamento promissor. In: **ANUÁRIO Brasileiro do Arroz**, Santa Cruz do Sul: Editora Gazeta Santa Cruz Ltda, 2013. p. 90-91.

SASS, R. L. et al. Methane emission from rice fields: The effect of flood water management. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington v. 6, p. 249-262, 1992.

SASS, R. L. et al. Methane emission from rice fields: effect of soil properties. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 8, p.135-140, 1994.

SCHIMMEL, 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.

SCHÜTZ, H., SCHRÖDER, P., RENNENBERG, H. Role of plants in regulating the methane flux to the atmosphere. In: SHARKEY, T.D.; HOLLAND, E.A.; MOONEY, H.A. (Ed.). **Trace Gas Emission from Plants**. New York: Academic Press, 1991.

SCHÜTZ, H., SEILER, W., CONRAD, R. Influence of soil temperature on methane emission from rice paddy Field. **Biogeochemistry**, Amsterdam, v. 11, p. 77-95, 1990.

SETYANTO, P. et al. Soil controlling factors of methane gas production from flooded rice fields in Pati District, Central Java. Indon. **Journal of Agricultural Science**, Toronto, Cambridge, v. 3, p. 1-11, 2002.

SHANG, Q. et al. 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.

SHIRATORI, Y. et al. Effectiveness of a subsurface drainage system in poorly drained paddy fields on reduction of methane emissions. **Soil Science and Plant Nutrition**, Nishigara, v. 53, p. 387-400, 2007.

SILVA, L. S.; SOUSA, R. O.; POCOJESKI, E. Dinâmica da matéria orgânica em ambientes alagados. In: SANTOS, G. A. et al (Org.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. v. 1, p. 525-543.

SILVA, L. S. et al. Dinâmica da emissão de metano em solos sob cultivo de arroz irrigado no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, v. 35, p. 473-481, 2011.

SINGH, S.; KASHYAP, A. K.; SINGH, J. S. Methane flux in relation to growth and phenology of a high yielding rice variety as affected by fertilization. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 201, p. 157-164, 1998.

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

SNYDER, C.S. et al. Review of greenhouse gas emission from crop production system and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, Amsterdam, v. 133, p. 247-266, 2009.

SOSBAI - SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO. **Arroz irrigado**: recomendações técnicas da pesquisa para o sul do Brasil. Itajaí, 2012. 179 p.

SOSBAI - SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO. **Arroz irrigado**: recomendações técnicas da pesquisa para o sul do Brasil. Santa Maria, 2014. 189 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.

SOUSA, R.O.; BOHNEN, H.; MEURER, E.J. Composição da solução de um solo alagado conforme a profundidade e o tempo de alagamento, utilizando novo método de coleta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 343-348, 2002.

SOUSA, R. O.; VAHL, L. C.; OTERO, X. L. Química de Solos Alagados. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (Org.). **Química e Mineralogia do Solo**. Parte II - Aplicações. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. v. 2, p. 485-528.

STONE, L. F. **Eficiência do uso da água na cultura do arroz irrigado**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2005. 48 p.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

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**, Tokyo, 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.

TUBIELLO, F. N. et al. **Agriculture, Forestry and Land Use Emissions by sources and Removals by Sinks**. Rome: FAO, 2014. (FAO STATISTICS DIVISION – Working Paper Series).

TYAGI, L. KUMARI, B.; SINGH, S.N. Water management – A tool for methane mitigation from irrigated paddy fields. **Science of Total Environment**, Amsterdam, v. 408, n. 5, p. 1085-1090, 2010.

TYLER, S.C. et al. Methane oxidation and pathways of production in a Texas paddy field deduced from measurements of flux d-13C, and d-D of CH₄. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 11, p. 323–348, 1997.

VAZOLLER, R. F.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; ARAUJO, J. C. Biodegradação anaeróbia. In: MELLO, I. S.; AZEVEDO, J. L. (Ed.) **Microbiologia ambiental**. Jaguariúna: Embrapa, 2008. p. 217-260.

VERNETTI JR, F. J.; GOMES, A. S.; SCHUCH, L. O. B. Sucessão de culturas em solos de várzea implantadas nos sistemas plantio direto e convencional. **Revista Brasileira Agrocência**, Pelotas, v. 15, n.1-4, p.37-42, jan-dez, 2009.

WANG, Z. P. et al. Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 57, p. 382-385, 1993.

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.

WASSMANN, R. et al. 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.

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

WASSMANN, R. et al. Methane production capacities of different rice soils derived from inherent and exogenous substrates. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 203, p. 227-237, 1998.

WANATABE, I. et al. Evaluation of alternative substrates for determining methane oxidizing activities and population of soils. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 20, p. 101-106, 1995.

WELLER, S. et al. Methane and nitrous oxide emissions from rice and maize production in diversified rice cropping systems. **Nutrient Cycles Agroecosystems**, Dordrecht, v. 101, p. 37-53, 2015.

WESZ, J. **Emissões de Metano e Óxido Nitroso em Planossolo em função do Manejo da Água no Arroz Irrigado**. 2012. 73 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Departamento de Solos, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2012.

WITT, C. et al. Crop rotation and residue management effects on carbon sequestration, nitrogen cycling and productivity of irrigated rice systems. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 225, p. 263-278, 2000.

XIE, B. et al. Effects of nitrogen fertilizer on CH₄ emission from rice fields: multi-site field observations. **Plant and Soil**, The Hague, v. 326, p. 393-401, 2010.

XING, G. et al. Nitrous oxide emission from paddy fields in China. **Acta Ecologica Sinica**, Beijing, v. 29, p. 45-50, 2009.

- XU, Z. et al. Effects of elevated CO₂ and N fertilization on CH₄ emission from paddy rice fields. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.18, GB 3009, 2004.
- XU, S.; JAFFÉ, P. R.; MAUZERALL, D. L. A process-based model for methane emission from flooded rice paddy systems. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 205, p. 475-491, 2007.
- YAGI, K.; MINAMI, K. Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese rice fields. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokio, v. 36, p. 599-610, 1990.
- YAN, X. et al. Pathways of N₂O emission from rice paddy soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 437-440, 2000.
- YAN, X.Y. et al. Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields. **Global Change Biology**, Washington, v. 11, p.131-1141, 2005.
- 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.
- YANG, S. S.; CHANG, H. L. Diurnal variation of methane emission from paddy fields at different growth stages on rice cultivation in Taiwan. **Agriculture Ecosystems Environment**, Amsterdam, v. 76, p. 75-84, 1999.
- YANG, S. S. et al. Estimation of methane and nitrous oxide emissions from paddy fields in Taiwan. **Renewable Energy**, Oxford, v. 34, p. 1916-1922, 2009.
- YAO, H.; CONRAD, R. Thermodynamics of methane production in different rice paddy soils from China, the Philippines and Italy. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 31, p. 463-473, 1999.
- YAO, Z. et al. Tillage and crop residue management significantly affects N-trace gas emissions during the non-rice season of a subtropical rice-wheat rotation. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 41, p. 2131-2140, 2009.
- YAO, Z. et al. Effects of organic matter incorporation on nitrous oxide emissions from rice-wheat rotation ecosystems in China. **Plant and Soil**, The Hague, v. 327, p. 315-330, 2010.
- 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.
- ZHANG, G. et al. Intermittent irrigation changes production, oxidation, and emission of CH₄ in paddy fields determined with stable carbon isotope technique. **Soil Biology e Biochemistry**, Elmsford, v. 52, p. 108-116, 2012.
- ZHANG, X. et al. The influence of plants on atmospheric methane in an agriculture-dominated landscape. **International Journal of Biometeorology**, Heidelberg, v. 58, p. 819-833, 2014.

ZOU, J. et al. A 3-year field measurement of CH₄ and N₂O emissions from rice paddies in China: effects of water regime, crop residue and fertilizer application. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 19, GB 2021, 2005.

ZOU, J. et al. 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.

ZSCHORNACK, T. **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**. 2011. 101f. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

ZSCHORNACK, T. et al. 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.