

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO EM UM  
PLANOSSOLO ALAGADO EM CASA DE  
VEGETAÇÃO**

**TESE DE DOUTORADO**

**André Carlos Cruz Copetti**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2014**

# **EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO EM UM PLANOSSOLO ALAGADO EM CASA DE VEGETAÇÃO**

**André Carlos Cruz Copetti**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de concentração em Processos Químicos e Ciclagem de Elementos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciência do Solo**

**Orientador: Professor Leandro Souza da Silva**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2014**

Copetti, André Carlos Cruz  
EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO EM UM  
PLANOSSOLO ALAGADO EM CASA DE VEGETAÇÃO /  
André Carlos Cruz Copetti.-2014.  
97 p.; 30cm

Orientador: Leandro Souza da Silva  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria,  
Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em  
Ciência do Solo, RS, 2014

1. GEE 2. manejo de solos 3. adubação nitrogenada 4.  
arroz inundado I. Silva, Leandro Souza da II. Título.

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática  
da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

---

© 2014

Todos os direitos autorais reservados a André Carlos Cruz Copetti. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita com autorização por escrito do autor.

Endereço: Rua General Câmara, nº 740, Bairro Centro, São Gabriel, RS, 97300-000  
Fone (055) 9616-5339; End. Eletr: copettiufsm@gmail.com

---

**Universidade Federal de Santa Maria  
Centro de Ciências Rurais  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
Aprova a Tese de Doutorado

**EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO EM UM PLANOSSOLO  
ALAGADO EM CASA DE VEGETAÇÃO**

Elaborada por  
**André Carlos Cruz Copetti**

Como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Doutor em Ciência do Solo**

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

---

**Leandro Souza da Silva, Dr.(UFSM)**  
(Presidente/Orientador)

---

**Rogério Oliveira de Sousa, Dr.(UFPeI)**

---

**Celso Aita, Dr. (UFSM)**

---

**Sandro José Giacomini, Dr.(UFSM)**

---

**Débora Regina Roberti, Dra. (UFSM)**

Santa Maria, 28 de março de 2014.

Às pessoas fundamentais na minha caminhada:

Meus pais, **Dirceu e Odila**  
Meu orientador e amigo, **Leandro**

Dedico este trabalho

## **AGRADECIMENTOS**

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela oportunidade de realização do curso de Doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado por um período.

À UNIPAMPA pela oportunidade de finalização do doutorado, permitindo manejos de horários para possibilitar idas semanais à Santa Maria até completar a carga horária do plano de estudos do doutorado.

À minha família, pelo apoio e confiança, principalmente aos meus pais, Dirceu e Odila, que souberam entender a distância e minha ausência, e que sempre apostaram junto comigo nos meus sonhos.

Ao meu orientador e grande amigo, professor Leandro pelos preciosos ensinamentos, oportunidades, apoio e amizade durante a realização deste curso e pela orientação sábia que permitiu a conciliação da execução dos experimentos com o trabalho de docência.

Aos demais professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela oportunidade de convívio e pelos ensinamentos.

Agradecimento especial, aos alunos dos Cursos de Graduação: Gerson, Eduardo, Renato, Bruna, Rafael e Anaí, pela colaboração fundamental na realização do trabalho de campo e laboratório, pela disponibilidade e amizade.

Aos meus colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pelo companheirismo, pelos bons momentos de estudos, discussões, pelo coleguismo e amizade.

À família Tesche, principalmente ao Raul e Vera Lúcia, que embora não durante o doutorado, mas antes mesmo de entrar na Universidade, me proporcionaram momentos e situações que me levaram a construir objetivos e traçar a metas para chegar até aqui.

Enfim, a todos que estiveram presentes direta ou indiretamente nesta fase da minha vida e que contribuíram para a realização deste trabalho:

Muito Obrigado!

***“Cada segundo é tempo para mudar  
tudo para sempre”. Charles Chaplin***

## RESUMO

Tese de Doutorado  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo  
Universidade Federal de Santa Maria

### **EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO E METANO EM UM PLANOSSOLO ALAGADO EM CASA DE VEGETAÇÃO**

AUTOR: ANDRÉ CARLOS CRUZ COPETTI

ORIENTADOR: Professor Dr. Leandro Souza da Silva

Local e Data da Defesa: Santa Maria, 28 de março de 2014.

As atividades antrópicas têm aumentado a quantidade de gases de efeito estufa na atmosfera, principalmente o dióxido de carbono, metano e óxido nitroso. A agricultura, principalmente no Brasil, tem sido apontada como uma importante fonte de emissão desses gases, mas também é vista como uma atividade que permite redução da emissão através de manejos e usos adequados dos solos. Os solos de várzeas são próprios para cultivo de arroz alagado, e o Rio Grande do Sul é o maior produtor brasileiro de arroz nessas condições, e conseqüentemente, um dos maiores responsáveis pela emissão de metano. O conhecimento sobre a emissão de metano no cultivo do arroz é bastante avançado, assim como a do dióxido de carbono, porém, o óxido nitroso ainda carece de muito estudo para juntamente com o conhecimento dos demais gases, chegar ao manejo que proporcione o menor impacto em termos de emissão de gases de efeito estufa. O objetivo desse trabalho foi avaliar os fatores controladores da emissão de gases de efeito estufa em solos alagados e seus processos eletroquímicos responsáveis pela alteração dos componentes da solução do solo relacionados às emissões. Os experimentos foram desenvolvidos em estufa climatizada do Departamento de solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS nos anos de 2011, 2012 e 2013. Os experimentos consistiram na avaliação dos efeitos dos seguintes fatores: cultivo de arroz e sem cultivo de arroz; diferentes doses e quantidades de nitrato e de palha adicionados; diferentes manejos da palha e da água. Para tais experimentos foram montados vasos contendo solo coletado em várzea produtora de arroz do Departamento de Solos da UFSM (Planossolo Háplico). Foram analisadas amostras de ar e da solução do solo. A presente tese foi estruturada em três estudos: no estudo I foi testada a hipótese de que, devido ao processo de redução eletrolítica durante a alteração do estado de umidade do solo, a dinâmica da emissão de óxido nitroso não deve ser a mesma do metano, portanto, o intervalo de tempo entre coletas e o momento de coleta também não são; no estudo II visou relacionar a concentração de nitrato e a quantidade de palha com a intensidade e período de emissão de óxido nitroso; no estudo III foi avaliado o efeito do manejo da palha de arroz e da água na mudança das características eletroquímicas do solo e, conseqüentemente, na emissão de GEE. Como resultados e conclusões mais importantes teve-se que: O intervalo adequado entre coletas de amostras de gases para análise da emissão de óxido nitroso é de 24 horas, enquanto que para o metano e dióxido de carbono pode ser de até uma semana; a emissão de  $N_2O$  ocorre somente no início do alagamento com duração em função da disponibilidade de nitrato, o  $CH_4$  a partir de 20º DA e o  $CO_2$  durante todo o período de cultivo de arroz; o horário mais indicado para coleta de amostras para representar a média diária de emissão de óxido nitroso é próximo ao meio dia; a adição de palha em solos alagados reduz a emissão de  $N_2O$  para a atmosfera; quanto menor a concentração de nitrato no solo e maior quantidade de palha incorporada, menor será a emissão de  $N_2O$ , porém, essa condição poderá favorecer o início da emissão de metano, pois a palha ajuda a consumir os compostos oxidados, como o nitrato, precursor do  $N_2O$ , e acelera a redução eletrolítica necessária para produção de metano.

**Palavras-chave:** Efeito estufa. Manejo de solos. Adubação nitrogenada. Arroz inundado.

## **ABSTRACT**

Doctor Science Thesis  
Graduate Program in Soil Science  
Federal University of Santa Maria

### **NITROUS OXIDE AND METHANE EMISSION IN PLANOSSOLO FLOODED IN GREENHOUSE**

**AUTHOR:** ANDRÉ CARLOS CRUZ COPETTI

**ADVISER:** Teacher Dr. Leandro Souza da Silva

Place and Date of the defense: Santa Maria, 28<sup>th</sup> March, 2014.

Human activities have increased the amount of greenhouse gases in the atmosphere, mainly carbon dioxide, methane and nitrous oxide. Agriculture, mainly in Brazil, has been identified as a major source of greenhouse gas emissions, but is also seen as an activity that allows emission reduction through appropriate management practices and land use. The floodplain soils are suitable for cultivation of paddy rice, and Rio Grande do Sul is the largest producer of rice in these conditions, and consequently, one of the most responsible for the emission of methane. Knowledge of the methane emissions from flooded soils is quite advanced, as well as carbon dioxide, but nitrous oxide still lacks much study to the knowledge along with the other gases reach the management that provides the least impact on terms of emissions of greenhouse gases. The aim of this work was to evaluate the factors controlling the emission of greenhouse gases in flooded soils and their electrochemical processes responsible for change in the constituents of the soil solution related to emissions. The study was developed under controlled conditions in the Department of Soil, Federal University of Santa Maria (UFSC), in the years 2011, 2012 and 2013. The experiment consisted of the assessment of the effects of the following factors: with rice cultivation and fallow rice; different doses and amounts of nitrate and added straw; different managements of straw and water. For such studies pots containing soil collected in lowland rice producer Soils Department UFSC (Planossolo Háplico) were assembled. Air samples and soil solution were analyzed. This thesis is structured in three studies: in study I tested the hypothesis that, due to the electrolytic reduction process for changing the state of soil moisture, the dynamics of nitrous oxide should not be the same as methane, therefore, the time interval between data collection and the collection time are also not, in study II aimed to relate nitrate concentration and the amount of straw with the intensity and period of nitrous oxide, and the study III the effect of management was evaluated rice straw and water in the change of the electrochemical characteristics of the soil and hence in the emission of carbon dioxide, methane and nitrous oxide. As the most important results and conclusions was that: The appropriate interval between the sampling of gas for analysis of nitrous oxide is 24 hours, while for methane and carbon dioxide can be up to one week; N<sub>2</sub>O emission occurs only at the beginning of flooding duration depending on the availability of nitrate, CH<sub>4</sub> from 20th DA and CO<sub>2</sub> is during the period of rice cultivation, the time most suitable for collecting samples to represent the daily average emission of oxide nitrous is close at noon; the addition of straw in flooded soils reduces the emission of N<sub>2</sub>O to the atmosphere; the lower the nitrate concentration in soil and incorporated greater amount of straw, the lower the emission of N<sub>2</sub>O, but this condition could favor the onset of methane emission, because the straw helps consume oxidized compounds such as nitrate precursor, N<sub>2</sub>O, and accelerates the electrolytic reduction required for methane production.

**Keywords:** Greenhouse. Soil management. Nitrogen fertilization. Flooded rice.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Emissão acumulada de N <sub>2</sub> O em diferentes horários de coleta de amostras de ar em vasos com solo alagado com e sem a presença de plantas de arroz, durante os cinco dias iniciais.....	47
Tabela 2 - Tratamentos utilizados no experimento .....	53
Tabela 3 - Resultado do teste de normalidade Shapiro-Wilk realizado no programa Bioestat. ....	54
Tabela 4 - Tratamentos utilizados no experimento. ....	68

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Foto do experimento na estufa climatizada mostrando vasos com e sem cultivo de arroz. .... 32
- Figura 2 - Esquema representativo da condução do experimento ..... 34
- Figura 3 - Ilustração do vaso e tubo de PVC superior que constituem a câmara estática e demais detalhes (canaleta com água, termômetro, válvula de três vias, etc., na parte superior da câmara) Fonte: Modificado de Silva et al., (2011). .... 35
- Figura 4 - Taxas médias diárias de emissão de N<sub>2</sub>O em três horários de coleta em vasos alagados cultivados com arroz (a) e sem cultivo de arroz (b) durante os primeiros sete DA..... 39
- Figura 5 - Média de N<sub>2</sub>O acumulada das coletas realizadas às 7:00, 11:00 e 16:00 horas durante os cinco DA de vasos com e sem cultivo de arroz. Horários com letras diferentes dentro de um mesmo tratamento diferem estatisticamente entre si. .... 40
- Figura 6 - Taxas médias diárias de emissão de N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> em vasos alagados cultivados com arroz e sem cultivo de arroz durante os 105 DA. (Obs.: No período compreendido entre as linhas pontilhadas, os vasos não receberam reposição da água evapotranspirada até o estado de capacidade de campo, momento onde receberam uréia e imediatamente re-alagamento)..... 42
- Figura 7 - Foto mostrando a formação de limo na superfície da água no tratamento sem cultivo de arroz. .... 43
- Figura 8 - Evolução da mudança do pH e Eh da solução do solo de vasos alagados cultivados com arroz e sem cultivo de arroz durante os 105 DA..... 44
- Figura 9 - Variação dos teores de Fe (a) e de Mn (b) na solução do solo de vasos alagados cultivados com arroz e sem cultivo de arroz durante os 105 DA. .... 45
- Figura 10 - Variação dos teores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (a) e de carbono disponível na solução do solo após alagamento de vasos com cultivo de arroz e vasos sem cultivo..... 45
- Figura 11 - Esquema representativo da evolução das características eletroquímicas e emissão de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> em ambiente alagado com supressão de água entre o 15<sup>o</sup> e o 20<sup>o</sup> DA (obs.: escala relativa ao valor máximo da média de cada variável. Para o gráfico dos gases

a linha representa a média, e para as variáveis eletroquímicas a linha representa a tendência da média. ....	46
Figura 12 - Médias diárias de emissão de óxido nitroso em kg ha <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> em vasos com solo alagado, submetidos a variação de doses de nitrato e aporte de palha, no 1 <sup>o</sup> (a), 4 <sup>o</sup> (b), 7 <sup>o</sup> (c) e 9 <sup>o</sup> (d).Obs.: Médias com mesma letra não apresentam diferença significativa com 5% de probabilidade de erro pelo teste de comparação de médias Kruskal-Wallis. ....	56
Figura 13 - Taxas diárias de N <sub>2</sub> O em solos alagados submetidos à variação na adição de nitrato e palha. ....	57
Figura 14 - Emissões acumuladas de N <sub>2</sub> O no período de 12 dias de alagamento de solos submetidos às diferentes doses de nitrato e adições de palha, conduzidos em vasos (palha = Mg ha <sup>-1</sup> ; N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> = mg kg <sup>-1</sup> de solo). Obs.: Médias com mesma letra minúscula não apresentam diferença significativa com 5% de probabilidade de erro pelo teste de comparação de médias Kruskal-Wallis. ....	58
Figura 15 - Teores de NO <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> -mineral (a) e carbono dissolvido (b) na solução do solo submetido a adição de doses de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> equivalentes a 0, 50 e 100 mg kg <sup>-1</sup> de solo, e de palha de zero, 5 e 10 Mg ha <sup>-1</sup> . ....	59
Figura 16 - Valores do potencial redox (a) e de pH(b) em vasos com solo alagado submetidos a diferentes adições de nitrato e palha. ....	61
Figura 17 - Teores de Fe (a) e de Mn (b) em solução de solo alagado submetido a diferentes adições de palha e nitrato de sódio. ....	62
Figura 18 - Alteração do pH e Eh em solo alagado imediatamente após aplicação dos tratamentos (a,c) e alagado depois de 81 dias de experimento em capacidade de campo (b,d). ....	72
Figura 19 - Alteração dos teores de Fe e Mn em solo alagado imediatamente após aplicação dos tratamentos (a,c) e alagados depois de 81 dias de experimento em capacidade de campo (b,d). ....	74
Figura 20 - Alteração dos teores de carbono solúvel e de nitrato em solo alagado imediatamente após aplicação dos tratamentos (a,c) e alagado depois de 81 dias de experimento em capacidade de campo (b,d). ....	76
Figura 21 - Alteração dos teores de cloreto e de sulfato em solo alagado imediatamente após aplicação dos tratamentos (a,c) e alagado depois de 81 dias de experimento em capacidade de campo (b,d). ....	77
Figura 22 – Taxa de emissão de N <sub>2</sub> O em solo alagado (a) e em capacidade de campo (c) imediatamente após aplicação dos tratamentos e em capacidade de campo (b) e alagado (d) depois de 81 dias. ....	79

Figura 23 - Taxa de emissão de CH <sub>4</sub> em solo alagado (a) e em capacidade de campo (c) imediatamente após aplicação dos tratamentos, e em capacidade de campo (b) e alagado (d) depois de 81 dias de experimento. ....	81
Figura 24 - Taxa de emissão de CO <sub>2</sub> em solo alagado (a) e em capacidade de campo (c) imediatamente após aplicação dos tratamentos e em capacidade de campo (b) e alagado depois de 81 dias de experimento . ....	83
Figura 25 - Emissão acumulada de N <sub>2</sub> O no período entre o 1 <sup>o</sup> e o 69 <sup>o</sup> dias imediatamente após aplicação dos tratamentos (a) e entre o 81 <sup>o</sup> e o 159 <sup>o</sup> dias de experimento (b).....	84
Figura 26 - Emissão acumulada de CH <sub>4</sub> no período entre o 1 <sup>o</sup> e o 69 <sup>o</sup> dias imediatamente após aplicação dos tratamentos (a) e entre o 81 <sup>o</sup> e o 159 <sup>o</sup> dias de experimento (b).....	85
Figura 27 - Emissão acumulada de CO <sub>2</sub> no período entre o 1 <sup>o</sup> e o 69 <sup>o</sup> dias imediatamente após aplicação dos tratamentos (a) e entre o 81 <sup>o</sup> e o 159 <sup>o</sup> dias de experimento (b).....	87
Figura 28 - Emissão acumulada de N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> no período entre o 1 <sup>o</sup> e o 69 <sup>o</sup> DA imediatamente após aplicação dos tratamentos expressada em CO <sub>2</sub> equivalente.....	88
Figura 29 - Emissão acumulada de N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> no período entre o 81 <sup>o</sup> e o 159 <sup>o</sup> em solos em capacidade de campo depois de 81 dias alagados, e em solos alagados depois de 81 dias em capacidade de campo, expressa em CO <sub>2</sub> equivalente. ....	89
Figura 30 - Emissão acumulada de N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> ao longo do período experimental com alternância do manejo da água, expressa em CO <sub>2</sub> equivalente.....	90

# SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>14</b>
<b>1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>16</b>
1.1. Gases de efeito estufa.....	16
1.2. Impactos e importância da cultura do arroz .....	18
1.3. Solos alagados e produção de arroz no RS.....	19
1.4. Mecanismos de produção de gases de efeito estufa .....	21
1.5. Manejo da palha e da água na entressafra do arroz.....	25
<b>2 HIPÓTESES.....</b>	<b>27</b>
<b>3 OBJETIVOS.....</b>	<b>28</b>
3.1. OBJETIVO GERAL .....	28
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	28
<b>4 ORGANIZAÇÃO DOS ESTUDOS.....</b>	<b>29</b>
<b>5 ESTUDO I: DETERMINAÇÃO DO INÍCIO E INTERVALO ENTRE COLETAS DE AMOSTRAS PARA AVALIAÇÃO DE GEE.....</b>	<b>30</b>
5.1. INTRODUÇÃO .....	30
5.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	31
5.2.1. Coleta de solos e preparo dos vasos.....	32
5.2.2. Tratamentos e condução do experimento.....	33
5.2.3. Coleta e análises de gases.....	34
5.2.4. Coleta e análise da solução do solo .....	37
5.2.5. Análises dos dados .....	37
5.3. RESULTADOS.....	38
5.3.1. Intervalo entre coletas para análise de emissão de GEE .....	38
5.3.2. Início da emissão de GEE .....	40
5.3.3. Alterações eletroquímicas da solução do solo .....	44
5.4. DISCUSSÕES .....	47
5.4.1. Intervalo entre coleta para análise de GEE .....	47
5.4.2. Início de coleta para análise da emissão de GEE.....	48
5.5. CONCLUSÃO.....	50
<b>6 ESTUDO II: EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM SOLO ALAGADO INFLUENCIADA PELA PRESENÇA DE PALHA DE ARROZ E TEORES DE NITRATO .....</b>	<b>51</b>
6.1. Introdução .....	51
6.2. Material e métodos .....	52
6.2.1. Tratamentos e condução do experimento.....	52
6.2.2. Coleta e análise de gases .....	53
6.2.3. Coleta e análise da solução do solo .....	54
6.2.4. Análises dos dados .....	54
6.3. Resultados .....	55
6.4. Discussões.....	62
6.5. Conclusões.....	65

<b>7</b>	<b>ESTUDO III: MANEJO DA ÁGUA E DA PALHA DE ARROZ SOBRE A ELETROQUÍMICA DO SOLO E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA.....</b>	<b>66</b>
7.1.	Introdução .....	66
7.2.	Material e métodos .....	67
7.2.1.	Tratamentos e condução do experimento.....	67
7.2.2.	Coleta e análise de gases .....	69
7.2.3.	Coleta e análise da solução do solo .....	69
7.2.4.	Análises dos dados .....	69
7.3.	Resultados e discussões .....	70
7.3.1.	Mudança eletroquímica do solo .....	70
7.3.2.	Taxas de emissão de gases .....	78
7.3.3.	Emissão acumulada de gases .....	83
7.3.4.	Emissão de CO <sub>2</sub> equivalente .....	87
7.4.	Conclusões.....	90
<b>8</b>	<b>CONSIDERAÇÕES GERAIS .....</b>	<b>91</b>
<b>9</b>	<b>LITERATURA CITADA .....</b>	<b>93</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

O aquecimento global causado por atividade antrópica é tema de inúmeros programas governamentais e norteador de ações que buscam esforços para mitigar as emissões de gases de efeito estufa, responsáveis pelas mudanças climáticas. Um dos maiores desafios é manter o crescimento econômico dos países emergentes, sem aumentar as consequências devido ao uso dos recursos naturais e emprego de tecnologias que ainda poluem o meio ambiente. O Brasil está em uma posição de destaque no cenário mundial por apresentar grande riqueza natural ainda preservada e por usar a maior parte da energia de fontes renováveis.

A mudança climática é consequência de um longo processo de acúmulo de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, atreladas a ações antrópicas, agravadas após o início da revolução industrial. Os prováveis reflexos dessas mudanças, como enchentes devastadoras, secas arrasadoras e furacões que varrem cidades inteiras, são observados em todas as partes do planeta. Além destes fenômenos, a alteração da amplitude térmica sinaliza a existência de um desajuste nas atividades ou fontes responsáveis por essas mudanças.

Ao longo dos anos foram desenvolvidas tecnologias a fim de prever os fenômenos ambientais e evitar tragédias. Contudo, em pleno século XXI, sofre-se com a falta de informações contínuas de monitoramento na quantificação e na qualificação das inúmeras atividades antrópicas. Nesse contexto, cresce a preocupação com a quantificação das emissões de GEE pelas diferentes atividades e também a de desenvolver mecanismos para reduzir tais emissões.

Dentre os avanços sobre as fontes de emissão, destaca-se a agricultura, tanto pelo desflorestamento, degradação da matéria orgânica do solo, produção de gado e pelo cultivo de arroz por alagamento. Este último tem sido foco de muitos estudos, os quais apresentam dados relevantes para o entendimento dos fatores e manejos que afetam em diferentes magnitudes a emissão dos gases, especialmente o metano, durante o cultivo.

Entretanto, a contribuição específica de um cultivo agrícola na emissão de GEE deve ser analisada ao longo de todo o ano agrícola (safra e entressafra), e ainda, as estimativas de cada gás (metano, óxido nitroso e dióxido de carbono)

devem ser baseadas em protocolos de coleta que respeitem a dinâmica de emissão de cada um. Outro aspecto a ser considerado é a emissão de GEE após o ciclo do arroz, muito dependente das condições climáticas, manejo dos resíduos pós-colheita e regime de umidade do solo.

Dessa forma, o balanço para determinar a real contribuição da cultura do arroz irrigado envolve o período de cultivo (safra) e a entressafra. Conhecendo os processos envolvidos na emissão de cada gás, algumas práticas agrícolas após a safra podem contribuir no processo de mitigação de seus efeitos, mas é preciso considerar sempre que as condições para menor emissão de um determinado gás pode favorecer outro de maior potencial.

O objetivo desse trabalho é avaliar a emissão de GEE, com ênfase no óxido nitroso e metano, em um planossolo alagado em casa de vegetação, e as alterações eletroquímicas da solução do solo, para determinar o momento e intervalo entre coletas de amostras mais adequados para avaliação da emissão desses gases, e a influência de fatores antrópicos como a disponibilidade de palha de arroz e de nitrato e o manejo da água, na dinâmica e magnitude das emissões.

# 1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

## 1.1. Gases de efeito estufa

A temperatura terrestre é mantida em determinados níveis ao longo dos tempos graças ao fenômeno físico denominado de efeito estufa. Esse fenômeno ocorre devido à absorção da radiação eletromagnética pelos gases atmosféricos e novamente irradiada à superfície terrestre (BAIRD, 2002). Durante toda a história do planeta, esse fenômeno foi responsável pela manutenção da vida devido ao equilíbrio térmico que permite que os demais fenômenos ocorram continuamente em seus ciclos. Porém, cientistas do mundo todo têm registrado e percebido que, nas últimas décadas, a temperatura tem se elevado, provocando algumas mudanças que evidenciam o chamado “aquecimento global” e, juntamente com a elevação da temperatura, observou-se uma maior concentração de gases responsáveis pelo efeito estufa (GEE). De acordo com o relatório anual sobre mudanças climáticas (IPCC, 2007), entre os anos de 1970 e 2004, a concentração dos gases de efeito estufa do tipo antrópico aumentou em 70% e, paralelamente, houve aumento de 1,8°C na temperatura da superfície da terra (IPCC, 2007).

Por outro lado, a teoria do aquecimento global não é consenso entre todos os pesquisadores. Segundo Molion (2011), o qual critica a hipótese do aquecimento global antropogênico, faltam bases científicas sólidas que representem adequadamente os processos físicos que ocorrem na atmosfera, incluindo principalmente o ciclo hidrológico. Este mesmo autor também acredita que as atividades antrópicas não são responsáveis por mudança climática a nível global, e apresenta evidências de que se pode estar próximo de um resfriamento global.

De qualquer forma, os gases responsáveis pelo efeito estufa são: vapor de água, ozônio, clorofluorcarbonos, gás carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), sendo que os três últimos são os principais relacionados às mudanças provocadas pela ação antrópica. Estima-se que a agricultura é responsável por 22, 65 e 6% das emissões de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , respectivamente (IPCC, 2007).

A principal fonte de  $\text{CO}_2$  nos países desenvolvidos é os combustíveis fósseis utilizados como fonte de energia, além das fontes de emissão dos processos

industriais de produção e da incineração de lixo. No Brasil, devido às grandes áreas com vegetação natural, a maior parcela de emissão é provocada pela passagem de áreas de florestas para áreas de uso agrícola. Quanto às emissões pelo uso de combustíveis fósseis, devido ao intenso uso de fontes alternativas de energia no Brasil, a parcela de contribuição é muito pequena, sem levar em conta o que pode ser considerado um modesto consumo em relação aos países desenvolvidos.

As emissões de  $N_2O$  estão normalmente associadas à fertilização nitrogenada, sendo a emissão derivada dos processos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é regulada pela presença de  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$  (nitrito),  $NO_3^-$ ,  $PO_4^{3-}$  (fosfato),  $O_2$ , acidez do solo, temperatura e potencial de água. A nitrificação é o processo de transformação da amônia para nitrato<sup>1</sup>. No processo desnitrificação, as bactérias quimioheterotróficas reduzem o nitrato presente no solo produzindo  $NO$ ,  $N_2O$  e  $N_2$ .

As emissões de  $CH_4$  resultam de diversas atividades, incluindo as atividades agropecuárias como a criação de gado e a produção de arroz irrigado por alagamento. No Brasil, o setor agropecuário é o maior responsável pelas emissões de  $CH_4$ , sendo a principal emissão decorrente do rebanho de ruminantes, seguida das emissões da cultura do arroz irrigado.

As estimativas de emissões de  $CH_4$ , proveniente do cultivo de arroz no país no ano de 2005, foram próximas a 426 Gigagramas (Gg), superiores em 17,2% às estimativas de 1990 e 2,4% inferior às emissões estimadas de 1994. A região Sul foi responsável por 82,2% do total das emissões em 2005 (proveniente do cultivo de arroz no país), e desses (82,2%) 97,4% foi proveniente do cultivo de arroz sob regime de inundação contínua e o restante de outros sistemas de cultivo (Embrapa, 2010). No contexto global, estima-se que a emissão de  $CH_4$  em áreas cultivadas com arroz alagado varie de 20 a 100 Teragramas (Tg) por ano, equivalente a 16% do total das emissões de todas as fontes (IPCC 1995). Para chegar a esses valores segue-se a metodologia usada para os inventários nacionais de gases de efeito estufa de 1996 do IPCC, que considera um fator de emissão em função das condições como: tipo de ecossistema para o arroz; alagamento padrão; e, adição de material orgânico. Esses fatores são multiplicados pela área colhida anual equivalente a cada condição.

---

<sup>1</sup> A nitrificação pode ser resumida na equação seguinte:  $NH_3 + H_2O \rightarrow NH_4^+ + OH^-$ , logo  $2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 4H^+ + 2H_2O$ , e finalmente  $2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^-$

A condição de umidade é a principal responsável pela produção de metano, desde que exista carbono disponível para decomposição, resultado da fermentação provocada pelas bactérias em condições anóxicas. Portanto, a emissão pelos ruminantes é inevitável sob o ponto de vista de manejo, enquanto que a produção de arroz sob alagamento é controlada pela entrada e saída da água de irrigação. Nesse sentido, a redução da emissão pela criação de ruminantes se restringe à redução da quantidade de animais, o que não parece ser viável sob o ponto de vista da produção de alimentos, enquanto que a redução da emissão na produção de arroz é possível sem perdas de área cultivada, e, segundo Correia (1997) e Mezzomo (2009), sem perdas significativas na produtividade, apenas através de práticas agrícolas que podem alterar os processos de decomposição anaeróbica da MO.

## **1.2. Impactos e importância da cultura do arroz**

A cultura do arroz é conhecida em todos os continentes, tanto pela quantidade de área plantada como na produção, tornando-se um importante produto para fins econômicos e sociais. Aproximadamente 150 milhões de hectares de arroz são plantados anualmente no mundo, com produção em torno de 590 milhões de toneladas, sendo que mais de 75% é oriunda do sistema de cultivo irrigado por alagamento (EMBRAPA, 2005).

Em termos de importância do arroz na alimentação, pode ser considerado um dos produtos alimentícios mais relevantes, principalmente nos países em desenvolvimento, onde é alimento básico para cerca de 2,4 bilhões de pessoas. Sob ponto de vista nutricional, proporciona o fornecimento de 20% da energia e 15% da proteína per capita necessária ao homem, e seu cultivo, por se adaptar em diferentes condições, pode ocorrer em praticamente todas as partes do mundo (NAVES et. al, 2006).

Diante desse contexto, entre as atividades agrícolas, a produção de arroz ocupa espaço de destaque no cenário mundial. Ao mesmo tempo, é considerada uma atividade impactante no ambiente, comprometendo: a água, tanto pelo uso como pela contaminação; o ar, pela emissão de gases de efeito estufa; e, a fauna e flora pela alteração dos ambientes de várzeas. Também a falta ou a redução na

produção pode gerar um enorme impacto no suprimento da alimentação básica da população e na economia dos países produtores. Por outro lado, a atividade orizícola apresenta inúmeras possibilidades por práticas agrícolas de mitigação da emissão de gases de efeito estufa, considerado atualmente um grande problema ambiental mundial.

### **1.3. Solos alagados e produção de arroz no RS**

Os solos situados nas áreas de planícies ao longo de rios, lagoas e lagoas, denominados de várzeas, são solos que apresentam deficiência de drenagem e, no Rio Grande do Sul (RS), essas áreas chegam a abranger aproximadamente 5,4 milhões de hectares (20% da área total do Estado) (GOMES et al., 2006). O RS contribui em média com 66% da produção nacional de arroz, sendo o maior produtor brasileiro (IBGE, 2011). A lavoura de arroz irrigado no RS produz anualmente cerca de oito milhões de toneladas. Essa produção representa 3,1% do PIB (Produto Interno Bruto) e geram R\$ 175 milhões em ICMS (Imposto para Circulação de Mercadorias e Serviços) e 250 mil empregos (IBGE, 2011). Segundo Levantamento Sistemático da Produção Agrícola (LSPA), em levantamento de agosto de 2011, foram colhidos 2.752.238 ha no país, com produção próxima de 13.447.577 ton e rendimento médio de 4.886 kg ha<sup>-1</sup>, sendo que no RS a área colhida foi de 1.171.000 ha e produção de 8.942.000 ton (IBGE, 2011).

O sistema de cultivo de arroz predominante nessas áreas é a irrigação por alagamento, o qual mantém uma lâmina de água contínua durante quase todo o ciclo da cultura (80 a 100 dias), sendo entre 15 a 20 dias após emergência e 15 dias antes da colheita. Outra forma menos usual é com lâmina de água intermitente, ou seja, alterando períodos de alagamento com períodos de drenagem do solo (SOSBAI, 2007).

A produção no Estado, distribuída nas regiões fisiográficas, apresenta diferença no tamanho de lavoura, além da topografia, clima, solos, disponibilidade de água para irrigação, etc, e isso determina variações produtivas e na produtividade média. As regiões fisiográficas do RS compreendem: Fronteira Oeste, Depressão Central, Campanha, Litoral Sul, Planície Costeira Externa da Lagoa dos Patos e

Planície Costeira Interna da Lagoa dos Patos. Em censo realizado pelo IRGA na safra 2004/2005, apontou que a maior área média das lavouras situa-se na Região da Zona Sul com 285,45 ha; e a menor área média está na Região da Depressão Central, que é em torno de 47,29 ha. Já a Fronteira Oeste com 250,04 ha, a Campanha com 153,88 ha, a Planície Costeira Externa com 87,61 ha e pela Planície Costeira Interna, com 94,86 ha (IRGA, 2006).

As diferenças mencionadas anteriormente entre Regiões, como o tamanho das lavouras, refletem em diferentes sistemas de uso e manejo do solo e da água, conseqüentemente, todos os fatores envolvidos na emissão de gases serão afetados, proporcionando mudanças na quantidade e tipo de gás emitido, principalmente nas entressafras.

O uso das áreas de várzea foi durante muito tempo composto pela produção de arroz e pecuária de corte extensiva (SILVA e PARFITT, 2005), e nessas mesmas áreas percebia-se baixo retorno econômico por área devido ao pouco investimento técnico para incrementar a produtividade. A partir de então foram desenvolvidas muitas pesquisas com objetivo de buscar culturas de sequeiro que se adaptem nestas áreas e assim, diversificar a produção através de rotação de culturas e, conseqüentemente, aumentar a rentabilidade dessas áreas, além de controlar pragas e doenças do arroz (SILVA e PARFITT, 2005). Porém, mesmo culturas adaptadas às áreas úmidas, a viabilização do cultivo só é alcançada através da drenagem dessas áreas, o que altera as características do solo e o tipo e quantidade de gás emitido. Segundo dados do censo 2004/2005, apenas em 29% da área é realizado rotação com outras culturas, sendo a soja e o azevém as mais utilizadas (IRGA, 2006).

O aumento da produtividade, principalmente no RS, está sendo alcançada devido a uma série de medidas que tentam minimizar a influência negativa ou de aumentar a influência positiva das condições de tempo e clima sobre o arroz irrigado (SOSBAI, 2010). Dentro desse contexto, o plantio na época recomendada é o ponto chave, porém, para o sistema plantio convencional e mínimo, tanto o excesso como a escassez de água, podem afetar essas práticas. Ainda, segundo as recomendações da SOSBAI (2010), é fundamental que o manejo pós-colheita seja realizado adequadamente, como a correção de rastros deixados durante a colheita, e, principalmente, a incorporação da palha para acelerar a sua decomposição e facilitar as práticas de manejo pré-plantio e evitar atraso na semeadura.

Desse modo, estudos que investigaram a emissão de gases de efeito estufa comprovaram que a drenagem ou supressão da irrigação durante o cultivo do arroz reduz a emissão de metano, o qual é considerado o principal gás (MOTERLE, 2011). Porém, quando se altera as condições para diminuir a emissão de um determinado gás, como o metano, por exemplo, podem-se proporcionar condições de emissão de outro, como o dióxido de carbono e óxido nitroso, no efeito estufa. Assim, a rotação com culturas de sequeiro e o manejo da palha do arroz pós-colheita, além das vantagens já mencionadas anteriormente, provocarão alterações na emissão de metano, bem como para os demais tipos de gases emitidos nessa nova condição.

#### **1.4. Mecanismos de produção de gases de efeito estufa**

O carbono é o elemento químico fundamental dos compostos orgânicos e parte de seu ciclo consiste na assimilação (fixação) do gás carbônico da atmosfera, o qual é convertido em substâncias importantes nos vegetais, a partir do metabolismo fotossintético realizado pelos mesmos. Grande parte do carbono incorporado fica na biomassa do mesmo, que pode servir de fonte de nutrientes para subsequentes consumidores, chegando até o nível dos decompositores, os quais degradam o material orgânico transformando-o em diferentes compostos que: podem ficar estocados no solo como MO, serem carregados pela água ou devolvidos para a atmosfera na forma de gases.

O conteúdo de MO estocado no solo é resultado da diferença entre quantidade de entrada e de saída de carbono no solo e estas são afetadas pela temperatura, umidade, radiação solar, adubação orgânica, biomassa vegetal, tipo de cultivares, disponibilidade de substrato de carbono, tipo de solos, textura, mineralogia do solo e das práticas de manejo (SILVA et al., 2008). Entre os fatores que determinam os processos de decomposição, a presença de água é o principal, uma vez que a quantidade de água determina o grau de oxigenação, e esse, por desencadear uma série de mudanças nas variáveis como pH, temperatura, Eh, disponibilidade de nutrientes dentre outros, afetam direta ou indiretamente os processos de emissão de gases de efeito estufa.

Dentre os inúmeros aspectos relacionados à decomposição da MO que diferenciam um ambiente aerado de outro anóxico, a velocidade do processo e os diferentes produtos finais da decomposição são os que mais se destacam (PONNAMPERUMA, 1972). Quanto aos produtos finais da decomposição aeróbica temos: nitratos, CO<sub>2</sub>, sulfatos, e compostos humificados. Já na decomposição anaeróbica<sup>2</sup> são: CO<sub>2</sub>, hidrogênio, metano, amônia, aminas, sulfeto de hidrogênio, e resíduos parcialmente humificados. Quanto à velocidade do processo de decomposição, é muito maior quando há predominância da decomposição aeróbica, devido ao oxigênio ser usado como acceptor final de elétrons, e menor velocidade, ou seja, uma taxa de decomposição mais lenta, onde as condições favoreçam a presença de microrganismos anaeróbicos em detrimento dos aeróbicos. De acordo com os números apresentados por Ponnampereuma (1972), a difusão do oxigênio em ambientes alagados é 10.000 vezes mais lenta do que a difusão dentro de poros aerados, conseqüentemente, essa menor velocidade de difusão de oxigênio na água determina a ausência de condições para a decomposição aeróbica.

A decomposição dos resíduos vegetais em ambientes aerados se dá rapidamente devido a presença de oxigênio, que é o principal receptor de elétrons na cadeia respiratória, e é favorecida pelo revolvimento do solo. Dessa forma, quanto maior a quantidade de resíduos expostos ao ataque aeróbico, maiores serão as quantidades de CO<sub>2</sub> emitido para a atmosfera. O processo aeróbico de transformação dos resíduos em CO<sub>2</sub>, energia e substâncias celulares pode ser resumido na seguinte equação:



Em ambientes alagados, a decomposição dos resíduos é realizada por organismos anaeróbios facultativos ou obrigatórios, que utilizam outras substâncias inorgânicas como aceptores finais de elétrons, o que limita ou reduz a velocidade de decomposição. Após o esgotamento das substâncias inorgânicas, predominam as reações de fermentação, em que, tanto o doador como o acceptor de elétrons são compostos orgânicos. A partir desse momento, predomina a anaerobiose e,

---

<sup>2</sup> Digestão anaeróbia é uma série de processos em que microorganismos quebram materiais biodegradáveis na ausência de oxigênio. O processo de digestão começa com bactérias que hidrolisam os materiais de entrada, a fim de quebrar polímeros orgânicos insolúveis, como carboidratos, e disponibilizá-los para outras bactérias. Em seguida as bactérias acidogênicas convertem os açúcares e aminoácidos em dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e ácidos orgânicos. As bactérias acetogênicas convertem esses ácidos orgânicos em ácido acético, junto com a amônia, hidrogênio e dióxido de carbono. Finalmente, as bactérias metanogênicas convertem esses produtos para metano e dióxido de carbono.

consequentemente, a produção de metano como produto final da decomposição (SILVA, 2008).

Naturalmente, um solo pode atingir condições de anaerobiose devido à posição na paisagem, no qual, geralmente, os solos de várzea, apresentam lençol freático próximo da superfície, além da posição que permite a concentração de água drenada das áreas de maior altitude, e ainda, há camadas impermeáveis que impedem a drenagem (SILVA, 2008). Nas épocas de pouca precipitação essas áreas ficam total ou parcialmente aeradas e alteram-se os processos de decomposição e emissão de gases.

Em áreas de lavouras de arroz sob inundação, o solo fica submerso praticamente durante todo o período de cultivo, e então, nesses ambientes o catabolismo aeróbico é restrito para pequenos volumes de solo, enquanto que na parte restante do solo, os grupos microbianos dominantes são anaeróbicos, e estes obtêm energia a partir da oxidação de vários substratos reduzidos orgânicos e inorgânicos. A decomposição da matéria orgânica sob condições anaeróbicas resulta na acumulação de espécies reduzidas, incluindo o metano.

Durante o processo de alagamento, tanto nos ambientes naturais como nas áreas de cultivos, ocorrem mudanças nos mecanismos de produção de gases de efeito estufa, ou seja, conforme se altera o estado de oxigenação altera-se a predominância de determinado metabolismo microbiano e, consequentemente, o processo de formação de gases. Durante o cultivo de arroz, a maioria das áreas permanece alagada durante praticamente todo o ciclo, e durante a entressafra há várias possibilidades, variando de drenado ao saturado permanente, ou alternando-se em períodos saturado e drenado. Desse modo, o manejo da água na entressafra deve ser aquele que conduza à menor emissão de gases.

Pouco depois do alagamento há diminuição do oxigênio na água, e isso altera drasticamente as comunidades microbianas. Juntamente a isso, há redução do solo através de uma sequência de reações eletroquímicas. Inicialmente, como mostra esquema apresentado por Camargo et al. (1999), o  $\text{N-NO}_3^-$  é reduzido seguido do  $\text{Mn-MnO}_2$ ,  $\text{Fe-Fe(OH)}_3$  e  $\text{S-SO}_4^{-2}$ . A partir do esgotamento desses compostos se utiliza compostos orgânicos como aceptores finais de elétrons e, por consequência, há produção de metano. Portanto, a mudança dos processos ocorre em função de uma série de fatores relacionados ao ambiente anóxico, e a condição para produção dos gases óxido nitroso e metano não é a mesma. Assim, fica evidente que o

momento e intervalo de coleta para avaliação da emissão desses gases devam ser diferentes.

A quantidade de compostos inorgânicos, como o nitrato, por exemplo, é influenciada pelos processos de nitrificação e desnitrificação que acompanham a decomposição. A presença de amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) durante esse processo é considerada um dos principais fatores que condicionam a formação e emissão do óxido nitroso, favorecido pela temperatura e pH do solo. A produção de  $\text{N}_2\text{O}$  via nitrificação ocorre quando as bactérias oxidam o  $\text{NH}_4^+$ , na ausência de  $\text{O}_2$ , utilizando o  $\text{NO}_2^-$  como receptor de elétrons, e é maior ainda a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  por desnitrificação, onde os íons  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$  são reduzidos à  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  ou a  $\text{N}_2$  (REDDY e DELAUNE, 2008). Portanto, não se recomenda a adubação de solos alagados com nitratos, e mesmo quando usado outra forma de nitrogênio, busca-se manejos que evitam a transformação para nitrato. Também a adubação nitrogenada pode, indiretamente, favorecer a formação de metano devido à maior produção vegetal, que está atrelada à maior produção de exudatos radiculares, bem como a produção de material orgânico fonte de carbono. Por outro lado, a aplicação de adubação nitrogenada proporciona maior produtividade, e assim, como nos cálculos utiliza-se a quantidade emitida por tonelada produzida, não há incremento na média final.

O início da emissão de metano coincide com baixos valores de Eh, que são atingidos após aproximadamente três semanas de alagamento, momento em que as concentrações de Fe em solução chegam a seus máximos valores (SILVA et al., 2011). Vários autores relataram em seus trabalhos que o pico máximo de emissão de metano ocorre no florescimento ou coincidindo com o máximo desenvolvimento da cultura, o que está associado à maior liberação de compostos orgânicos radiculares e a maturidade dos aerênquimas nas plantas que servem de canais para emissão do metano do solo à atmosfera (WANG et al., 1993; CHIDTHAISONG et al., 1998; GRIEBELER et al., 2008; YU e PATRICK, 2004; LINDAU e BOLLIICH, 1993; CAI et al., 1997 e JOHNSON-BEEBOUT et al., 2009).

A emissão de metano pode ser influenciada por diferentes variedades de arroz, através de diferentes exsudações da raiz (SCHUTZ et al., 1989), ou pela incorporação de palha de arroz (SASS et al., 1991). Também, segundo esses autores, a quantidade de substrato (como exsudato de raiz) derivado de planta, disponível para a metanogênese, é diretamente associada à radiação solar.

### **1.5. Manejo da palha e da água na entressafra do arroz**

No Estado do Rio Grande do Sul, os sistemas de cultivo utilizados para a cultura do arroz alagado são, principalmente, o cultivo convencional e mínimo (SOSBAI, 2010). Independente do sistema, o preparo do solo ocorre na entressafra, sendo que para no sistema convencional, faz-se o preparo utilizando equipamentos de acordo com o tipo de solo, profundidade desejada e condições de cobertura do solo. Já no sistema cultivo mínimo, a implantação do arroz é realizada sobre solo previamente preparado, onde houve tempo para formação de cobertura vegetal, a qual é controlada antes da implantação, com uso de herbicida.

A época de preparo do solo ocorre de acordo com os objetivos. Para eliminar os restos orgânicos deixados da cultura anterior é recomendado o uso de gradagem pesada ou aração logo após a colheita, picando, espalhando e enterrando, para evitar problemas de excesso de palha na hora do preparo do solo para semear a nova safra (NEVES, 2007).

Em áreas com alta infestação de arroz-vermelho, geralmente as que são utilizadas de forma intensiva com cultivo de arroz, recomenda-se evitar a aração e gradagem profunda logo após a colheita, para evitar o enterramento das sementes de arroz-vermelho e, conseqüentemente, aumentando a sua longevidade (SOSBAI, 2010). Diante disso, se recomenda uma gradagem superficial para picar a palha e induzir a germinação de sementes de invasoras para acelerar a decomposição da palha de arroz e reduzir o banco de sementes de invasoras.

Vários métodos de manejo da área de cultivo arroz na entressafra podem ocorrer, sendo que a escolha de um ou outro depende dos objetivos de cada produtor. O manejo também depende das características da propriedade, tais como: área cultivada, tipo de solo, tamanho dos quadros e das máquinas e implementos disponíveis, uso ou não da resteva para a pecuária, ou ainda, rotação de culturas.

Diante das inúmeras possibilidades de manejo da área na entressafra, há inúmeras condições de umidade do solo e de destino dos restos culturais. Nas áreas que não recebem manejo nenhum, ficam em pousio com ou sem gado, a palha fica sobre o solo e este, pode ficar alagado, ou não, durante a entressafra, dependendo do regime pluviométrico e dos sistemas de drenagem. Outra condição dada na entressafra é a do preparo do solo para futura safra, com a incorporação da palha e

nivelamento da área. Nessa condição o solo também pode ficar alagado, dependendo do regime de chuvas e dos sistemas de drenagem.

Diante do exposto, é de fundamental importância estudos que avaliem e analisem os processos que ocorrem nos solos, durante a mudança das características químicas e físicas (fatores), devido ao manejo da irrigação e dos restos culturais do arroz, e relacionar com a emissão de gases de efeito estufa.

## 2 HIPÓTESES

- a) Considerando o curso dos processos de redução do solo, a dinâmica da emissão de óxido nitroso não é a mesma do metano. Portanto, o momento e o intervalo entre coletas para determinação da emissão desses gases não é a mesma.
- b) A concentração de nitrato no solo depende da adição de N e material orgânico, e a interação entre estes determina a intensidade e período de emissão de óxido nitroso. Solos com mesma concentração de nitrato apresentam mesmo potencial de emissão, porém, se submetidos a diferentes quantidades de palha emitem menos quanto mais palha tiver.
- c) A incorporação da palha no solo saturado favorece a emissão de metano, enquanto que a presença de nitrato no solo e alteração do estado de umidade está diretamente relacionada com a emissão do óxido nitroso.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1. Objetivo geral**

O objetivo desse trabalho foi avaliar a emissão de GEE, com ênfase no  $N_2O$  e  $CH_4$ , em um planossolo alagado em casa de vegetação, e as alterações eletroquímicas da solução do solo, para determinar o momento e intervalo entre coletas de amostras mais adequados para avaliação da emissão desses gases, e a influência de fatores antrópicos como a disponibilidade de palha de arroz e de nitrato na dinâmica e magnitude das emissões.

#### **3.2. Objetivos específicos**

- Estudo I. Analisar as mudanças eletroquímicas do solo na fase inicial de inundação correlacionando com a emissão de GEE, avaliar o tempo necessário para que ocorram os processos envolvidos na emissão desses gases, e assim determinar o início e qual o intervalo entre coletas adequado para registrar os picos de emissões.
- Estudo II. Analisar a emissão de  $N_2O$  de um solo alagado submetido a diferentes concentrações de nitrato e aporte de palha, bem como a relação com as mudanças eletroquímicas na solução do solo.
- Estudo III. Avaliar o efeito do manejo da palha de arroz e da água na mudança eletroquímica na solução do solo e, conseqüentemente, na emissão de GEE.

## 4 ORGANIZAÇÃO DOS ESTUDOS

A presente tese foi estruturada em três estudos, cada um abordou umas das três hipóteses como descritos a seguir:

**Estudo I:** Nesse estudo foi testada a hipótese de que devido ao curso dos processos de redução durante a alteração do estado de umidade do solo, a dinâmica da emissão de óxido nitroso não é a mesma do metano, portanto, o intervalo de tempo entre coletas e o início não é a mesma.

**Estudo II:** Considerando a concentração de nitrato responsável pela intensidade e período de emissão de óxido nitroso e o material orgânico como fonte de carbono para os microrganismos, este estudo visou relacionar a emissão de óxido nitroso com as concentrações de nitrato e aporte de palha no solo.

**Estudo III:** Nessa fase do estudo foi avaliado o efeito do manejo da palha de arroz e da água na mudança das características eletroquímicas do solo e, conseqüentemente, na emissão de GEE.

## 5 ESTUDO I: DETERMINAÇÃO DO INÍCIO E INTERVALO ENTRE COLETAS DE AMOSTRAS PARA AVALIAÇÃO DE GEE

### 5.1. Introdução

Em cultivos de arroz irrigado há predomínio de atividade anaeróbica no solo, devido à presença da lâmina de água, que determina ausência de  $O_2$  (SILVA et al., 2008). A mudança de potencial de oxi-redução está relacionada com a redução do oxigênio e outros receptores de elétrons, o que, por sua vez, ocasiona aumento no pH dos solos ácidos. A alteração do pH nestes solos está relacionada com a redução de compostos oxidados pela atividade dos microrganismos anaeróbicos, os quais usam essas substâncias como receptores de elétrons para produção de energia (SOUZA et al., 2002). Estas modificações referem-se ao sistema oxi-redutor, em que o potencial de oxi-redução (Eh) é o indicador mais importante do estado de oxidação ou redução nestes solos (CAMARGO et al., 1999).

Durante o processo de alagamento, tanto nos ambientes naturais como nas áreas de cultivos, ocorrem mudanças nos mecanismos de produção de gases de efeito estufa, ou seja, conforme se altera o estado de oxigenação altera-se a predominância de determinado metabolismo microbiano e, conseqüentemente, o processo de formação de gases. Pouco depois do alagamento há diminuição do oxigênio na água e isso altera drasticamente as comunidades microbianas. Há então a redução do solo através de uma sequência de reações eletroquímicas. Inicialmente, como mostra esquema apresentado por Camargo et al. (1999), o  $N-NO_3^-$  é reduzido para  $NO$ ,  $N_2O$  e  $N_2$ , seguido do  $Mn-MnO_2$ ,  $Fe-Fe(OH)_3$  e  $S-SO_4^{-2}$ . A partir do esgotamento desses compostos os microrganismos utilizam compostos orgânicos como aceptores finais de elétrons e, por conseqüência, há produção de metano. Portanto, a mudança dos processos ocorre em função de uma série de fatores relacionados ao ambiente anóxico.

A quantidade de compostos inorgânicos, como o nitrato, por exemplo, é influenciada pelos processos de nitrificação e desnitrificação que acompanham a decomposição. A presença de amônia ( $NH_4^+$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ ) durante esse processo é considerada um dos principais fatores que condicionam a formação e emissão do

óxido nitroso, uma vez que o  $\text{NO}_3^-$  é o próximo composto usado após o oxigênio, favorecido pela alta temperatura e baixo pH do solo. A produção de  $\text{N}_2\text{O}$  via desnitrificação é quando os íons  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$  são reduzidos à  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  ou a  $\text{N}_2$ . Portanto, não se recomenda a adubação de solos alagados com nitratos, e mesmo quando usado outra forma de nitrogênio, buscam-se manejos que evitam a transformação para nitrato, como o alagamento imediato, por exemplo.

Já o início da emissão de metano coincide com baixos valores de Eh, que são atingidos após aproximadamente três semanas de alagamento, momento em que também as concentrações de Fe em solução chegam a seus máximos valores (Silva et al., 2011), e não há mais nitrato no solo. Com o esgotamento das substâncias inorgânicas, predominam as reações de fermentação, em que, tanto o doador como o acceptor de elétrons são compostos orgânicos. A partir desse momento, predomina a anaerobiose e, conseqüentemente, a produção de metano como produto final da decomposição (SILVA, 2008). Conseqüentemente, a emissão de metano somente ocorre depois que cessa a produção de óxido nitroso.

Nesse contexto, cresce a preocupação com a quantificação das emissões de gases de efeito estufa pelas diferentes atividades e também a de desenvolver mecanismos para reduzir essa emissão. Muitos estudos têm sido realizados, mas o protocolo de coleta e avaliação dos gases é o mesmo (coletas semanais após o alagamento) ou pelo menos, sem um critério específico para cada gás (HYVÖNEN et al., 2009; ZOU et al., 2009; ZSCHORNACK, 2011; YAO et al., 2012). Entretanto, considerando a dinâmica das transformações eletroquímicas após o alagamento sugere-se que o momento e intervalo de coleta para avaliação da emissão desses gases devam ser diferentes. Diante disso, o objetivo desse trabalho é avaliar a emissão de GEE relacionando com as alterações eletroquímicas da solução do solo em função do tempo de alagamento para estabelecer um novo protocolo de coleta desses gases.

## 5.2. Material e métodos

O Estudo foi desenvolvido em estufa climatizada do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS entre 17 de novembro de 2011

e 31 de março de 2012. O experimento consistiu na manutenção do alagamento de vasos com e sem cultivo de arroz, contendo solo coletado em várzea produtora de arroz do Departamento de Solos da UFSM (Planossolo Háplico).

### 5.2.1. Coleta de solos e preparo dos vasos

O solo foi coletado na camada de 0–20 cm, seco ao ar, moído e peneirado em malha de 4 mm. Para caracterização química do solo, foi enviada uma amostra ao Laboratório de Análises de Solos do Departamento de Solos da UFSM.

Para montar o experimento, vasos de PVC com dimensões de 40 cm de altura e 25 cm de diâmetro ( $0,049 \text{ m}^2$ ) receberam 7 kg de solo homogêneo, os quais foram distribuídos em bancada sob mesmas condições de casualidade (Figura 1). Através das características físicas do solo foi calculada a quantidade de água necessária para deixar o solo em capacidade de campo até os 25 dias anteriores ao alagamento. A manutenção da umidade foi realizada com auxílio de uma balança para que mantivesse o peso constante do solo já umedecido.



Figura 1 – Foto do experimento na estufa climatizada mostrando vasos com e sem cultivo de arroz.

### 5.2.2. Tratamentos e condução do experimento

O experimento foi organizado em delineamento inteiramente casualizado com dois tratamentos e três repetições:

T1= Vaso com planta;

T2= Vaso sem planta;

Inicialmente as sementes de arroz foram preparadas para germinação em ambiente umedecido, e então, cinco dias depois 10 plântulas foram transplantadas para os vasos com umidade na capacidade de campo e logo foram desbastadas deixando seis plantas por vaso. Aos 25 dias após transplante, em que as plantas atingiram em torno de 10 cm de altura, os vasos foram alagados formando inicialmente uma lâmina de água de 1 cm de altura e na medida em que as plantas foram crescendo foi aumentando a lâmina até no máximo 10 cm para todos os vasos (Figura 2). Foram preparados vasos excedentes ao número de tratamentos para que a 15 dias após início do alagamento fossem submetidos a supressão de água e à adição de uréia para verificar a influência da adubação nitrogenada na emissão de  $N_2O$ . Como não houve intervalo entre a aplicação de uréia e re-alagamento, não formou  $NO_3^-$ , e assim, não houve emissão de  $N_2O$  (Obs.: por não apresentar diferença e por não ter sido aplicado uréia nos vasos sem arroz, foram descartados os vasos excedentes na avaliação e contabilização das emissões).

A fase de avaliação do intervalo de coleta adequado para registrar a emissão de  $N_2O$  foi realizada logo após o alagamento. Nesta fase foi avaliada detalhadamente a evolução da emissão do óxido nitroso. Para tal foram coletadas diariamente amostras do primeiro ao sétimo dia sendo que nos cinco dias iniciais foram coletadas amostras às 7:00, 11:00 e às 16:00 horas e no sexto e sétimo dia apenas às 11:00 horas, para registrar o final do período de emissão.

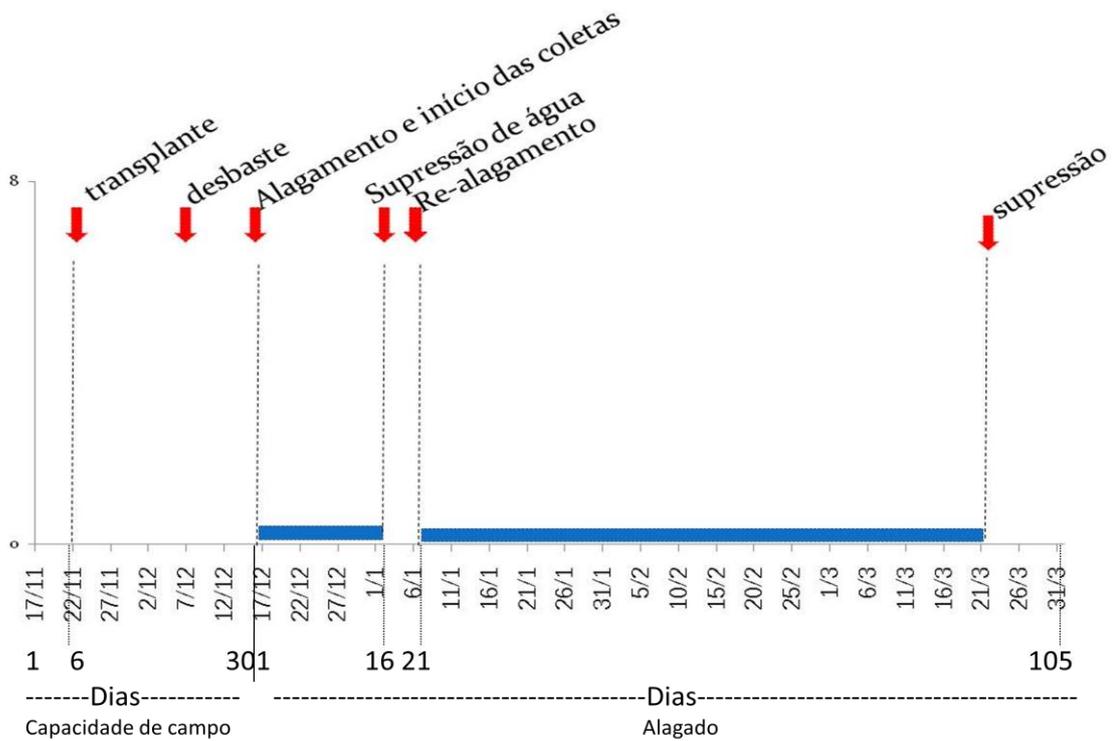


Figura 2 – Esquema representativo da condução do experimento

Juntamente com as coletas de amostras de gases foram coletadas amostras da solução do solo para avaliação das alterações do pH, Eh, teores disponíveis de nitrato, ferro, manganês e carbono.

### 5.2.3. Coleta e análises de gases

A coleta de amostras de ar para avaliação das emissões dos gases foi feita utilizando o método da câmara fechada estática (Mosier, 1989), a qual é composta por um tubo de PVC fechado em sua extremidade superior, acoplado à parte superior dos vasos por meio de um canal circular preenchido com água, visando à vedação completa do sistema (Figura 3). A parte superior do tubo de PVC é acoplada aos vasos contendo o solo e as plantas de arroz para a realização da coleta das amostras de ar. Um termômetro digital, uma válvula de três vias para a coleta das amostras de ar e um ventilador com finalidade de homogeneizar o ar no

interior da câmara imediatamente anterior à coleta propriamente dita, estão junto à parte superior (Figura 3).

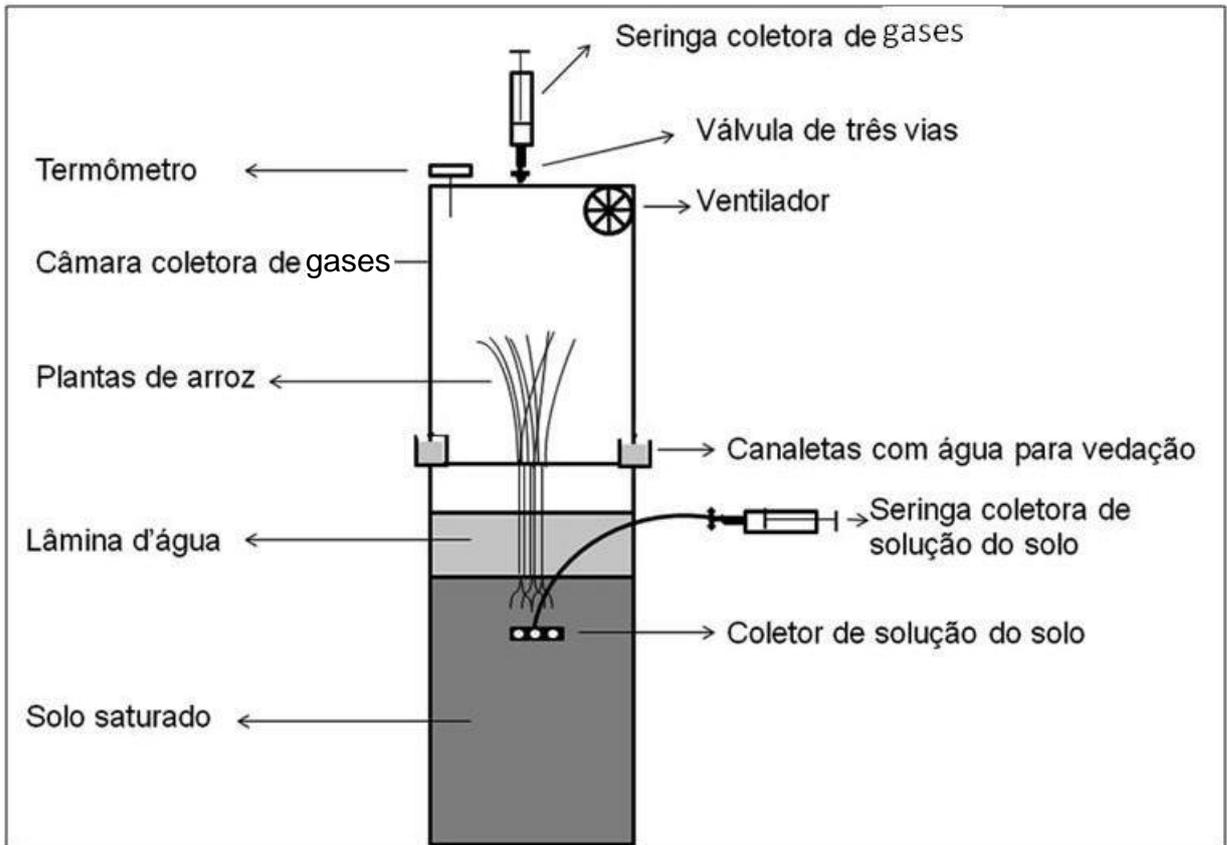


Figura 3 – Ilustração do vaso e tubo de PVC superior que constituem a câmara estática e demais detalhes (canaleta com água, termômetro, válvula de três vias, etc., na parte superior da câmara)

Fonte: Modificado de Silva et al., (2011).

Para coleta dos gases foram utilizadas seringas de polipropileno de 20 mL, que são acopladas à válvula de três vias na extremidade superior do tubo de PVC, e amostras de ar são coletadas ao 0, 5, 10 e 15 minutos após o fechamento da câmara.

Imediatamente após a coleta, as seringas foram armazenadas em caixa térmica contendo gel em forma de gelo, e levadas até o Laboratório do Departamento de Solos da UFSM, para análise cromatográfica da concentração dos gases das amostras de ar. Por ocasião das coletas, foram medidas a temperatura no interior da câmara e a altura da lâmina de água, a qual é utilizada na determinação

do volume de ar da câmara para os cálculos das taxas de emissão dos gases. As temperaturas da água de inundação e do solo a 10 cm de profundidade foram registradas com auxílio de termômetro digital com haste metálica.

A concentração dos gases nas amostras de ar foi determinada, num prazo de no máximo 12 horas após a coleta, em cromatógrafo SHIMADZU, GC-2014 (Mod. "Greenhouse"), equipado com três colunas empacotadas funcionando a 70 °C, N<sub>2</sub> com o gás de arraste a um fluxo de 26 mL min<sup>-1</sup>, injetor com alça de amostragem direta de 1 mL e temperatura de 250 °C, detector de ionização de chama (FID) a 250 °C.

Os fluxos dos gases foram calculados com base no seguinte procedimento:

Inicialmente foram organizados no Excel os dados de temperatura no interior das câmaras no momento de cada coleta de amostra de ar, as quais foram realizadas nos tempos zero, cinco, dez e quinze minutos, junto e respectivo o valor da concentração dos gases. O N<sub>2</sub>O estava expresso em ηmol mol<sup>-1</sup>, enquanto o CH<sub>4</sub> e o CO<sub>2</sub> estavam em μmol mol<sup>-1</sup>.

Então foram ajustados os valores da concentração para ηg de N câmara<sup>-1</sup> para o N<sub>2</sub>O e para μg de C câmara<sup>-1</sup> para o CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> pela seguinte fórmula:

$$\eta\text{g de N e } \mu\text{g de C/câmara} = \frac{Q * E * P * V}{R * T}$$

Onde: Q, a quantidade do gás na câmara no momento da coleta (ηmol mol<sup>-1</sup>); E, é a equivalente de ηg N ηmol<sup>-1</sup> do N<sub>2</sub>O e μg C ηmol<sup>-1</sup> do CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, igual a 28 e 12, respectivamente; P, a pressão atmosférica (atm) no interior da câmara, assumida como 1 atm; V, o volume da câmara (L); R, a constante dos gases ideais (0,08205 atm L mol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>); T, a temperatura no interior da câmara no momento da coleta (°K).

A taxa de aumento do gás no interior da câmara (por minuto) foi obtida pelo coeficiente angular da equação da reta ajustada entre a concentração dos gases e o tempo de coleta, gerada no Excel pela fórmula da projeção linear. A partir dos valores de fluxo calculados por dia, estimou-se a emissão total do período pela integração da área sob a curva obtida pela interpolação usando o programa computacional Sigmaplot®.

#### 5.2.4. Coleta e análise da solução do solo

Realizou-se coleta da solução do solo toda vez que houve coleta de gases, visando relacionar as alterações nas características eletroquímicas com a emissão dos gases nos diferentes tratamentos. Previamente à inundação do solo, foi instalado um tubo de PVC (10 cm de comprimento x 2,5 cm de diâmetro), o qual ficou alojado a 5 cm abaixo do nível do solo. Em uma de suas extremidades, o tubo foi perfurado e recoberto com tela de poliamida com porosidade de 80  $\mu\text{m}$ . Na extremidade externa do tubo foi conectada uma mangueira (3 mm de diâmetro x 50 cm de comprimento) com uma seringa de polietileno de 60 mL na sua outra extremidade, com a qual foi realizada sucção para extração da solução do solo (Figura 3).

Nas amostras de solução do solo, determinou-se o pH e o potencial redox com potenciômetros portáteis, sendo o eletrodo de potencial redox do tipo Ag/AgCl com anel de platina. Em seguida, uma alíquota de 30 mL da solução foi filtrada (Milipore® 0,45  $\mu\text{m}$ ) com auxílio de uma bomba de vácuo, após foi acidificada pela adição de 1 mL de HCl 1 mol L<sup>-1</sup>, a fim de evitar a precipitação do Fe por reoxidação da solução durante o armazenamento da amostra. Posteriormente, nessa solução acidificada foram analisados os teores de Fe e de Mn por espectrofotometria de absorção atômica. Uma parte da amostra da solução foi filtrada em filtros de 0,22  $\mu\text{m}$ , para análise dos teores de: NO<sub>3</sub> por cromatografia líquida e carbono solúvel (Cs) por oxidação com dicromato de potássio.

#### 5.2.5. Análises dos dados

Como forma de visualizar qual o horário de coleta que melhor representa a média diária de emissão de N<sub>2</sub>O, os dados das coletas realizadas as 7:00, 11:00 e 16:00 horas foram transformados em gráficos de coluna, e para o horário das 11:00 horas se adicionou o erro padrão da média dos três horários. Além do mais, para verificar as diferenças entre os horários, estes foram submetidos à análise de variância Kruskal-Wallis, análise não-paramétrica, a qual se destina a comparar três

ou mais amostras independentes do mesmo tamanho, ou desiguais, usando o teste de comparação de médias Student-Newman-Keuls, pelo programa Bioestat. Este teste foi escolhido porque os dados não apresentaram distribuição normal pelo teste Shapiro-Wilk.

Para avaliação dos momentos da variação da emissão dos diferentes gases ao longo do período, os dados foram plotados em gráficos de linhas e alinhados em um mesmo eixo. Com a integração das curvas foi encontrado o total acumulado ao longo do período avaliado em cada repetição, e então, submetidos à análise de variância já descrita anteriormente, assim como o teste de comparação de médias. Para essa análise ao longo do período foram considerados os valores encontrados no horário das 11:00 horas, bem como os demais dados (solução do solo), os quais foram plotados no sigmaplot para visualização da variação nos dois tratamentos (com arroz e sem arroz).

É importante considerar que os valores encontrados neste estudo podem não representar valores absolutos encontrados em campo, portanto, devem-se utilizar os valores relativos, os quais ajudam a entender e explicar os processos que ocorrem em função dos tratamentos. Há potencialização dos processos devido ao volume reduzido de solo nos vasos, o que pode favorecer o aumento da temperatura, porém as variações são homogêneas e com menor amplitude, além de, principalmente, controlar a quantidade de água.

A conversão dos valores totais acumulados nos períodos para CO<sub>2</sub> equivalente foi calculado multiplicando os valores de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> por 298 e 25, respectivamente.

### **5.3. Resultados**

#### **5.3.1. Intervalo entre coletas para análise de emissão de GEE**

Houve variação na emissão de óxido nitroso nos diferentes horários de coleta. As menores emissões foram registradas no início da manhã (7:00 horas) e as

máximas às 16:00 horas, enquanto no horário próximo ao meio dia (11:00 horas) se registrou os valores mais próximos da média das três coletas.

As coletas realizadas às 7:00 horas da manhã mostram que o pico máximo de emissão de  $N_2O$  ( $3,15 \text{ g } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) para o tratamento sem arroz ocorreu no quinto DA, enquanto no tratamento com arroz ocorreu no quarto DA e foi de  $1,23 \text{ g } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  (Figura 4). Nas coletas realizadas às 11:00 horas, ambos os tratamentos tiveram o ponto máximo de emissão no 4º DA, e os valores foram de  $6,57$  e  $2,71 \text{ g } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  para os tratamentos sem e com arroz, respectivamente (Figura 4). Os valores máximos encontrados nas amostras coletadas no horário das 16:00 horas foram de  $6,31$  e  $4,03 \text{ g } N_2O \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ , no 5º e 4º DA, para os tratamentos sem e com arroz, respectivamente (Figura 4).

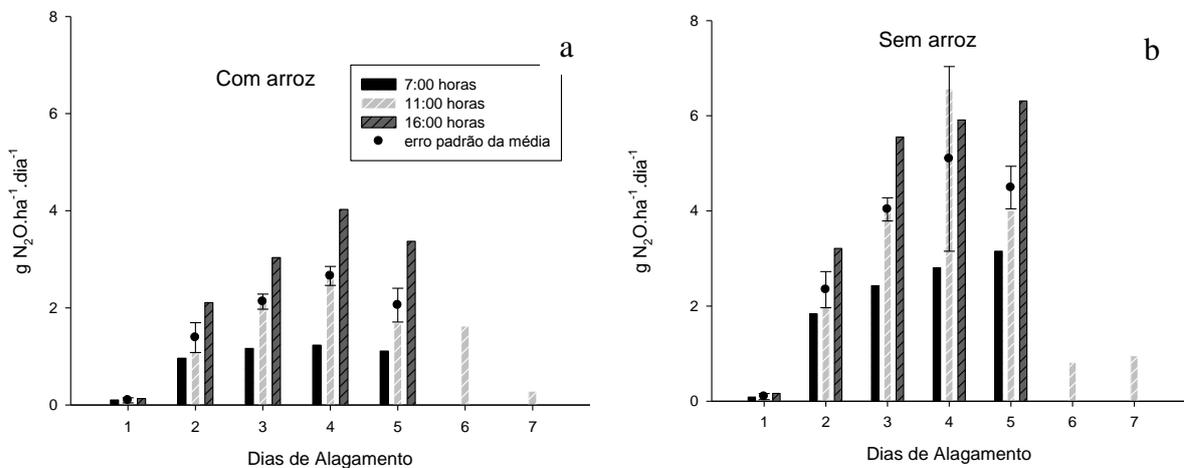


Figura 4 – Taxas médias diárias de emissão de  $N_2O$  em três horários de coleta em vasos alagados cultivados com arroz (a) e sem cultivo de arroz (b) durante os primeiros sete DA (dias de alagamento).

Para ambos os tratamentos, os dados das coletas realizadas às 11:00 horas pode representar a média do dia. Os valores das coletas realizadas as 7:00 e 16:00 horas podem subestimar ou superestimar caso sejam utilizados como média diária. Isto foi comprovado pela análise dos dados em que a coleta das 16:00 horas é diferente estatisticamente da coleta das 7:00 horas e a média das três coletas não difere e fica próximo dos valores encontrados na coleta das 11:00 horas (Figura 5).

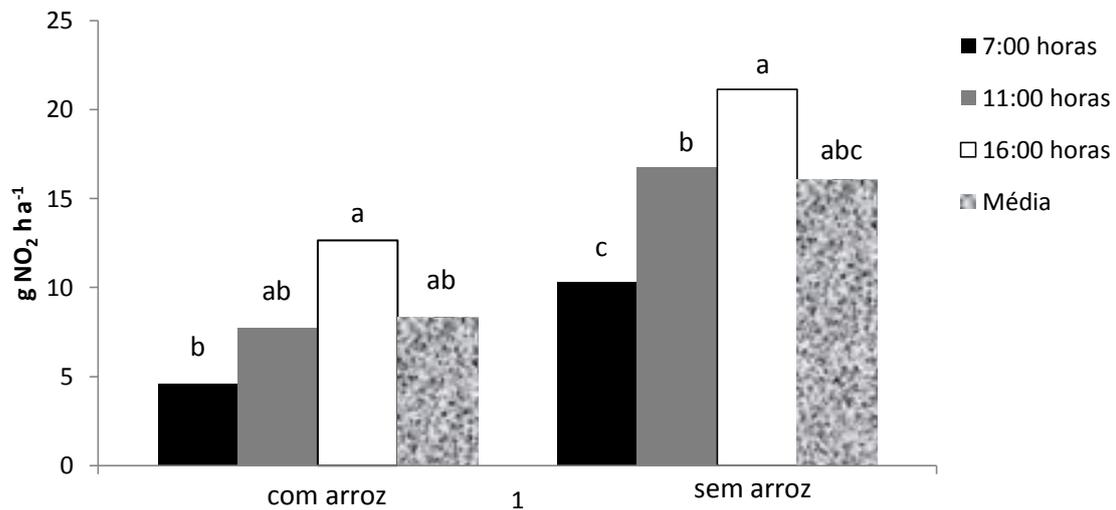


Figura 5 – Média de  $N_2O$  acumulada das coletas realizadas às 7:00, 11:00 e 16:00 horas durante os cinco DA (dias de alagamento) de vasos com e sem cultivo de arroz. Horários com letras diferentes dentro de um mesmo tratamento diferem estatisticamente entre si.

### 5.3.2. Início da emissão de GEE

As emissões de  $N_2O$  foram registradas apenas na primeira semana de alagamento iniciando imediatamente com o alagamento, sendo maior nos vasos sem cultivo de arroz (Figura 6). Após o 7º DA não houve emissão representativa até o final do ciclo do arroz que ocorreu aos 105 DA (Figura 6). Ao somar os valores diários de emissão no horário das 11:00 horas obteve-se o total acumulado de 18,5 g e 9,6 g  $ha^{-1}$ , respectivamente nos tratamentos sem e com arroz.

A emissão do metano iniciou aos 41 e 49 DA para os tratamentos com arroz e sem arroz, respectivamente, e variou até o final do ciclo com picos aos 55, 76 e 98 DA para o tratamento sem arroz, e nos 55 e 69 DA para o tratamento com arroz. Considerando o período sem interrupção do alagamento, o início da emissão de metano ocorreu aos 26 e 18 DA, respectivamente, para os tratamentos sem arroz e com arroz (Figura 6).

Os fluxos de  $CO_2$  foram bem distintos entre os tratamentos, sendo que para os vasos com arroz a emissão foi bem destacada a partir do 30º DA, alcançando taxas máximas de 2,75  $kg\ ha^{-1}\ dia^{-1}$  no 55º DA (Figura 6). Pela integração das curvas ao longo do experimento verificou-se diferença estatística entre os tratamentos em que os valores acumulados da emissão foram de 80,3 e 13,7  $kg\ ha^{-1}$ , para os

tratamentos com e sem arroz, respectivamente, ou seja, quase 6 vezes mais emissão em função do cultivo do arroz.

Neste experimento, em que se manteve o solo alagado nos vasos, constatou-se que os momentos de coletas ou, início da emissão, não são os mesmos para os diferentes gases. O  $N_2O$  teve emissões representativas apenas nos primeiros 7 DA, enquanto que o  $CH_4$  e o  $CO_2$  tiveram variações após 40 DA, como mostra a Figura 6.

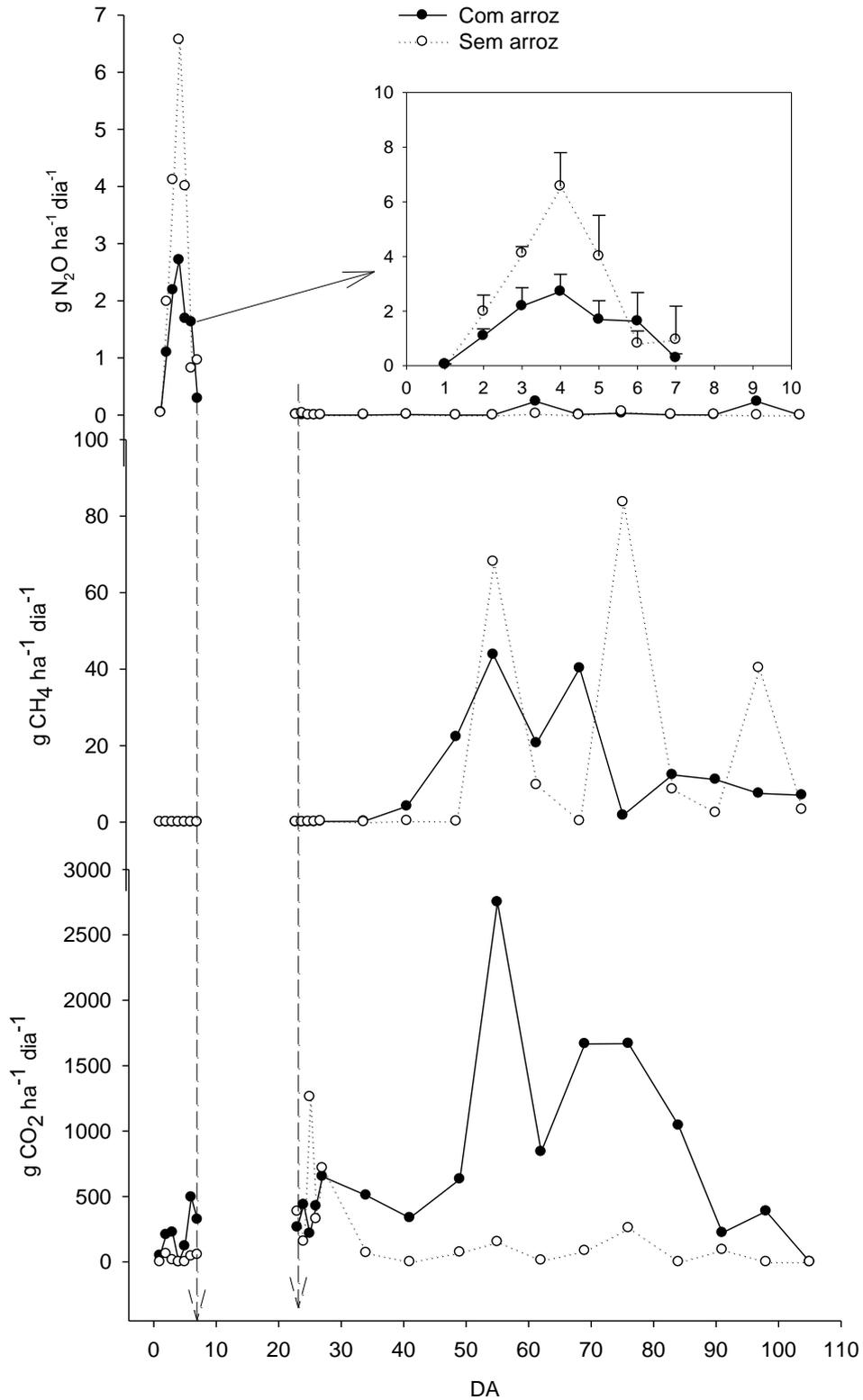


Figura 6 – Taxas médias diárias de emissão de N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> em vasos alagados cultivados com arroz e sem cultivo de arroz durante os 105 DA (dias de alagamento). (Obs.: No período compreendido entre as linhas pontilhadas, os vasos não receberam reposição da água evapotranspirada até o estado de capacidade de campo, momento onde receberam uréia e imediatamente re-alagamento).

A quantidade de CH<sub>4</sub> acumulada, estimado a partir da integração da curva de emissão durante todo o período de cultivo do arroz, foi de 1,5 e 1,2 kg ha<sup>-1</sup> para os tratamentos sem arroz e com arroz, respectivamente. Essa diferença corresponde a 20% mais emissão pelo fato de não haver o cultivo de arroz, porém, não houve diferença significativa entre os tratamentos. Ao analisar o gráfico percebe-se picos relativamente com grandes amplitudes nas emissões para o tratamento sem arroz, o que não é comum, já que não há alteração no conteúdo orgânico e nem na dinâmica de redução eletrolítica. Esses picos elevados e sem tendência podem ser atribuídos ao desprendimento de bolhas acumuladas no limo formado na superfície da água (Figura 7), o qual impede o fluxo normal diário (facilitado na presença da planta de arroz em função dos aerênquimas, Moterle, 2011), e no momento de manipulação dos vasos pode haver desprendimento, superestimando os fluxos, o que teria causado altos valores e sem lógica na dinâmica.



Figura 7 – Foto mostrando a formação de limo na superfície da água no tratamento sem cultivo de arroz.

### 5.3.3. Alterações eletroquímicas da solução do solo

Os valores de pH da solução do solo foram crescentes ao longo do experimento (Figura 8). Logo após o alagamento o pH estava em torno de 4,2 chegando ao final com valores próximos a 6,5, para ambos os tratamentos. O contrário aconteceu para os valores de Eh, que logo após alagamento apresentavam valores em torno de 140 mv e ao final próximos a 20 mv para ambos os tratamentos, porém com pequena diferença, sendo na maioria das vezes menores para os vasos sem arroz.

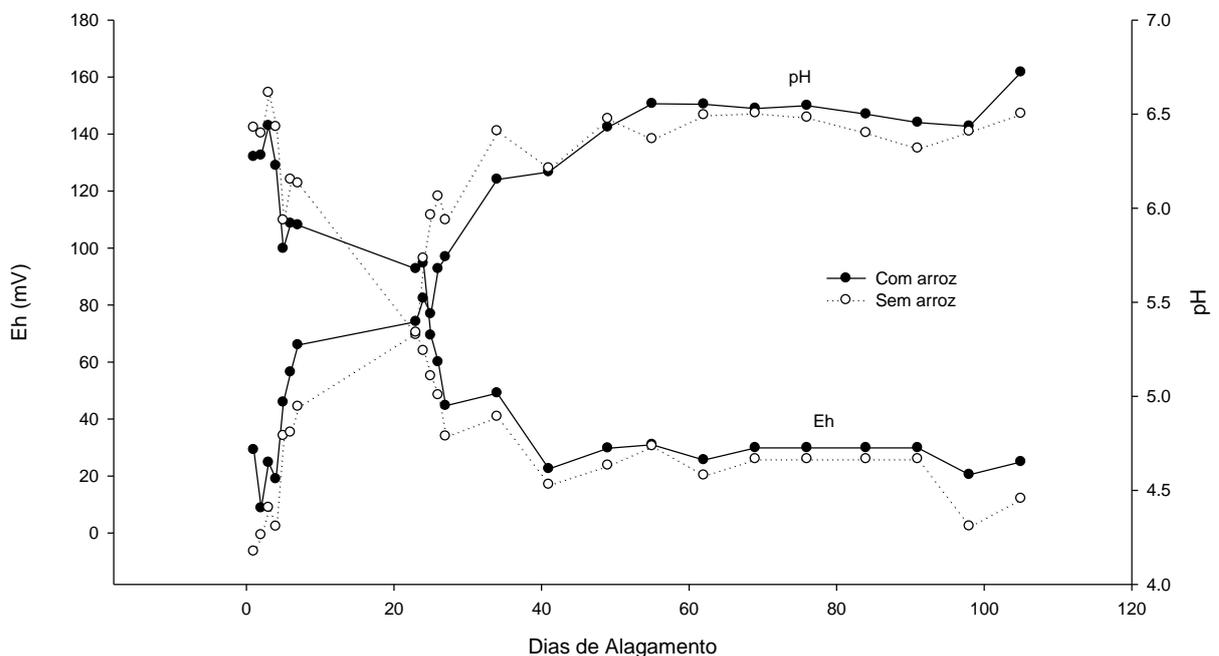


Figura 8 – Evolução da mudança do pH e Eh da solução do solo de vasos alagados cultivados com arroz e sem cultivo de arroz durante os 105 DA.

A concentração de Fe na solução do solo variou de 1,2 a 228 mg L<sup>-1</sup> no tratamento com arroz e de 1,2 a 387 mg L<sup>-1</sup> no tratamento sem arroz (Figura 9a). Assim como a concentração de Fe, a do Mn foi maior para o tratamento sem arroz, variando de valores próximos de 1 mg L<sup>-1</sup> até 8 e 11,8 mg L<sup>-1</sup>, nos tratamentos com e sem arroz, respectivamente. Logo após o alagamento percebe-se altos teores de Mn na solução e uma brusca queda da concentração de Mn na solução do solo de 6,7 e

8,3 mg L<sup>-1</sup> (1º DA) para 1,3 e 1,6 mg L<sup>-1</sup> (7º DA) nos tratamentos com e sem arroz, respectivamente, voltando a aumentar com o passar dos dias (Figura 9b).

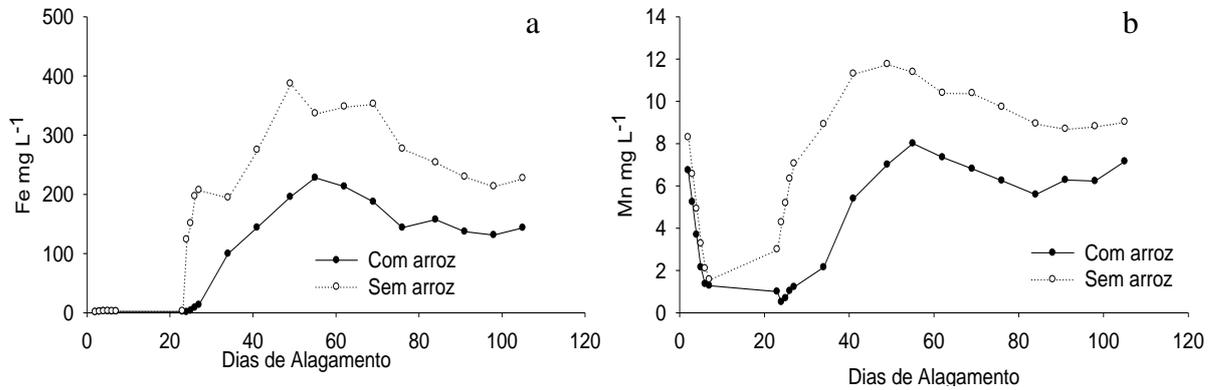


Figura 9 – Variação dos teores de Fe (a) e de Mn (b) na solução do solo de vasos alagados cultivados com arroz e sem cultivo de arroz durante os 105 DA (dias de alagamento).

Os valores de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na solução do solo logo após alagamento estavam em torno de 120 mg L<sup>-1</sup> em ambos os tratamentos, e aos sete DA os valores caíram para 5,1 e 24 mg L<sup>-1</sup>, para os tratamentos com e sem arroz, respectivamente (Figura 10a). Quanto ao carbono solúvel, a variação ao longo do experimento foi similar entre os dois tratamentos, com valores entre 12 e 98 mg L<sup>-1</sup>, sendo os maiores valores logo após alagamento, com valores mínimos próximos aos 30 DA e aumento gradual até próximo a 80 mg L<sup>-1</sup> no 70º DA (Figura 10b). Houve uma pequena superioridade de valores no tratamento com arroz, o que pode ser devido aos exudatos radiculares.

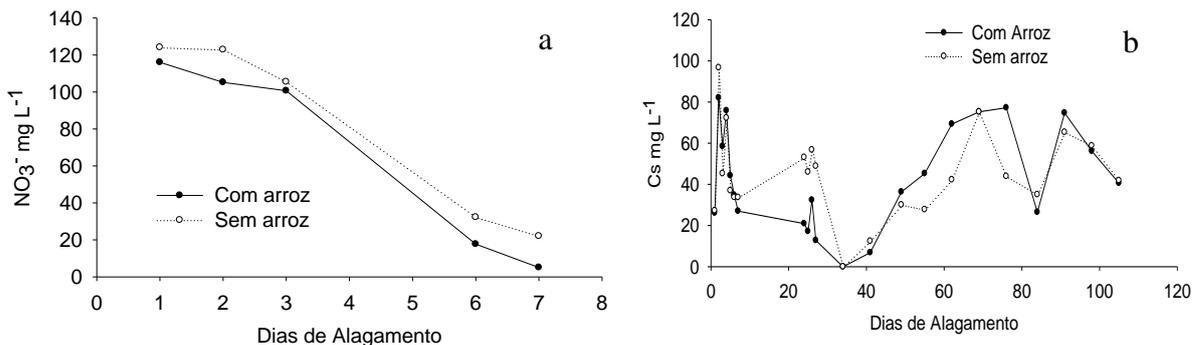


Figura 10 – Variação dos teores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (a) e de carbono disponível (b) na solução do solo de vasos com cultivo de arroz e vasos sem cultivo.

Resumidamente pode-se entender o comportamento eletroquímico da solução do solo, bem como a dinâmica de emissões de gases  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  pelo esquema representado na Figura 11. O  $\text{N}_2\text{O}$  pode ser representado por uma única linha pela média dos dois tratamentos, enquanto o  $\text{CO}_2$  e o  $\text{CH}_4$  apresentam comportamentos diferentes em função da presença ou não do cultivo de arroz. Pela média do  $\text{N}_2\text{O}$  e pela linha de tendência das análises da solução do solo, nos tratamentos com e sem arroz ao longo do período, chega-se a representação na Figura 11, assim como pela representação das médias do tratamento com arroz e das médias do tratamento sem arroz o  $\text{CH}_4$  e o  $\text{CO}_2$  são representados (obs.: o  $\text{CH}_4$  apresenta picos incomuns no tratamento sem arroz, já explicados anteriormente, portanto optou-se por excluir das médias os três picos que extrapolaram a tendência).

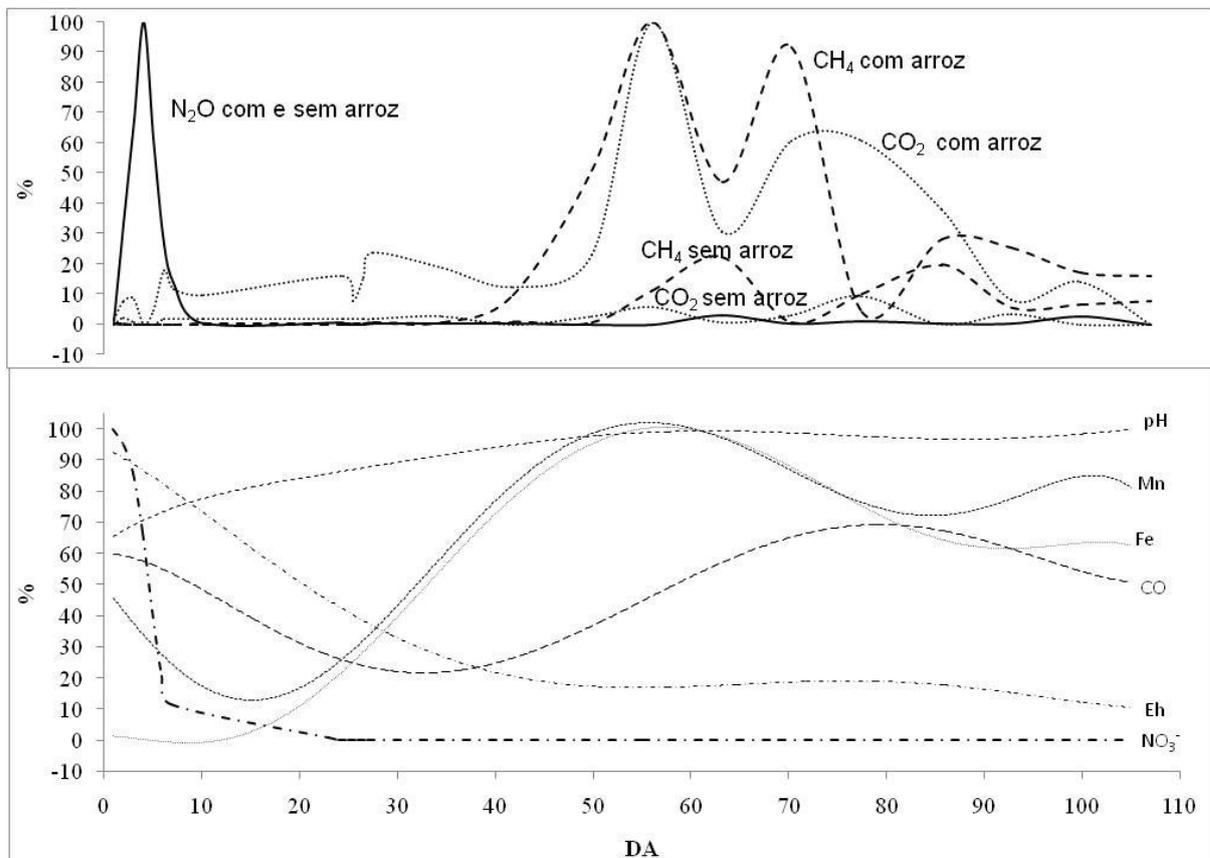


Figura 11 –Esquema representativo da evolução das características eletroquímicas e emissão de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  em ambiente alagado com supressão de água entre o 15º e o 20º DA (Dias de Alagamento) (obs.: escala relativa ao valor máximo da média de cada variável. Para o gráfico dos gases a linha representa a média, e para as variáveis eletroquímicas a linha representa a tendência da média).

## 5.4. Discussões

### 5.4.1. Intervalo entre coleta para análise de GEE

Os resultados de  $N_2O$  encontrados no presente estudo revelam que a análise das coletas realizadas às 11:00 horas representam 93% e 104% da média dos três horários analisados nos tratamentos com e sem arroz, respectivamente, enquanto que os dados do horário das 16:00 horas 152 e 132 %, e a coleta das 7:00 horas 55 e 64% (tabela 1). Dessa forma, o horário mais adequado para coleta de amostras de ar para representar a média diária de emissão de  $N_2O$  é no final da manhã até próximo ao meio dia.

O resultado está de acordo com os encontrados por Drescher (2013) que avaliou em seis horários diferentes e o mais indicado foi entre 10:00 e 13:00 horas e Cosentino et al., (2012) avaliando a emissão em solos de sequeiro, sob plantio direto, os quais constataram que o horário mais indicado é das 9:00 às 12:00 horas. A temperatura é o fator atuante na atividade microbiana, portanto, a mínima emissão se dá no início do dia, aumentando conforme o aumento da temperatura ao longo do dia. Santin et al., (2012) encontraram correlação da emissão de  $CO_2$  com a temperatura média diária do solo, porém não encontrou correlação com horário, assim como para o  $CH_4$  e  $N_2O$ , os quais não tiveram correlação nem mesmo com a temperatura média diária do solo. Cosentino et al., (2012) verificaram correlação negativa da emissão de  $N_2O$  com a temperatura do solo e positiva com o horário de coleta.

Tabela 1 – Emissão acumulada de  $N_2O$  em diferentes horários de coleta de amostras de ar em vasos com solo alagado com e sem a presença de plantas de arroz, durante os cinco dias iniciais.

horário	com arroz	sem arroz	com arroz	sem arroz
	----- média acumulada ----- g $N_2O$ ha <sup>-1</sup>	----- g $N_2O$ ha <sup>-1</sup>	----- Relativo à média ----- %	----- %
7:00	4,57 (*0,31)	10,31 (1,40)	54,90	64,20
11:00	7,73 (1,94)	16,72 (2,52)	92,90	104,09
16:00	12,67 (0,57)	21,15 (2,70)	152,19	131,71
Média	8,32 (0,36)	16,06 (1,29)	100	100

(\*erro padrão)

O final da emissão de  $N_2O$  inferior a 10 DA revela a importância de realizar as coletas e análises das amostras logo após o início do alagamento, pois o ciclo de emissão é relativamente rápido comparado com o  $CO_2$  e  $CH_4$ . Por outro lado, não é necessário fazer mais que uma coleta ao dia, desde que se considere a variação e o horário mais indicado para representar a média. Em solos recém alagados, como no caso deste experimento, fica evidente que o intervalo entre coletas para análise de  $N_2O$  não deve ser superior a 24 horas, sob pena de não estimar adequadamente o acumulado total emitido no período.

Foi possível identificar estatisticamente a diferença entre os horários de coleta. Os vasos sem as plantas de arroz emitiram no período do experimento em torno de 52 % a mais de  $N_2O$ , considerando a média dos dados da coleta realizada as 11:00. Essa diferença é atribuída ao consumo de nitrato pelo arroz, o que funciona como um dreno deixando-o menos disponível para transformação em  $N_2O$ , mesmo as plantas estando com 30 dias, contando a partir da germinação.

#### 5.4.2. Início de coleta para análise da emissão de GEE

O início da coleta de amostras de gases para análise de  $N_2O$  se deu imediatamente após início do alagamento e até aproximadamente o 10º DA, isso porque não há naturalmente como ocorrer a nitrificação e produção de  $NO_3^-$  se o solo permanecer alagado, e conseqüentemente não há formação de  $N_2O$  via desnitrificação. A disponibilidade de nitrato é o que determina o intervalo de emissão, como ficou claro comparando os tratamentos com e sem plantas de arroz. Para vasos com presença das plantas, houve maior consumo de  $N-NO_3^-$  e, conseqüentemente, a emissão esgotou-se antes e em menor quantidade, em relação aos vasos sem plantas de arroz.

Durante o ciclo do arroz verificou-se que a emissão do óxido nitroso ocorreu somente no início do experimento, e que o metano somente foi emitido a partir de, aproximadamente, 40 dias. Os trabalhos (MOTERLE, 2011; SILVA et al., 2011) mostram que a emissão de metano normalmente ocorre próximo aos 21 dias. Este estudo indica que com a supressão da irrigação (feita dos 14 aos 20 dias após o alagamento) pode-se atrasar o início da emissão de metano. Ainda, o final do

período de supressão (início do re-alagamento) foi utilizado para a aplicação de adubação nitrogenada, visando provocar a emissão de óxido nitroso, o que não ocorreu, provavelmente devido a não transformação a nitrato da uréia aplicada. Ghosh et al., (2003) avaliando o efeito da uréia, nitrato de potássio e sulfato de amônio, com e sem inibidores de nitrificação verificaram emissão no tratamento com nitrato de potássio e pouco nos demais tratamentos, assim como Zschornack (2011) também não observou emissão pela aplicação de N (uréia) durante o ciclo do arroz. Já para trabalhos de Cai et al., (1997), Ahmad et al., (2009) e Bhattacharyya, (2012) as adubações nitrogenadas repercutiram em aumentos nos fluxos de  $N_2O$ .

Na emissão do metano pode-se observar que, os vasos com presença de arroz apresentaram emissão anterior em relação aos vasos sem arroz, o que pode ser atrelado ao consumo de nitrato no início do experimento, acelerando a redução eletroquímica do solo inicialmente, porém, com o desenvolvimento radicular há o fornecimento de oxigênio via aerênquima, e conseqüentemente, desaceleração da redução eletrolítica e produção de picos menores em relação aos vasos sem arroz.

Nesse estudo, ainda é possível observar que a condição eletroquímica e a emissão dos gases, principalmente metano e óxido nitroso, estão intimamente relacionados. No início do alagamento o potencial redox apresenta valores elevados, e na medida em que vão reduzindo, os valores de Fe e Mn vão aumentando na solução do solo, coincidindo os maiores valores com o início da emissão do metano e os menores valores de Eh. A diferença encontrada entre os tratamentos está relacionada com a presença das plantas de arroz, as quais modificam o estado eletroquímico, devido ao fornecimento de oxigênio pelas raízes, por isso o estado eletroquímico dos vasos sem plantas foi sempre menor. Por outro lado, os teores de Fe e Mn foram maiores, indicando que as condições de anaerobiose e, conseqüentemente a fermentação, são maiores em solos sem cultivo de arroz.

A emissão de  $CO_2$  5,8 vezes maior, significativamente diferente nos vasos com cultivo de arroz pode ser atribuído aos exudatos radiculares das plantas, e pelos teores de carbono solúvel na solução não apresentarem mesma tendência, indica que foram consumidos pelos organismos na sua totalidade, tanto na produção de  $CH_4$  como  $CO_2$ .

O Potencial de Aquecimento Global (PAG) dos gases estudados é diferente. Neste estudo foi adotado o PAG parcial, ou seja, considerou-se apenas o  $N_2O$  e o  $CH_4$ , e ao transformar o metano e o óxido nitroso em  $CO_2$  equivalente terá, para os

vasos com arroz, a emissão total do período de 29 e 2,8 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, o que equivale a 91 e 9 %. Para o tratamento sem arroz os valores totais são ainda maiores, 3,8 e 5,5 kg ha<sup>-1</sup> para o CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, respectivamente, o que equivale a 87,3 e 12,7 % do PAG parcial, em CO<sub>2</sub> equivalente. Vale destacar que o potencial de aquecimento global total abrange os três principais gases, e neste estudo o CO<sub>2</sub> não foi considerado por ser analisado sem levar em conta o balanço entre entrada e saída de carbono do sistema. Além do mais, os picos elevados em três coletas ao longo do período, nos vasos sem arroz, superestimaram o CH<sub>4</sub>, ou seja, a participação do N<sub>2</sub>O no PAG parcial pode ser ainda maior para esse tratamento.

## 5.5. CONCLUSÃO

- Os processos e fatores controladores da emissão do óxido nitroso e metano são interligados e dependentes, porém, a consequência ocorre em momentos diferentes, o que não permite a avaliação adequada da emissão concomitantemente, pois cada um tem um período e intervalo específico para tal.
- O intervalo adequado entre coletas de amostras de gases para análise da emissão de óxido nitroso é de 24 horas, enquanto que para o metano e dióxido de carbono pode ser de até uma semana;
- O momento de emissão de N<sub>2</sub>O ocorreu na primeira semana de alagamento, o CH<sub>4</sub> a partir de duas semanas de alagamento e o CO<sub>2</sub> durante todo o período de cultivo de arroz.
- O horário mais indicado para coleta de amostras para representar a média das coletas ocorridas às 07:00, 11:00 e 16:00 horas de emissão de óxido nitroso foi às 11:00 horas;
- Em solos alagados é importante a contabilização do CH<sub>4</sub> e do N<sub>2</sub>O, pois o potencial de aquecimento global é diferente para cada um e, ao transformar em CO<sub>2</sub> equivalente, o CH<sub>4</sub> e o N<sub>2</sub>O representam 87,3 e 12,7% do potencial parcial, respectivamente (nas condições avaliadas nesse estudo), para o tratamento sem cultivo de arroz, e de 91 e 9%, no tratamento com cultivo de arroz.
- A coleta isolada de uma amostra e seu respectivo valor encontrado na análise de óxido nitroso não pode representar mais que um dia de emissão.

## 6 ESTUDO II: EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM SOLO ALAGADO INFLUENCIADA PELA PRESENÇA DE PALHA DE ARROZ E TEORES DE NITRATO

### 6.1. Introdução

Entre os gases de efeito estufa, o óxido nitroso ( $N_2O$ ) é considerado importante por apresentar poder de aquecimento 296 vezes maior que o dióxido de carbono ( $CO_2$ ). Segundo relatório de avaliação do IPCC, houve incremento na concentração atmosférica global de  $N_2O$ , o qual era de cerca de 270 ppb no período pré-industrial e de 319 ppb em 2005. Ainda neste mesmo relatório, os autores atribuem que mais de um terço de todas as emissões de  $N_2O$  é antrópica (IPCC, 2007).

A agricultura é a responsável pela maior parte do  $N_2O$  emitido, devido à adubação nitrogenada via fertilizantes sintéticos ou orgânicos, decomposição da matéria orgânica e fixação biológica de nitrogênio (IPCC, 1997). Embora os processos de emissão de  $N_2O$  serem quase que na totalidade bióticos, os manejos proporcionados pelas atividades humanas estão quase sempre relacionados com a intensidade da emissão, ou seja, o manejo pode mitigar ou potencializar a produção deste gás. Fatores abióticos, como o tipo de solo, condição hidráulica, clima (HENAULT et al., 1998) também afetam a dinâmica de emissão, e as interações entre estes resultam em diferentes quantidade produzidas deste gás.

O principal mecanismo envolvido na produção de  $N_2O$  é a desnitrificação, que ocorre quando, na ausência de  $O_2$ , as bactérias anaeróbicas utilizam o  $NO_3^-$  como receptor de elétrons e então reduzido à  $NO$ ,  $N_2O$  ou a  $N_2$ . Nesse contexto, a disponibilidade  $NO_3^-$  no solo após o alagamento determina grande parte da dinâmica da emissão do  $N_2O$  e o conhecimento dos efeitos e da magnitude de sua presença no solo serão fundamentais para o estabelecimento de práticas de manejo que possam minimizar a emissão deste gás. Outro fator a ser considerado está relacionado com a disponibilidade de material orgânico no momento do alagamento do solo, pois este, ao mesmo tempo que serve de substrato para a atividade

biológica, pode servir de dreno do  $\text{NO}_3^-$  disponível no solo, interferindo na dinâmica da emissão.

Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar a dinâmica da emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  em função da presença de palha de arroz e teores de nitrato na solução do solo como subsídio para o entendimento e desenvolvimento de práticas para mitigar a produção deste gás.

## **6.2. Material e métodos**

O Estudo foi desenvolvido em estufa climatizada do Departamento de solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) /RS, com temperatura variando entre 21 e 28° C. O experimento foi conduzido em vasos contendo solo coletado na camada de 0 a 20 cm, o qual é classificado como Planossolo Hidromórfico Eutrófico arênico (EMBRAPA, 2006). As características do solo antes da aplicação dos tratamentos eram: pH em água 1:1 = 4,8; matéria orgânica = 1,8%; argila = 43%; fósforo-Mehlich = 3 mg  $\text{dm}^{-3}$ .

### **6.2.1. Tratamentos e condução do experimento**

Para montar o experimento, vasos de PVC com dimensões de 40 cm de altura e 25 cm de diâmetro (0,049  $\text{m}^2$ ) receberam 7 kg de solo seco moído e peneirado em malha 2 mm, onde foram aplicados nove tratamentos envolvendo a combinação da adição de palha seca de arroz e nitrato (uso de quantidades extremas para causar variabilidade e facilitar a avaliação dos processos), conforme tabela 2.

Tabela 2 – Tratamentos utilizados no experimento.

Tratamento	Doses de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Quantidade de palha
	(mg kg <sup>-1</sup> solo)*	(Mg ha <sup>-1</sup> )**
0Mg palha/0 mg N (0/0)	0	0
5Mg palha/0 mg N (5/0)	0	5
10 Mg palha/0 mg N (10/0)	0	10
0Mg palha/50 mg N (0/50)	50	0
5Mg palha/50 mg N (5/50)	50	5
10 Mg palha/50 mg N (10/50)	50	10
0Mg palha/100 mg N (0/100)	100	0
5Mg palha/100 mg N (5/100)	100	5
10 Mg palha/100 mg N (10/100)	100	10

\* – Fornecido na forma de nitrato de sódio reagente P.A,

\*\* – Dose equivalente considerando a área da superfície do vaso: 24,5 g vaso<sup>-1</sup> (5) e 49 g vaso<sup>-1</sup> (10).

Os tratamentos foram distribuídos aleatoriamente em casa de vegetação coberta de plástico translúcido no Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, Brasil. A temperatura interna da casa de vegetação foi mantida em torno de 25°C ± 5°C usando um sistema “*fan-drivencooling*”. A luz e a umidade do ar não foram controladas. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com três repetições e os vasos foram mantidos com lâmina de água cobrindo a superfície (≈ 1 cm) após a aplicação dos tratamentos de palha e nitrato, utilizando-se água destilada. A palha foi picada para melhor distribuição no solo e incorporada ao mesmo em quantidades equivalentes ao estipulado nos tratamentos. A fonte de nitrato foi aplicada em solução aquosa de nitrato de sódio. A condução do experimento ocorreu entre os dias 18 e 30 de abril de 2013.

### 6.2.2. Coleta e análise de gases

A avaliação da emissão de óxido nitroso seguiu o procedimento descrito no estudo I, porém, como esse experimento foi realizado antes do processamento e análises dos dados do primeiro estudo, a coleta não foi feita diariamente. Foram realizadas cinco coletas aos 1, 4, 7, 9 e 12 dias de alagamento (DA). As coletas

foram encerradas aos 12 dias de alagamento porque se percebeu que a emissão de N<sub>2</sub>O não era mais relevante.

### 6.2.3. Coleta e análise da solução do solo

Da mesma forma que no estudo I, para cada coleta de gases foi coletada amostras da solução do solo para determinar nitrato, ferro, manganês, COs, pH e Eh. A dinâmica de coleta e materiais utilizados seguiu os mesmos procedimentos descritos no estudo I.

### 6.2.4. Análises dos dados

Os dados foram inicialmente tabulados no Excel, posteriormente foram confeccionados os gráficos no programa computacional Sigmaplot<sup>®</sup>, onde também através da interpolação dos dados, foi realizado o cálculo do total acumulado no período para cada repetição.

Para os dados das taxas diárias e total acumulado foi executado o teste de normalidade Shapiro-Wilk. Como podem ser observados na tabela 3 os dados não apresentam normalidade.

Tabela 3 – Resultado do teste de normalidade Shapiro-Wilk realizado no programa Bioestat.

<b>Resultados</b>	<b>18/04</b>	<b>21/04</b>	<b>24/04</b>	<b>26/04</b>	<b>acumulado</b>
<b>Tamanho da amostra</b>	27	27	27	27	27
<b>Média</b>	4479.4	10130.4	4578.4	1363.7	12553.3
<b>Desvio padrão</b>	3881.8	13144.5	7393.9	3410.0	14839.8
<b>W</b>	0.8959	0.7872	0.6490	0.4604	0.8135
<b>p</b>	0.0116	0.0088	0.0073	0.0051	0.0091

Para p menor que 0,05 são considerados sem distribuição normal.

Como não apresentaram normalidade foram submetidos à análise de variância Kruskal-Wallis, análise não-paramétrica, a qual se destina a comparar três

ou mais amostras independentes do mesmo tamanho, ou desiguais, usando o teste de comparação de médias Student-Newman-Keuls, pelo programa Bioestat.

### 6.3. Resultados

Os tratamentos com adição de nitrato apresentaram emissões diárias superiores a  $1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  logo no 1º DA, chegando a apresentar valores próximos a  $2,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  no tratamento com  $50 \text{ mg kg}^{-1}$  de nitrato e sem adição de palha. Houve diferença estatística entre os tratamentos que receberam doses de nitrato e os que não receberam (Figura 12a), mas não houve interferência da palha nas emissões nesse primeiro dia de avaliação que pudessem ser observadas estatisticamente. O pico de emissão nos tratamentos com adição de nitrato se deu no 4º DA, e corresponde à segunda coleta, com exceção do tratamento com adição de 10 Mg de palha e 50 mg de nitrato, o qual teve a maior emissão registrada na primeira coleta, e a partir do 4º DA não apresentou emissão (Figura 12b).

O maior pico de emissão diária registrado ( $7,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) ocorreu no quarto DA no tratamento com adição de 5 Mg de palha e 100 mg de nitrato, seguido dos demais tratamentos com adição de 100 mg, 50 mg e sem adição de nitrato, sucessivamente (Figura 12b).

No 4º DA foi possível verificar que até a dose de 50 mg de nitrato, embora não diferente estatisticamente, as quantidades de palha adicionada interferiram nas médias, pois para cada dose de nitrato, as médias apresentaram elevação conforme a redução do aporte de palha (Figura 12b).

No 7º e 9º DA as análises já não registraram emissões nos tratamentos sem adição de nitrato e com palha, e cada vez mais o tratamento com adição de nitrato equivalente a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo e sem aporte de palha, se destacou dos demais, embora não tenha apresentado diferença estatística (Figuras 12c e 12d).

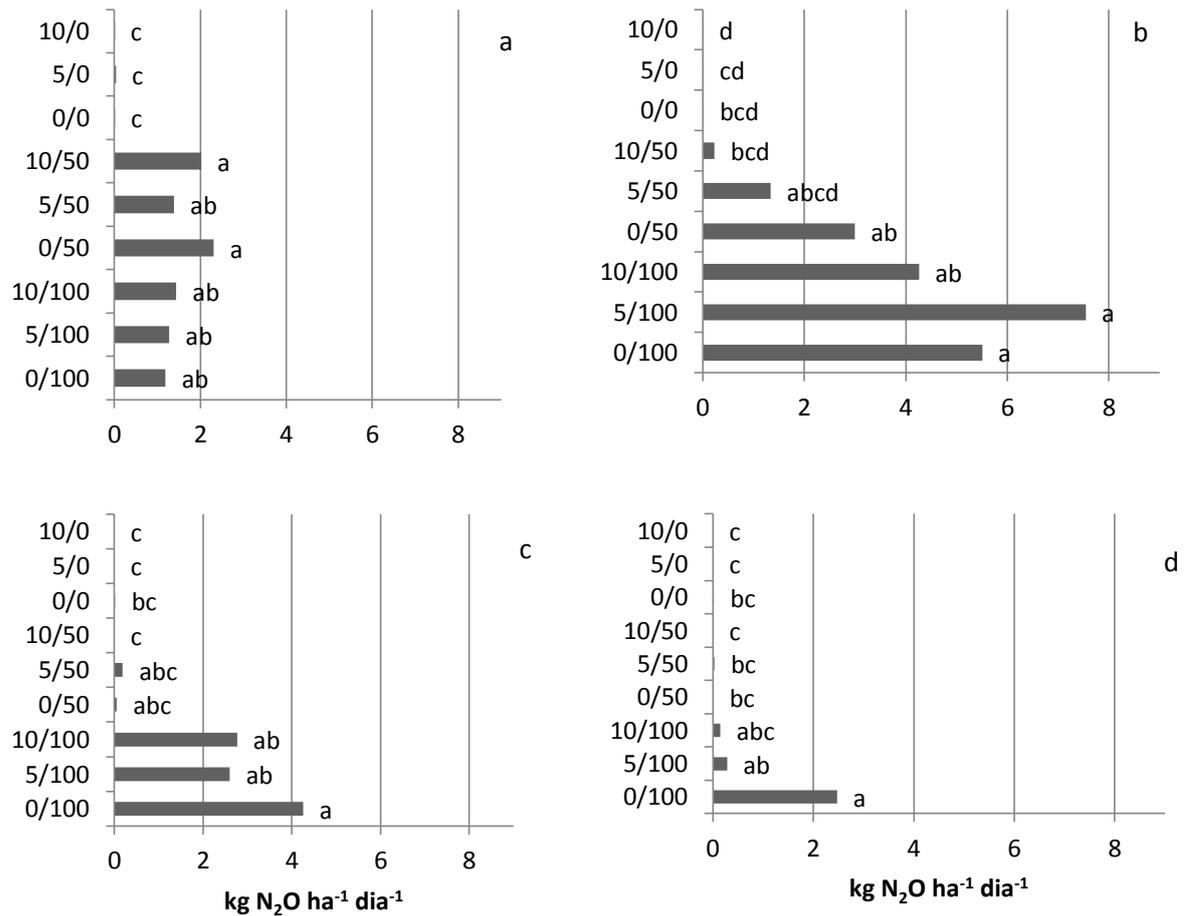


Figura 12 – Médias diárias de emissão de óxido nitroso em  $\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  em vasos com solo alagado, submetidos a variação de doses de nitrato e aporte de palha, no 1º (a), 4º (b), 7º (c) e 9º (d). Obs.: Médias com mesma letra não apresentam diferença significativa com 5% de probabilidade de erro pelo teste de comparação de médias Kruskal-Wallis.

Dessa forma observa-se na Figura 13, que logo no 1º DA houve emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  em todos os tratamentos e que a maioria dos picos de emissão ocorreram no 4º DA, além disso, o fim da emissão ocorreu primeiro nos tratamentos sem adição de nitrato, depois nos tratamentos com 50 mg de nitrato e por fim, aos 12 DA registrou-se o fim da emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  nos tratamentos com adição de nitrato equivalente a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo.

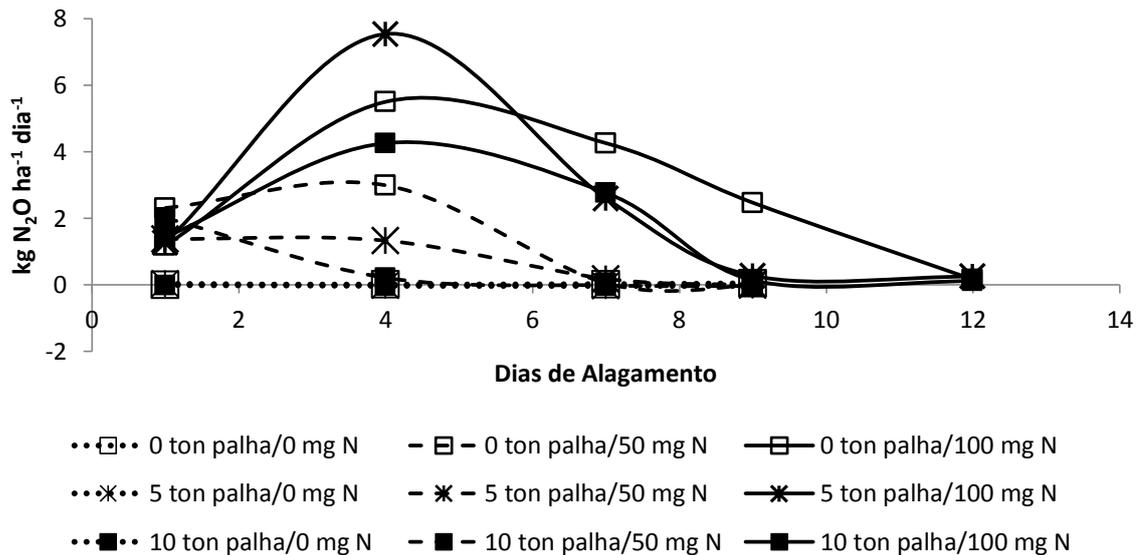


Figura 13 – Taxas diárias de  $N_2O$  em solos alagados submetidos à variação na adição de nitrato e palha.

A partir dos dados de emissão acumulada no período dos 12 dias de experimento, observou-se que os tratamentos que provocaram a menor emissão foram os que receberam a menor adição de nitrato, enquanto que as maiores emissões ocorreram nos tratamentos com a maior adição de nitrato e menor adição de palha.

As médias dos valores acumulados totais de  $N_2O$  emitidos pelos tratamentos sem adição de nitrato foram (em gramas) o equivalente a 26, 80 e 103  $g\ ha^{-1}$  para as adições de 10, 5 e zero  $Mg\ ha^{-1}$  de palha, respectivamente. Já para os tratamentos com doses equivalentes de  $N-NO_3^-$  de 50  $mg\ kg^{-1}$  de solo, as emissões totais foram (em quilogramas) de 3,7, 66,6 e 12,6  $kg\ ha^{-1}$  para os tratamentos com adições de 10, 5 e zero  $Mg\ ha^{-1}$  de palha, respectivamente. Os tratamentos com maior efeito aditivo de emissão de  $N_2O$  foram os que receberam  $N-NO_3^-$  equivalente a 100  $mg\ kg^{-1}$  de solo, os quais emitiram 22,4, 32,1 e 35,4  $kg\ ha^{-1}$  nas adições de palha de 10, 5 e zero  $Mg\ ha^{-1}$ , respectivamente (Figura 14).

Estatisticamente houve diferença apenas entre os tratamentos extremos, ou seja, entre os que não receberam adição de nitrato e os que receberam o equivalente a 100  $mg\ kg^{-1}$  de solo. Embora não sejam diferentes estatisticamente, ficou evidente a interferência da palha nas médias de emissões, seguindo sempre a ordem de que quanto maior a adição de palha, menor a emissão de  $N_2O$  (Figura 14).

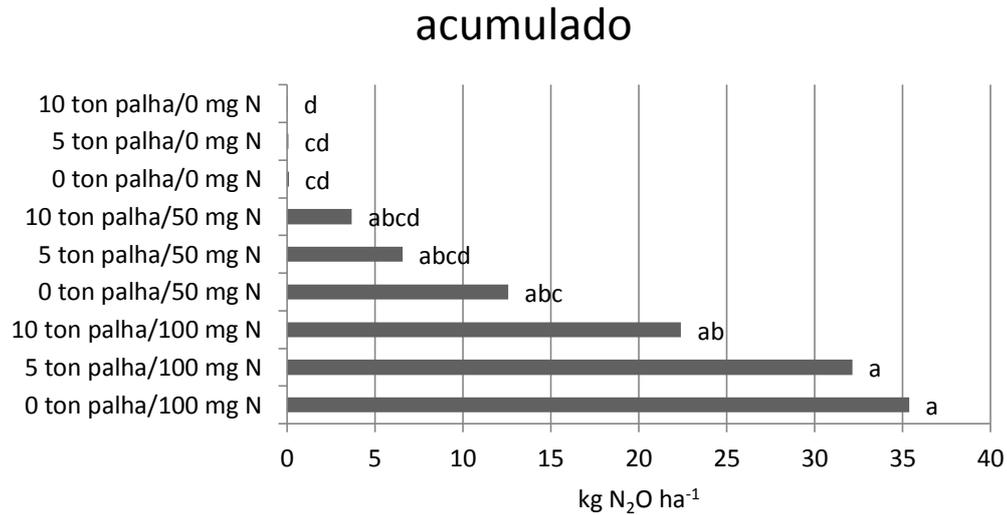


Figura 14 –Emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O no período de 12 dias de alagamento de solos submetidos às diferentes doses de nitrato e adições de palha, conduzidos em vasos (palha = Mg ha<sup>-1</sup>; N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> = mg kg<sup>-1</sup> de solo). Obs.: Médias com mesma letra minúscula não apresentam diferença significativa com 5% de probabilidade de erro pelo teste de comparação de médias Kruskal-Wallis.

Considerando os tratamentos sem adição de palha como sendo a situação de maior potencial de emissão de N<sub>2</sub>O, ao adicionar 5 Mg ha<sup>-1</sup> de palha reduz o valor de emissão em 20, 50 e 10% para os tratamentos com adição de 0, 50 e 100 mg de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> kg<sup>-1</sup> de solo, respectivamente, e ao adicionar 10 Mg ha<sup>-1</sup> de palha reduz ainda mais, chegando a valores de 75, 71 e 27% respectivamente para os tratamentos com 0, 50 e 100 mg de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> kg<sup>-1</sup> de solo.

Por outro lado, se analisar os dados considerando o tratamento sem adição de nitrato como sendo o de menor potencial de emissão, verifica-se que ao adicionar N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> equivalente a 50 mg kg<sup>-1</sup> de solo, aumenta em 122, 82 e 145 % a emissão, respectivamente para os tratamentos com adições de 0, 5 e 10 Mg ha<sup>-1</sup> de palha. Quando a dose adicionada de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi de 100 mg kg<sup>-1</sup> de solo, aumentou 344, 403 e 877 % as médias nos tratamentos de zero, 5 e 10 Mg ha<sup>-1</sup> de palha, respectivamente.

Os teores de N-mineral encontrados nas análises da solução do solo foram proporcionais com as doses adicionadas de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, sendo visível a diferença entre os tratamentos (Figura 15a). Para os tratamentos que receberam N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> equivalente a 100 mg kg<sup>-1</sup> de solo apresentaram na solução logo após alagamento (1<sup>o</sup> DA) teores próximos a 200 mg L<sup>-1</sup>, reduzindo pela metade logo no 4<sup>o</sup> DA e praticamente

a zero no 7º DA. Nos tratamentos com adição de  $\text{N-NO}_3^-$  equivalente a  $50 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo, os valores no 1º DA foram em torno de  $85 \text{ mg L}^{-1}$ , e no 4º DA praticamente esgotado. Nos tratamentos sem adição de  $\text{N-NO}_3^-$ , os valores foram menores que  $10 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 15a).

O carbono solúvel teve incremento nos teores com adição de palha, passando de  $60 \text{ mg L}^{-1}$  nos vasos sem adição de palha para até  $331 \text{ mg L}^{-1}$  nos vasos com adição de  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  de palha (Figura 15b). Esse aumento corresponde a mais de cinco vezes o que havia disponível no solo, porém, em menos de sete dias os valores reduziram a menos de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , assim como nos vasos sem adição de palha.

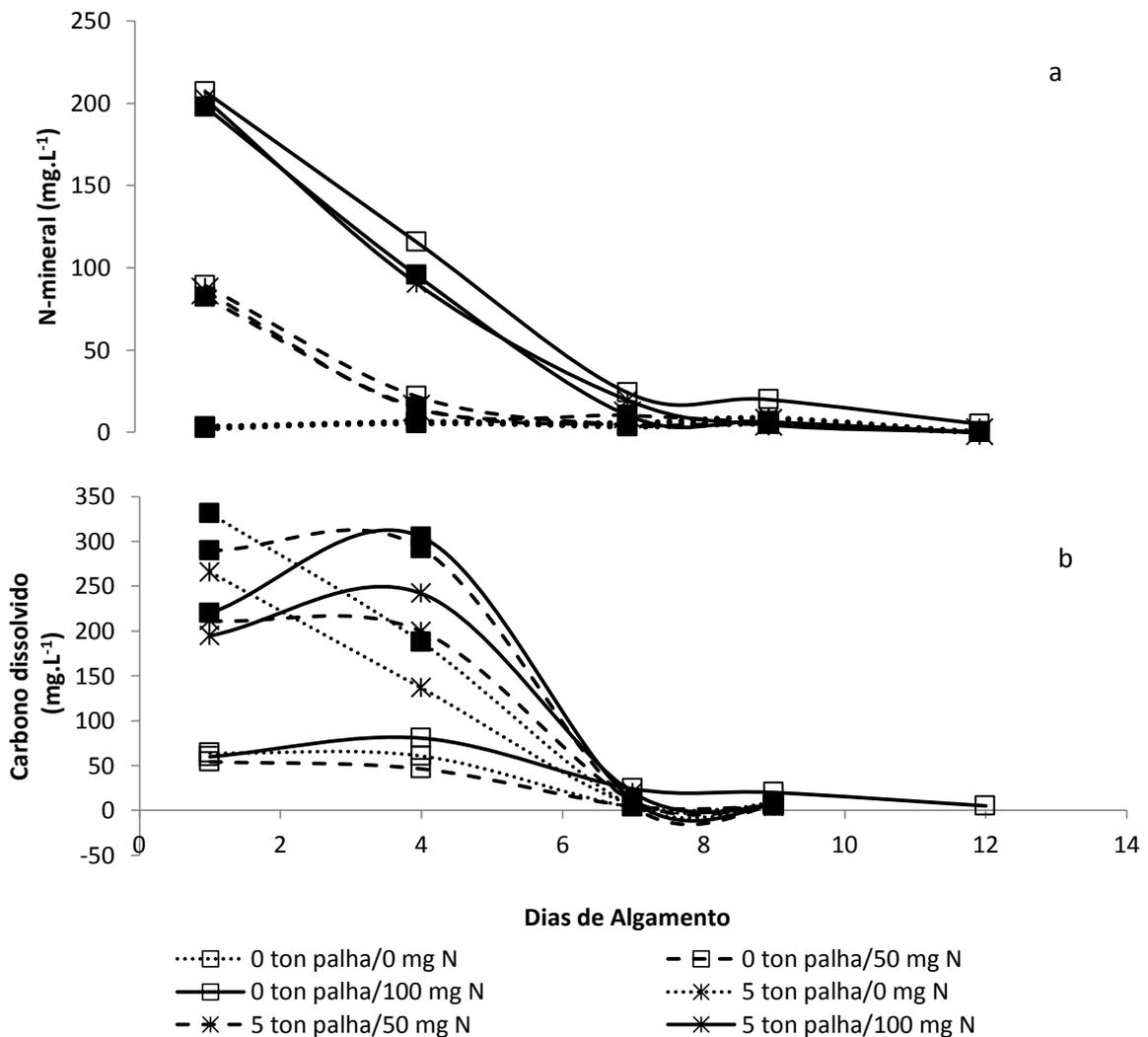


Figura 15 – Teores de  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^-$  mineral (a) e carbono dissolvido (b) na solução do solo submetido a adição de doses de  $\text{N-NO}_3^-$  equivalentes a 0, 50 e  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo, e de palha de zero, 5 e  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$ .

O potencial redox expresso em Eh (mV) é alterado pela adição de nitrato de sódio e de palha. O tratamento com adição de  $\text{N-NO}_3^-$  apresentou valores iniciais mínimos próximos a 313 mV e máximo próximo a 350 mV, enquanto que o tratamento sem adição de nitrato de sódio apresentou valores entre 202 e 230 mV (Figura 16a). Próximo ao 10<sup>o</sup> DA os valores entre tratamentos se aproximaram indicando que daquele momento em diante a variação do Eh foi em função de outros fatores e não mais influenciada pelo nitrato.

Em relação ao pH da solução do solo, percebeu-se rápida elevação para o tratamento sem adição de palha e com adição de  $\text{N-NO}_3^-$  equivalente a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo. O pH inicial de todos os tratamentos foi entre 4,35 e 4,52, e após sete dias alagados variou entre 4,53 nos tratamentos sem adição de  $\text{N-NO}_3^-$  e 5,71 no tratamento sem adição de palha e com adição equivalente de  $\text{N-NO}_3^-$  de  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo. Todos os tratamentos apresentaram aumento de pH no intervalo analisado (Figura 16b).

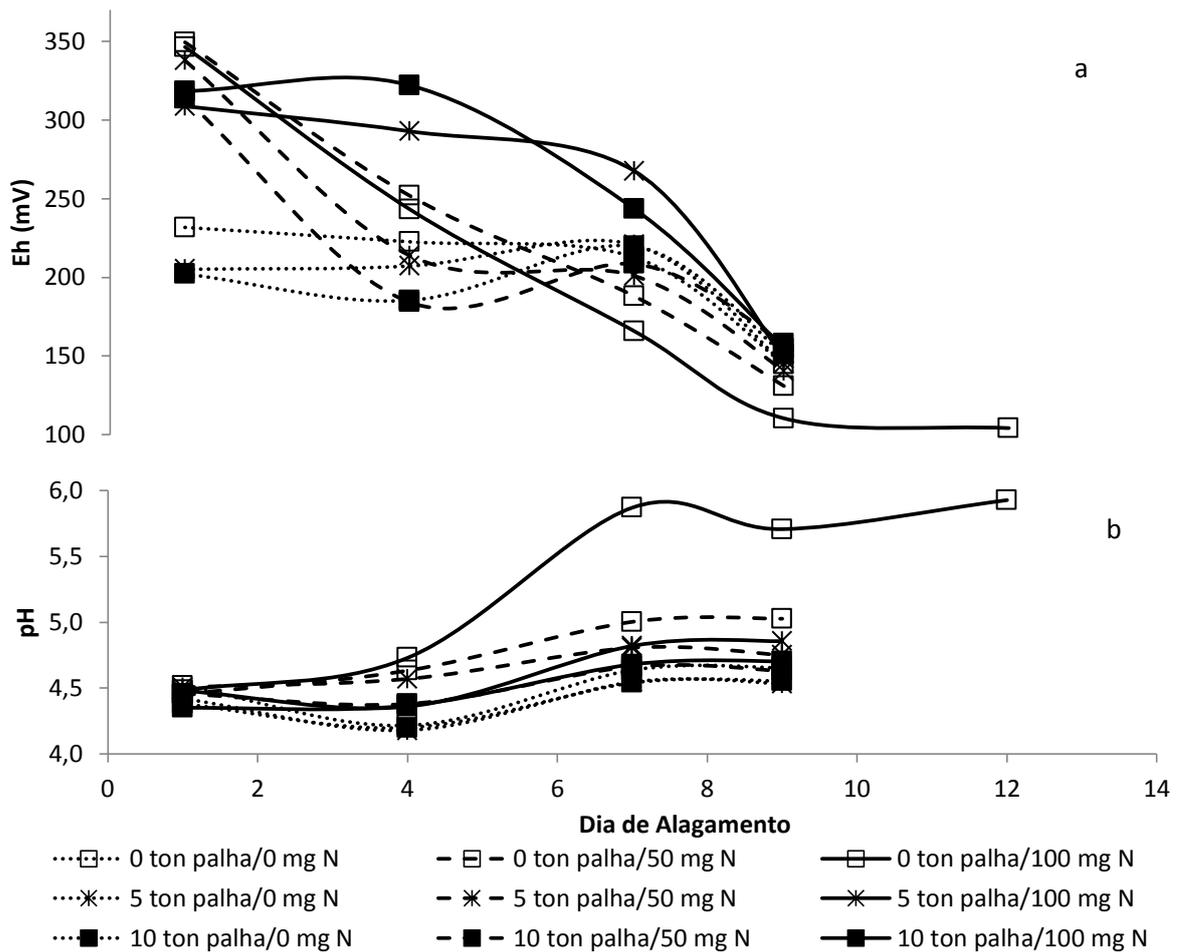


Figura 16 –Valores do potencial redox (a) e de pH(b) em vasos com solo alagado submetidos a diferentes adições de nitrato e palha.

Os valores de Fe na solução do solo no início do alagamento não passaram de  $10,2 \text{ mg L}^{-1}$ , e no 9º DA seus valores ultrapassaram  $100 \text{ mg L}^{-1}$ . Todos os tratamentos tiveram aumentos nos teores disponíveis na solução, porém houve destaque para os tratamentos sem adição de nitrato. O valor máximo de Fe disponível na solução do solo, sem adição de nitrato, ocorreu no tratamento com adição de  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  de palha, em que aos 9 DA apresentou  $106 \text{ mg L}^{-1}$ , seguido do tratamento com adição de  $5 \text{ Mg ha}^{-1}$  de palha, o qual apresentou valor de  $82,5 \text{ mg L}^{-1}$  de Fe, já o tratamento sem adição de palha teve valor próximo a  $55 \text{ mg L}^{-1}$ , assim como os tratamentos com adição de  $\text{N-NO}_3^-$  equivalente a  $50 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo e 10 e  $5 \text{ Mg ha}^{-1}$  de palha. Para os demais tratamentos os valores aos 9 DA foram inferiores a  $12 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 17a).

O Mn, assim como o Fe, é um elemento que fica mais disponível após o alagamento, porém o Mn teve inicialmente redução nos teores no intervalo de tempo analisado, para os tratamentos com adição de  $\text{N-NO}_3^-$  equivalente a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo e nas quantidades de palha adicionada de 0 e  $5 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Os valores mais elevados de Mn na solução do solo foram de 14 e  $15,5 \text{ mg L}^{-1}$  nos tratamentos sem adição de nitrogênio e com 5 e  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  de palha adicionada, respectivamente. Quanto ao valor mínimo encontrado foi de  $1,2 \text{ mg L}^{-1}$  no tratamento sem adição de palha e com adição de  $\text{N-NO}_3^-$  equivalente a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo (Figura 17b).

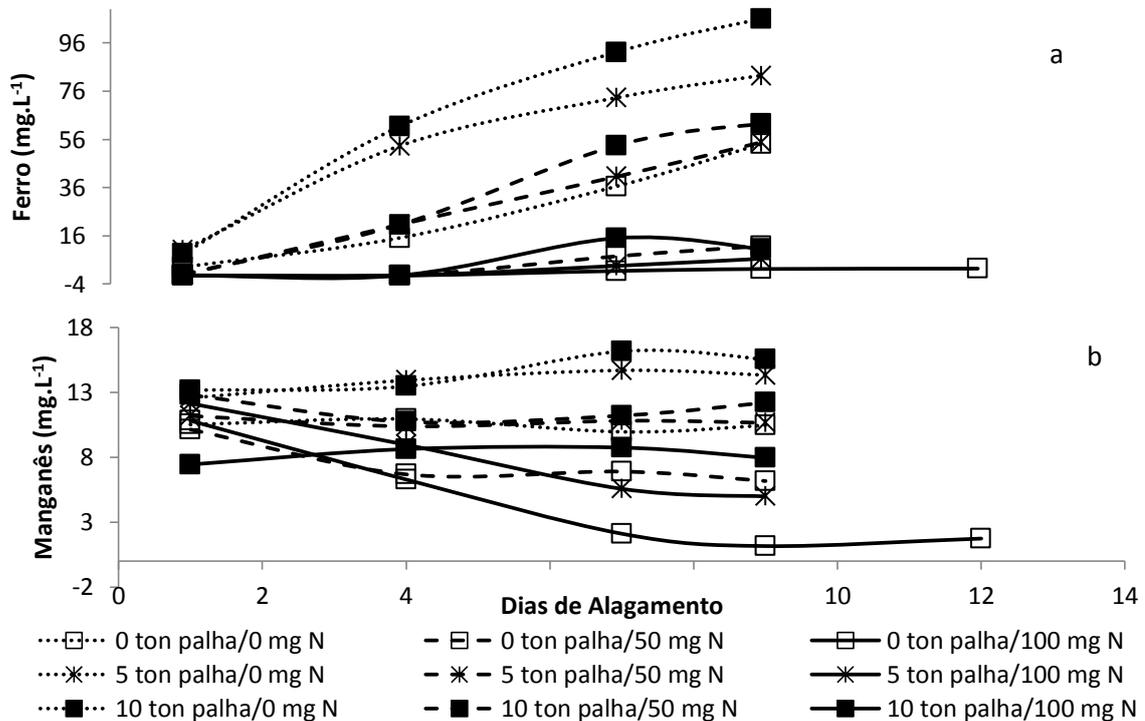


Figura 17 –Teores de Fe (a) e de Mn (b) em solução de solo alagado submetido a diferentes adições de palha e nitrato de sódio.

#### 6.4. Discussões

Os resultados mostram claramente relação entre disponibilidade de nitrato e emissão de óxido nítrico, sendo maior quanto mais nitrato na solução, e com menor expressão, mas proporcionalmente às quantidades de palha adicionadas, houve redução da quantidade emitida à medida que aumentaram as quantidades de palha,

o que pode ser atribuído a imobilização pelos microrganismos ao decompor um material com alta relação C/N.

Souza (2013) estudando em campo a relação do manejo da palha e emissões de  $N_2O$  na entressafra (período com variação na umidade do solo) verificou que o tratamento com menor emissão acumulada foi onde a palha foi incorporada após colheita. Já no período de cultivo de arroz esse mesmo autor encontrou menores emissões nos tratamentos que anteriormente ao cultivo eram sem manejo da palha e com cultivo de azevém, o que foi atribuído a presença de material orgânico que imobilizou o nitrogênio do solo. Ma et al., (2009) estudando métodos de manejo da palha de trigo antes do arroz, verificou que o tratamento sem palha foi o responsável pela maior emissão de  $N_2O$ , porém foi o que emitiu menores quantidades de  $CH_4$ .

Quanto ao aumento da emissão conforme as doses de nitrato aplicado, este estudo mostrou que a aplicação de nitrato de sódio foi responsável diretamente pelo aumento da emissão de  $N_2O$ , assim como os trabalhos de Ghosh et al., (2003) onde as maiores emissões foram nos tratamento com adição de nitrato de potássio.

Foi possível verificar que o intervalo de emissão de  $N_2O$ , bem como o pico máximo, é maior quanto maior a adição de nitrato no solo. A não adição de palha prolonga a emissão de  $N_2O$ , porém não proporciona ao pico máximo valores superiores ao tratamento que recebe  $5 \text{ Mg ha}^{-1}$  de palha.

Considerando os valores totais acumulados do tratamento de menor emissão ( $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  de palha e zero adição de N) e do tratamento de maior emissão (zero  $\text{Mg ha}^{-1}$  de palha e adição do equivalente  $N-NO_3^-$  de  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo), a diferença entre ambos é de 1387 vezes. Ma et al., (2009) relata que a incorporação da palha no solo reduz a emissão de  $N_2O$ , mas que no balanço final considerando a maior emissão de metano nesse tipo de manejo, não é a melhor recomendação.

O nitrato pode seguir dois caminhos em ambientes alagados, um deles é a assimilação por organismos e acumular na forma orgânica, outro caminho é a desnitrificação e formação de  $NO$ ,  $N_2O$  ou  $N_2$ . Como foi analisada apenas a forma  $N_2O$ , nos tratamentos com adição de palha e maior disponibilidade de carbono, pode ter ocorrido a transformação completa do  $NO_3^-$  para  $N_2$ , e por isso a menor emissão de  $N_2O$ . No mesmo sentido, Ma (2009) atribui a menor emissão de  $N_2O$  em solos em rigorosas condições de anaerobiose porque a desnitrificação fica susceptível a reduzir até  $N_2$ . Em primeiro lugar o  $N_2O$  é produzido no solo através dos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação, porém, a incorporação de resíduos com

alta relação C/N, proporciona maior imobilização, o que limita os substratos de N para a nitrificação e desnitrificação (Tanaka et al., 1990; Jensen, 1997).

Tanto a aplicação de nitrato como a de palha interferem nas condições eletroquímicas do solo. Em curto prazo podem não correlacionar com as emissões de gases, principalmente de  $N_2O$ , mas estão intimamente relacionadas à emissão de metano no futuro, o qual será emitido à medida que houver o esgotamento dos compostos inorgânicos como aceptores de elétrons. A interferência do manejo na disponibilidade de nitrato e demais atividades microbiológicas afetará indiretamente o início e a quantidade emitida no futuro.

O potencial redox é uma medida de intensidade, e varia em função de características do solo, podendo um mesmo valor indicar estado de redução para um tipo de solo e de oxidação em outro. Para as condições e o tipo de solo estudado nesse trabalho, acima de 200 mV é considerado um valor no estado oxidado, e valores próximos a zero, estado reduzido. Segundo Ponnaperuma (1972), muitos autores usam a medida de Eh como indicador de estado de redução do  $NO_3^-$ , porém alerta que para permanecer  $NO_3^-$  em solo alagado, o estado oxidativo deve ser alto, e isso acontece onde há aporte satisfatório de oxigênio por alguma via, ou baixa atividade microbiológica consumidora de oxigênio.

Os maiores valores de Eh encontrados nos vasos com adição de nitrato são exemplos de que o potencial redox (Eh) expressa as condições de maior capacidade de oxidação, ou seja, capacidade de receber elétrons e, conseqüentemente, degradar a matéria orgânica. Portanto, nos vasos que não receberam adição de palha pode ter ocorrido a redução parcial do nitrato, por haver quantidades suficientes sem necessidade de atingir o estado mais reduzido ( $N_2$ ), enquanto que os vasos com maior aporte de carbono consumiram o nitrato e seus derivados até a redução a  $N_2$ , além é claro da assimilação pelos organismos tornando o nitrogênio imobilizado.

Ao analisar os valores de carbono solúvel na solução do solo, percebe-se que nos vasos com adição de palha havia maior disponibilidade de carbono solúvel no início do experimento, e que logo no sétimo DA os valores não se destacaram em relação aos valores encontrados nos vasos sem adição de palha, mantendo-se em níveis baixos. Esse resultado pode ser atribuído ao consumo dos compostos mais solúveis pelos microrganismos. A disponibilidade de carbono resulta em maior consumo de receptores de elétrons, e isso fica evidente ao analisarmos os valores

de Fe e Mn, que tiveram os maiores valores nos tratamentos com maior aporte de palha e menor aporte de nitrato.

## 6.5. Conclusões

A adição de palha em solos alagados reduz a emissão de  $N_2O$  para a atmosfera.

Quanto menor a concentração de nitrato no solo e maior quantidade de palha incorporada, menor será a emissão de  $N_2O$ . Por outro lado, essa condição poderá favorecer o início da emissão de metano, pois a palha ajuda a consumir os compostos oxidados, como o nitrato, precursor do  $N_2O$ , e acelera o curso das reações de redução necessária para emissão de metano.

A curva de emissão de  $N_2O$  não acompanha a curva de concentração de  $NO_3^-$  na solução do solo, ou seja, não é possível prever a quantidade emitida a partir do conhecimento da concentração de nitrato na solução, pois há outros processos que consomem nitrato.

## **7 ESTUDO III: MANEJO DA ÁGUA E DA PALHA DE ARROZ SOBRE A ELETROQUÍMICA DO SOLO E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

### **7.1. Introdução**

As áreas de várzeas se caracterizam por apresentarem relevo plano com drenagem dificultada, devido à localização em cotas mais baixas da paisagem e por apresentarem uma camada sub-superficial argilosa. Essa característica é favorável para o cultivo de arroz alagado por permitir a formação de lâmina de água nos períodos de maior precipitação ou irrigação. Com a sistematização dessas áreas é possível ter o maior controle na formação da lâmina de água, assim como a drenagem da área (SOSBAI, 2010).

Para o manejo do solo sob sistema convencional, inicialmente o solo é revolvido com equipamentos mais pesados e depois é feito o preparo secundário para controle de plantas daninhas e nivelamento. No sistema de cultivo mínimo há menor mobilização do solo que no cultivo convencional, além do mais, a semeadura é feita geralmente sobre cobertura vegetal dessecada (SOSBAI, 2010).

Há inúmeros arranjos entre manejo da área na entressafra, condições de umidade do solo e de destino dos restos culturais. Todas essas possibilidades implicam em condições eletroquímicas que favorecem um ou outro tipo de gás emitido. É durante a entressafra que ocorre a maior heterogeneidade de arranjos que definem as características eletroquímicas durante o período de produção de arroz, portanto, a mitigação de emissão de gases de efeito estufa começa com o manejo durante a entressafra do arroz.

A dinâmica de emissão dos gases de efeito estufa é influenciada diretamente pela localização da palha e pela condição de umidade. A emissão do óxido nitroso ocorre logo após o alagamento do solo e com a presença de nitrato na solução, pois este é o primeiro composto após o esgotamento do oxigênio usado pelos microrganismos como receptor final de elétrons na decomposição da matéria orgânica do solo. Entretanto, o nitrato não é mais formado em solos saturados, pois a nitrificação é um processo aeróbico, e a formação do óxido nitroso cessa após o

esgotamento do nitrato pré-existente antes do alagamento. O metano, ao contrário, só é formado quando o solo encontra-se reduzido em função do curso de vários compostos inorgânicos além do nitrato, como óxidos de manganês e de ferro e sulfato, quando então, os processos de fermentação prevalecem.

Baseado nessas considerações, a formação do óxido nitroso deve ser favorecida pela alternância de saturação e drenagem do solo, e o metano por longos períodos de saturação do solo. Já o dióxido de carbono é formado concomitantemente com a formação de óxido nitroso e metano, favorecido pela incorporação da palha no solo. Diante do exposto é importante considerar também que o manejo da palha do arroz e da água, após o cultivo, favoreça a emissão de um tipo de gás em detrimento de outro, com diferentes reflexos no potencial de aquecimento global. Assim, justificam-se estudos para contribuir no estabelecimento de práticas de manejo do solo e da água, principalmente na entressafra dos cultivos de arroz, para reduzir o total de gases de efeito estufa emitido.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do manejo da palha de arroz e da água na mudança das características eletroquímicas do solo e, conseqüentemente, na emissão de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso.

## **7.2. Material e métodos**

O Estudo foi desenvolvido em estufa climatizada do Departamento de solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) RS, entre 18 de maio de 2012 e 23 de outubro de 2012. O solo usado no experimento foi coletado em várzea produtora de arroz do Departamento de Solos da UFSM (Planossolo Háptico), secado ao ar, moído e peneirado em malha de 4 mm conforme descrito no estudo I.

### **7.2.1. Tratamentos e condução do experimento**

Para fins da avaliação do efeito da palha optou-se por três diferentes condições de manejo da palha: sem palha; palha picada sobre a superfície e palha

picada incorporada. Para avaliar o efeito do manejo da água, cada uma das condições de manejo da palha foi submetida a dois manejos da água: solo sob capacidade de campo e solo sob alagamento. Além do mais, para verificar o efeito da submissão desses tratamentos para condições anteriores diferentes, foram invertidas as condições de manejo da água após 81 dias de condução do experimento. Os tratamentos foram distribuídos em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com três repetições, conforme a tabela 4.

Tabela 4 – Tratamentos utilizados no experimento.

Tratamento	Manejo da água	Manejo da palha
CCSP	Capacidade de campo	Sem palha
CCPS	Capacidade de campo	Superficial
CCPI	Capacidade de campo	incorporada
ASP	Alagamento	Sem palha
APS	Alagamento	Superficial
API	Alagamento	incorporada

A palha usada foi coletada logo após colheita e seca em estufa. Para facilitar a manipulação foi picada e distribuída nos vasos contendo solo conforme os tratamentos (para os tratamentos com adição de palha adicionou-se o equivalente a  $5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). Inicialmente todos os vasos receberam água suficiente para formar uma lâmina de aproximadamente 1 cm acima da superfície. Ao longo do experimento os vasos dos tratamentos alagados, seguiram recebendo água para manutenção da lâmina de 1 cm, enquanto que os vasos dos tratamentos em capacidade de campo, após quatro semanas de experimento, atingiram e foram mantidos na capacidade de campo (controlado pela pesagem dos vasos). Antes da inversão do manejo da água foi suprimida a água para os tratamentos com vaso alagado.

O experimento consistiu na condução de vasos alagados e em capacidade de campo com palha incorporada no solo, na superfície do solo e sem palha durante 159 dias e em duas etapas. As duas etapas compreendem a inversão das condições de manejo da água aos 81 dias de condução, ou seja, os vasos alagados na primeira etapa passaram para o regime de umidade na capacidade de campo na segunda etapa, e os que estavam em capacidade de campo foram alagados e mantidos com lâmina de água de aproximadamente 1 cm.

### 7.2.2. Coleta e análise de gases

A avaliação das emissões dos gases seguiu o procedimento descrito no estudo I.

### 7.2.3. Coleta e análise da solução do solo

Para os tratamentos em capacidade de campo não foi possível coleta de solução, portanto, apenas dos vasos alagados há dados referentes à solução do solo. Da mesma forma que no estudo I, para cada coleta de gases foram coletadas amostras da solução do solo para determinação das variáveis descritas no estudo I, mais as variáveis cloreto e sulfato.

### 7.2.4. Análises dos dados

Os dados foram inicialmente tabulados no Excel, posteriormente foram confeccionados os gráficos no Sigmaplot®, onde também através da interpolação dos dados, foi realizado o cálculo do total acumulado no período para cada repetição.

Inicialmente foram apresentados e discutidos os dados referentes à solução do solo. Como há dados apenas dos vasos alagados, optou-se por comparar lado a lado as duas etapas do experimento, facilitando a identificação de diferenças no comportamento em função do efeito logo após aplicação dos tratamentos e do efeito depois de passar um período sob capacidade de campo.

Quanto aos dados de emissões dos diferentes gases, estes foram analisados estatisticamente apenas nos valores do total acumulado em cada etapa. Para isto foram usados os dados acumulados em cada repetição, e por não apresentarem normalidade ao serem submetidos ao teste Shapiro-Wilk, a análise de variância foi realizada pelo teste não paramétrico Kruskal-Wallis comparando as médias pelo teste Student-Newman-Keuls no programa Bioestat.

A conversão dos valores totais acumulados nos períodos para CO<sub>2</sub> equivalente foi calculado multiplicando os valores de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> por 298 e 25, respectivamente. A partir do somatório dos três gases em equivalente carbono para cada repetição, montou-se a matriz para análise estatística já descrita anteriormente, para verificar o potencial de aquecimento global em cada um dos tratamentos aplicados.

É importante considerar, assim como nos estudos anteriores, valores relativos e não absolutos, pelos mesmos motivos já descritos anteriormente.

### **7.3. Resultados e discussões**

#### **7.3.1. Mudança eletroquímica do solo**

As maiores mudanças observadas na solução do solo se deram nos primeiros dias de alagamento. Não há como elencar qual dos parâmetros analisados ocorre primeiro, pois todos estão interligados e são resultados dos processos eletroquímicos que ocorrem simultaneamente na ausência de oxigênio, sendo que o comportamento é diferente conforme os fatores condicionadores dos processos, ou seja, fatores que influenciam nas concentrações e no meio. O pH do solo sempre será alterado quando este for submetido ao alagamento, porém, quando há diferentes quantidades de palha e a forma com que é aplicada, a variação poderá ser afetada. Neste experimento ficou evidente que a aplicação de palha eleva mais o pH comparado ao tratamento sem adição de palha (ASP), independente da palha ser incorporada (API) ou disposta na superfície do solo (APS).

No início do experimento o pH foi 5,3, 5,5 e 5,0, e aos 69 DA foi 6,2, 6,4 e 6,5, para os tratamentos ASP, APS e API, respectivamente. Representando aumentos entre 18 e 30 % do valor inicial. É importante observar que no tratamento ASP, o pH sempre foi menor que nos tratamentos API e APS (Figura 18a,b).

Após a inversão do manejo da água (2ª etapa), os primeiros valores de pH medidos nos vasos sem adição de palha tiveram a média próxima de 4,5 e foram aumentando até o final do experimento, quando atingiram média de 6,2. Já os vasos

com adição de palha na superfície e incorporada tiveram valores maiores desde o início do alagamento, partindo de próximos a 6,0 e chegando a valores um pouco acima de 6,5.

O aumento do pH em solos alagados se dá pelo consumo de prótons no processo redução, como o que acontece com os óxidos de ferro:  $\text{Fe(OH)}_3 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \leftrightarrow \text{Fe}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O}$  (Vahl e Lopes, 1998), ao adicionar palha ocorre maior atividade microbiana e maior é a redução e consumo de prótons e, portanto, maior é a rapidez da elevação do pH, e o contrário ocorre com os valores de Eh, pois quanto mais reduzido, menor é a capacidade de receber elétrons expressando em menores valores de Eh (potencial redox).

Quanto aos valores de Eh, medidos no início do experimento, eram de 251, 263 e 177 mV nos tratamentos ASP, API e APS, e ao final da primeira etapa eram de 105, -74 e -43 mV, respectivamente (Figura 18c,d).

Da mesma maneira que o pH, o Eh apresentou maiores variações entre tratamentos no intervalo após inversão do manejo da água. Os vasos sem palha de arroz apresentaram 456 mV, enquanto os vasos com palha incorporada e com palha na superfície do solo apresentaram valores de 437 e 407 mV, respectivamente. Houve rápida queda nos valores nos primeiros dias após a inversão do manejo da água, e aos 77 dias depois chegou a -28, -98 e -113 mV nos vasos sem palha, com palha incorporada e com palha na superfície, respectivamente.

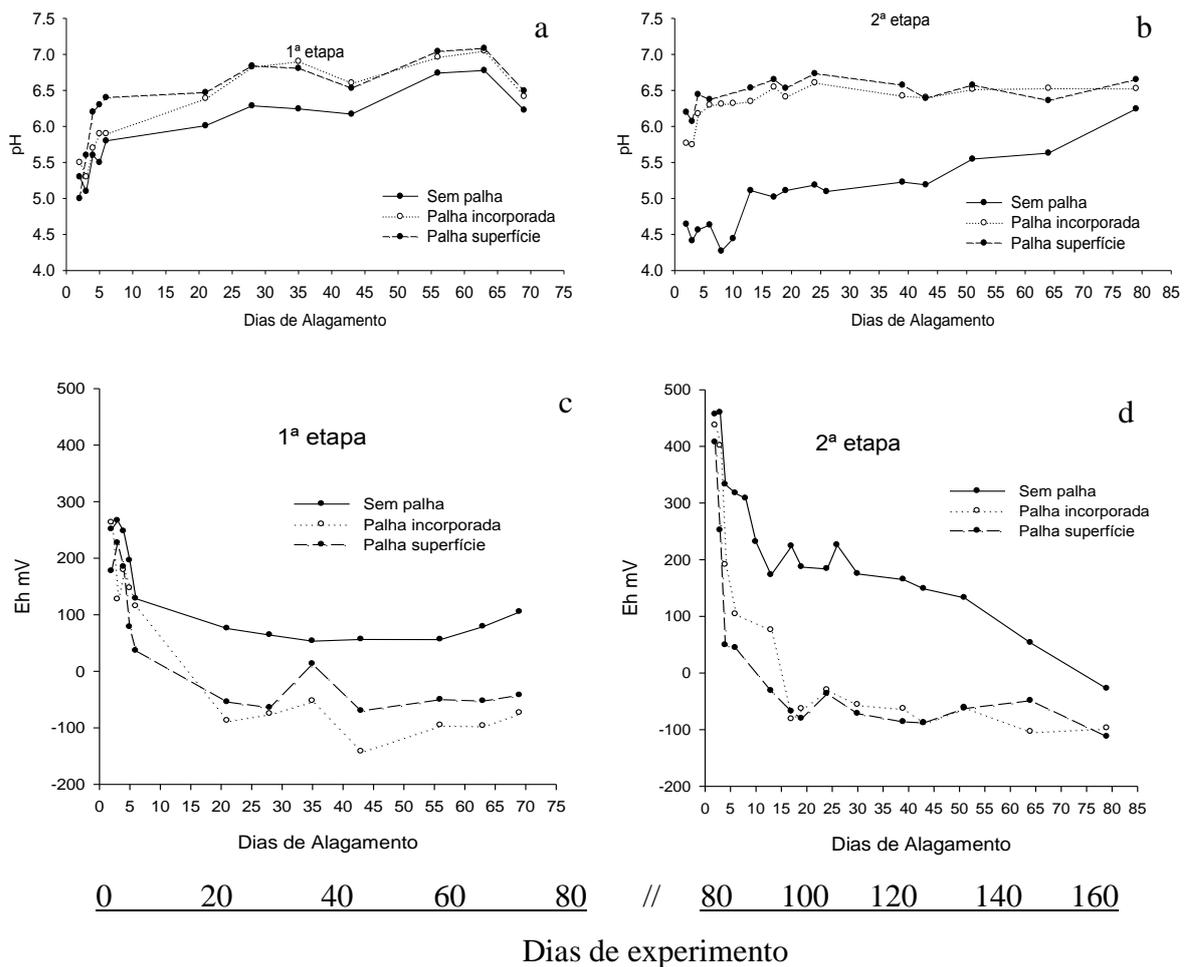


Figura 18 –Alteração do pH e Eh em solo alagado imediatamente após aplicação dos tratamentos (a,c) e alagado depois de 81 dias de experimento em capacidade de campo (b,d).

Os teores de Fe e Mn na solução do solo após alagamento se elevam devido a solubilização desses no momento de redução do solo, os quais estão oxidados em ambientes aerados, e portanto, não disponíveis na solução tanto quanto em ambientes alagados. Ao esgotar os demais compostos oxidados intensifica a redução dos compostos de ferro e manganês, sendo a presença do Fe mais intensa devido a grande quantidade desse elemento nos solos em relação ao Mn. Geralmente o comportamento é semelhante para os dois elementos. Na primeira fase deste estudo, tanto o Mn como o Fe tiveram maiores valores nos vasos com palha incorporada, seguido do tratamento com palha na superfície e com menores valores os vasos sem adição de palha (Figuras 19).

O comportamento das curvas de disponibilidade de Fe e Mn na solução é bastante conhecido, porém o que muda é a intensidade e amplitude dos valores

iniciais e após longo período alagado. Neste estudo houve duas alterações inesperadas na curva do Fe e Mn. A primeira alteração pode ser observada nos valores do Fe, que geralmente não apresentam dois picos como mostra a figura 18a. porém, analisando todos os fatores e dados do experimento para esclarecer, constatou-se que houve aeração parcial do solo logo após o primeiro pico, causado pela elevada evaporação e falta de adição de água nos vasos, portanto, justifica a formação de dois picos nas curvas do Fe na figura 19a pela oxigenação do solo.

Os valores de Mn na última análise realizada foram 6,9, 4,5 e 3,2 mg L<sup>-1</sup> para os tratamentos com palha incorporada, com palha na superfície e sem adição de palha, respectivamente (Figura 19c). Porém na segunda etapa os valores do tratamento com palha na superfície, foram maiores que no tratamento com palha incorporada, e a segunda alteração evidente e não muito comum, ocorreu na fase após a inversão do alagamento, onde o teor do Mn no tratamento sem palha foi alto já no início (5,24 mg L<sup>-1</sup>), enquanto o tratamento com palha incorporada e com palha na superfície apresentaram 0,2 e 2,0 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 19d). Logo no 6º dia após alagamento houve um pico de 11,2 mg L<sup>-1</sup>, e no 17 DA os valores voltaram para níveis inferiores aos dos demais tratamentos chegando próximo a zero (Figura 19d).

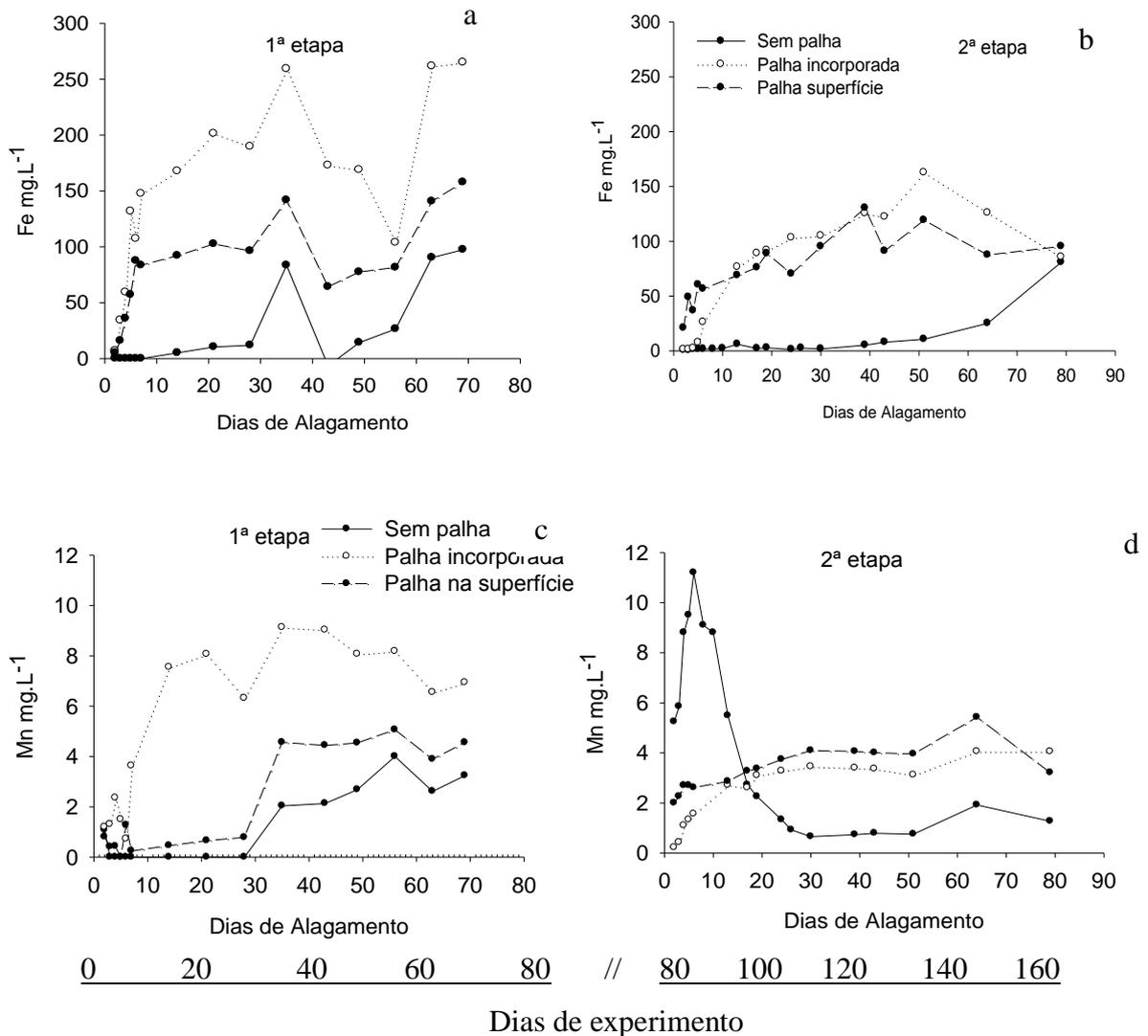


Figura 19 – Alteração dos teores de Fe e Mn em solo alagado imediatamente após aplicação dos tratamentos (a,c) e alagados depois de 81 dias de experimento em capacidade de campo (b,d).

A incorporação da palha permitiu maior contato com o solo e microrganismos decompositores, reduzindo os compostos oxidados de Fe e Mn, deixando estes mais disponíveis, o que causou a elevação da concentração na solução do solo. Já ao adicionar a palha na superfície do solo, restringiu-se o contato e, portanto, menor foi a redução do solo. Quanto ao tratamento sem adição de palha, apenas o carbono da matéria orgânica estava disponível, em menor quantidade e maior dificuldade de acesso, o que causou retardamento e menor mudança eletroquímica.

Em solos drenados há maior decomposição da palha, principalmente quando esta for incorporada, e por isso que após período sob condições aeradas, quando

submetido ao alagamento, as condições eletroquímicas estão mais equilibradas (parecidas), tanto para o tratamento com palha na superfície como o com palha incorporada, pois ambos estavam submetidos às condições aeradas anteriormente.

Os processos de disponibilidade de Mn em solos alagados são diferentes de solos drenados. Nos solos alagados há a redução do  $\text{MnO}_2$  para  $\text{Mn}^{2+}$  por microrganismos, que obtêm energia através da oxidação da MO e com isso liberam manganês na forma inorgânica de  $\text{Mn}^{2+}$  (Turpeinen, 2002). Já em solos drenados, os processos que disponibilizam  $\text{Mn}^{2+}$  estão associados à acidificação, que solubiliza as espécies de  $\text{Mn}(\text{OH})_2$  e  $\text{MnCO}_3$ . Portanto, na segunda etapa do experimento, quando houve um elevado teor disponível no solo nos primeiros DA, a disponibilidade foi reflexo do período (drenado) anterior ao alagamento em que proporcionou pH próximo a 4,5, o qual solubilizou  $\text{Mn}(\text{OH})_2$  e  $\text{MnCO}_3$ , porém, com a elevação do pH próximo a 5,0, formou provavelmente  $\text{MnO}_2$ , indisponibilizando-o novamente. Os teores foram aumentando na sequência, por haver redução do solo e solubilização novamente, porém mais lentamente.

A disponibilidade de carbono solúvel logo após o início do experimento era de 23,7, 268,6 e 132,3  $\text{mg L}^{-1}$  nos tratamentos ASP, API e APS, respectivamente, aumentando até o 5º dia nos tratamentos ASP e API, e até o 3º dia no tratamento APS, e após reduzindo a valores entre zero e 41  $\text{mg L}^{-1}$  no ASP, entre 23 e 122  $\text{mg L}^{-1}$  no API e entre 11 e 77  $\text{mg L}^{-1}$  no APS, mantendo a posição de maior disponibilidade no tratamento com palha incorporada, seguido do tratamento com palha na superfície e por último o tratamento sem adição de palha (Figura 20).

Os ânions nitrato, cloreto e sulfato também foram afetados pelos diferentes tratamentos. O nitrato foi detectado somente nos momentos iniciais de alagamento. Na primeira etapa o pico máximo encontrado foi de 25,6  $\text{mg L}^{-1}$  no ASP, 11,9  $\text{mg L}^{-1}$  no API e 1,0  $\text{mg L}^{-1}$  no APS. Na segunda etapa o tratamento sem palha teve nitrato disponível até 30 dias de alagamento, e o pico máximo foi de até 118,0  $\text{mg L}^{-1}$  no 5º dia de alagamento. Já os tratamentos API e APS, tiveram picos máximos de 30,6 e 11  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente (Figura 20).

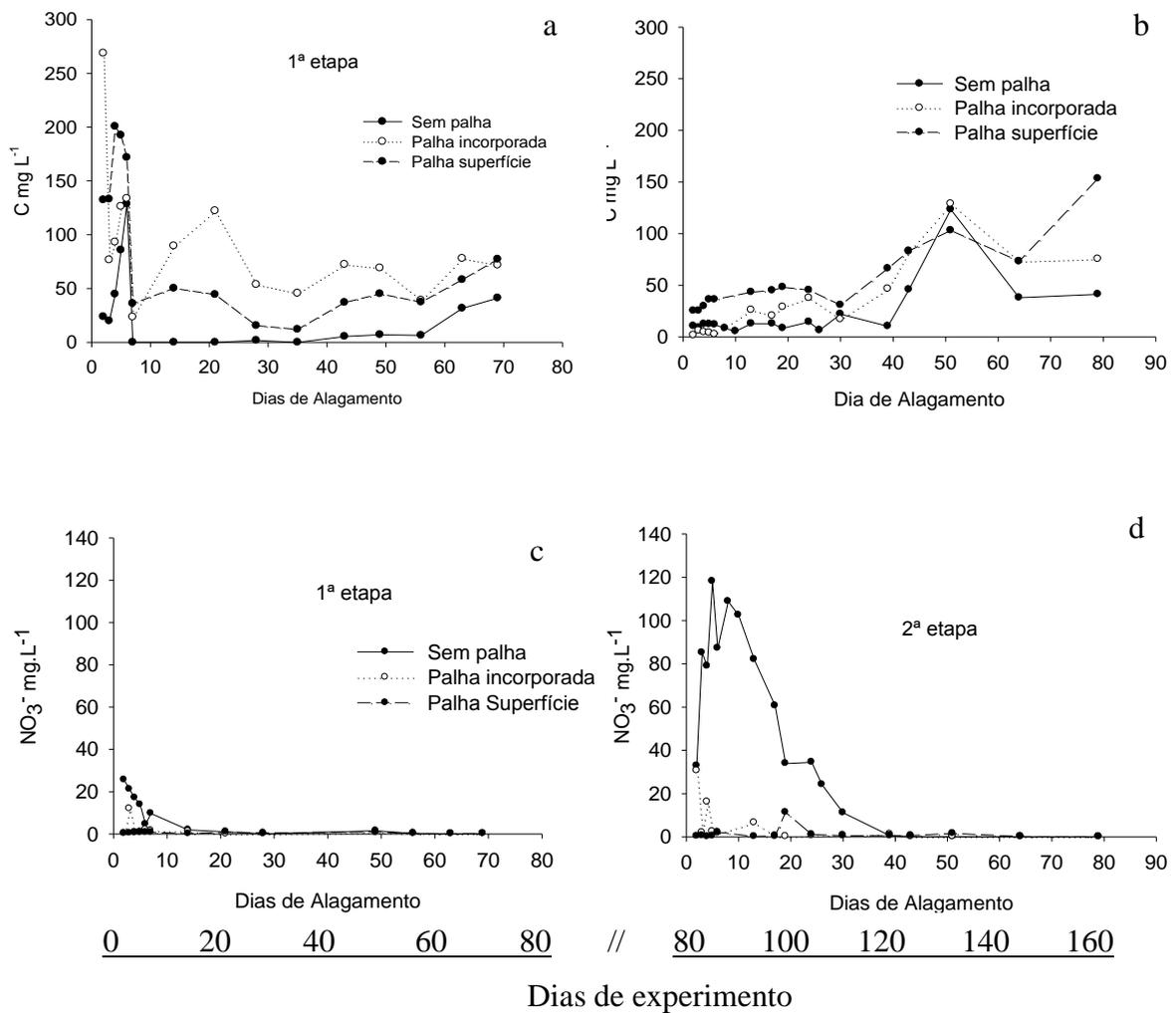


Figura 20 –Alteração dos teores de carbono solúvel e de nitrato em solo alagado imediatamente após aplicação dos tratamentos (a,c) e alagado depois de 81 dias de experimento em capacidade de campo (b,d).

O cloreto foi encontrado em maior quantidade no API, seguido do APS e ASP. Os valores na primeira análise foram 28,5, 13,3 e 4,2 mg L<sup>-1</sup> no API, APS e no ASP, respectivamente. Os picos do cloreto ocorreram entre o 4<sup>o</sup> e 5<sup>o</sup> DA e foram de 39,8, 25,7 e 21,1 mg L<sup>-1</sup> para API, APS e ASP, respectivamente. Nos vasos que permaneceram em capacidade de campo e foram alagados aos 81 dias depois, os maiores valores de cloreto foram encontrados no APS (entre 12,4 e 32,3 mg L<sup>-1</sup>), seguido do API (entre 7,2 e 33,8 mg L<sup>-1</sup>), e do ASP (entre 3,8 e 21,8 mg L<sup>-1</sup>). Não houve um comportamento tendencioso de inflexão das curvas de cloreto, porém, mantiveram durante praticamente todo o período a mesma posição (Figura 21).

Os valores de sulfato na primeira etapa analisados no 1º DA ficaram entre 15,2 e 18,2 mg L<sup>-1</sup>, ocorrendo os picos entre o 4º e o 6º dia, reduzindo e permanecendo com valores baixos até o final da etapa no API e APS, e aumentando novamente para o tratamento sem palha chegando a valores de até 113,5 mg L<sup>-1</sup>. Na segunda etapa os valores iniciais de todos os tratamentos não passaram de 25 mg L<sup>-1</sup>, e logo se esgotando nos tratamentos API e APS, mas no tratamento sem palha com o passar dos dias a concentração de sulfato aumentou linearmente, e ao final chegou a apresentar 99,7 mg L<sup>-1</sup> (Figura 21).

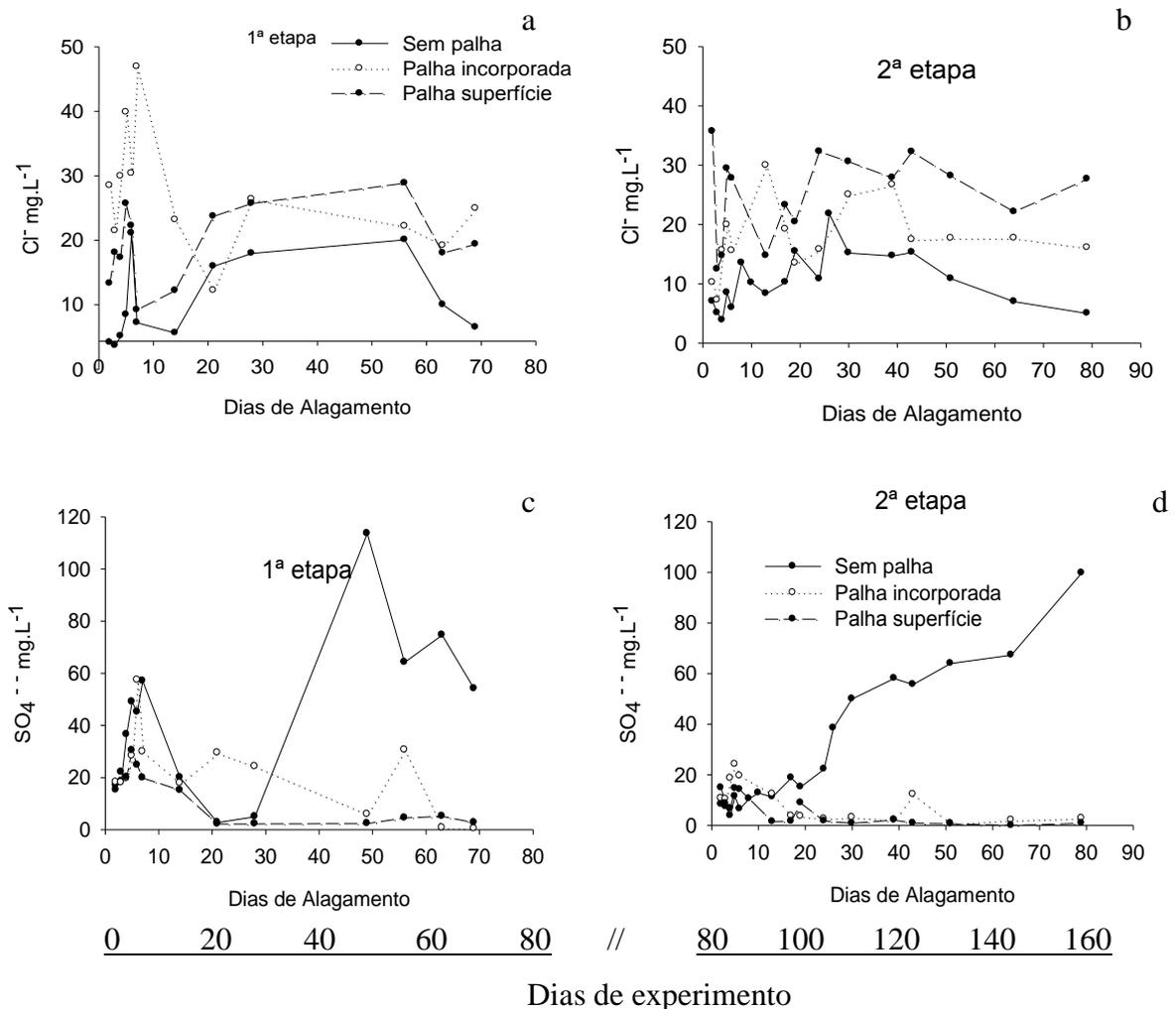


Figura 21 –Alteração dos teores de cloreto e de sulfato em solo alagado imediatamente após aplicação dos tratamentos (a,c) e alagado depois de 81 dias de experimento em capacidade de campo (b,d).

### 7.3.2. Taxas de emissão de gases

A emissão de óxido nitroso ocorreu apenas nos primeiros dias de alagamento, tanto na primeira como na segunda etapa do experimento. Porém, o pico máximo emitido, bem como o intervalo de emissão foi bem superior na segunda etapa. Os valores de emissão nos tratamentos com adição de palha, tanto na superfície como incorporada, foram desprezíveis na primeira etapa, enquanto que os vasos sem adição de palha emitiram picos de 1,64 e 1,05 g N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> na capacidade de campo e alagado, respectivamente, e ainda, o intervalo de emissão foi de até sete dias (Figura 22).

Na segunda etapa, o intervalo de emissão foi de aproximadamente 39 dias, com pico máximo de 6,52 g N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> no tratamento ASP. Já os demais tratamentos não apresentaram valores expressivos (<0,2 g N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>) (Figura 22).

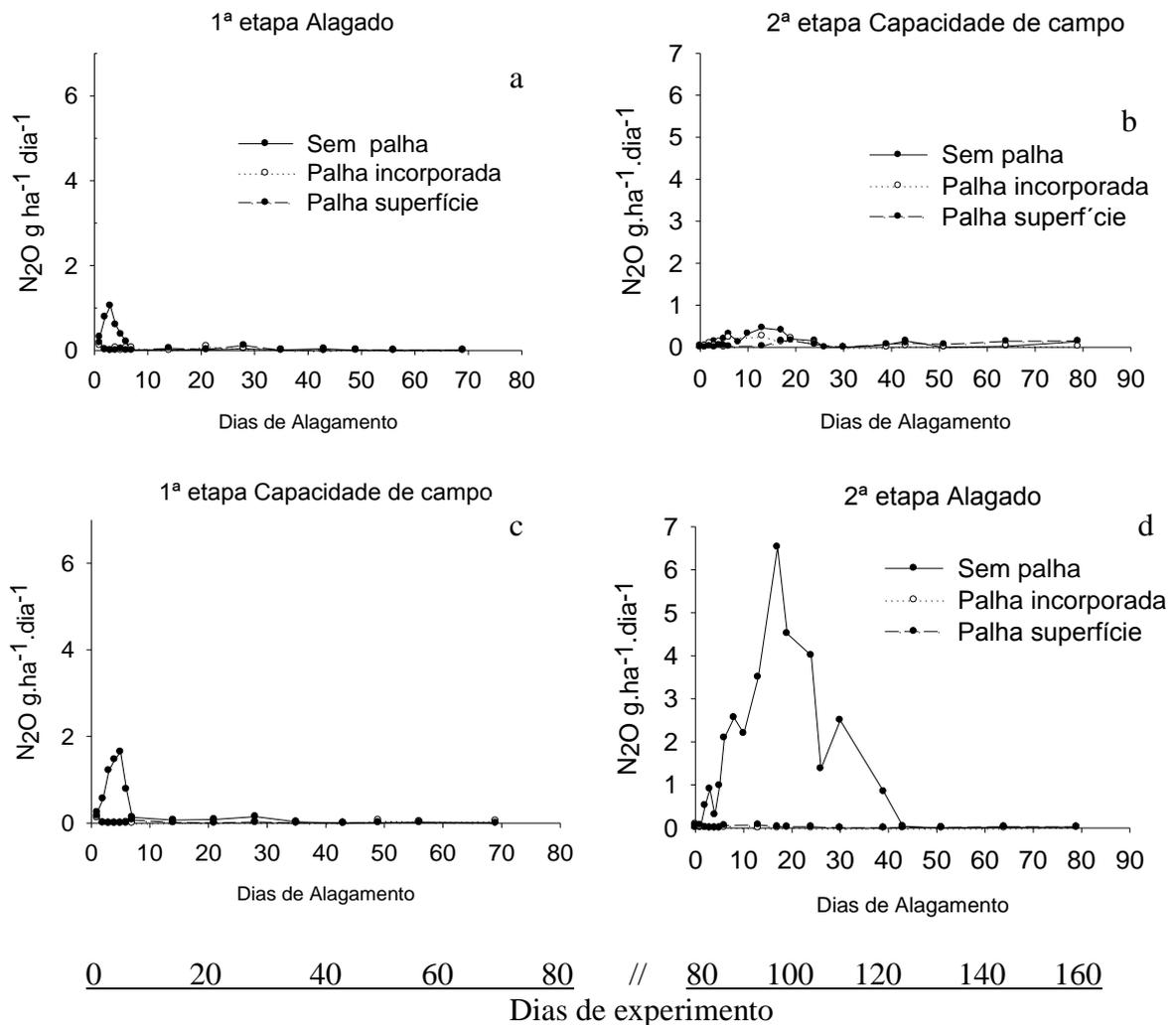


Figura 22 –Taxa de emissão de  $N_2O$  em solo alagado (a) e em capacidade de campo (c) imediatamente após aplicação dos tratamentos e em capacidade de campo (b) e alagado (d) depois de 81 dias.

Como já era esperada, a emissão de  $N_2O$  se deu no início do alagamento, com destaque aos tratamentos sem adição de palha, justamente por não ocorrer a imobilização que ocorreu nos tratamentos com adição de palha. Esse comportamento ocorre em função da nitrificação durante o período em capacidade de campo, formando nitrato, e da saturação do solo, a qual favorece a desnitrificação.

As altas taxas encontradas na segunda etapa do experimento revelam uma importante questão que ainda pode ser preocupante para o novo modelo de produção que busca-se, o de produção de grãos de sequeiro, como milho e soja, em

áreas de várzea, o que ainda está em crescimento e desenvolvimento de variedades tolerantes ao encharcamento eventual.

A rotação de culturas em várzea é restrita se considerar a manutenção das condições de encharcamento, porém, com um bom sistema de drenagem é possível o cultivo de culturas antes cultivadas apenas em coxilhas. Esse novo modelo irá proporcionar um aumento nas taxas de emissão de óxido nitroso por permitir a maior oxigenação e possível acúmulo de nitrato no solo, como mostra os dados no tratamento sem adição de palha.

Não obstante, nos campos de produção de arroz na China, há alta taxa de emissão de  $N_2O$  devido ao sistema de cultivo adotado, o qual faz rotação com culturas de sequeiro, alterando ciclos com solos drenados e outro saturado (Xing et al., 2009). Diante disso, esses mesmos autores sugerem a prática de incorporação da palha na época de cultivo de sequeiro, que embora possa favorecer a emissão de  $N_2O$  quando este for alagado, mas reduz a emissão de metano no próximo ciclo do arroz, e que no balanço final, o acumulado será menor se expressado e  $CO_2$  equivalente.

A emissão de metano ocorreu principalmente na primeira etapa do experimento, sendo praticamente desprezível a emissão na segunda etapa em relação à primeira. Os máximos valores diários na primeira etapa ocorreram aos 28 DA, sendo maior no tratamento API ( $163,6 \text{ g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ), seguido do CCPI ( $99,7 \text{ g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ), e por fim, com a menor máxima diária o APS ( $29,6 \text{ g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ).

Logo nos primeiros dias após inversão do manejo da água foi detectada emissão de metano nos vasos que anteriormente estavam alagados, com palha incorporada e na superfície, indicando que ainda apresentavam condições anaeróbicas. Aos 30 DA se deu o início da emissão nos tratamentos APS e API, os quais permaneceram na etapa inicial sob condições de umidade em capacidade de campo, e então na segunda fase foram alagados (Figura 23).

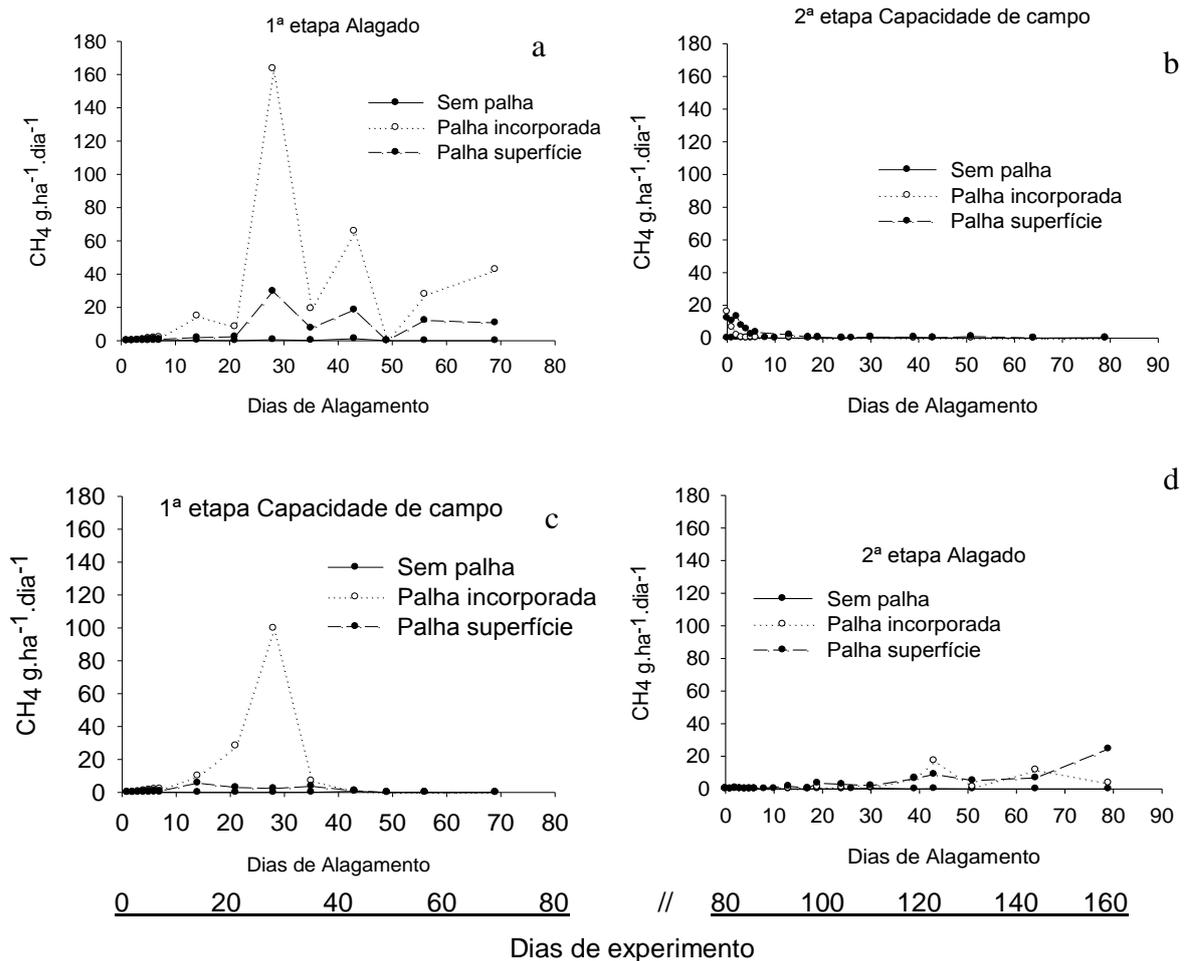


Figura 23 – Taxa de emissão de  $\text{CH}_4$  em solo alagado (a) e em capacidade de campo (c) imediatamente após aplicação dos tratamentos, e em capacidade de campo (b) e alagado (d) depois de 81 dias de experimento.

A maior emissão de metano na primeira etapa se deu a adição de palha “fresca”. Os teores de carbono sofreram queda na primeira etapa, pois foram consumidos formando estruturas dos microrganismos e pela emissão de  $\text{CO}_2$ , e mais adiante de  $\text{CH}_4$ . Na segunda etapa os teores de carbono solúvel na solução aumentaram com o passar dos dias, e a emissão de metano, embora mínima, ocorreu simultaneamente. A emissão de metano ocorreu quando foram atingidas as condições necessárias para tal, como o consumo dos compostos oxidados e consequentemente, redução do Eh, tendo disponível carbono solúvel.

A incorporação da palha e alagamento foram os manejos que mais favoreceram a emissão de metano, isso porque com a incorporação houve maior contato da palha com o solo e, consequentemente, com os microrganismos, além de

favorecer a anaerobiose do ambiente. Isso ficou evidente nos dados do total acumulado, e o fato de terem sido inicialmente alagados todos os vasos, proporcionou ao tratamento CCPI, condições de anaerobiose e, conseqüentemente, emissão de metano.

Da mesma forma que o  $N_2O$  e o  $CO_2$ , não se pode construir uma relação, ou equação dos teores disponíveis na solução do solo com os valores emitidos, pois quando houve elevadas emissões, simultaneamente se consumiu o que estava disponível.

Quanto a emissão de  $CO_2$ , verificou-se uma grande variação nas emissões, não sendo adequado a interpretação do gráfico expresso em taxas diárias, mas mesmo assim foi possível verificar uma tendência de que os vasos sem adição de palha emitiram as menores taxas, e, aparentemente, os vasos com palha na superfície, com as maiores taxas, na primeira etapa. Já na segunda etapa ficou mais evidente que os vasos na capacidade de campo sem adição de palha e com palha incorporada emitiram as maiores taxas (Figura 24).

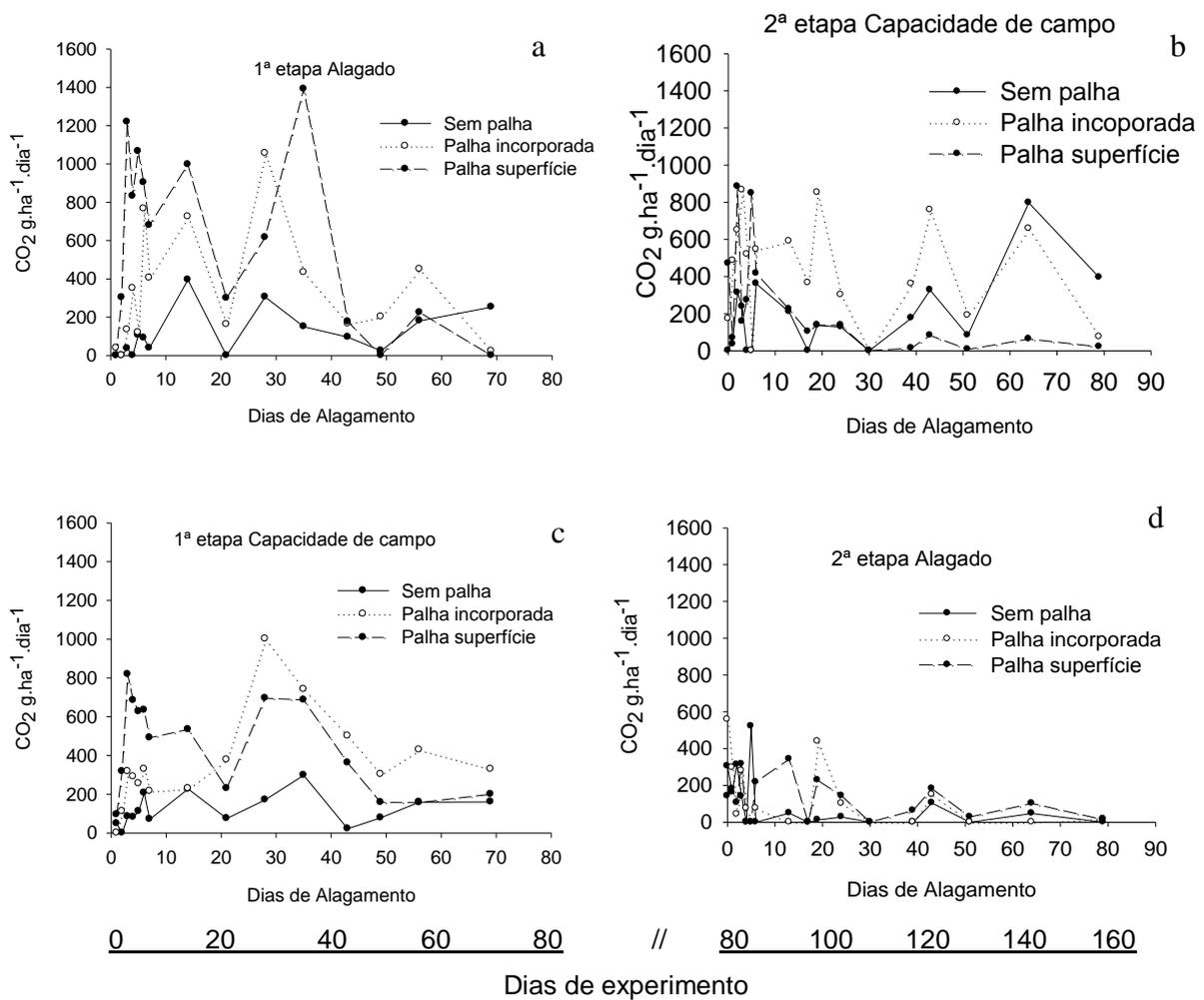


Figura 24 – Taxa de emissão de  $\text{CO}_2$  em solo alagado (a) e em capacidade de campo (c) imediatamente após aplicação dos tratamentos e em capacidade de campo (b) e alagado depois de 81 dias de experimento .

### 7.3.3. Emissão acumulada de gases

A emissão acumulada de  $\text{N}_2\text{O}$  foi influenciada pelo manejo da palha, embora diferindo estatisticamente apenas o tratamento CCSP dos tratamentos CCPI, API, APS e CCPS. Na primeira etapa a ordem decrescente com os maiores emissores, foi dos tratamentos sem adição de palha, seguidos dos tratamentos com incorporação, e por último, os tratamentos com palha na superfície, sendo o manejo da água indiferente estatisticamente entre os tratamentos com mesmo manejo de palha (Figura 25a).

O  $N_2O$  acumulado na segunda etapa (após inversão) foi maior em relação ao período inicial imediatamente após aplicação dos tratamentos (1ª etapa), mas não foi estatisticamente diferente (dados não apresentados). A maior emissão acumulada ( $105 \text{ g ha}^{-1}$ ) foi no tratamento ASP na segunda etapa, o mesmo que emitiu a maior quantidade na primeira etapa sob manejo da água em capacidade de campo (CCSP) ( $9 \text{ g ha}^{-1}$ ), diferença superior a 91%, mesmo não apresentando diferença estatística. Esse aumento na emissão foi consequência da mineralização da matéria orgânica e processos de nitrificação, que permitiu o acúmulo de nitrato no solo, o qual ao ser submetido ao alagamento produziu maiores quantidades de  $N_2O$  (Figura 25b).

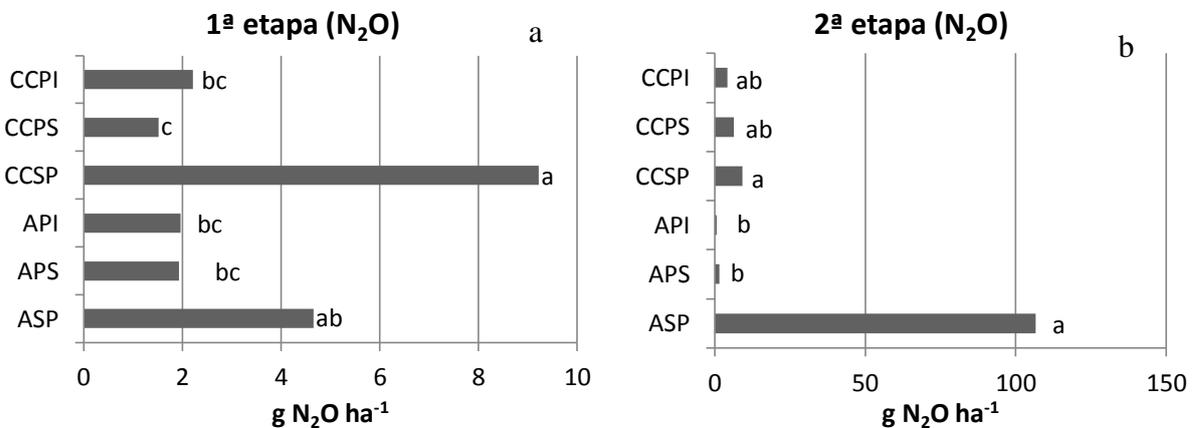


Figura 25 – Emissão acumulada de  $N_2O$  no período entre o 1º e o 69º dias imediatamente após aplicação dos tratamentos (a) e entre o 81º e o 159º dias de experimento (b). Obs.: Médias com mesma letra não apresentam diferença significativa com 5% de probabilidade de erro pelo teste de comparação de médias Kruskal-Wallis.

A emissão acumulada de  $CH_4$  foi maior na 1ª etapa, contrário ao  $N_2O$ , evidenciando que os manejos da palha e da água influenciam diferentemente na emissão desses gases. As maiores emissões acumuladas de metano na 1ª etapa ocorreram nos tratamentos com palha incorporada, não diferindo estatisticamente dos tratamentos com palha na superfície, porém, diferentes dos tratamentos sem adição de palha, os quais não apresentaram emissões relevantes para o  $CH_4$  (Figura 26).

O manejo da água alagado proporcionou emissões superiores ao manejo em capacidade de campo, porém, não diferiram estatisticamente. A emissão elevada de metano nos tratamentos em capacidade de campo foi provocada pela anaerobiose causada no início do experimento, onde todos os tratamentos foram submetidos ao alagamento e somente após quatro semanas alcançaram o estado de capacidade de campo (obs.: esse alagamento teve a intenção de proporcionar a coleta de solução do solo, porém não pode ser realizada na sequência, pois não ocorreram perdas de água suficiente para que se mantivesse a maioria do tempo em capacidade de campo).

Na 2ª etapa as emissões acumuladas foram menores, e a sequência seguiu a lógica de que, as maiores emissões ocorrem nos tratamentos alagados com adição de palha, porém com palha na superfície foi maior que com palha incorporada, mas não diferiram estatisticamente, enquanto nos tratamentos sem adição de palha foram praticamente desprezíveis e diferentes estatisticamente das médias dos tratamentos APS e API. Comparando a maior emissão acumulada da 1ª etapa com a maior emissão acumulada da 2ª, não houve diferença estatística e a redução relativa foi em torno de 20% a menos na 2ª em relação à 1ª etapa, para os tratamentos com maior emissão (Figura 26).

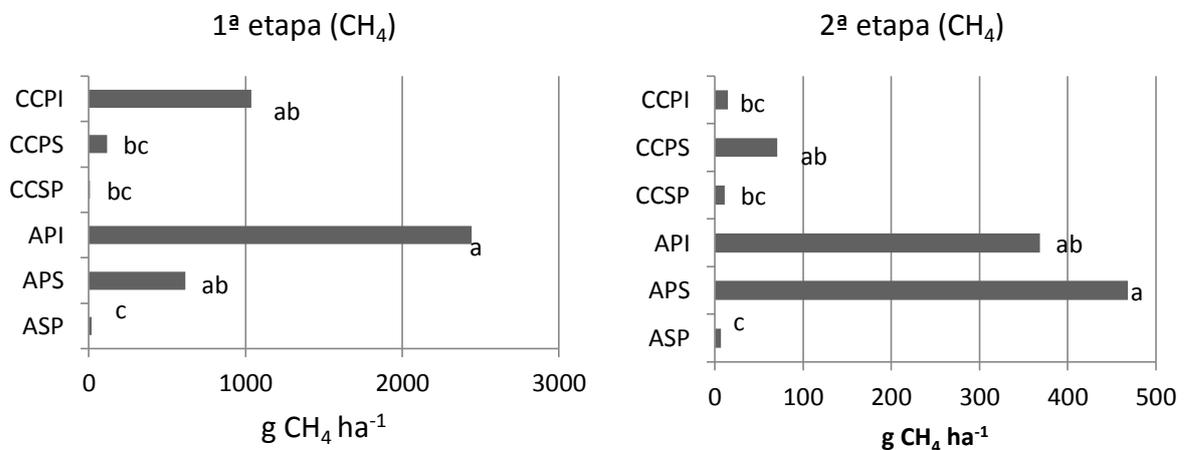


Figura 26 – Emissão acumulada de CH<sub>4</sub> no período entre o 1º e o 69º dias imediatamente após aplicação dos tratamentos (a) e entre o 81º e o 159º dias de experimento (b). Obs.: Médias com mesma letra não apresentam diferença significativa com 5% de probabilidade de erro pelo teste de comparação de médias Kruskal-Wallis.

A maior emissão acumulada de metano no tratamento APS, na 2ª etapa, pode ser atribuída ao carbono solúvel disponível na solução do solo, que embora não tenha se destacado na análise da solução, os níveis foram altos, principalmente no início da segunda etapa, coincidindo com a fase de redução eletrolítica, a qual apresentou o estado oxidativo baixo, requisito para emissão de CH<sub>4</sub>.

A disponibilidade de carbono possivelmente maior se deve a esse tratamento ter sido mantido em capacidade de campo na 1ª etapa, em que devido ao pouco contato com o solo, a palha não teve maior decomposição, permanecendo substrato orgânico, o qual foi determinante para emitir mais metano entre os demais tratamentos nessa etapa, quando estes foram alagados.

Do mesmo modo, o tratamento API também foi mantido em capacidade de campo na 1ª fase, porém, teve emissão acumulada menor que o APS, mas não diferiu estatisticamente. Nesse caso, a incorporação da palha na 1ª etapa favoreceu a decomposição e a disponibilidade de substrato para emissão de CH<sub>4</sub> foi menor.

Não obstante, a emissão de CO<sub>2</sub> foi influenciada pelos fatores que controlaram a decomposição da palha. Os tratamentos com adição de palha emitiram em torno de três vezes mais CO<sub>2</sub> em relação aos sem adição de palha, entre o 1º e o 69º dia. O tratamento APS foi o que emitiu mais CO<sub>2</sub> no período, seguido do CCPI, CCPS e, por fim, os tratamentos ASP e CCSP, porém, não houve diferença estatística entre os tratamentos, possivelmente pela grande variabilidade das taxas de emissão diária (Figura 27).

Na segunda etapa houve destaque para o tratamento CCPI, seguido do tratamento CCSP. Os demais com total acumulado no período equivalente a 3,4 vezes menos que o máximo valor acumulado, sendo estatisticamente diferentes apenas os tratamentos API e ASP. Nesta etapa foi possível observar que os tratamentos em capacidade de campo tiveram os maiores valores acumulados no período, e que os tratamentos com palha incorporada superaram os com palha na superfície, com exceção do tratamento CCSP (Figura 27).

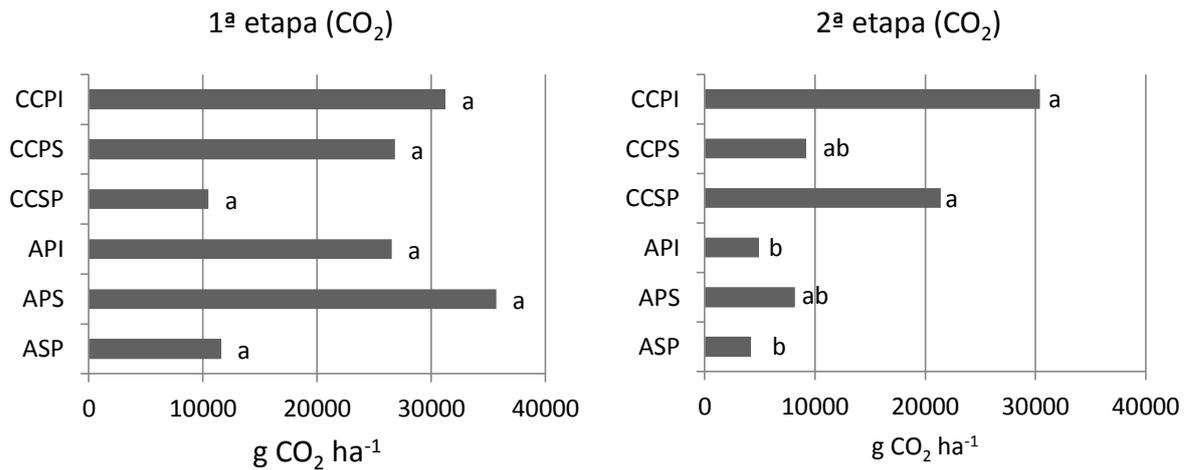


Figura 27 – Emissão acumulada de CO<sub>2</sub> no período entre o 1º e o 69º dias imediatamente após aplicação dos tratamentos (a) e entre o 81º e o 159º dias de experimento (b).

Obs.: Médias com mesma letra não apresentam diferença significativa com 5% de probabilidade de erro pelo teste de comparação de médias Kruskal-Wallis.

#### 7.3.4. Emissão de CO<sub>2</sub> equivalente

Neste experimento fez-se a avaliação de uma condição idealizada para entender os processos responsáveis pela produção de GEE, e os resultados podem ser utilizados para entendimento da dinâmica em períodos de entressafra, em que não há cultivos ou desenvolvimento de qualquer planta, portanto sem entrada de carbono no sistema.

A análise para verificar qual o tratamento que contribuiu com maior potencial de aquecimento global revelou que a adição de palha fresca foi um dos principais fatores controladores da emissão de gases de efeito estufa. Não houve diferença estatística entre os tratamentos ASP, CCSP, APS e CCPS, porém, houve diferença estatística entre os tratamentos ASP e CCSP versus API e CCPI, o que permitiu inferir que além da adição de palha “fresca”, foi necessária a incorporação ao solo para que as diferenças entre as médias ocorressem (Figura 28).

Dos três gases analisados neste estudo, o dióxido de carbono contribuiu com a maior parcela em praticamente todos os tratamentos, com exceção do API, onde o CH<sub>4</sub> contribuiu mais.

O manejo que mais contribuiu no potencial de aquecimento global é o alagamento do solo com palha incorporada. O tratamento CCPI foi o segundo maior contribuinte do aquecimento global no período, seguido dos tratamentos APS e CCPS, e por fim, os tratamentos sem adição de palha. Nos tratamentos com adição de palha, a emissão do metano foi responsável pela disparidade entre os tratamentos, enquanto que o óxido nitroso não fez diferença.

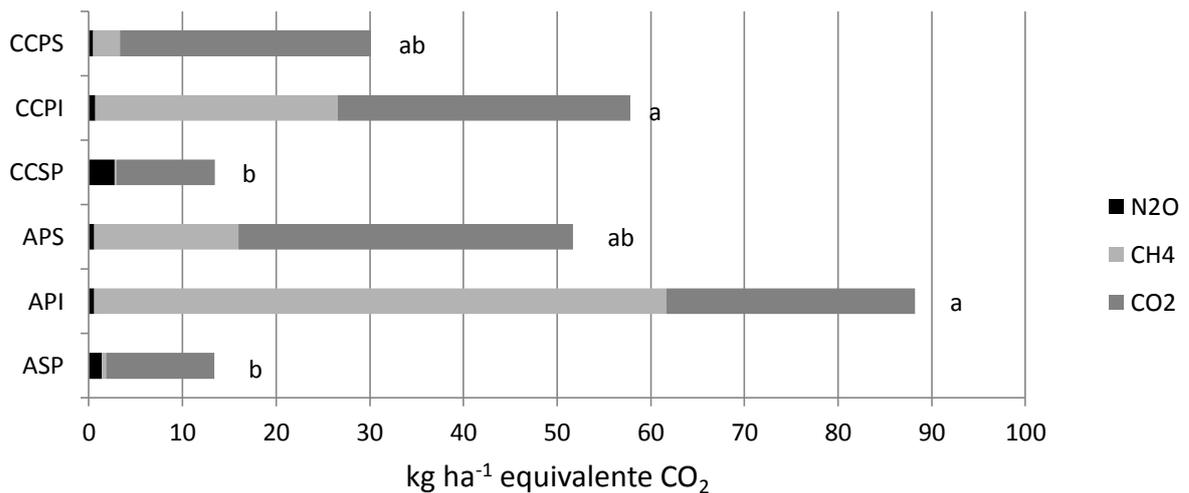


Figura 28 – Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> no período entre o 1<sup>o</sup> e o 69<sup>o</sup> DA imediatamente após aplicação dos tratamentos expressada em CO<sub>2</sub> equivalente. Obs.: Médias com mesma letra não apresentam diferença significativa com 5% de probabilidade de erro pelo teste de comparação de médias Kruskal-Wallis.

Na segunda etapa do experimento, as emissões foram menores e não houve diferença estatística entre os tratamentos. O CO<sub>2</sub> teve grande contribuição na soma dos gases, principalmente nos tratamentos em capacidade de campo, porém, o maior destaque foi a emissão expressiva do óxido nitroso no tratamento ASP (Figura 29).

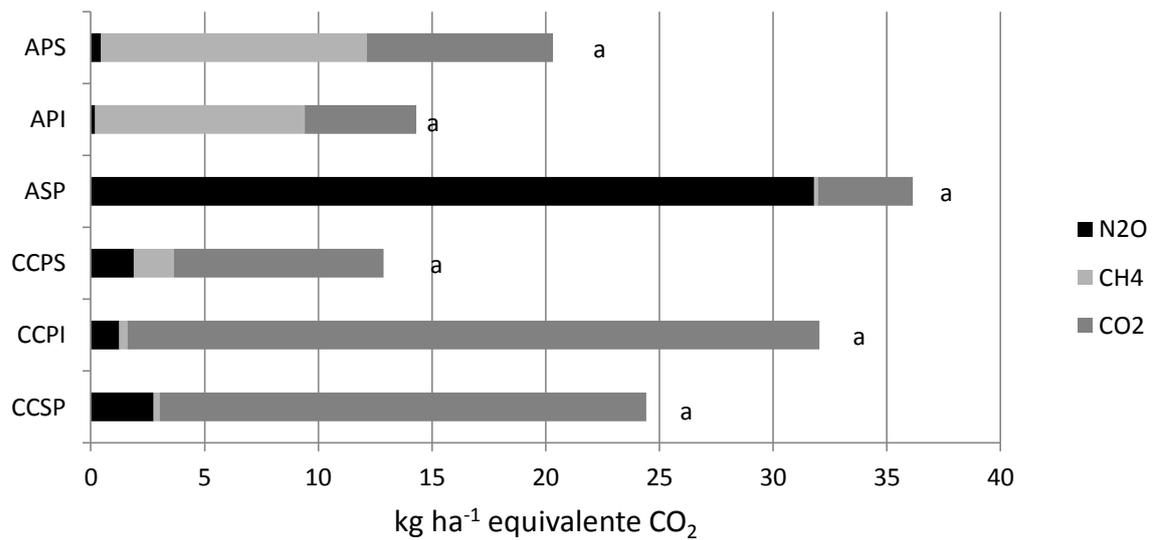


Figura 29 – Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> no período entre o 81<sup>o</sup> e o 159<sup>o</sup> em solos em capacidade de campo depois de 81 dias alagados, e em solos alagados depois de 81 dias em capacidade de campo, expressa em CO<sub>2</sub> equivalente. Obs.: Médias com mesma letra não apresentam diferença significativa com 5% de probabilidade de erro pelo teste de comparação de médias Kruskal-Wallis.

Ao somar os valores dos tratamentos das duas etapas mantendo os mesmos vasos, não houve diferença estatística, e a ordem decrescente de contribuição para o potencial de aquecimento global foi: API-CCPI; CCPI-API; APS-CCPS; CCPS-APS; CCSP-ASP e ASP-CCSP (Figura 30). Desse modo ficou evidente que a incorporação da palha foi o fator mais importante nos processos eletroquímicos do solo, os quais proporcionaram os diferentes comportamentos na emissão dos gases. Além do mais, todo o período e qualquer interferência nos manejos devem ser considerados para que as práticas de mitigação sejam eficientes, pois cada interferência no manejo da água e da palha provoca uma situação favorável ou não para a emissão, e não significa que um mesmo manejo resulta uma mesma resposta se já houve alteração nos fatores que condicionam as alterações eletroquímicas.

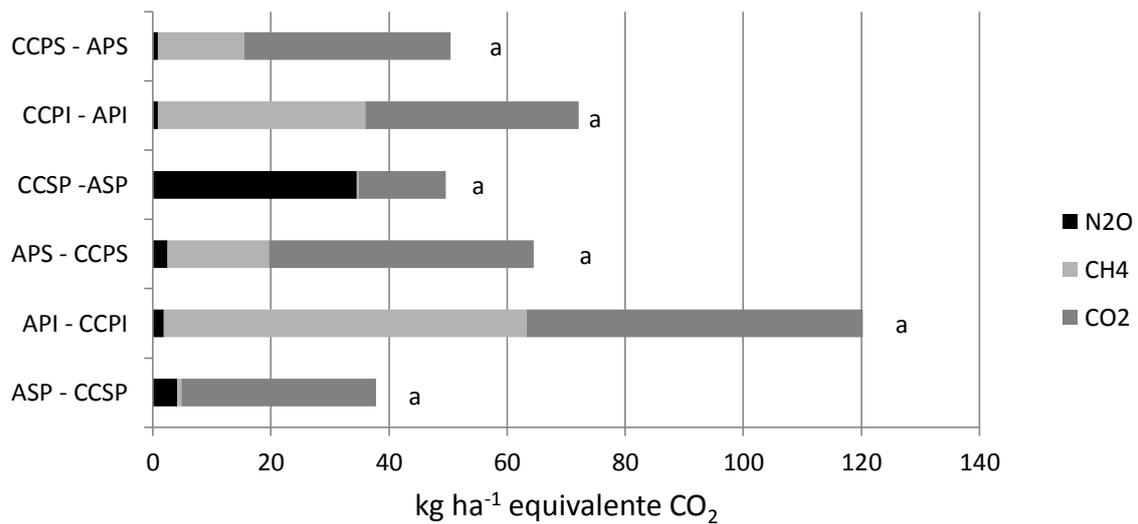


Figura 30 –Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> ao longo do período experimental com alternância do manejo da água, expressa em CO<sub>2</sub> equivalente.

#### 7.4. Conclusões

- A adição de material orgânico (palha) provoca maior redução do solo, por haver maior consumo de compostos oxidados. Por consequência, há aumento dos teores de ferro e manganês, e diminuição dos teores de nitrato, reduzindo diretamente a emissão de N<sub>2</sub>O, porém condicionando à produção de CH<sub>4</sub>;

- Solos sem adição de palha e com períodos sob oxidação, ao atingirem pH 4,5 apresentam altos níveis de manganês ao serem submetidos ao alagamento, enquanto que em solos com adição de palha os níveis elevados ocorrem após algumas semanas sob inundação, pois a solubilização é resultado do curso da redução destes compostos;

- A mudança eletroquímica provocada pelos diferentes tratamentos condiciona a emissão dos diferentes gases de efeito estufa. A ordem decrescente do potencial de aquecimento global encontrada nas condições desse estudo, considerando as duas etapas (antes/depois da inversão) foi: Alagado com palha incorporada/capacidade de campo; Capacidade de campo com palha incorporada/alagado; Alagado com palha na superfície/Capacidade de campo; capacidade de campo com palha incorporada/alagado; capacidade de campo e sem palha/alagado; alagado sem palha/capacidade de campo.

## 8 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Há uma enorme preocupação com a emissão de gases de efeito estufa em áreas agrícolas durante o cultivo do arroz, porém pouca atenção tem sido dada às emissões nas entressafras, bem como em áreas alagadas sem uso agrícola. Muitos trabalhos já demonstraram os impactos dos diferentes manejos da água, do solo, adubação, entre outros, inclusive do manejo na entressafra que mantém a produtividade alta conseguindo reduzir as emissões durante a safra. Porém, as emissões, ou protocolos que possam ser usados para que se estimem as emissões dos diferentes gases na entressafra conforme as condições nesse período ainda não são conhecidas.

Dentro do que foi estudado nesse trabalho, ficou claro que a contabilização da emissão do óxido nitroso em solos alagados permanentemente, ocorre apenas nos primeiros dias enquanto houver nitrato, e que medidas semanais são errôneas e não contabilizam adequadamente. A palha é um fator determinante na emissão de  $N_2O$ , quando ausente e na presença de altos teores de nitrato, potencializa a emissão, quando presente, pode ser considerada parte mitigadora no manejo. A presença de planta de arroz também reduz a disponibilidade de nitrato, e conseqüentemente, reduz a emissão de  $N_2O$ . Longo período de drenagem do solo promove, ao ser posteriormente alagado, maior emissão de  $N_2O$  em solos sem adição de palha.

Em situações de alternância entre alagamento e drenagem a emissão do  $N_2O$  é favorecida e a de  $CH_4$  desfavorecida devido às mudanças eletroquímicas do solo provocadas pela ausência ou não de oxigênio. Portanto, em situações onde não há alagamento contínuo, como no caso da entressafra, o  $N_2O$  pode causar emissões com proporções similares ao metano na safra.

Existe uma dificuldade previsível em quantificar as emissões na entressafra, pois não há um padrão de manejo que possa ser enquadrado em uma equação e assim estimar as emissões, como é feito atualmente pelo IPCC. Portanto, inicialmente é preciso um estudo para agrupar diferentes situações de manejo na entressafra e depois como poderá ser contabilizada a área total de cada situação, além é claro do balanço entre entrada e saída de energia do sistema.

Ainda que se descubram todos os métodos de mitigação, não é garantido que teremos de fato redução na emissão, é preciso ainda ter a compreensão dos

agentes responsáveis pela produção agrícola, pois serão eles que acatarão ou não os sistemas mitigadores. Não obstante, as novas técnicas de produção em sequeiro e as variedades tolerantes ao encharcamento, que estão sendo testadas em áreas de várzeas, criam um novo cenário, do qual ainda não conhecemos as consequências.

## LITERATURA CITADA

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, 54-61, 2009.

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

BHATTACHARYYA, P. et al. Effects of rice straw and nitrogen fertilization on greenhouse gas emissions and carbon storage in tropical flooded soil planted with rice. **Soil and Tillage research**, v. 124, p. 119–130, 2012.

CAI, Z. et al. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilisers and water management. **Plant and Soil**, v. 196, n. 1, p. 7-14. 1997.

CAMARGO, F. A. O., et al. Produção de ácidos orgânicos voláteis pela planta de arroz sob condições anaeróbias. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Campinas, v. 17, n. 3, p. 337-342, 1993.

CAMARGO, F. A. O.; SANTOS, G. A.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 29, p. 171-180, 1999. Available from <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-84781999000100032&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84781999000100032&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em 08 Fevereiro 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84781999000100032>.

CARVALHO, J. L. V.; BASSINELLO, P. Z. Importância na alimentação humana. In: Santos, A. B.; Stone, L. F.; Vieira, N. R. A. **A cultura do arroz no Brasil**. 2ª ed. Santo Antônio da Goiás: Embrapa Arroz e Feijão; p. 17-30, 2006.

CONSENTINO, V. R. N. et al. N<sub>2</sub>O emissions from a cultivated mollisol: optimal time of day for sampling and the role of soil temperature. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 36, n. 6, dez. 2012. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-06832012000600015&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832012000600015&lng=pt&nrm=iso)>. Acesso em 01 nov. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000600015>.

CORRÊA, N. I. et al. Consumo de água na irrigação do arroz por inundação. **Lavoura Arrozeira**, Porto Alegre, v. 50, p. 3-8, 1997.

DRESCHER, G. L. **Variação diária na emissão de óxido nitroso em solo de várzea**. 2013. 37f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em agronomia) – Curso de Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Segundo inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa: Emissões de metano do cultivo de arroz. **Relatório de referência**. Embrapa Meio Ambiente. 2010.

EMBRAPA CLIMA TEMPERADO. **Cultivo de arroz irrigado no Brasil**. Sistemas de Produção, 3. ISSN 1806-9207 Versão Eletrônica, Nov./2005 Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrigadoBrasil/referencias.htm>>. (Acesso: 12 março 2011).

GHOSH, S.; MAJUMDAR, D.; JAIN, M. C. Methane and nitrous oxide emissions from an irrigated rice of North India, **Chemosphere**. Science Direct v. 51, p. 181-195, 2003.

GOMES, A. da S. et al. Caracterização de indicadores da qualidade do solo, com ênfase às áreas de várzea do Rio Grande do Sul. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2006. 40p. — (Embrapa Clima Temperado. **Documentos**, 169).

HENAULT, C. et al. Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. **Biol. Fertil. Soils**, v. 26, p. 199-207, 1998.

HYVÖNEN, N. P. et al. Fluxes of nitrous oxide and methane on an abandoned peat extraction site: Effect of reed canary grass cultivation. **Bioresource Technology**, v. 100 p. 4723–4730, 2009. Disponível em: <http://libgen.org/scimag/index.php?doi=10.1016/j.biortech.2009.04.043>. Acesso em 23 de fevereiro de 2014. doi=10.1016/j.biortech.2009.04.043.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola**. Rio de Janeiro, v. 24 n. 08 p. 1-82 ago. 2011. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/lspa\\_201108.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/lspa_201108.pdf). Acesso: 03 de outubro de 2011.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATIC CHANGE – IPCC, Climate Change 2007: **The Physical Science Basis: Summary for Policymakers**. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland, 2007.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATIC CHANGE – IPCC, OECD, IEA, 1997. Revised 1996 IPCC **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Bracknell: UK.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATIC CHANGE – IPCC. Climate change 1994: **radiative forcing of climate change**. New York : Cambridge University, 1995. p. 85-87.

IRGA. Censo da lavoura de arroz irrigado do Rio Grande do Sul – safra 2004/2005 Camilo Feliciano de Oliveira (coordenador). – Porto Alegre: **IRGA - Política Setorial**, 2006. 122 p.

JENSEN, E. S. Nitrogen immobilization and mineralization during initial decomposition of <sup>15</sup>N-labelled pea and barley residues. **Biology and Fertility of Soils**, v. 24, p. 39–44, 1997.

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

MOLION, L. C. B. AQUECIMENTO GLOBAL: UMA VISÃO CRÍTICA. **Revista Brasileira de Climatologia**, [S.l.], v. 3, Mai. 2011. ISSN 2237-8642. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs/index.php/revistaabclima/article/view/25404/17024>>. Acesso em: 07 Abr. 2014.

MOTERLE, D. F. **Efluxo de metano em solo sob manejos de irrigação e cultivares de arroz irrigado**. 2011. 146 F. Tese de doutorado (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS. 2011.

NAVES, M. M. V.; BASSINELLO, P. Z. Importância na nutrição humana. In: SANTOS, A.B., et.al, (Org.). **A cultura do arroz no Brasil**. 2. ed. rev. ampl. – Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2006. p. 17-30.

NEVES, I. P. Cultivo de arroz (dossiê técnico). **Rede de Tecnologia da Bahia – RETEC/BA**, 2007. Disponível em: <http://www.slideshare.net/livreinatural/cultivo-do-arroz>. Acesso em 26/01/2011.

PONNAMPERUMA, F. N. The chemical of submerged soils. **Adv. Agron.**, v. 24, p. 29-96, 1972.

REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. **Biogeochemistry of wetlands: science and applications**. 2008. Boca Raton, FL: CRC Press Taylor and Francis Group.

SASS, R. L. et al. Mitigation of methane emissions from rice fields: possible adverse effects of incorporated rice straw. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 5, n. 3, p. 275-287, Sept. 1991.

SILVA, C. A. S.; PARFITT, J. M. B. Irrigação por Inundação Intermitente para Culturas em Rotação ao Arroz em Áreas de Várzea do Rio Grande do Sul. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2005. — (Embrapa Clima Temperado. **Circular técnica, 46**).

SILVA, L. S. et al. Dinâmica da emissão de metano em solos sob cultivo de arroz irrigado no sul do Brasil. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**. 2011, vol. 35, n. 2, pp. 473-781. disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-06832011000200016&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832011000200016&lng=en&nrm=iso)>. ISSN 0100-0683. Acesso em: 16/10/2011.

SILVA, L. S. et al. Dinâmica da matéria orgânica em ambientes alagados. In: SANTOS, G. A. et al. (Eds). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 525-543.

SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO (SOSBAI). Arroz irrigado: **recomendações técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil**. Pelotas: SOSBAI. 2007. 154p.

SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO (SOSBAI). Arroz irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil / 28. **Reunião Técnica da Cultura do Arroz Irrigado**, 11 a 13 de agosto de 2010, Bento Gonçalves, RS. - Porto Alegre: SOSBAI, 2010. 188 p.

SOUSA, R. O.; BOHNEN, H. Y.; MEURER, E. J. Composição da solução de um solo alagado conforme a profundidade e o tempo de alagamento, utilizando novo método de coleta. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**. Campinas, v. 26, p. 33-348, 2002. Disponível em: <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=180218325008>. ISSN 0100-0683. Acesso em 08/02/2012.

TANAKA, F.; ONO, S.; HAYASAKA, T. Identification and evaluation of toxicity of rice root elongation inhibitors in flooded soils with added wheat straw. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 36, n. 1, p. 97-103, 1990.

VAHL, L. C.; LOPES, S. I. G. Nutrição de plantas. In: PESQUE, S. T.; NEDEL, J. L.; BARROS, A. C. S. A. (Eds.) **Produção de arroz irrigado**. Pelotas: Editora e Gráfica Universitaria, 1998. p. 149-206.

WANG, Z. P. et al. Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 57, p. 382-385, 1993.

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

YAO, Z. et al. A 3-year record of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from a sandy loam paddy during Rice seasons as affected by different nitrogen application rates. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 152, p.1–9. 2012. Disponível em: <http://libgen.org/scimag/index.php?doi=10.1016/j.agee.2012.02.004>. Acesso em: 23 de fevereiro de 2014.

ZOU, J. et al. Sewage irrigation increased methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in southeast China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 129, p.516–522, 2009. Disponível em: <http://libgen.org/scimag/index.php?doi=10.1016/j.agee.2008.11.006>. Acesso em 23 de fevereiro de 2014. Doi=10.1016/j.agee.2008.11.006.

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. 90 F. Tese de doutorado (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 2011.