



UFG

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**PERDAS GASOSAS DE NITROGÊNIO EM SISTEMA DE
PRODUÇÃO DE ARROZ IRRIGADO EM VÁRZEA TROPICAL**

GLAUCILENE DUARTE CARVALHO

Orientadora:

Profa. Dra. Beáta Eموke Madari

Março - 2015

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR AS TESES E DISSERTAÇÕES ELETRÔNICAS NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação

Nome completo do autor: Glaucilene Duarte Carvalho

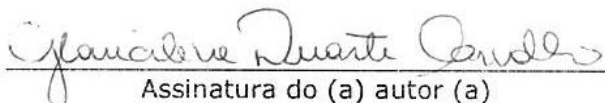
Título do trabalho: Perdas gasosas de nitrogênio em sistema de produção de arroz irrigado em várzea tropical

3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.

Data: 12 / 04 / 2017


Assinatura do (a) autor (a)

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

GLAUCILENE DUARTE CARVALHO

**PERDAS GASOSAS DE NITROGÊNIO EM SISTEMA DE PRODUÇÃO DE
ARROZ IRRIGADO EM VÁRZEA TROPICAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Goiás, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia, área de concentração: Solo e Água.

Orientadora:

Profa. Dra. Beáta Eموke Madari

Co-orientador:

Dr. Alberto Baêta dos Santos

Goiânia, GO – Brasil
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas UFG.

Duarte Carvalho, Glaucilene

PERDAS GASOSAS DE NITROGÊNIO EM SISTEMA DE PRODUÇÃO DE ARROZ IRRIGADO EM VÁRZEA TROPICAL [manuscrito] / Glaucilene Duarte Carvalho. - 2015.

63 f.

Orientador: Profa.Dra. Beáta Eموke Madari; co orientador Dr. Alberto Baêta dos Santos .

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Escola de Agronomia (EA , Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Goiânia, 2015.

1. fluxos. 2. fator de emissão. 3. câmaras estáticas. I. Eموke Madari, Beáta, orient. II. Título.

CDU 631/ 635



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA



ATA DA REUNIÃO DA BANCA EXAMINADORA DA DEFESA DE TESE DE GLAUCILENE DUARTE CARVALHO - Aos trinta e um dias do mês de março do ano de dois mil e quinze (31.03.2015), às 08h30min, reuniram-se os componentes da Banca Examinadora: Dr^a. Beata Eموke Madari - Orientadora/Presidente, Prof^a. Dr^a. Vladia Correchel, Dr^a. Mellissa Ananias Soler da Silva, Dr. Luís Fernando Stone e Dr^a. Márcia Thaís de Melo Carvalho, para, em sessão pública realizada no auditório da Embrapa Arroz e Feijão, procederem à avaliação da defesa de Tese intitulada: **“Perdas gasosas de nitrogênio em sistema de produção de arroz irrigado em várzea tropical”**, de autoria de **GLAUCILENE DUARTE CARVALHO**, discente do curso de **DOUTORADO**, na área de concentração em **SOLO E ÁGUA**, do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Goiás. A sessão foi aberta pela presidente da Banca Examinadora, Dr^a. Beata Eموke Madari, que fez a apresentação formal dos membros da Banca. A palavra, a seguir, foi concedida a autora da Tese que, em 40 minutos, apresentou o seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da Banca arguiu a examinanda, tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se à avaliação da defesa. De acordo com a Resolução nº 1051, de 09.09.2011 do CEPEC - Conselho de Ensino, Pesquisa, Extensão e Cultura, que regulamenta o Programa de Pós-Graduação em Agronomia, e desde que procedidas às correções recomendadas, a Tese será considerada **APROVADA** pela Banca Examinadora, estando integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de **DOUTORA EM AGRONOMIA**, na área de concentração em **SOLO E ÁGUA**, pela Universidade Federal de Goiás. A doutoranda deverá efetuar as modificações sugeridas pela Banca Examinadora e encaminhar a versão definitiva da Tese à secretaria do PPGA, no prazo máximo de trinta dias após a data da Defesa. A conclusão do Curso e a emissão do Diploma dar-se-ão após o cumprimento do Artigo 69, § 1º e § 2º, da Resolução CEPEC nº 1051, de 09.09.2011. A Banca Examinadora recomenda a publicação de artigo(s) científico(s), oriundo(s) dessa Tese, em periódicos de circulação nacional e, ou, internacional, depois de efetuadas as modificações sugeridas. No caso da discente titulada não providenciar a publicação de seu trabalho final em forma de artigo(s) científico(s) no prazo de seis meses, após a data da defesa, serão aplicados os dispositivos do Artigo 70, § 1º e § 2º, da mesma Resolução. Cumpridas as formalidades de pauta, às 12h10min a presidência da mesa encerrou esta sessão de defesa de Tese e, para constar eu, Welinton Barbosa Mota, Secretário do PPGA, lavrei a presente Ata que depois de lida e aprovada, segue assinada pelos membros da Banca Examinadora, em quatro vias de igual teor.

Dr^a. Beata Eموke Madari
Presidente da Banca – Embrapa Arroz e Feijão

Dr. Luís Fernando Stone
Membro – Embrapa Arroz e Feijão

Dr. Mellissa Ananias Soler da Silva
Membro – Embrapa Arroz e Feijão

Dr^a. Márcia Thaís de Melo Carvalho
Membro – Embrapa Arroz e Feijão

Prof^a. Dr^a. Vladia Correchel
Membro – EAUFG

A Deus
À minha mãe, Maria de Fatima Duarte Carvalho
Ao meu pai, Divino de Paula Carvalho

À minha família,
Às minhas amigas
Ofereço

AGRADECIMENTOS

A DEUS por guiar meus passos e por me proporcionar mais essa conquista.

À minha mãe por estar incondicionalmente ao meu lado e pelo seu exemplo de dignidade e perseverança.

Ao meu pai por sempre me incentivar a lutar pelos meus objetivos.

À minha irmã Glauciane, às minhas lindas sobrinhas Isabella e Sarah e ao meu cunhado Weliton pelo apoio, carinho e alegria sempre proporcionada.

As minhas queridas amigas Adriana e Rúbia que estiveram presente apoiando e colaborando com este trabalho, me proporcionando o prazer do verdadeiro trabalho em equipe.

Um carinho especial a minha amiga Jacqueline, com a qual compartilhei grande parte da vida acadêmica.

À minha admiração e sincero agradecimento à Dra. Beáta, pela orientação e pela compreensão durante este trabalho.

Ao meu co-orientador Dr. Alberto Baêta dos Santos pela colaboração.

Ao Dr. Nand Kumar Fageria (*in memoriam*), grande incentivador da minha vida acadêmica.

À Universidade Federal de Goiás e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, pela possibilidade de realização do curso de doutorado.

Aos professores da Escola de Agronomia.

Aos colegas da Embrapa Arroz e Feijão pela colaboração nas coletas e análises dos dados, em especial à Ana Cláudia, Mellissa, Márcia, Márcio, Ailton, Romildo e Wesley.

Aos colegas de trabalho da SECIMA pelo apoio e incentivo, em especial a Rosângela e Gislaine.

À instituição Embrapa Arroz e Feijão por possibilitar a execução do experimento do doutorado, ao CNPq pela concessão da bolsa de estudo, à FAPEG pelo recurso aprovado para o projeto de tese e à SECIMA, antiga SEMARH, pela possibilidade de conciliar às atividades acadêmicas ao de servidora do Estado.

Muito obrigada.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	6
LISTA DE FIGURAS.....	7
RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	10
1 INTRODUÇÃO.....	11
2 OBJETIVOS.....	13
2.1 OBJETIVO GERAL.....	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 O EFEITO ESTUFA E A AGRICULTURA.....	14
3.2 O CICLO DO NITROGÊNIO E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM SOLOS AGRÍCOLAS.....	16
3.3 O ARROZ IRRIGADO E A EMISSÃO DE N ₂ O.....	18
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	22
4.1 ÁREA EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS.....	22
4.2 AMOSTRAGEM DO AR E ANÁLISE DO N ₂ O.....	22
4.2.1 Cálculo dos fluxos de óxido nitroso.....	26
4.3 AMOSTRAGEM E ANÁLISE DE AMÔNIA VOLATILIZADA.....	28
4.4 VARIÁVEIS DE SOLO E SOLUÇÃO DO SOLO.....	30
4.4.1 Amostragem e análise do solo.....	30
4.4.2 Amostragem e análise da solução do solo.....	30
4.5 PRODUTIVIDADE DE GRÃOS E EFICIÊNCIA NO USO DE N...	31
4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	32
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
5.1 FLUXOS DE ÓXIDO NITROSO.....	33
5.2 VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA.....	41
5.3 EMISSÃO TOTAL E FATOR DE EMISSÃO.....	44
5.4 ACUMULAÇÃO DE NITROGÊNIO NO TECIDO VEGETAL.....	49
6 CONCLUSÕES.....	52
7 REFERÊNCIAS.....	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Cenários possíveis com respectivos aumentos no balanço de radiação na atmosfera e projeções no aumento da temperatura média e do nível do mar até o ano de 2100 (IPCC, 2013).....	15
Tabela 2.	Cronograma de atividades de manejo realizadas no período de avaliação do estudo.....	24
Tabela 3.	Análise de regressão simples e múltipla durante o cultivo de arroz irrigado e apenas durante o período sem inundação para a variável dependente fluxo de óxido nitroso (N_2O) em função dos teores de nitrato ($N-NO_3^-$) e amônio ($N-NH_4^+$) do solo sob a aplicação de parcelamentos de nitrogênio e em função dos teores de nitrato ($N-NO_3^-$), amônio ($N-NH_4^+$) na entressafra do cultivo de arroz irrigado.....	41
Tabela 4.	Emissão total de N_2O ($kg\ N-N_2O\ ha^{-1}$) considerando a) fluxos positivos e negativos e b) apenas fluxos positivos em função dos tratamentos nas duas safras e entressafra avaliada.....	44
Tabela 5.	Volatilização acumulada (Vac) de NH_3 ($kg\ N-NH_3\ ha^{-1}$) em função dos tratamentos avaliados, nas safras e entressafra, e razão $Vac/Produtividade$ em cultivo de arroz irrigado em várzea tropical.....	46
Tabela 6.	Perda gasosa ($kg\ N-N_2O-NH_3\ ha^{-1}$) em função dos tratamentos avaliados nas duas safras e entressafra e razão $PG/Produtividade$ ($g\ N\ kg\ de\ arroz^{-1}$) em cultivo de arroz irrigado em várzea tropical.....	47
Tabela 7.	Potencial de aquecimento global parcial ($PAGp$), produtividade de grãos de arroz e razão $PAGp/Produtividade$ em cultivo de arroz irrigado em várzea tropical, em duas safras (2011/2012 e 2012/2013).....	47
Tabela 8.	Acumulação de nitrogênio nas folhas e colmo ($ACNFC$), nos grãos ($ACNG$) e na parte aérea total ($ACNPA$) do arroz irrigado sob diferentes tratamentos e nas safras avaliadas.....	50

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Processos de nitrificação e desnitrificação em solos inundados. Fonte: Sousa et al. (2006) adaptado por Sousa et al. (2009).....	18
Figura 2.	Índice pluviométrico (mm) e temperatura (°C) média mensal registrada na Estação Meteorológica da Fazenda Palmital da Embrapa Arroz e Feijão, em Goianira-GO, entre novembro de 2011 e abril de 2013.....	22
Figura 3.	Câmaras de coleta de N-N ₂ O (Mosier, 1989), instaladas na área experimental da Fazenda Palmital, Goianira-GO.....	25
Figura 4.	Cromatógrafo de gás Perkin Elmer Auto System XL, Embrapa Arroz e Feijão.....	26
Figura 5.	Possíveis padrões de dados para três pontos de amostragem de fluxo. Fonte: Parkin & Venterea (2010).....	27
Figura 6.	Câmaras coletoras do tipo SALE (câmaras semiaberta livre estática) de N-NH ₃ , instaladas na área experimental da Fazenda Palmital, Goianira-GO.....	29
Figura 7.	Coletor de solução do solo adaptado de Sousa et al. (2002), instalado na área experimental da Fazenda Palmital, Goianira-GO (A) e representação esquemática do sistema coletor de solução do solo (B).....	31
Figura 8.	Fluxos de óxido nitroso em arroz irrigado em várzea tropical, Goianira-GO, safra 2011/2012 com adubações de cobertura de T1 em 26/12/2011 e 13/01/2012 e de T2: 06/12/2012, 20/12/2011 e 27/12/2011 (A), entressafra, com revolvimento do solo em 20/06/2012 (B) e safra 2012/2013 com adubações de cobertura de T1: 26/12/2011 e 13/01/2012 e de T2: 06/12/2012, 20/12/2012 e 27/12/2012 (C). Barras verticais representam o erro padrão da média. A linha tracejada representa o início e término da inundação durante as safras e plantio e manejo da crotalaria na entressafra.....	35
Figura 9.	Nitrato e amônio no solo e na solução do solo, quando esse se encontra sob inundação, em arroz irrigado em várzea tropical, Goianira-GO, safra 2011/2012 com adubações de cobertura de T1 em 26/12/2011 e 13/01/2012 e de T2: 06/12/2012,	

	20/12/2011 e 27/12/2011. Barras verticais representam o erro padrão da média.....	37
Figura 10.	Nitrato e amônio no solo durante a entressafra do cultivo de arroz irrigado em várzea tropical, Goianira-GO, entressafra 2011/2012 e 2012/2013 com revolvimento do solo em 20/06/2012. Barras verticais representam o erro padrão da média.....	38
Figura 11.	Nitrato e amônio no solo e na solução do solo, quando esse encontra-se sob inundação, em arroz irrigado em várzea tropical, Goianira-GO, safra 2012/2013 com adubações de cobertura de T1: 10/12/2012 e 02/01/2013 e de T2: 22/11/2012, 03/12/2012 e 17/12/2012. Barras verticais representam o erro padrão da média. A linha tracejada representa o início e término da inundação durante a safra.....	39
Figura 12.	Volatilização de amônia acumulada em arroz irrigado em várzea tropical, , Goianira-GO, safra 2011/2012 com adubações de cobertura de T1 em 26/12/2011 e 13/01/2012 e de T2: 06/12/2012, 20/12/2012 e 27/12/2012 (A), entressafra, com revolvimento do solo em 20/06/2012 (B) e safra 2012/2013 com adubações de cobertura de T1: 26/12/2011 e 13/01/2012 e de T2: 06/12/2012, 20/12/2012 e 27/12/2012 (C). Barras verticais representam o erro padrão da média. A linha tracejada representa o início e término da inundação durante as safras e plantio e manejo da crotalária na entressafra.....	43
Figura 13.	Emissão total de nitrogênio, na forma de óxido nitroso (N-N ₂ O) e amônia (N-H ₃) sob condição de solo úmido e o total para todo o ciclo do arroz irrigado. A linha tracejada marca a emissão antes da inundação e a emissão total para o ciclo do arroz.....	45
Figura 14.	Fator de emissão de nitrogênio para os tratamentos avaliados nas duas safras de cultivo de arroz irrigado em várzea tropical, Goianira-GO. T1: 110 kg N ha ⁻¹ ; T2: 95 kg N ha ⁻¹ (clorofilômetro).....	49

RESUMO

CARVALHO, G. D. **Perdas gasosas de nitrogênio em sistema de produção de arroz irrigado em várzea tropical**. 2015. 69 f. Tese (Doutorado em Agronomia: Solo e Água)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014.²

A falta de sincronismo entre a época de aplicação de nitrogênio (N) e a época de maior demanda da planta proporciona uma baixa eficiência de recuperação do N pela cultura do arroz irrigado, sendo principalmente, devido às perdas por lixiviação de nitrato (NO_3^-), volatilização de amônia (NH_3), nitrificação e desnitrificação. A desnitrificação e a nitrificação são os principais processos microbianos responsáveis pela produção de óxido nitroso (N_2O) em solos agrícolas. O objetivo deste estudo foi caracterizar a dinâmica dos fluxos de óxido nitroso e estimar a perda de nitrogênio, na forma de óxido nitroso e amônia, derivada da fertilização nitrogenada em cultivo de arroz irrigado em várzea tropical. O experimento foi conduzido na área experimental da Embrapa Arroz e Feijão, na Fazenda Palmital, no município de Goianira-Goiás, Brasil. A área experimental trata-se de ecossistema de várzea e o solo classificado como Gleissolo. A cultivar utilizada foi a BRS Tropical O experimento consistiu de três tratamentos, (T0) - TEST ABS – Testemunha Absoluta (0 kg de N no plantio e em cobertura); (T1) - N_{90} = tratamento recomendado; correspondente a aplicação de 90 kg ha^{-1} de N-ureia; (T2) - Aplicação baseada no uso do clorofilômetro Minolta SPAD-502, usando o índice de suficiência de N <90%, ou seja, aos 25 dias após a emergência - DAE, se SPAD < 90% Trataento Referência - REF aplicar 30 kg de N; se = ou > 90% e < 95% REF aplicar 15 kg de N; se = ou > 95% REF não aplicar. As coletas para avaliação de N_2O foram realizadas utilizando o método da câmara estática fechada no intervalo entre as 9 e 10 horas da manhã. A concentração de N_2O foi determinada em cromatógrafo de gás. A amônia volatilizada foi quantificada por meio de um sistema semi-aberto e o N amoniacal volatilizado foi calculado com os valores dos volumes de ácido clorídrico gastos na titulação. Amostragens do solo foram realizadas na profundidade de 0-0,1 m para a determinação de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) do solo e a amostragem da solução do solo foi realizada utilizando-se extratores de solução do solo e foram determinados os teores de NO_3^- e NH_4^+ na solução do solo. As plantas foram coletadas ao atingirem o estágio de maturação fisiológica e, nesse momento, foi determinada a produtividade de grãos, a massa seca e foi realizada análise do teor de N na parte aérea. Os fluxos de N_2O do solo alternaram entre positivos (emissão) e negativos (influxo), variando entre -83,67 e 470,84 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$; -168,01 a 113, 46 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e -103,54 a 290,08 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ na safra 2011/2012, entressafra e 2012/2013, respectivamente. As perdas de N por volatilização de amônia decorrentes da utilização de fertilizante nitrogenado, totalizaram 210 mg m^{-2} e 203 mg m^{-2} de N- NH_3 , em T1 e T2, respectivamente. Na entressafra foi, em média, 65,08 mg m^{-2} de N- NH_3 e 2012/2013 totalizaram 218,25 mg m^{-2} , 244,80 mg m^{-2} e 233,78 de N- NH_3 , em T0, T1 e T2, respectivamente. Os valores encontrados de fator de emissão para N- NH_3 e N- N_2O foram abaixo (max. FE = 0,3 %) do preconizado pelo IPCC.

Palavras-chave: fluxos, fator de emissão, câmaras estáticas.

² Orientadora: Profa. Dra. Beáta Eموke Madari CNPAF-Embrapa.
Co-orientador: Dr. Alberto Baêta dos Santos. CNPAF-Embrapa.

ABSTRACT

CARVALHO, G. D. **Gaseous nitrogen losses in rice production system in tropical lowland**. 2015. 69 f. Thesis (Ph.D. in Agronomy: Soil and Water) – Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.¹

The lack of synchronization between the time of nitrogen (N) and the period of higher plant demand provides a low N recovery efficiency for irrigated rice and is mainly due to losses nitrate leaching (NO_3^-), volatilization of ammonia (NH_3), nitrification and denitrification. The denitrification and nitrification are the main microbial processes responsible for the production of nitrous oxide (N_2O) in agricultural soils. The objective of this study was to characterize the dynamics of nitrous oxide flows and estimate the loss of nitrogen in the form of nitrous oxide and ammonia derived from nitrogen fertilization in rice cultivation in tropical lowland. The experiment was conducted in the experimental area of Embrapa Rice and Beans, at Palmital Farm, in the municipality of Goianira - Goiás, Brazil. The experimental area it is a floodplain ecosystem and the soil classified as Gleysol. The cultivar used was BRS Tropical. The experiment consisted of three treatments (T0) - TEST ABS - Absolute control (0 kg of N at planting and cover); (T1) - N90 = recommended treatment; corresponding to application of 90 kg ha⁻¹ N-urea; (T2) - Application based on the use of chlorophyll meter SPAD-502, using the N sufficiency index <90%, ie, at 25 days after the emergency - DAE, if SPAD <90% reference treatment - REF apply 30 kg N; if = or > 90% and <95% REF applying 15 kg of N; if = or > 95% REF not apply. The samples for evaluation of N_2O were performed using the method of static closed chamber in the range between 9 am and 10 am. The N_2O concentration was determined using a gas chromatograph. The volatilized ammonia was quantified by means of a semi-open system and the volatilized ammonia nitrogen was calculated values of the volumes of spent hydrochloric acid titration. Soil samples were taken at a depth of 0-0.1 m for the determination of the nitrate (NO_3^-) and ammonium (NH_4^+) of the soil solution sampling was carried out using soil solution extractors and were determined the NH_4^+ and NO_3^- in the soil solution. The plants were harvested when they reach the physiological maturity and at that time, was determined grain yield, dry matter and was carried out analysis of the N content in the shoot. The N_2O flow soil alternated between positive (output) and negative (inflow) ranging between -83,67 and 470,84 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; -168,01 to 113,46 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ and -103,54 to 290,08 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in the 2011/2012 season, off season and 2012/2013, respectively. N losses by volatilization from the use of nitrogen fertilizer, totaled 210 and 203 mg N-NH₃ m⁻², T1 and T2, respectively. In the off was, on average, 65,08 mg N-NH₃ m⁻² and 2012/2013 amounted to 218,25; 244,80 e 233,78 mg N-NH₃ m⁻², at T0, T1 and T2, respectively. Actual values for emission factor for NH₃-N and N-N₂O were below (max. EF = 0.3%) than recommended by the IPCC.

Keywords: streams, emission factor, static cameras.

¹ Adviser: Dra. Beáta Eموke Madari. CNPAF-Embrapa.

Co-adviser: Dr. Alberto Baêta dos Santos. CNPAF-Embrapa.

1 INTRODUÇÃO

A cultura do arroz está presente principalmente nos países em desenvolvimento, além de ser um alimento básico para mais de 50% da população do mundo (Fageria et al., 2003). O arroz representa 20% das calorias consumidas na alimentação humana (SOSBAI, 2012). Trata-se do segundo cereal mais cultivado no mundo, ocupando uma área de aproximadamente 158 milhões de hectares e com produção mundial em torno de 662 milhões de toneladas de grãos em casca. No cultivo de arroz irrigado, as condições ambientais são mais favoráveis para o crescimento da planta e a aplicação de fertilizantes pode garantir alta produtividade (Fageria et al., 1997). Quanto à fertilidade, o nitrogênio é o nutriente que se destaca para a cultura do arroz irrigado, sendo requerido em grande quantidade para uma boa produção (Fageria et al., 2009).

O uso de adubos nitrogenados em sistemas agrícolas tem aumentado no intuito de garantir altas produções agrícolas e no cultivo do arroz irrigado isso não é diferente (Fageria et al., 2003). Entretanto, a falta de sincronismo entre a época de aplicação de N e a época de maior demanda da planta proporciona baixa eficiência de recuperação do N pela cultura do arroz irrigado. A eficiência está entre 32 e 49% nos solos de várzea do Brasil Central, dependendo da dose de aplicação. Essa baixa eficiência ocorre, principalmente, devido às perdas por lixiviação de NO_3^- , volatilização de NH_3 , nitrificação e desnitrificação (Fageria et al., 2003). Em solos agrícolas, a desnitrificação e a nitrificação são os principais processos microbianos responsáveis pela produção de óxido nitroso (N_2O) (Firestone & Davidson, 1989). Segundo Bustamante et al. (2014), particular atenção deve ser dada às emissões de N_2O devido a forte relação entre o aumento da emissão desse gás com a intensificação agrícola.

O N_2O trata-se de um gás de efeito estufa (GEE) e possui potencial de aquecimento global (PAG) 298 vezes maior em relação ao CO_2 , para um tempo de permanência na atmosfera de 100 anos (Forster et al., 2007). Mundialmente estima-se que a agricultura seja responsável por aproximadamente 80% das emissões de N_2O (IPCC, 2007). No Brasil, estima-se que mais de 93% das emissões de N_2O sejam oriundas de

atividades agrícolas (MCTI, 2013). Entre as práticas agrícolas com maior efeito sobre a emissão de N_2O estão a fertilização nitrogenada e o manejo do solo (IPCC, 2005).

Existem estudos em nível internacional (Kirk, 2004; Jiang et al., 2006; Huang et al., 2007; Ahmad et al., 2009; Liu et al., 2010; Zhou et al., 2014; Zhang et al., 2015) e no sul do Brasil (Zschornack et al., 2011; Souza, 2013; Bayer et al., 2014) sobre os principais fatores relacionados às características dos solos e sistemas de manejo que controlam os fluxos de gases de efeito estufa e a dinâmica dos nutrientes. Entretanto, os dados e metodologias foram, em sua maioria, adquiridos e desenvolvidos em condições ambientais diferentes das encontradas em várzea tropical. Por isso, tornam-se necessárias adaptações nas metodologias propostas e, também, estudos que possibilitem a compreensão das emissões de N_2O em arroz irrigado.

Portanto, o objetivo deste estudo foi caracterizar a dinâmica dos fluxos de óxido nitroso e estimar a perda de nitrogênio, na forma de óxido nitroso e amônia, derivada da fertilização nitrogenada em cultivo de arroz irrigado em várzea tropical.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estimar a perda de nitrogênio na forma de óxido nitroso e amônia, derivada da fertilização nitrogenada em cultivo de arroz irrigado em várzea tropical.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a dinâmica dos fluxos de N-N₂O, por meio do método da câmara estática manual, e estimar a emissão total de N-N₂O (kg ha⁻¹) no cultivo de arroz irrigado em várzea tropical.
- Caracterizar a dinâmica de fluxos de N-NH₃, e estimar a emissão total de N-NH₃ (kg ha⁻¹) no cultivo de arroz irrigado em várzea tropical.
- Avaliar a eficiência do uso do clorofilômetro para a adubação nitrogenada sobre a redução de perdas gasosas de nitrogênio.
- Estimar fator de emissão para a aplicação de ureia, sendo a relação do N perdido em relação ao N aplicado.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 O EFEITO ESTUFA E A AGRICULTURA

A composição química da atmosfera variou através dos tempos até atingir a composição que hoje se conhece, sendo formada por nitrogênio (N_2), oxigênio (O_2) e gás carbônico (CO_2), além de menores concentrações de outros gases e vapor d'água. A maior parte dos gases existentes, além de deixar passar a luz que provém do Sol é também transparente às radiações emitidas pela superfície da Terra e pela própria atmosfera. No entanto, alguns gases, entre os quais se destacam o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O) e o vapor de água absorvem parte das radiações de onda longa, conhecidas como radiação infravermelha, a que são emitidas pela superfície da Terra e pela própria atmosfera e dificultam seu escape para o espaço. Esses gases são conhecidos como gases de efeito estufa (GEE) (FBDS, 1994). O efeito estufa garante uma temperatura média no planeta ao redor dos $14^\circ C$, possibilitando o surgimento e a manutenção de vida no planeta (Baede et al., 2001).

Entretanto, a concentração de GEE na atmosfera tem aumentado significativamente com o desenvolvimento das civilizações, principalmente após a revolução industrial (IPCC, 2007). De acordo com relatório publicado pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2007), as concentrações de CO_2 , CH_4 e N_2O aumentaram de 280, 0,715 e 0,27 ppm durante o período pré-industrial para 379; 1,77 e 0,32 ppm em 2005, respectivamente. Esse acréscimo promove o aumento da temperatura do ar (efeito estufa antrópico) e afeta inúmeras variáveis climáticas, com consequências em diversos setores da sociedade (Schneider et al., 2007; Wilbanks et al., 2007).

Se as emissões de GEE continuarem crescendo às taxas atuais se espera um acréscimo na temperatura de até $4,8^\circ C$ ao longo dos próximos anos (IPCC, 2013). O IPCC divulgou em 2013 a primeira parte do seu quinto relatório de avaliação (AR5), em que foram previstos quatro cenários possíveis até o ano de 2100 (Tabela 1). O cenário mais

otimista prevê aumento da temperatura média da superfície terrestre entre 0,3 a 1,7 °C e o pior cenário prevê entre 2,6 e 4,8 °C (IPCC, 2013).

Tabela 1. Cenários possíveis com respectivos aumentos no balanço de radiação na atmosfera e projeções no aumento da temperatura média e do nível do mar até o ano de 2100 (IPCC, 2013).

Cenário	Radiação ($W m^{-2}$)	Temperatura (°C)	Nível do mar (cm)
1	2,6	0,3 a 1,7	26 a 55
2	4,5	1,1 a 2,6	32 a 63
3	6,0	1,4 a 3,1	33 a 63
4	8,5	2,6 a 4,8	45 a 82

Aumentos nas concentrações de GEE na atmosfera é devido em grande parte à atividade antrópica, principalmente associada em países mais desenvolvidos. O aumento da concentração de GEE causa impacto no balanço de radiação solar do Planeta, tendendo ao aquecimento da superfície da terra (Lima, 2002). Dentre as principais atividades antropogênicas que contribuem para a emissão de GEE encontra-se a queima de combustíveis fósseis, a derrubada e queima de florestas e a própria atividade agropecuária (Cole et al., 1997).

A participação dos GEE influenciam de forma distinta para o aquecimento global, sendo em função de suas propriedades radioativas e do seu tempo de permanência na atmosfera. O CH_4 e o N_2O têm um potencial de aquecimento global (PAG) 25 e 298 vezes maior em relação ao CO_2 , para um tempo de permanência na atmosfera de 100 anos (Forster et al., 2007). Estimativas globais indicam que as atividades agrícolas são responsáveis por 25% das emissões totais de dióxido de carbono (CO_2), 55% do gás metano (CH_4) e 80% do óxido nitroso (N_2O) (IPCC, 2007).

No Brasil, até 2005, as práticas agrícolas, as mudanças no uso da terra devido ao desmatamento e a atividade pecuária, principalmente as pastagens mal conduzidas, foram as principais fontes de emissão de gases de efeito estufa (MCTI, 2010). O desmatamento (setor Mudança do Uso da Terra e Florestas) era responsável por 57,5% do total das emissões. O setor Agropecuário estava em segundo lugar com 20,5% e o setor Energia em terceiro, com 16,2% do total das emissões.

Entretanto, segundo as mais recentes estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil (MCTI, 2013), entre 2005 e 2010 houve mudança brusca na

contribuição proporcional dos diferentes setores. Entre 2005 e 2010, as emissões derivadas do setor de mudança do uso da terra e florestas foram reduzidas, representando 76,1%, o setor agropecuário passou a ser o primeiro com 35,1% das emissões totais do Brasil, com o setor Energia no segundo lugar com 32,0% das emissões.

Dentro do setor agropecuário, além de passar para o primeiro lugar, houve também um aumento de 5,2% nas emissões totais entre 2005 e 2010. Dentro do setor, o maior responsável pelas emissões atualmente é a fermentação entérica (pecuária, 56,4%) e em segundo lugar estão os solos agrícolas (35,2%). Embora, em 2010, dentro do subsetor solos agrícolas, o maior emissor de CO₂ (68.478 Gg CO₂eq) tenham sido os animais em pastagem, o maior aumento nas emissões diretas, em relação ao período anterior, aconteceu referente aos subgrupos de fertilizantes sintéticos (29,7%) e resíduos agrícolas (35,6%). Os fertilizantes sintéticos, conseqüentemente, também contribuíram às emissões indiretas com o aumento da deposição atmosférica de compostos nitrogenados como a amônia volatilizada e lixiviação de nitrato. Outro subsetor em que ocorreu aumento nas emissões foi o de queima de cana e algodão (35,8%). Assim, a utilização de fertilizantes nitrogenados é apontada como o principal motivo do aumento das emissões de N₂O por solos agrícolas.

3.2 O CICLO DO NITROGÊNIO E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM SOLOS AGRÍCOLAS

O N₂ é o elemento mais abundante na atmosfera, sendo quimicamente muito estável. Outros constituintes da atmosfera que contém o elemento nitrogênio em menor quantidade são o N₂O, NO, NO₂, ácido nítrico (HNO₃) e amônia (NH₃). Esses são quimicamente reativos e tem papel importante na problemática ambiental atual (Brasseur et al., 1999). Os processos que ocorrem na superfície terrestre são as principais fontes de N₂O para a atmosfera, assim sendo, mudanças no uso da terra podem modificar os níveis das emissões e influenciar a sua concentração na atmosfera (IPCC, 2001). A emissão de N₂O provém, principalmente, do uso de fertilizantes nitrogenados, da fixação biológica de nitrogênio, da mineralização da matéria orgânica adicionada, da adição ou deposição de dejetos animais nos solos, da lixiviação de solutos e da queima de resíduos agrícolas (Lima, 2002).

Em solos agrícolas a nitrificação e a desnitrificação são processos microbiológicos que mais contribuem para as emissões de N_2O (Cardoso et al., 2001). Embora esse gás não seja o principal produto final desses processos (Signor & Cerri, 2013). A nitrificação, que requer condições aeróbicas e está diretamente relacionada ao suprimento de amônio, é mediada principalmente por bactérias autotróficas. Já a desnitrificação é realizada por bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas que dependem da disponibilidade de carbono orgânico e nitrato (Firestone & Davidson, 1989). Ambos os processos podem ocorrer simultaneamente no solo, pois no interior dos agregados podem desenvolver-se microssítios de aerobiose e anaerobiose (Giacomini et al., 2006), devido aos processos de umedecimento e secagem do solo.

A nitrificação é o processo de oxidação aeróbica de amônio a nitrito ou nitrato, e a desnitrificação é a redução anaeróbica de nitrato, sendo os principais gases resultantes o N_2O e o N_2 (Figura 1). São processos que funcionam em condições opostas de oxidação e redução (redox) do solo. Nos solos inundados, o processo de nitrificação quase cessa devido à falta de oxigênio, ocorrendo somente na camada superficial devido à difusão do oxigênio por meio da água. Já o processo de desnitrificação é favorecido em solos saturados, pois as bactérias responsáveis por esse processo são, em sua maioria, facultativas anaeróbicas. Esse processo é controlado principalmente pelo teor de matéria orgânica, pH do solo e temperatura (Fageria et al., 2003).

O processo de nitrificação requer condições de oxidação em que o CO_2 é usado como fonte de carbono, sendo a energia necessária ao processo obtida da oxidação do amônio (NH_4^+). O processo ocorre em duas etapas, na primeira o NH_4^+ é oxidado a NO_2^- pelas bactérias Nitrosomonas ($2NH_4^+ + 3O_2 = 2NO_2^- + 2H_2O + 4H^+$), e na segunda o NO_2^- é oxidado a NO_3^- pelas bactérias Nitrobacter ($2NO_2^- + O_2 = 2NO_3^-$), sendo que produtos intermediários podem se acumular e, eventualmente, ocorrer a liberação de N_2O para a atmosfera (Cardoso et al., 2001).

A desnitrificação é a redução do NO_3^- em formas gasosas do nitrogênio (N_2 , N_2O ou NO), trata-se da última etapa do ciclo do nitrogênio ($NO_3^- (+5) \rightarrow NO_2^- (+3) \rightarrow NO (+2) \rightarrow N_2O (+1) \rightarrow N_2 (0)$). O processo ocorre em ambientes limitados em O_2 (anaeróbicos) e na presença de um agente de redução (por exemplo, matéria orgânica). Sob essas condições, todo nitrogênio é reduzido a N_2 . Entretanto, na ausência de agente de redução, o processo de desnitrificação é incompleto e a razão N_2O/N_2 aumenta. Por fim, o

N_2 fixado do ar por via industrial ou biológica retorna à atmosfera sob a forma de N_2O , intermediário obrigatório nesse processo (Cardoso et al., 2001).

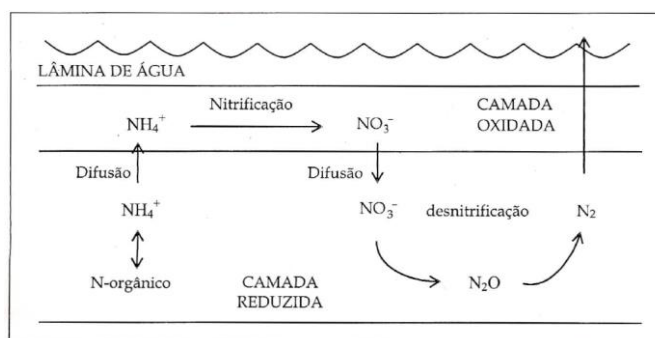


Figura 1. Processos de nitrificação e desnitrificação em solos inundados. Fonte: adaptado por Sousa et al. (2009).

As emissões de N_2O são influenciadas por fatores físicos, químicos e biológicos do solo (Yamaguchi et al., 1994), sendo a temperatura, a umidade, o espaço de poros preenchidos por água (EPPA) e o pH algumas das propriedades responsáveis por controlar as emissões a partir de solos agrícolas (Dalal et al., 2003), as quais afetam diretamente as atividades dos microrganismos nitrificadores e desnitrificadores.

A temperatura determina as taxas nas quais os microrganismos realizam os processos de nitrificação e desnitrificação, sendo observado que em temperaturas amenas a conversão de compostos nitrogenados é baixa, aumentando com o aumento da temperatura (Signor, 2010). A umidade do solo apresenta relação direta com a emissão de óxido nitroso (Carmo et al., 2005; Denmead et al., 2010), sendo que a produção desse gás no solo é favorecida quando se tem em torno de 80% dos poros preenchidos por água (Denmead et al., 2010). E, em condição irrigada, tendo como principal mecanismo a desnitrificação (Ruser et al., 2006).

Além disso, a emissão de N_2O também está associada à ocorrência de precipitação (Liu et al., 2006). Nos solos agrícolas, além da influência dos fatores meteorológicos, tem-se, também, a intensificação da emissão de N_2O por práticas de manejo do solo e da irrigação que resultam no incremento de carbono e nitrogênio ao solo, propiciando, assim, condições favoráveis às atividades microbianas (Signor et al., 2013).

3.3 O ARROZ IRRIGADO E A EMISSÃO DE N_2O

A planta de arroz é muito exigente em nutrientes, sendo necessário que eles estejam prontamente disponíveis nos momentos de demanda para não causarem prejuízo a

produção (Fageria et al., 2003). O fornecimento adequado de nutrientes contribui de forma significativa para o aumento da produtividade e na redução do custo de produção. Nessa situação, a otimização da eficiência nutricional é fundamental para ampliar a produtividade e reduzir o custo. Vários fatores, como clima, solo, planta e suas interações, afetam a absorção e a utilização de nutrientes pelas plantas (Fageria, 1998).

De acordo com Rajj (1991), o N é o nutriente mineral exigido em maior quantidade pelas culturas e, normalmente, proporciona maior resposta em produtividade. Porém, vários fatores afetam o aproveitamento do N pelas plantas. A deficiência de N no arroz em solos de várzeas do Brasil Central é frequentemente observada (Fageria et al., 2003). Dentre as principais razões para a ocorrência dessa deficiência, estão as perdas no sistema solo-planta, motivadas por vários processos, como volatilização, lixiviação, desnitrificação, erosão, diminuição do teor de matéria orgânica em consequência de cultivos sucessivos e a inadequada utilização de fertilizantes nitrogenados (Craswell & Vlek, 1979).

A eficiência de recuperação de N pelo arroz inundado situa-se em torno de 40%, em solo de várzea (Fageria & Baligar, 2001). Isso ocorre devido à rápida transformação do N adicionado via fertilizante e das perdas de N por volatilização, lixiviação e desnitrificação. Dentre as perdas de nitrogênio, a volatilização da amônia (NH_3) pode ser a principal em solos agrícolas (Bouwmeester et al., 1985) e ocorre por meio da hidrólise da ureia (Lara-Cabezas et al., 1997; Costa et al., 2004). As perdas por volatilização de amônia em solos são dependentes da temperatura do ar, do tempo entre a aplicação e incorporação do N aplicado ao solo, da umidade e pH do solo (Brentrup et al., 2000). O NH_3 perdido por volatilização será proveniente da mineralização da matéria orgânica ou do fertilizante aplicado, sendo esse o fenômeno mais intenso mediante aumento no pH do solo (Melo, 1978).

A taxa de hidrólise aumenta conforme o teor de água do solo se eleva, até que atinja 20%, a partir desse ponto, a taxa de hidrólise é pouco alterada pelo teor de água (Bremner & Mulvaney, 1978). A incorporação da ureia é importante para reduzir as perdas de NH_3 por volatilização, já que se aplicada na superfície do solo pode ocorrer perda de até 54% por volatilização (Lara-Cabezas et al., 2000). Além disso, a incorporação da ureia pode ser feita também pela água de chuva ou de irrigação.

A perda de N por lixiviação ocorre como consequência dos processos de transferência do N em profundidade com a água de percolação, estando muito relacionada

com a permeabilidade dos solos. A percolação do N em profundidade não é considerada tão importante em solos destinados à lavoura de arroz irrigado tendo em vista este ser geralmente de baixa permeabilidade (Patrick et al., 1982).

Nessa situação, o uso racional da adubação nitrogenada é fundamental, não somente para aumentar a eficiência de recuperação, mas também para aumentar a produtividade das culturas e diminuir o custo de produção e os riscos de poluição ambiental. E, como alternativa aos métodos convencionais de adubação em cobertura, estudos de monitoramento do teor de N da folha e de clorofila, com auxílio de sensor portátil, tem sido realizados para monitorar o N em plantas e determinar a época adequada para sua aplicação. O clorofilômetro trata-se de uma ferramenta útil, mas se faz necessário determinar outros parâmetros relacionados à produção das plantas para auxiliar a sua leitura deste e melhorar o ajuste na adubação de N em cobertura (Pacojeski, 2011).

O cultivo de arroz irrigado se dá, normalmente, sob inundação durante quase todo o ciclo da cultura. A inundação promove modificações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, transformando-o em um ambiente complexo (Camargo et al., 1999). Dentre as principais alterações observadas, podem-se incluir aquelas envolvendo a dinâmica do C e do N nesse sistema. Diferente do que ocorre em solos aerados, a decomposição do C em solos inundados se dá de forma mais lenta, pois o metabolismo anaeróbio fornece menos energia aos microrganismos do que a respiração aeróbia, promovendo assim o acúmulo de matéria orgânica (Silva et al., 2008). De forma distinta aos microrganismos aeróbios, que utilizam o O_2 como acceptor final de elétrons, os microrganismos anaeróbios usam compostos inorgânicos oxidados do solo como $N-NO_3^-$, $Mn(IV)$, $Fe(III)$ e $S-SO_4^{2-}$ como eletroceptores (Ponnamperuma, 1972; Camargo et al., 1999).

Com a diminuição da concentração de O_2 , o $N-NO_3^-$ é o primeiro composto a ser reduzido no solo pelos microrganismos anaeróbios facultativos (Neue et al., 1997a; Camargo et al., 1999). Nesse processo, conhecido como desnitrificação, o $N-NO_3^-$ é reduzido a N_2O e N_2 , sendo esses gases emitidos para atmosfera (Vahl & Sousa, 2004). Quantitativamente, as perdas de N via N_2 se mostram superiores às de N_2O em solos inundados, conforme apontam Lindau et al. (1990) em trabalho de laboratório utilizando diferentes fertilizantes nitrogenados. As perdas gasosas de N (N_2O e N_2) podem acontecer durante todo o período de inundação, quando simultaneamente os processos de nitrificação/desnitrificação estiverem ocorrendo (Reddy & DeLaune, 2008).

A manutenção de lâmina de água sobre o solo durante a maior parte do cultivo do arroz irrigado exerce efeitos benéficos para a cultura do arroz (Sousa, 2001), resultando em maiores produtividades quando comparada à produção em sequeiro (Azambuja et al., 2004). Entretanto, um dos aspectos negativos se refere à emissão de GEE, especialmente do CH₄, cuja produção no solo ocorre por meio da decomposição anaeróbia de materiais orgânicos (Ponnamperuma, 1972). O CH₄ e o N₂O são formados no solo sob condições específicas de Eh, sendo que a produção de CH₄ se dá em condições reduzidas (Eh < -100 mV), e é intensificada à medida que este atinge valores mais negativos (Hou et al., 2000), enquanto o N₂O é produzido sob condições mais oxidadas (Eh > 200 mV) (Hou et al., 2000).

As baixas emissões de N₂O verificadas durante o período em que o solo se encontra inundado, em parte, podem estar associadas à absorção desse gás pela água (dissolvido) (Iida et al., 2007), à sua completa redução à N₂ sob condições extremamente reduzidas (Reddy & DeLaune, 2008), além de poder estar associada ao declínio da concentração do NO₃⁻ no solo promovido pelos microrganismos desnitrificadores após o alagamento do solo, atenuando o processo de desnitrificação.

A transferência desses gases do solo até a atmosfera se dá de três formas (Yan et al., 2000): **(a)** na forma de bolhas de ar (ebulição); **(b)** por difusão molecular, através da superfície do solo e da água e **(c)** pelo aerênquima das plantas, sendo essa última forma de transporte considerada a principal via de emissão do CH₄ e do N₂O produzidos em solos cultivados com arroz irrigado. Segundo Nouchi et al. (1990) e Yan et al. (2000), a emissão via planta representa mais de 80% para ambos os gases.

Diante do exposto, fica claro que o efeito de sistemas de produção ou manejo do solo sobre as emissões de N₂O é dependente dos fatores edafoclimáticos. Nesse sentido, verifica-se a necessidade de, além de se conhecer os processos de formação do N₂O nos solos inundados, compreender os fatores que influenciam as emissões, para que sejam desenvolvidas medidas eficientes de sua redução em solos agrícolas (Signor et al., 2013). Informação em escala regional é necessária. No Brasil ainda não há informação sobre perdas gasosas de N que possa apoiar decisões sobre o manejo adotado para o solo ou para a cultura do arroz irrigado em várzea tropical.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS

O experimento foi conduzido na área experimental da Embrapa Arroz e Feijão, na Fazenda Palmital (16° 26' 46" S latitude; 49° 25' 35" W longitude e altitude de 756 m), no município de Goianira em Goiás, Brasil. A área experimental trata-se de ecossistema de várzea e o solo classificado como Gleissolo Háptico Ta Eutrófico neofluvíssico (textura média média cascalhenta), sendo as avaliações realizadas nas safras 2011/2012 (134 dias), 2012/2013 (146 dias) e entressafra (205 dias). O clima regional é o tropical de savana megatérmico tipo Aw segundo a classificação de Köppen, marcado por duas estações bem definidas, chuvosa (outubro - abril) e seca (maio - setembro). Os dados de precipitação e temperatura durante a execução do experimento (Figura 2) foram obtidos na Estação Meteorológica da Embrapa Arroz e Feijão.

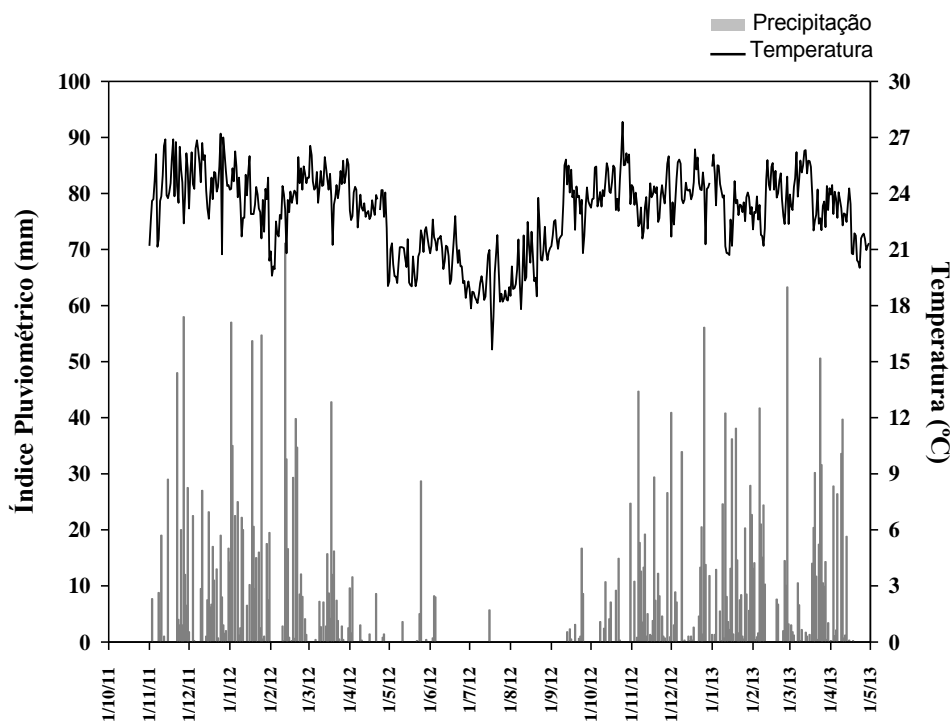


Figura 2. Índice pluviométrico (mm) e temperatura (°C) média mensal registrada na Estação Meteorológica da Fazenda Palmital da Embrapa Arroz e Feijão, em Goianira-GO, entre novembro de 2011 e abril de 2013.

Para fins de caracterização química e granulométrica foram realizadas coletas de amostras de solo antes do plantio das duas safras avaliadas, na camada de 0-0,20 m, conforme métodos descritos em Embrapa (1997). Os resultados da análise química e granulométrica, em 2011, foram: pH (água): 4,7; M.O.: 45 g dm⁻³; P: 86,5 mg dm⁻³; K: 61 mg dm⁻³; Cu: 2,7 mg dm⁻³; Zn: 3,4 mg dm⁻³; Fe: 260 mg dm⁻³; Mn: 38 mg dm⁻³; Ca: 47 mmolc dm⁻³; Mg: 18 mmolc dm⁻³; H+Al: 134 mmolc dm⁻³; argila: 414 g kg⁻¹; silte: 254 g kg⁻¹; areia: 331 g kg⁻¹. E, em 2012 foram: pH (água): 5,6; M.O.: 58,7 g dm⁻³; P: 41 mg dm⁻³; K: 125 mg dm⁻³; Cu: 3,6 mg dm⁻³; Zn: 5,9 mg dm⁻³; Fe: 215 mg dm⁻³; Mn: 31 mg dm⁻³; Ca: 48 mmolc dm⁻³; Mg: 12 mmolc dm⁻³; H+Al: 114 mmolc dm⁻³; argila: 414 g kg⁻¹; silte: 200 g kg⁻¹; areia: 386 g kg⁻¹.

A cultivar utilizada foi a BRS Tropical, com a semeadura realizada em linhas, no solo seco, com 80 sementes por metro e espaçamento entrelinhas de 0,17 m. O delineamento experimental foi blocos casualizados, com quatro repetições e com área total da parcela experimental de 23 m².

O experimento consistiu de três tratamentos, (T0): TEST ABS – Testemunha Absoluta (0 kg de N no plantio e em cobertura); (T1): N₉₀ = tratamento recomendado; correspondente a aplicação de 90 kg ha⁻¹ de N-ureia; (T2) - Aplicação baseada no uso do clorofilômetro Minolta SPAD-502, usando o índice de suficiência de N <90%, ou seja, aos 25 dias após emergência (DAE), se SPAD < 90% ao tratamento referência (REF) aplicar 30 kg de N; se = ou > 90% e < 95% REF aplicar 15 kg de N; se = ou > 95% REF não aplicar. Sendo o tratamento referência correspondente ao dobro da dose recomendada, ou seja, 180 kg de N ha⁻¹, parcelada em três vezes: 60 kg aos 6 DAE; 60 kg aos 13 DAE e 60 kg aos 20 DAE, utilizado apenas para nortear o tratamento T2, não havendo coleta de dados no mesmo.

Os tratamentos T1 e T2 receberam adubação nitrogenada de plantio de 20 kg ha⁻¹ de N na formulação 5-30-15 (NPK), e o tratamento T0 = TEST ABS recebeu quantidades equivalentes de P₂O₅ e K₂O nas formas de superfosfato triplo e cloreto de potássio, respectivamente. O T1 recebeu 90 kg ha⁻¹ de N em cobertura, parcelado em duas vezes e o T2 recebeu 75 kg ha⁻¹ de N, conforme a necessidade, ambos na forma de ureia e a lanço (Tabela 2). Após 30 e 27 dias após o plantio (DAP) se deu entrada da lâmina de água nas parcelas experimentais, nas safras 2011/2012 e 2012/2013, respectivamente. As leituras com clorofilômetro foram realizadas aos 20; 25; 40; 55 e 70 DAE, no terço médio da última folha desenvolvida do perfilho principal de 30 plantas de arroz.

Tabela 2. Cronograma de atividades de manejo realizadas no período de avaliação do estudo.

Atividades	Safrá	
	2011/2012	2012/2013
Plantio	04/11/2011	22/10/2012
1ª Adubação T2	06/12/2011	22/11/2012
Inundação das parcelas	08/12/2011	18/11/2012
2ª Adubação T2	20/12/2011	03/12/2012
1ª Adubação T1	26/12/2011	10/12/2012
3ª Adubação T2	27/12/2011	17/12/2012
2ª Adubação T1	13/01/2012	02/01/2013
Drenagem das parcelas	07/03/2012	26/02/2013
Colheita área útil (amostra)	20/03/2012	26/02/2013

A colheita da área útil se deu, de forma amostral (1 m²) por parcela, no estágio de maturação fisiológica das plantas de arroz, sendo a colheita na área das câmaras de coleta de N₂O realizada na mesma data.

Durante a entressafra, a área experimental foi cultivada por 40 dias com crotalária (*Crotalaria juncea* L), visando uniformizar a área e também, a melhoria dos atributos físicos e químicos da mesma, sendo que o plantio foi realizado no mês de agosto e o manejo em outubro de 2012, apresentando nesse momento produção de massa seca em torno de 8.509 kg ha⁻¹.

4.2. AMOSTRAGEM DO AR E ANÁLISE DO N₂O

As coletas para avaliação de N₂O foram realizadas utilizando o método da câmara estática fechada (Mosier, 1989). A câmara estática utilizada foi do tipo base-tampa confeccionada a partir de aço galvanizado (0,40 m x 0,60 m x 0,15 m, largura, comprimento e altura, respectivamente) (Figura 3). Por ocasião do crescimento das plantas de arroz, foram utilizados de um a dois extensores (0,25 m de altura), os quais foram inseridos entre a tampa e a base do sistema coletor. Na tampa foi inserido um tubo de respiro de 0,10 m de comprimento e 6 mm de diâmetro para eliminar os gradientes de pressão interna da câmara, conforme descrito em Hutchinson & Mosier (1981). E, antes de iniciar a segunda safra foram instalados *coolers* nas câmaras visando à homogeneização do ar dentro das mesmas.



Figura 3. Câmaras de coleta de N-N₂O (Mosier, 1989), instaladas na área experimental da Fazenda Palmital, Goianira-GO.

No topo da câmara foram instaladas conexões para transferir o gás do interior da câmara para frascos *headspaces*. O vácuo nos frascos *headspaces* lacrados com septo cloro-butil foram realizados no momento da coleta com o auxílio de uma bomba de vácuo manual (-70 kPa). Coletava-se em torno de 30 mL de ar, sendo injetado no frasco *headspace* e acondicionado para posterior análise por cromatografia gasosa. Foram instaladas duas câmaras por parcela, nas que receberam o T0 e uma câmara por parcela nos tratamentos T1 e T2. As coletas foram realizadas diariamente durante sete dias consecutivos após práticas de manejo como adubação, inundação e drenagem das parcelas, e uma vez por semana nos demais períodos.

As amostras de gás foram coletadas no intervalo entre as 9 e 10 horas da manhã por ser o horário representativo da média diária da emissão de N₂O do solo (Jantalia et al., 2008; Alves et al., 2012; Corrêa, 2014). Na safra de 2011/2012 e entressafra foram realizadas coletas de ar da atmosfera para referenciar a concentração no tempo zero e aos 20 minutos após o fechamento das câmaras. Além disso, foram realizadas coletas aos 10, 20 e 30 minutos após o fechamento das câmaras em duas câmaras, como prática para examinar possíveis desvios da linearidade dos fluxos de N₂O em função do tempo (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008; Alves et al., 2012). Na safra de 2012/2013 foram realizadas coletas aos 0, 10 e 20 minutos após o fechamento das câmaras, em todas as câmaras.

A concentração de N₂O foi determinada em cromatógrafo de gás Perkin Elmer Auto System XL (Figura 4), equipado com coluna empacotada, a 65°C, contendo “Porapak

Q”, e detector de captura de elétrons ^{63}Ni (ECD), a 375°C . Os gases de arraste, argônio (95%) e metano (5%), conhecidos como mistura P5, fluem através do sistema sob pressão a $17,6 \text{ mL minuto}^{-1}$. Para a calibração do cromatógrafo foram utilizados padrões primários de N_2O nas concentrações de 350 ppbv e 1000 ppbv (parte por bilhão na base de volume).



Figura 4. Cromatógrafo de gás Perkin Elmer Auto System XL, Embrapa Arroz e Feijão.

4.2.1. Cálculo dos fluxos de óxido nitroso

Os fluxos de N_2O podem apresentar comportamento não linear, devido a influência das condições ambientais, principalmente durante o momento das coletas (Parkin & Venterea, 2010). E, segundo Hutchinson & Mosier (1981), ao se aplicar regressão linear para tais dados subestimam o fluxo real. Diante disso, Hutchinson & Mosier (1981) propuseram um algoritmo como alternativa à análise de regressão linear [função HM, Equação 1]:

$$F = (C1 - C0)^2 / [t1 \times (2 \times C1 - C2 - C0)] \times \ln[(C1 - C0)/(C2 - C1)] \quad \text{[Equação 1]}$$

Em que, F é o fluxo ($\mu\text{L gás L}^{-1} \text{ h}^{-1}$); C0, C1, e C2 são as concentrações (ppbv) do gás na câmara de medição no tempo 0, 1 e 2, respectivamente; e t1 é o intervalo entre os tempos de amostragem (h).

Para as amostragens com quatro pontos de tempo, utilizou-se a adaptação à função HM (Hutchinson & Mosier, 1981), proposta por Parkin et al. (2012) [Equação 2]:

$$F = (C_{A1,2} - C_0)^2 / [t_{A1,2} \times (2 \times C_{A1,2} - C_3 - C_0)] \times \ln[(C_{A1,2} - C_0)/(C_3 - C_{A1,2})]$$

[Equação 2]

Em que, F é o fluxo ($\mu\text{L gás L}^{-1} \text{ h}^{-1}$); C0 é a concentração (ppbv) do gás na câmara de medição no tempo 0; $C_{A1,2}$ é a média das concentrações (ppbv) do gás na câmara de medição nos tempos 1 e 2; C3 é a concentração (ppbv) do gás na câmara de medição no tempo 3; $t_{A1,2}$ é o intervalo correspondente da média do tempo 1 e 2 de amostragem (h).

A função HM nem sempre é aplicável para estimar o fluxo de N_2O (Parkin & Venterea, 2010). Para utilizar essa função deve-se levar em conta que as amostragens de gás tenham sido realizadas em no mínimo três pontos de tempo, e que o intervalo de tempo entre o tempo “zero” (C0) e o segundo tempo (C1) de amostragem, e entre o segundo tempo (C1) e o terceiro tempo (C2) de amostragem sejam iguais (Hutchinson & Mosier, 1981). Outra condição para a aplicação da equação é: a) a razão $[(C1-C0)/(C2-C1)] > 1$ (Figura 5, painéis 2 e 3) e b) há um adequado fluxo aparente $(C2-C0)/T_d$, em que T_d é o tempo de incubação da medição, tempo entre o momento “zero” e o último tempo de amostragem da câmara, o qual deverá ser superior a zero. Sendo assim, a função HM não se aplica aos influxos, ou seja, aos fluxos negativos. Quando a função HM não foi aplicável, o modelo linear foi utilizado para calcular a variação da concentração em função do tempo ($\Delta C/\Delta t$) de N_2O , desde que o coeficiente de determinação (R^2) fosse superior a 0,6, do contrário o dado foi considerado faltante.

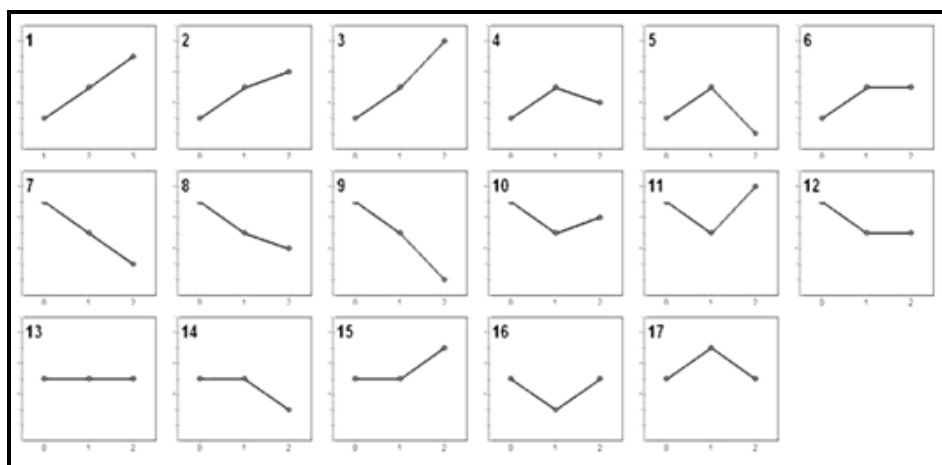


Figura 5. Possíveis padrões de dados para três pontos de amostragem de fluxo. Fonte: Parkin & Venterea (2010).

Apresentados os critérios utilizados para indicar a variação de concentração de N_2O na câmara no intervalo de incubação ($\Delta C/\Delta t$), o fluxo de óxido nitroso por unidade de área ($\mu L N_2O m^{-2} h^{-1}$) foi obtido multiplicando-se a concentração de gás num dado tempo ($\mu L \text{ gás } L^{-1} h^{-1}$) pelo volume da câmara (L), e o valor resultante dividido pela área da câmara de amostragem (m^2). O fluxo de gás foi, então, convertido de unidade volumétrica ($\mu L \text{ gás } m^{-2} h^{-1}$) para unidade de massa ($\mu g \text{ gás } m^{-2} h^{-1}$), utilizando a lei de gases ideais [Equação 3].

$$PV = nRT \quad \text{[Equação 3]}$$

Em que, P é a pressão (atm); V é o volume (L); n é o número de mols do gás (μmol); R é a constante da lei de gases ideais; e T é a temperatura em graus Kelvin ($^{\circ}K$).

A emissão total (ET) durante o período estudado foi determinada a partir da integração dos fluxos diários de N_2O e o fator de emissão (FE) foi determinado pela porcentagem de N perdido na forma de N_2O , do total de N aplicado no tratamento com fertilizante em relação ao tratamento sem fertilizante, em relação à quantidade total de N aplicado via fertilizante.

4.3. AMOSTRAGEM E ANÁLISE DE AMÔNIA VOLATILIZADA

A amônia volatilizada foi quantificada por meio de um sistema semi-aberto, proposto por Nömmik (1973), adaptado por Araújo et al. (2006, 2009) e Jantalia et al. (2012). O sistema consistiu em uma câmara estática confeccionada de um frasco plástico transparente tipo PET de 2 litros de capacidade sem a base, com diâmetro de 0,10 m abrangendo 0,008 m^2 de área sobre o solo. No interior da câmara, foi utilizado um sistema absorvedor de amônia, composto por um frasco suspenso, com o auxílio de um arame de aço inoxidável, tendo nesse uma lâmina de espuma de polietileno com 3 mm de espessura, 2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento suspensa e umedecida em 40 mL de solução captura de H_2SO_4 1 mol dm^{-3} e glicerina 2%. Visando manter o sistema semi-aberto, permitindo a circulação do ar, a base do PET retorna de forma invertida na extremidade superior e suspensa por uma espiral de arame, evitando a entrada de água da chuva ou da

inundação (Figura 6). No período em que o solo estava inundado, a base das câmaras foi disposta na superfície da lâmina de água.

As câmaras coletoras foram instaladas, em número de duas por parcela, e a troca dos potes, com solução captura, foi realizada diariamente durante os primeiros sete dias após a fertilização, depois seguiram a frequência de amostragem de óxido nitroso, sendo uma vez por semana.



Figura 6. Câmaras coletoras do tipo SALE (câmaras semiaberta livre estática) de N-NH₃, instaladas na área experimental da Fazenda Palmital, Goianira-GO.

A quantificação do N-NH₃ presente na solução captura foi realizada em laboratório com a adição de 30 mL de água destilada para lavagem da lâmina de espuma. O frasco plástico contendo a espuma e solução captura foi submetido à um agitador horizontal a 220 RPM por 15 minutos. Posteriormente, a espuma era espremida com auxílio de um bastão de vidro, de modo a extrair toda solução. A espuma era descartada, e a solução transferida para tubo de digestão, para destilação e posterior titulação com HCl 0,003 mol dm⁻³. O N amoniacal volatilizado foi calculado com os valores dos volumes de ácido clorídrico gastos na titulação dos ensaios em branco e das amostras [Equação 4]:

$$\text{N-NH}_3 \text{ (mg)} = (V_a - V_b) * N_{ac} * PMN \quad [\text{Equação 4}]$$

Em que, V_a é o volume de ácido gasto na titulação da amostra; V_b é o volume de ácido gasto na titulação do branco, N_{ac} é normalidade do ácido, PMN é o peso molecular do nitrogênio.

Os resultados foram corrigidos de acordo com a equação proposta por Araújo et al. (2009) [Equação 5]:

$$N-NH_3 \text{ (mg m}^{-2}\text{)} = [(N_{acumulado}(\text{mg})/0,008)] \cdot 1,74 \quad \text{[Equação 5]}$$

Em que, 1,74 é o fator de correção de para estimar a real taxa de volatilização de $N-NH_3$ do solo e 0,008 é a área da câmara, expressa em m^2 .

4.4. VARIÁVEIS DE SOLO E SOLUÇÃO DO SOLO

4.4.1 Amostragem e análise do solo, quando seco

Amostragens do solo foram realizadas na profundidade de 0-0,1 m para a determinação da umidade gravimétrica, pH em água, teor de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) do solo em amostras compostas, uma por parcela.

O NO_3^- e NH_4^+ foram extraídos por solução de cloreto de potássio (KCl) 1M (Tedesco et al., 1995) e analisada por espectrometria UV-Vis em sistema automatizado de injeção de fluxo (FIA) (Ramos et al., 2009).

4.4.2 Amostragem e análise da solução do solo, quando inundado

A amostragem da solução do solo foi realizada utilizando-se extratores de solução do solo semelhantes aos descritos por Sousa et al. (2002), adaptados para coletas de campo (Figura 7). As amostras de solução foram coletadas por meio de sucção com o uso de seringas com capacidade de 60 mL, sendo essas fechadas com o uso de válvula de 3 vias, acondicionadas em caixa de isopor, e levadas à análise laboratorial em seguida.

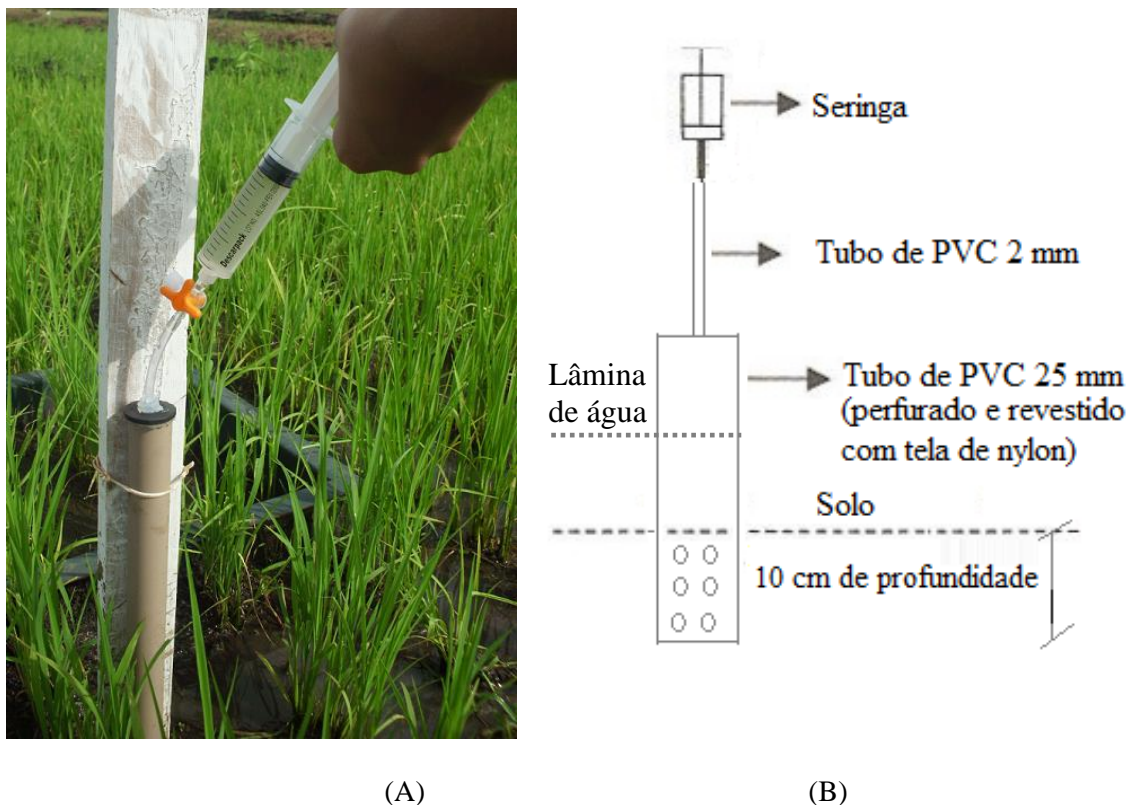


Figura 7. Coletor de solução do solo adaptado de Sousa et al. (2002), instalado na área experimental da Fazenda Palmital, Goianira-GO (A) e representação esquemática do sistema coletor de solução do solo (B).

As amostras foram filtradas, em filtro Millipore de $0,45\mu\text{m}$, e acidificadas com solução 3 M de HCl, possibilitando concentração final de HCl da amostra próxima a 0,1 M. A determinação dos teores de NO_3^- e NH_4^+ foi feita por espectrometria UV-Vis em sistema automatizado de injeção de fluxo (FIA) (Ramos et al., 2009).

4.5 PRODUTIVIDADE DE GRÃOS E EFICIÊNCIA NO USO DE N

As plantas foram coletadas, amostras da parcela, ao atingirem o estágio de maturação fisiológica e, nesse momento, foi determinada a produtividade de grãos (kg ha^{-1}). A parte aérea foi levada à estufa a 70°C por 24 horas e, posteriormente determinada a massa da matéria seca. Para análise química do teor de nitrogênio, a amostra foi triturada em moinho e analisada pelo método Kjeldahl. A acumulação de nitrogênio na planta foi determinada para folha e colmo (ACNFC), para os grãos (ACNG) e para a parte aérea (ACNPA) calculada pelo produto do teor de nitrogênio pela massa seca.

A eficiência de recuperação de nitrogênio foi calculada de acordo com Fageria & Barbosa Filho (1982) [Equação 6]:

$$ER \text{ (kg kg}^{-1}\text{)} = (ACN_{cf} - ACN_{sf}) / QN \quad \text{[Equação 6]}$$

Em que, ER é a eficiência de recuperação; ACN_{cf} é a acumulação de nitrogênio na planta com fertilizante; ACN_{sf} é a acumulação de nitrogênio na planta sem fertilizante; QN é a quantidade de nutriente aplicado.

4.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Análises descritivas (média e erro padrão) foram utilizadas para demonstrar os fluxos diários de N_2O e o comportamento, no mesmo período, das variáveis de solo. As variáveis, emissão total de N_2O e volatilização de amônia acumulada, foram avaliadas em função das fontes de variação do experimento. Foram realizadas análises de regressão simples e múltiplas para a variável dependente fluxo de óxido nitroso em função dos teores de nitrato e amônio. Os efeitos principais, tratamentos com e sem o uso do clorofilômetro, foram separados pelo teste de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, com utilização do programa ASSISTAT.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 FLUXOS DE ÓXIDO NITROSO (N-N₂O)

Na safra de 2011/2012, os fluxos de N-N₂O do solo alternaram entre positivos (emissão) e negativos (influxo), variando entre -83,67 e 470,84 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 8A). Picos iniciais de emissão de N-N₂O foram observados para todos os tratamentos após o plantio. Os maiores picos foram verificados nos tratamentos T1 (470,84 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e T2 (433,97 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) aos 14 dias da adubação da base com nitrogênio, quando ocorreu precipitação de 19 mm.

No início da entressafra foram observados picos de emissão (Figura 8B), sendo possivelmente derivados da manutenção da palhada de arroz sobre a superfície do solo, onde se tem maior concentração de O₂ e, nessas circunstâncias, o processo de nitrificação pode estar sendo favorecido (Ma et al., 2009). Os fluxos durante a entressafra variaram de -168,01 a 113,46 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$, sendo este pico de emissão observado após o plantio da crotalária. Verificou-se influxo de N-N₂O na coleta realizada com a crotalária na área e, em seguida, fluxos após a incorporação da crotalária.

A qualidade do resíduo que é aportado ao solo exerce influência significativa sobre a produção de N₂O. Como a crotalária é uma leguminosa, com menor relação C:N, a tendência é potencializar a produção de N₂O, refletindo no aumento das emissões de N₂O do solo (Zschornack et al., 2011). Segundo Chapuis-Lardy (2007), o influxo de N₂O é observado principalmente em casos onde a concentração de N mineral no solo é baixa.

Na safra de 2012/2013, os fluxos de N-N₂O variaram de -103,54 a 290,08 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 8C). Os maiores picos foram verificados nos tratamentos T2 (290,08 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e T0 (257,06 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Os picos iniciais de N-N₂O observados no T0 (Figura 9C), provavelmente estão relacionados à decomposição dos resíduos de crotalária incorporados anteriormente ao plantio do arroz. Segundo Kaewpradit et al. (2008), a relação C:N é um bom preditor das emissões de N₂O durante a fase inicial de decomposição dos resíduos, em que materiais com baixa relação C:N potencializam as

emissões de N_2O . Apenas a segunda adubação de cobertura no tratamento T2 na safra de 2012/2013 foi capaz de proporcionar elevação da emissão de $N-N_2O$ em relação ao tratamento T0 e em relação à safra de 2011/2012.

Na época em que o solo é preparado, a quantidade e a qualidade dos resíduos aportados, aliadas às condições climáticas determinarão a produção e a emissão de $N-N_2O$. As emissões de N_2O encontradas por Kaewpradit et al. (2008), após incorporação de resíduos de amendoim e de arroz ao solo (em diferentes combinações de mistura) dois meses antes do transplante do arroz, foram afetadas pela qualidade do resíduo, mesmo passadas 15 semanas de sua incorporação, quando o arroz já estava em pleno desenvolvimento.

Os sistemas de manejo adotados influenciam as emissões de N_2O , como observado por Souza (2013) durante o período de entressafra da cultura do arroz irrigado. O autor verificou aumento das emissões de N_2O após a incorporação da palha de arroz ao solo. A adição de palha de arroz em maior quantidade promove possivelmente o aumento do consumo de oxigênio no solo, permitindo condições de anaerobiose, e favorecendo a desnitrificação em maior conteúdo de umidade no solo, e, do fornecimento de C lábil, favorecendo a produção de N_2O (Baggs et al., 2003).

As aplicações de N (ureia) realizadas durante o ciclo do arroz não foram capazes de elevar consideravelmente as emissões de $N-N_2O$, divergindo dos resultados obtidos em estudos com cultivo de arroz irrigado na China, em que as adubações repercutiram em aumento expressivo das emissões (Cai et al., 1997; Zou et al., 2007; Ahmad et al., 2009) e corroborando Zschornack et al. (2011), em estudo realizado no sul do Brasil.

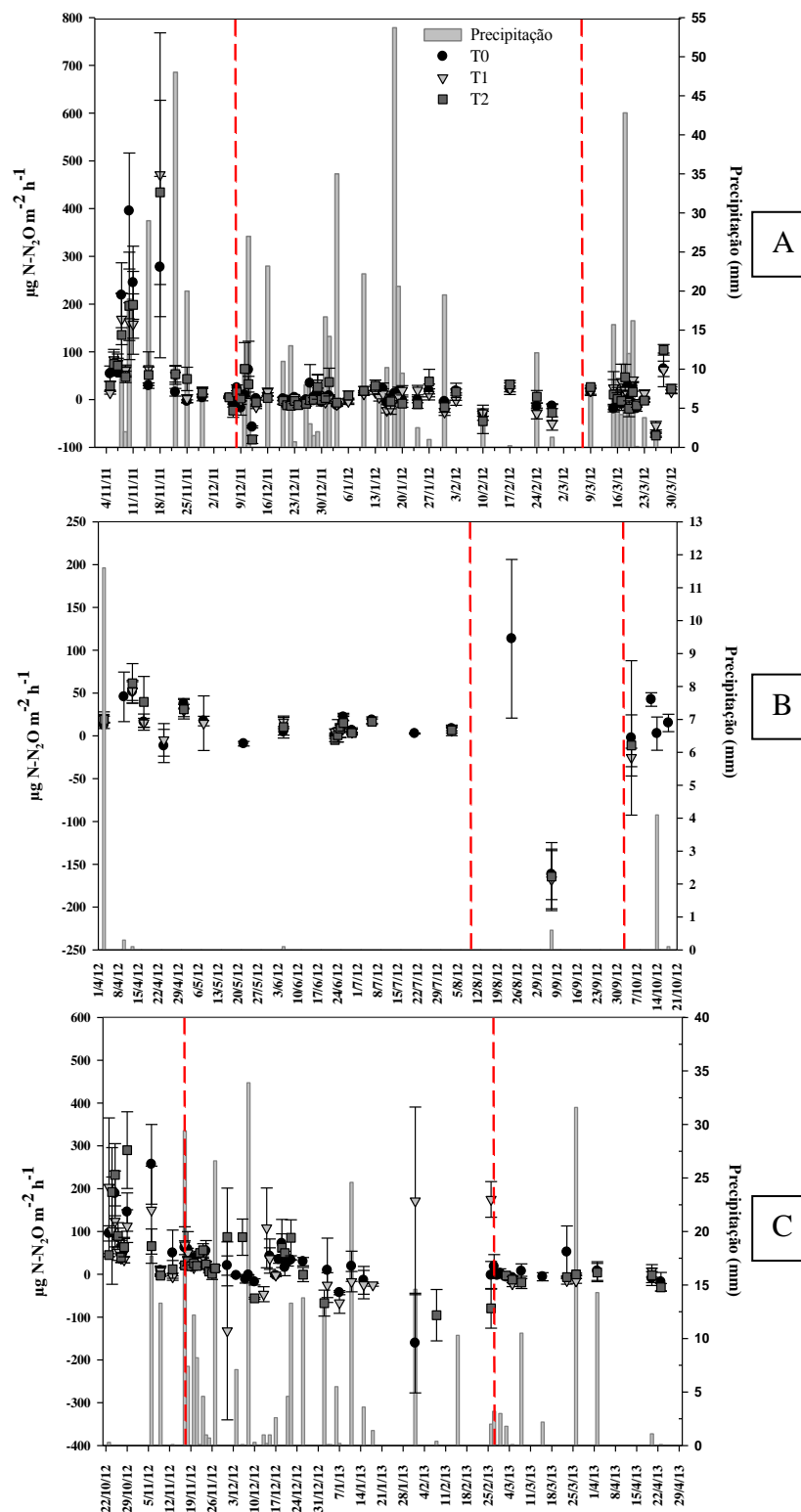


Figura 8. Fluxos de óxido nítrico em arroz irrigado em várzea tropical, Goianira-GO, safra 2011/2012 com adubações de cobertura de T1 em 26/12/2011 e 13/01/2012 e de T2: 06/12/2012, 20/12/2011 e 27/12/2011 (A), entressafra, com revolvimento do solo em 20/06/2012 (B) e safra 2012/2013 com adubações de cobertura de T1: 26/12/2011 e 13/01/2012 e de T2: 06/12/2012, 20/12/2012 e 27/12/2012 (C). Barras verticais representam o erro padrão da média. A linha tracejada representa o início e término da inundação durante as safras e plantio e manejo da crotalaria na entressafra.

Após a inundação, os fluxos de N-N₂O decresceram rapidamente para valores próximos de zero, ora positivos, ora negativos. A lâmina de água serviria como uma espécie de barreira física, limitando a transferência de N₂O do solo para a atmosfera (Huang et al., 2007). As baixas emissões ou ainda os influxos verificadas durante o período em que o solo se encontra inundado, em parte, podem estar associadas à sua redução a N₂ sob condições reduzidas (Iida et al., 2007; Reddy e DeLaune, 2008) e ao declínio da concentração do NO₃⁻ no solo promovido pelos microrganismos desnitrificadores após o alagamento do solo, atenuando o processo de desnitrificação (Zschornack, 2011).

Este comportamento foi observado no estudo, já que foram encontrados baixos teores de NO₃⁻ (Figura 9 e 11) após a inundação do solo, período em que foram observados fluxos de N-N₂O de menor valor e eventos de influxo de N-N₂O. Por outro lado, a drenagem da água de irrigação com vistas à colheita do arroz normalmente implica no aumento das emissões de N₂O do solo (Cai et al., 1997; Liu et al., 2010), o que foi verificado na safra de 2011/2012 (Figura 9).

O teor de NO₃⁻ no solo e solução do solo diminuiu ao longo do cultivo do arroz (Figuras 9 e 11), resultado da absorção pelas plantas de arroz e pela remoção por desnitrificação, lixiviação de nitrato, volatilização de amônia (Patrick & Mahapatra, 1968) e emissão de N₂O. A concentração de nitrato e sua mobilidade no perfil do solo são altamente dependentes do tempo de saturação, da umidade, e do estado redox do solo. Yu et al. (2007), estudando processos biogeoquímicos em solos da China, observaram o esgotamento de NO₃⁻ em solução quando o solo atingiu condições fortemente redutoras.

A adubação de cobertura com nitrogênio não apresentou efeito na concentração de nitrato na solução do solo (Figuras 9 e 11), provavelmente por causa da condição de anaerobiose bem estabelecida no período que, de acordo com Silva et al. (2008), o nitrato é um dos compostos inorgânicos utilizados como receptores de elétrons durante a respiração anaeróbica em solos inundados.

Na entressafra, os teores de nitrato variaram entre 8,46 e 145,94 mg kg⁻¹ e os de amônio de 0,57 a 43,95 mg kg⁻¹ (Figura 10). Os teores de nitrato e amônio no solo aumentaram em virtude no revolvimento do solo e, em consequência, da incorporação da palhada do arroz ainda presente na área, eles foram reduzidos após o plantio da crotalária. Assim, o N disponível no solo é proveniente da decomposição e mineralização do aporte de resíduos orgânicos ao solo (Scivittaro & Machado, 2004).

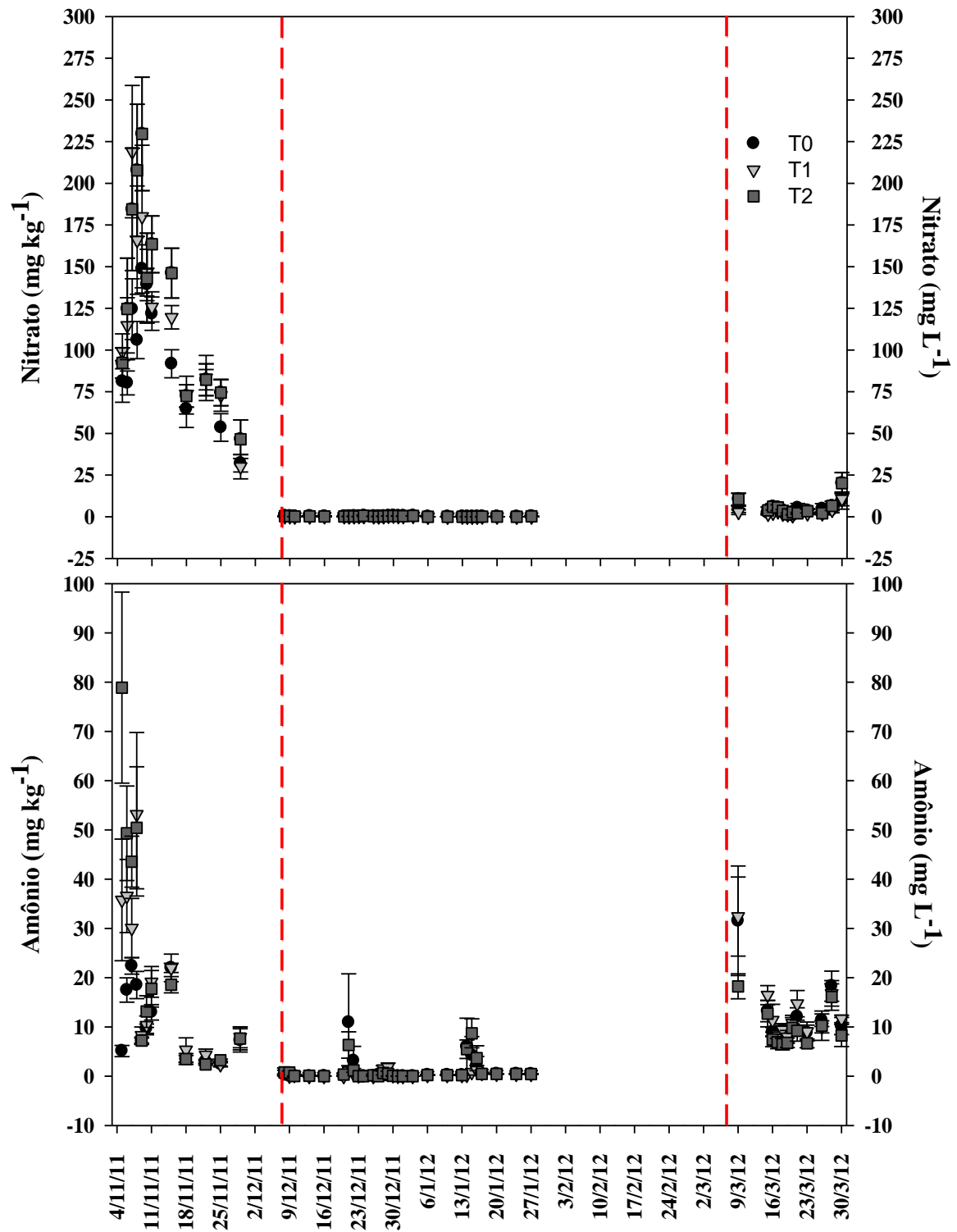


Figura 10. Nitrato e amônio no solo e na solução do solo, quando esse se encontra sob inundação, em arroz irrigado em várzea tropical, Goi nira-GO, safra 2011/2012 com aduba es de cobertura de T1 em 26/12/2011 e 13/01/2012 e de T2: 06/12/2012, 20/12/2011 e 27/12/2011. Barras verticais representam o erro padrão da m dia. A linha tracejada representa o início e término da inunda o durante a safra.

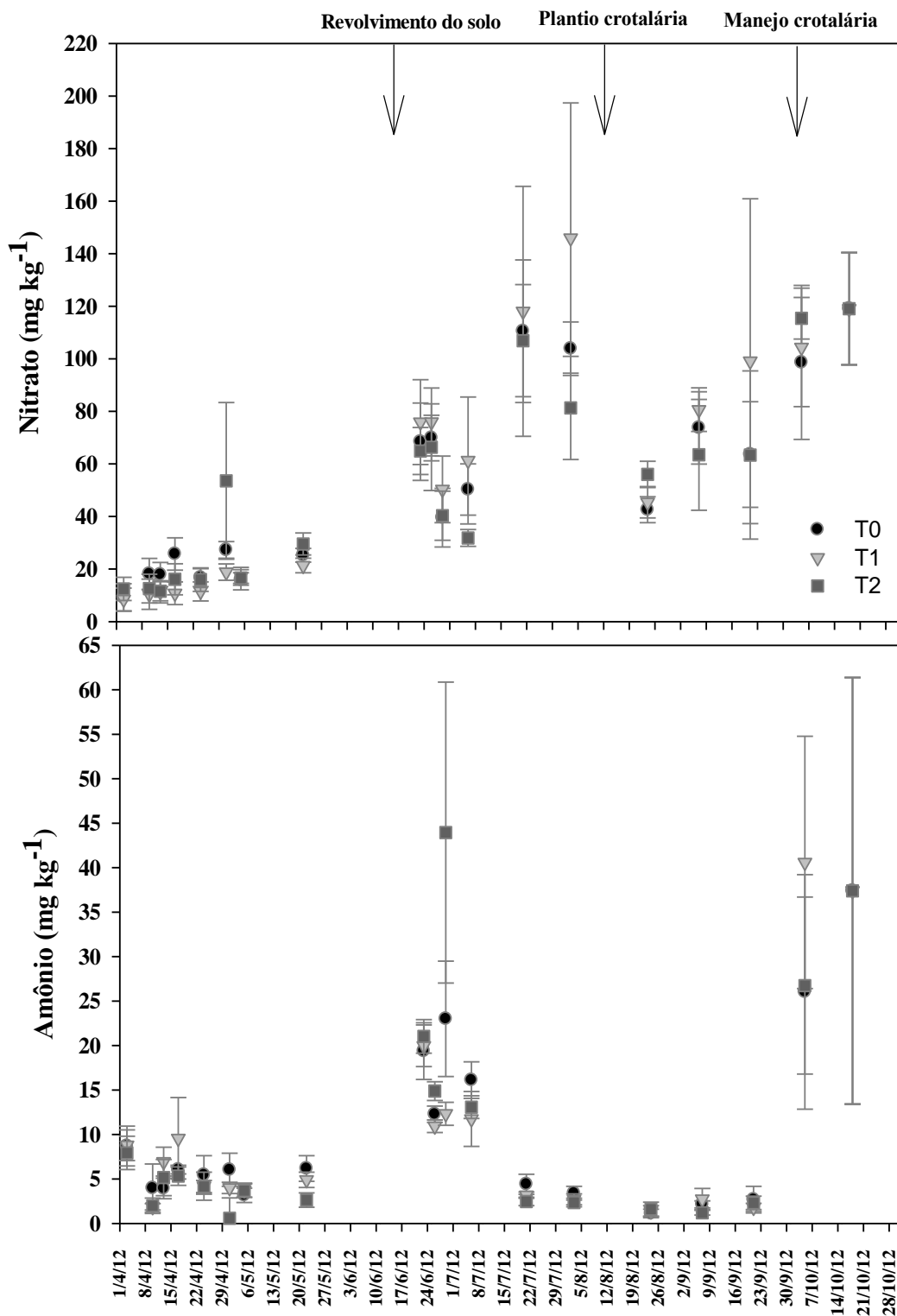


Figura 11. Nitrato e amônio no solo durante a entressafra do cultivo de arroz irrigado em várzea tropical, Goianira-GO, entressafra 2011/2012 e 2012/2013 com revolvimento do solo em 20/06/2012. Barras verticais representam o erro padrão da média.

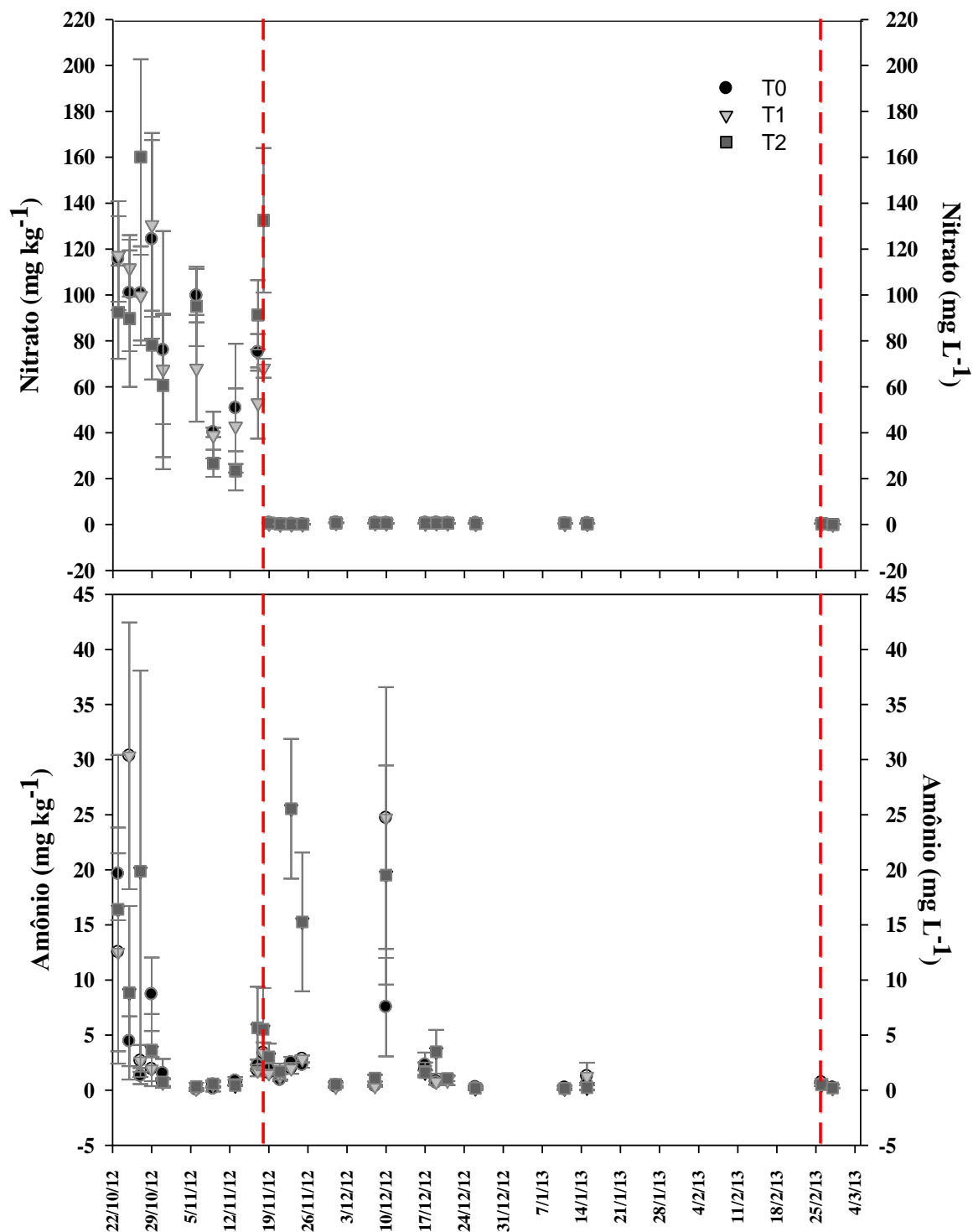


Figura 12. Nitrato e amônio no solo e na solução do solo, quando esse encontra-se sob inundação, em arroz irrigado em várzea tropical, Goianira-GO, safra 2012/2013 com adubações de cobertura de T1: 10/12/2012 e 02/01/2013 e de T2: 22/11/2012, 03/12/2012 e 17/12/2012. Barras verticais representam o erro padrão da média. A linha tracejada representa o início e término da inundação durante a safra.

Considerando todo o cultivo do arroz irrigado na safra de 2011/2012, os fluxos de N_2O apresentaram relação linear positiva em função dos teores de nitrato e amônio no solo (Tabela 3), porém apenas o nitrato apresentou relação significativa, com coeficiente de determinação $R^2 = 0,288$. Quando considerados conjuntamente em uma regressão linear múltipla, o nitrogênio mineral (NO_3^- e NH_4^+) explica 29,7% ($R^2 = 0,297$) dos fluxos de N_2O , porém apenas o nitrato é significativo, indicando que o fluxo desse gás é favorecido quando essa forma de nitrogênio mineral está presente no solo. Quando se considerou apenas o período sem inundação, em que os fluxos de óxido nitroso foram maiores, também apenas o nitrato apresentou relação positiva significativa, embora com coeficiente de determinação menor ($R^2 = 0,160$). Dentre os processos microbiológicos responsáveis pela produção de N_2O tem-se a nitrificação e a desnitrificação, embora esse gás não seja o principal produto desses processos (Signor & Cerri, 2013). Esse último processo é favorecido por condições anaeróbicas, presença de carbono disponível e nitrato no solo (Firestone & Davidson, 1989).

Na entressafra do cultivo do arroz, foram monitorados os fluxos de N_2O , e observou-se que o teor de nitrato no solo apresentou relação linear significativa com os fluxos de N_2O , com R^2 de 0,189 a um nível de probabilidade de 5% (Tabela 3). Isso indica que os fluxos de N_2O no período da entressafra são também favorecidos quando o N mineral do solo está na forma de $N-NO_3^-$. Esses resultados corroboram a literatura, a qual sugere que a desnitrificação é a principal via de produção de óxido nitroso, desde que haja nitrato, carbono orgânico disponível e umidade (Lessa et al., 2014; Barneze et al., 2014).

Na segunda safra do arroz irrigado, quando se avaliou apenas o período sem inundação, as emissões de óxido nitroso não apresentaram relações simples nem múltiplas com os teores de nitrogênio mineral no solo. Entretanto, quando se considerou todo o ciclo da cultura, o nitrato foi a forma de nitrogênio mineral que favoreceu os fluxos de N_2O , explicando 30,4% desses fluxos quando associado ao amônio no solo, e 30,1% quando avaliado isoladamente (Tabela 3), reforçando a hipótese de que a desnitrificação é o processo predominante na produção dos fluxos de N_2O do solo sob cultivo de arroz de várzea tropical. Diversos estudos enfatizam que além do nitrato e de umidade favorável no solo, existe a necessidade de carbono prontamente solúvel no solo, tendo em vista que esse processo é realizado por microrganismos que não produzem seu próprio alimento (Signor & Cerri, 2013). Apesar de não ter sido avaliado o C solúvel no solo, pode-se dizer que esse não foi um fator limitante, tendo-se em vista o residual do cultivo de entressafra. Segundo

Zschornack et al. (2011), os fluxos de N_2O do solo, mesmo que em baixas amplitudes durante o cultivo do arroz, são otimizadas quando os resíduos da entressafra são mantidos sobre a superfície do solo, especialmente quando são de leguminosas.

Tabela 3. Análise de regressão simples e múltipla durante o cultivo de arroz irrigado e apenas durante o período sem inundação para a variável dependente fluxo de óxido nitroso (N_2O) em função dos teores de nitrato ($N-NO_3^-$) e amônio ($N-NH_4^+$) do solo sob a aplicação de parcelamentos de nitrogênio e em função dos teores de nitrato ($N-NO_3^-$), amônio ($N-NH_4^+$) na entressafra do cultivo de arroz irrigado.

Período	Regressão Linear	R^2
Safrá 2011/2012		
Ciclo total da cultura	$N-N_2O = 14,70 + 0,88 N-NO_3^{-**} - 0,80 N-NH_4^+$	0,297**
	$N-N_2O = 10,57 + 0,78 N-NO_3^{-**}$	0,288**
Sem inundação	$N-N_2O = 58,03 + 0,66 N-NO_3^{-**} - 1,41 N-NH_4^+$	0,160**
	$N-N_2O = 42,26 + 0,55 N-NO_3^{-**}$	0,130**
Entressafra	$N-N_2O = 32,37 - 0,19 N-NO_3^{-*} - 0,59 N-NH_4^+$	0,297*
	$N-N_2O = 27,39 - 0,21 N-NO_3^{-*}$	0,189*
Safrá 2012/2013		
Ciclo total da cultura	$N-N_2O = 15,81 + 0,91 N-NO_3^{-**} - 0,61 N-NH_4^+$	0,304**
	$N-N_2O = 14,32 + 0,88 N-NO_3^{-**}$	0,301**
Sem Inundação	$N-N_2O = 26,96 + 0,97 N-NO_3^- - 1,50 N-NH_4^+$	0,103 ^{ns}

** , * Significativo a 1% , 5% de probabilidade pelo teste de "F", respectivamente, ^{ns} não significativo.

5.2 VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA ($N-NH_3$)

As perdas de N por volatilização de amônia decorrentes da utilização de fertilizante nitrogenado totalizaram 210 mg m^{-2} e 203 mg m^{-2} de $N-NH_3$, em T1 e T2, respectivamente (Figura 12A). A incorporação da ureia é importante para reduzir as perdas de NH_3 por volatilização, já que se aplicada na superfície do solo pode ocorrer perda de até 54% por volatilização (Silva et al., 1995; Lara-Cabezas et al., 2000). Além disso, a incorporação da uréia pode ser feita também pela água de chuva ou de irrigação.

Scivittaro et al. (2010) estudaram o efeito da uréia com inibidor de urease, em duas condições de umidade, sobre as perdas de N por volatilização de amônia em arroz irrigado e encontraram redução, nas perdas de N por volatilização de amônia, de 83 e 88%, para as condições de solo saturado e úmido, respectivamente, com o uso da uréia com inibidor de urease.

A ureia apresenta como característica indesejável a reação inicial alcalina no solo, o que resulta em perdas por volatilização de amônia (Scivittaro et al., 2010). Isso está relacionado a fatores edafoclimáticos, dentre eles as condições de umidade do solo e a forma de N aplicado como fertilizante, fatores esses, que tornam a investigação complexa (Vale et al., 2014). Na safra 2011/2012 foi observado relação positiva e significativa entre a amônia volatilizada e o teor de amônio do solo (Tabela 12A).

A perda de N por volatilização de amônia na entressafra foi, em média, 65,08 mg m⁻² de N-NH₃ (Figura 12B), quando observou-se intensificação da volatilização de amônia com o revolvimento do solo e incorporação da palhada de arroz o que provavelmente está relacionado a liberação de N mineral ao solo (Cantarella, 2007).

As perdas de N por volatilização de amônia durante a safra 2012/2013 totalizaram 218,25 mg m⁻², 244,80 mg m⁻² e 233,78 de N-NH₃, em T0, T1 e T2, respectivamente (Figura 12C). A perda de N por volatilização de amônia foi mais intensa antes da inundação da área, devido à atividade da urease ser depende da umidade do solo. Em solo seco, a ureia pode permanecer estável (Volk, 1966), mas a taxa de hidrólise aumenta conforme o teor de água do solo se eleva, até que atinja 20%, a partir desse ponto, a taxa de hidrólise é pouco alterada pelo teor de água (Bremner & Mulvaney, 1978). Apesar de o solo encontrar-se sob inundação, houve aumento da volatilização de amônia após as fertilizações nitrogenadas no T2, e, posteriormente, comportamento semelhante ao T1.

Duarte (2006) avaliou as perdas de N por volatilização de N-NH₃ em arroz irrigado, em diferentes níveis de umidade do solo, e a eficiência da adubação nitrogenada com ureia aplicada em diferentes épocas em relação a entrada de água na lavoura. A partir dos resultados concluiu que a aplicação de N sobre a lâmina de água não evitou as perdas de N por volatilização, apenas retardou o fluxo, e a primeira adubação nitrogenada de cobertura teve maior eficiência quando realizada antes da entrada da água na lavoura, embora a produtividade de grãos não fosse afetada pelas épocas de aplicação de ureia.

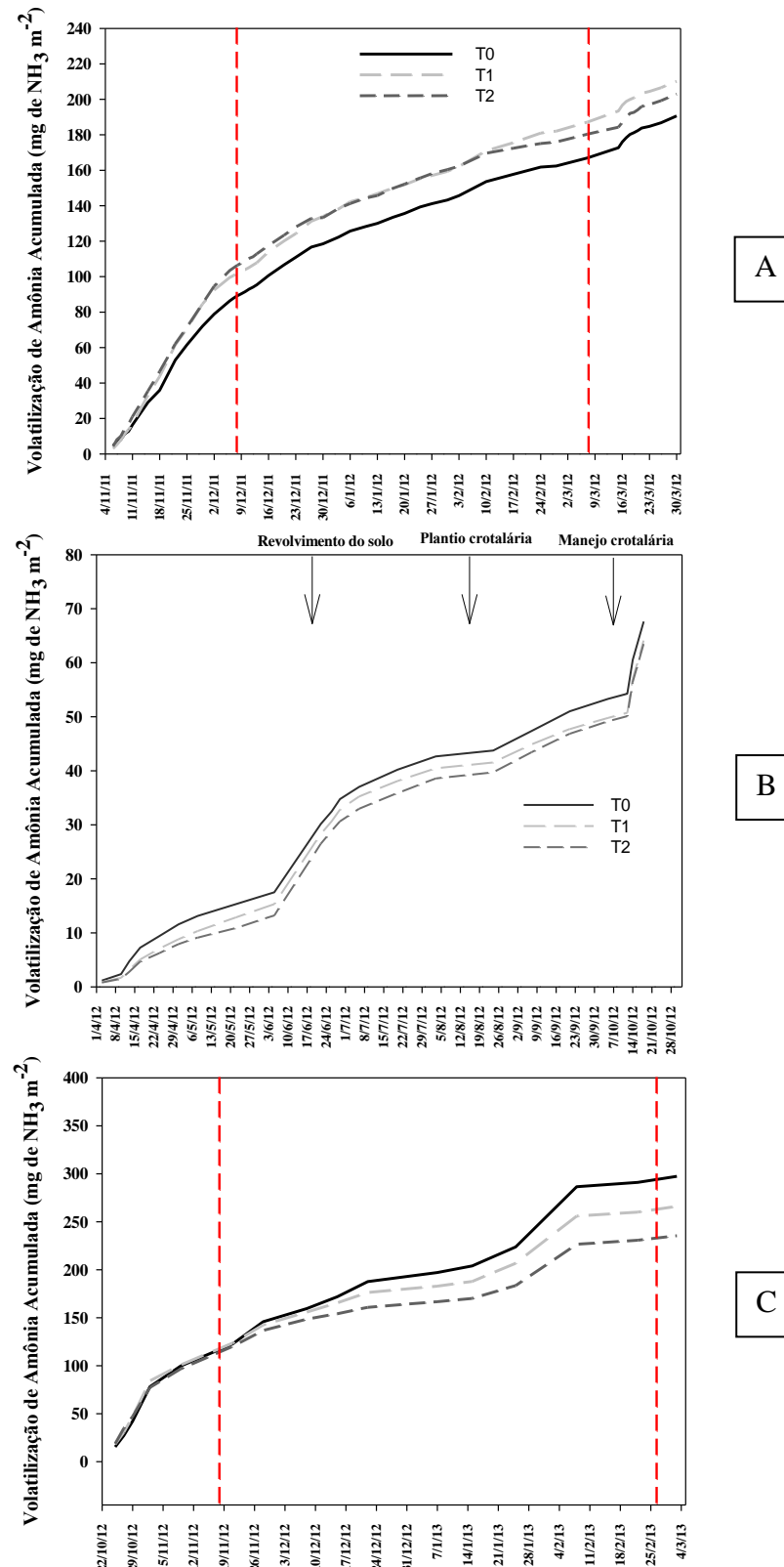


Figura 12. Volatilização de amônia acumulada em arroz irrigado em várzea tropical, Goianira-GO, safra 2011/2012 com adubações de cobertura de T1 em 26/12/2011 e 13/01/2012 e de T2: 06/12/2012, 20/12/2012 e 27/12/2012 (A), entressafra, com revolvimento do solo em 20/06/2012 (B) e safra 2012/2013 com adubações de cobertura de T1: 26/12/2011 e 13/01/2012 e de T2: 06/12/2012, 20/12/2012 e 27/12/2012 (C). Barras verticais representam o erro padrão da média. A linha tracejada representa o início e término da inundação durante as safras e plantio e manejo da crotalária.

5.3 EMISSÃO TOTAL E FATOR DE EMISSÃO

A emissão total foi calculada de duas maneiras: a) considerando os fluxos positivos e os fluxos negativos e b) considerando apenas os fluxos positivos, conforme apresentado na Tabela 4. Para emissão total de N-N₂O, não foi verificada diferença significativa entre os tratamentos e entre os períodos avaliados. A ordem de magnitude das emissões de N-N₂O na safra de 2011/2012 foi T0<T1<T2, para ambas as formas de cálculo, e na safra de 2012/2013 foi T2<T1<T0. A entressafra e a safra 2012/2013 apresentaram valores negativos para emissão total, quando considerados fluxos positivos e influxo. Rosa (2014), avaliando emissão de óxido nitroso em sistema de irrigação no cultivo de arroz irrigado em um Planosso Háptico, em Stuttgart nos Estados Unidos, encontrou valores próximos ao presente estudo, entre 0,2 e 0,3 kg N-N₂O ha⁻¹ para irrigação intermitente oriunda da aplicação de 168 kg N ha⁻¹, na forma de ureia.

Tabela 4. Emissão total de N₂O (kg N-N₂O ha⁻¹) considerando a) fluxos positivos e negativos e b) apenas fluxos positivos em função dos tratamentos nas duas safras e entressafra avaliada.

Trat.	2011/2012	Entressafra	2012/2013
a) Emissão total – Fluxos positivos e negativos (kg N-N ₂ O ha ⁻¹) ^{ns}			
T0	0,82 ± 0,19	-0,69 ± 0,64	1,25 ± 0,46
T1	0,98 ± 0,37	-1,00 ± 0,22	0,37 ± 0,73
T2	1,02 ± 0,26	-0,92 ± 0,46	-0,06 ± 0,21
b) Emissão total – Fluxos positivos (kg N-N ₂ O ha ⁻¹) ^{ns}			
T0	1,08 ± 0,18	1,30 ± 0,39	1,78 ± 0,49
T1	1,30 ± 0,35	0,62 ± 0,12	1,11 ± 0,44
T2	1,37 ± 0,30	0,73 ± 0,27	0,88 ± 0,15

^{ns} não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de "F". T0: 0 kg N ha⁻¹; T1: 110 kg N ha⁻¹; T2: 95 kg N ha⁻¹ (clorofilômetro).

A rotação de culturas, o preparo do solo adotado, a quantidade e época de aplicação de nitrogênio e o manejo da irrigação (Tan et al., 2009) possuem forte influência sobre a perda de N na forma de N₂O. Cai et al. (1997) observaram aumentos significativos da emissão de N₂O em campos de arroz inundado na China, sob regime intermitente de água, com o aumento da taxa de aplicação de nitrogênio, sobretudo na forma de sulfato de amônio.

A fertilização nitrogenada trata-se de uma prática que intensifica a emissão de N₂O, sendo verificado por Ahmad et al. (2009), em cultivo de arroz sob semeadura direta e com preparo convencional do solo na região subtropical da China. Eles constataram

emissão de N_2O cerca de seis a oito vezes maior do que a emissão do tratamento sem nitrogênio. Em estudo em casa de vegetação, Carvalho (2011) observou maior emissão de N_2O ($4,47 \text{ mg kg N-N}_2\text{O m}^{-2}$) em dose mais alta de fertilizante nitrogenado (300 mg kg^{-1} de solo), na forma de ureia, para os genótipos BRS Tropical e BRA 051130 de arroz irrigado em solo de várzea.

Os eventos de influxos de $N-N_2O$ foram mais numerosos na entressafra e na safra 2012/2013, especialmente no T2, influenciando assim a emissão total, quando calculada em base de valores positivos e negativos. Considerando a emissão total de óxido nitroso, oriunda apenas de fluxos positivos, verificou-se que 68% e 56%, safra de 2011/2012 e 2012/2013 respectivamente, foi emitida sob condições de solo úmido, ou seja, período que antecedeu a inundação do solo (Figura 13).

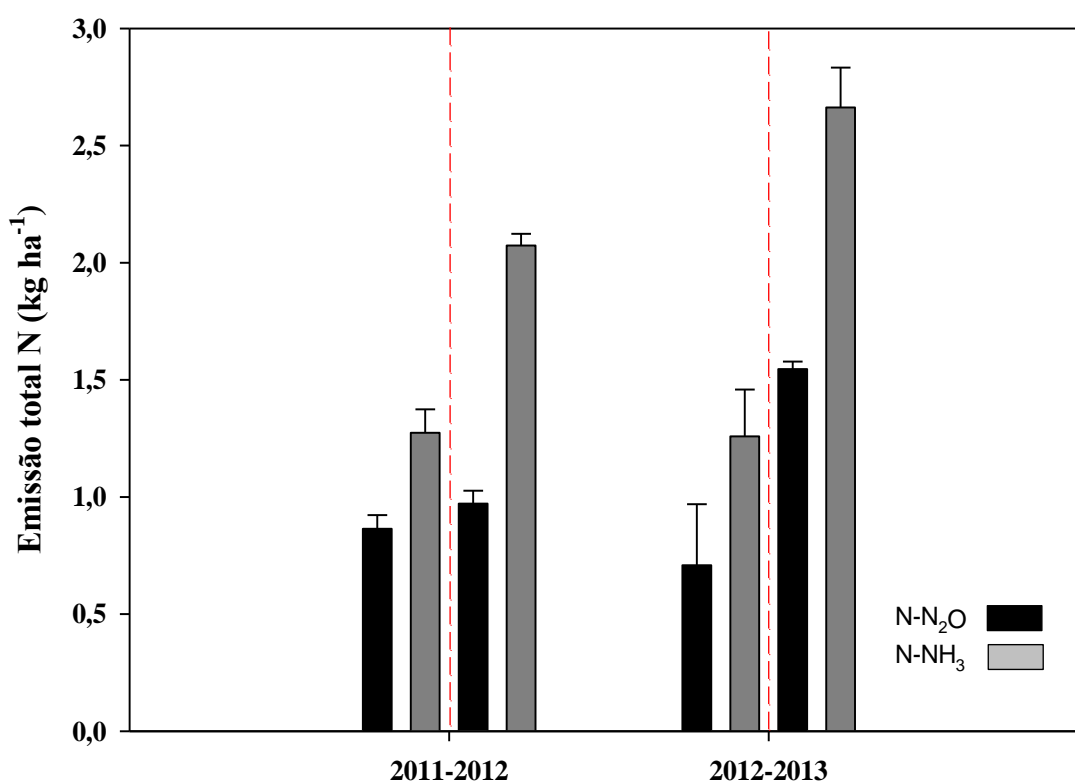


Figura 13. Emissão total de nitrogênio, na forma de óxido nitroso ($N-N_2O$) e amônia ($N-NH_3$), no período sob condição de solo úmido e o total para todo o ciclo do arroz irrigado. A linha tracejada marca a emissão antes da inundação e a emissão total para o ciclo do arroz.

Em relação a volatilização de amônia, observou-se que 47% e 59% da emissão total, safras 2011/2012 e 2012/2013 respectivamente, foi oriunda do período compreendido entre o plantio e a entrada de lâmina de água nas parcelas. A umidade do solo é

considerada por Huang et al. (2007) o fator mais sensível para regular a emissão de N_2O a partir de culturas agrícolas.

Independentemente do tratamento, a volatilização acumulada de amônia foi maior na safra 2012/2013, quando comparada à primeira, tendo uma perda média de 44% a mais em relação aos demais períodos avaliados (Tabela 5). A amônia perdida por volatilização é proveniente da mineralização da matéria orgânica ou do fertilizante aplicado, sendo esse fenômeno mais intenso mediante alto pH (Cantarella, 2007). Nesse sentido, a incorporação dos resíduos da crotalária influenciou a quantidade de N do solo e, conseqüentemente, o aumento da perda de amônia volatilizada na safra 2012/2013.

Em relação à razão volatilização acumulada por produtividade (Vac/Produtividade), o T2 apresentou menor razão se comparado à testemunha. Logo, esse tratamento perdeu menos nitrogênio na forma de NH_3 por kg de arroz produzido.

Tabela 5. Volatilização acumulada (Vac) de NH_3 ($kg\ N-NH_3\ ha^{-1}$) em função dos tratamentos avaliados, nas safras e entressafra, e razão Vac/Produtividade em cultivo de arroz irrigado em várzea tropical.

Trat.	2011/2012	Entressafra	2012/2013	Vac/Produtividade
	(kg N-NH ₃ ha ⁻¹)			(g N-NH ₃ kg de arroz ⁻¹)
T0	2,19 aC	4,81 aA	2,97 aB	0,37 a
T1	2,01 aC	4,62 aA	2,66 aB	0,29 ab
T2	2,02 aC	4,65 aA	2,35 aB	0,25 b

^{ns} não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de "F", médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1% de probabilidade. T0: 0 kg N ha⁻¹; T1: 110 kg N ha⁻¹; T2: 95 kg N ha⁻¹ (clorofilômetro).

Cao et al. (2013), avaliando perda de N no cultivo de arroz irrigado na região do Lago Taihu na China, também observaram maior perda acumulada de NH_3 nos tratamentos com aplicação de nitrogênio na forma de ureia, na magnitude de 26,90 e 58,10 kg N ha⁻¹ (2009); para os tratamentos que receberam 270 e 375 kg de N ha⁻¹, respectivamente, e de 29,69 e 73,28 kg ha⁻¹ (2010), para os tratamentos que receberam 270 e 375 kg N ha⁻¹, respectivamente. Em trabalho no sul do Brasil, Scivittaro et al. (2010), encontraram perdas de N por volatilização de amônia decorrentes da utilização de ureia não tratada com NBPT de 19,7 kg ha⁻¹ de N, em solo úmido, e 13,5 kg ha⁻¹ de N, em solo saturado sob cultivo de arroz irrigado, após a aplicação de 120 kg de N por ha⁻¹.

A perda gasosa total de N do sistema foi calculada a partir dos dados de volatilização acumulada de NH_3 e da emissão total de N_2O , sendo essa última obtida apenas de fluxos positivos, e encontra-se apresentada na Tabela 6. Não foram observadas

diferenças significativas entre as duas safras avaliadas para perda gasosa total e o T2 foi o que apresentou a menor perda gasosa total por produtividade (PG/Produtividade).

Tabela 6. Perda gasosa (kg N-N₂O-NH₃ ha⁻¹) em função dos tratamentos avaliados nas duas safras e entressafra e razão PG/Produtividade (g N kg de arroz⁻¹) em cultivo de arroz irrigado em várzea tropical.

Trat.	Perda Gasosa (PG)			PG/Produtividade
	2011/2012	Entressafra	2012/2013	
T0	3,27 aB	6,11 aA	4,75 aB	0,5652 a
T1	3,31 aB	5,23 aA	3,77 aB	0,4561 ab
T2	3,39 aB	5,49 aA	3,23 aB	0,3874 b

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1% de probabilidade. T0: 0 kg N ha⁻¹; T1: 110 kg N ha⁻¹; T2: 95 kg N ha⁻¹ (clorofilômetro).

Com base nas emissões acumuladas de N₂O, considerando apenas os fluxos positivos, se estimou a contribuição de cada tratamento para o potencial de aquecimento global parcial (PAGp), expresso em kg de CO₂ equivalente (Tabela 7), sendo que o N₂O têm 298 vezes maior potencial de aquecimento do que o CO₂ (Forster et al., 2007), podendo ter assim uma sensível contribuição ao PAG total desse sistema de produção.

Tabela 7. Potencial de aquecimento global parcial (PAGp), produtividade de grãos de arroz e razão PAGp/Produtividade em cultivo de arroz irrigado em várzea tropical, em duas safras.

Trat.	PAGp ^{ns}	Produtividade	PAGp/Produtividade ^{ns}
	(kg CO ₂ eq ha ⁻¹)	(kg de arroz ha ⁻¹)	(kg N-N ₂ O kg arroz ⁻¹)
Safr 2011/2012			
T0	320,61	6361,30 b	0,052
T1	388,25	8984,54 a	0,063
T2	408,07	10005,86 a	0,045
Média	372,31	8450,00 A	0,053
Safr 2012/2013			
T0	530,66	6323,00 b	0,065
T1	331,05	8013,50 a	0,033
T2	263,64	8133,50 a	0,033
Média	375,12	7490,00 B	0,044

^{ns} não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de "F", médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na coluna entre a média das safras, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1% de probabilidade. T0: 0 kg N ha⁻¹; T1: 110 kg N ha⁻¹; T2: 95 kg N ha⁻¹ (clorofilômetro).

Na safra de 2012/2013 observou-se uma redução no PAGp de 20,36% do T2 em relação ao T1, sem afetar a produtividade do arroz irrigado. Logo, a razão PAGp/Produtividade é uma medida possível para a verificação da eficiência de

determinado sistema de produção ou manejo no aproveitamento de N, porém não foram observadas diferenças entre os tratamentos por ano e entre as médias das safras avaliadas.

O fator de emissão foi calculado para a perda de nitrogênio via NH_3 e N_2O , sendo esse último derivado apenas de fluxos positivos (Figura 14). Para N_2O , a safra 2011/2012 apresentou fator de emissão maior que em 2012/2013, para ambos tratamentos, sendo uma das possíveis causas a primeira fertilização nitrogenada de cobertura na safra 2011/2012 ter sido feita em solo úmido, antes da inundação, diferentemente da safra de 2012/2013, em que todas as adubações em cobertura ocorreram durante a inundação. Além disso, a segunda safra foi cultivada após manejo da crotalaria.

Os resíduos vegetais incorporados ao solo proporcionaram a mobilização do N (Signor, 2010). A incorporação e mobilização de N ao solo em todos os tratamentos foi a possível causa também de um fator de emissão negativo na segunda safra. O fator de emissão pode ser negativo se o tratamento controle, neste caso o T0, emite mais N_2O que os tratamentos que receberam N mineral e o aproveitamento do N adicionado pelas plantas é satisfatório.

Os valores de fator de emissão encontrados para N- NH_3 e N- N_2O foram baixos, possivelmente pela boa eficiência de uso do N fertilizante, resultando em pequena perda gasosa, conforme revelado na Tabela 6. No entanto, ainda assim, parte do N aplicado pode ter sido perdido por outras vias, como lixiviação de nitrato e na forma de N_2 , que é o produto final formado no processo de desnitrificação.

Para os fertilizantes nitrogenados sintéticos, a metodologia do IPCC propõe que 1% da quantidade de N aplicada é perdida na forma de N_2O , sendo a faixa de incerteza entre 0,3 e 3% (IPCC, 2006). Comparando os resultados obtidos de fator de emissão para N_2O (0,26 e -0,78%, safra 2011/2012 e 2012/2013, respectivamente), percebe-se que a metodologia proposta pelo IPCC superestima as emissões para fertilizante nitrogenado em cultivo de arroz irrigado em várzea tropical. Zanatta et al. (2010), estudando fluxos de óxido nitroso em Gleissolo cultivado com milho no sul do Brasil, observaram intensificação da emissão de N_2O com a fertilização nitrogenada, sendo encontrado perda de 0,32% de N quando se utilizou a ureia como fonte de nitrogênio para o solo.

Duarte (2006), avaliando as perdas de nitrogênio na forma de amônia em cultivo de arroz irrigado em um Planossolo Hidromórfico em Santa Maria (RS), encontrou perda entre 0,03 e 15,77% do N aplicado na dose de 100 kg ha^{-1} na forma de ureia, em diferentes épocas de aplicação em relação à inundação do solo. No presente estudo a aplicação de N mineral não afetou a perda de N- NH_3 .

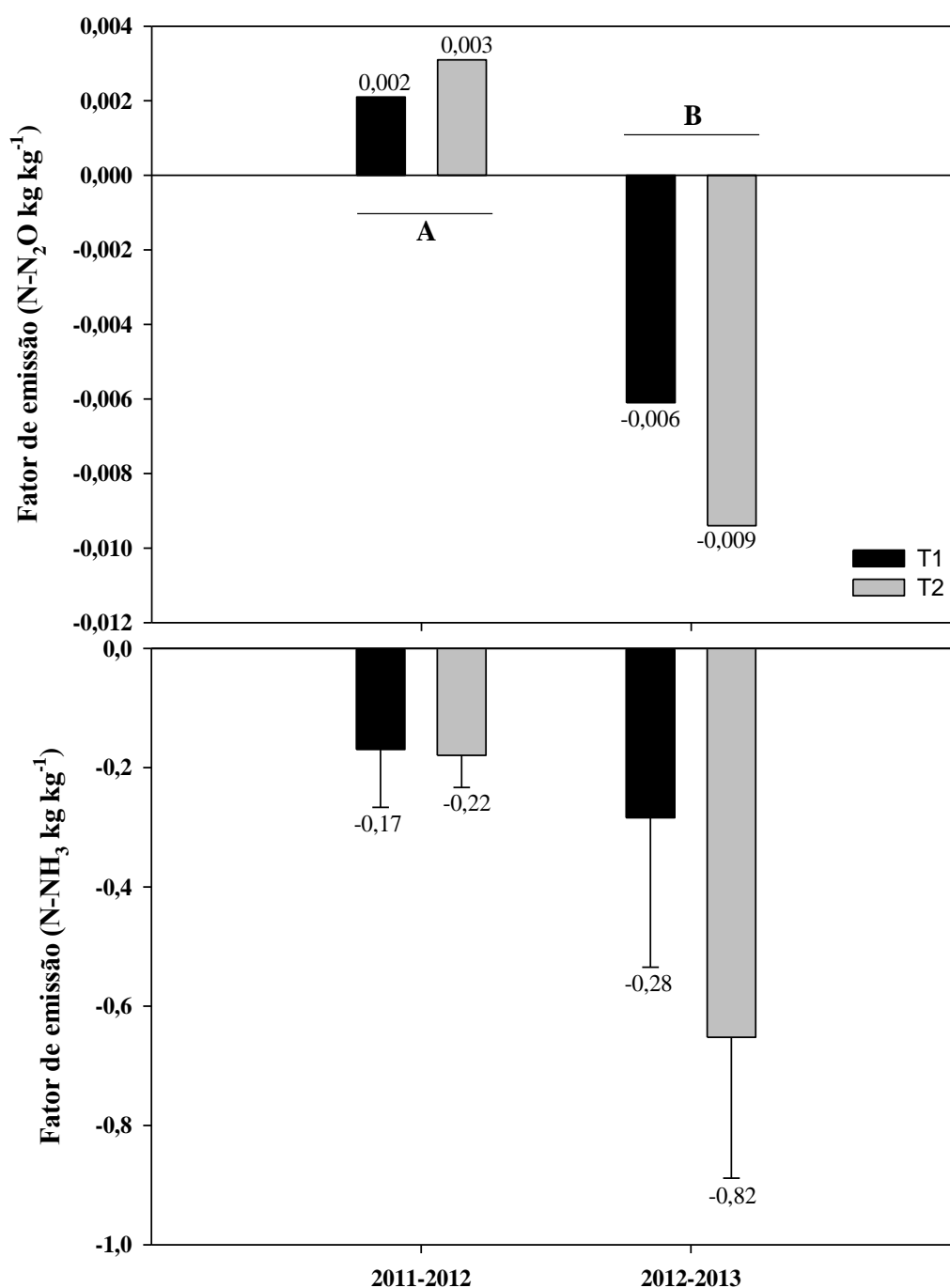


Figura 14. Fator de emissão de nitrogênio para os tratamentos avaliados nas duas safras de cultivo de arroz irrigado em várzea tropical, Goianira-GO. T1: 110 kg N ha⁻¹; T2: 95 kg N ha⁻¹ (clorofilômetro).

5.4 ACUMULAÇÃO DE NITROGÊNIO NO TECIDO VEGETAL

A acumulação de nutriente no tecido vegetal refere se ao teor do nutriente presente na matéria seca da planta, sendo que expressa a quantidade de nutrientes extraídos pela cultura e reflete a quantidade necessária para reposição no solo para manter a

fertilidade no nível desejado (Fageria et al., 2003). A acumulação de nitrogênio calculada na planta para as safras avaliadas encontram-se na Tabela 8. Verifica-se que a acumulação de N aumentou de forma linear com o aumento das doses de N, nos grãos e parte aérea total, na safra de 2011/2012. Observaram-se diferenças significativas entre as safras, sendo que a safra 2012/2013 apresentou maior acumulação de nitrogênio nas folhas e colmo e parte aérea total.

Tabela 8. Acumulação de nitrogênio nas folhas e colmo (ACNFC), nos grãos (ACNG) e na parte aérea total (ACNPA) do arroz irrigado sob diferentes tratamentos e nas safras avaliadas.

Trat.	ACNFC (kg ha ⁻¹)		ACNG(kg ha ⁻¹)		ACNPA(kg ha ⁻¹)	
	2011/12	2012/13	2011/12	2012/13	2011/12	2012/13
T0	29,13 ^a	118,02a	77,87aB	97,34aA	107,00bB	215,37aA
T1	57,81 ^a	111,28a	146,74aA	81,74bA	204,55aA	193,02aA
T2	50,19 ^a	97,44a	129,37aA	76,01bA	179,56aA	173,45aA
Média	45,71B	108,92A	117,99A	85,03B	163,95B	193,95 ^a
Regressão						
y0	116,88	28,85	77,25	96,74	106,1	213,62
A	-0,12	0,25	0,60	-0,17	0,84	-0,29
R ²	0,07 ^{ns}	0,52 ^{ns}	0,83**	0,13 ^{ns}	0,78**	0,14 ^{ns}

*, ** Significativo a 1 e 5% de probabilidade pelo teste de "F", respectivamente, ^{ns} não significativo, médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 1% de probabilidade. T0: 0 kg N ha⁻¹; T1: 110 kg N ha⁻¹; T2: 95 kg N ha⁻¹ (clorofilômetro).

A eficiência de recuperação (ER) é uma das formas de avaliar a eficiência do uso de nitrogênio para diferentes culturas (Fageria et al., 1997). Com isso, efetuou-se o cálculo da eficiência de recuperação de nitrogênio, a partir dos resultados de acumulação de N na parte aérea, e encontrou-se ER entre 89% e 76% para T1 e T2, respectivamente, na safra de 2011/2012. Porém, o N acumulado nas folhas e colmo pode ser reciclado se os restos culturais forem incorporados, mas o acumulado nos grãos pode ser considerado como perdido, já que é necessário fazer a reposição para manutenção da produtividade (Fageria et al., 2003).

Os resultados desse estudo se contrapõem aos encontrados por Fageria et al. (2007) para a mesma região de avaliação (Goianira-GO), que encontrou eficiência de recuperação situando-se entre 23% e 37% para diferentes genótipos de arroz irrigado avaliados. A eficiência de utilização de N geralmente é baixa e é consequência das perdas por volatilização, imobilização, lixiviação e desnitrificação (Fageria et al., 2003). Já em relação à safra 2012/2013, observou-se alto acúmulo de N no T0, possivelmente pelo incremento de N pela incorporação da palhada do arroz e da crotalaria antes do cultivo do

arroz e gerando assim, incertezas quanto a recuperação do N fertilizante pela planta. Além disso, conforme Pcojeski (2011), a maior quantidade de N acumulado no arroz cultivado sob inundação pode estar relacionado ao favorecimento dos mecanismos de transporte de nutrientes às plantas e, por consequência, à absorção.

6 CONCLUSÕES

Nas safras de arroz irrigado avaliadas foram obtidas altas produtividades de grãos e elevado acúmulo de nitrogênio na parte aérea, resultando na safra de 2011/2012 alta eficiência de recuperação do nitrogênio aplicado via fertilizante sintético. Nessa mesma safra, a acumulação de N nos grãos e parte aérea aumentou de forma linear com o aumento das doses de fertilizante nitrogenado.

Os fluxos de óxido nitroso foram influenciados por fatores edafoclimáticos, sobretudo durante o período que antecedeu a inundação do solo, sendo esses a umidade e pH do solo e a precipitação. Além disso, os fluxos apresentaram relação linear positiva em função dos teores de nitrato e amônio no solo durante o ciclo da cultura.

A fertilização nitrogenada, nas doses 110 a 95 kg ha⁻¹ aplicadas neste estudo, não influenciou a emissão total de N-N₂O. No entanto, a adubação baseada no uso do clorofilômetro possibilitou menor perda de N-NH₃ volatilizada tendo em média uma redução de 32% em relação a testemunha. Nesse sentido, o uso do clorofilômetro permitiu fornecer nitrogênio nas épocas de maior demanda da cultura, o que refletiu em boa produtividade nas duas safras avaliadas, não diferindo do tratamento com a aplicação de dose convencional, porém com maior eficiência na redução das perdas gasosas totais de N por kg de grão produzido.

Os valores encontrados de fator de emissão para N-NH₃ e N-N₂O foram abaixo (max. FE = 0,3 %) do preconizado pelo IPCC (0,3 a 3 %), oferecendo mais uma evidência da necessidade do uso de fatores de emissão específicos por região e sistema de produção (Tier 2), na elaboração de inventários de emissão de gases de efeito estufa nacionais.

7 REFERÊNCIAS

AHMAD, S.; LI, C.; DAÍ, G.; ZHAN, M.; WANG, J.; PAN, S.; CAO, C. Greenhouse gas emission from direct seeding paddy field under different rice tillage systems in central China. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.106, n.1, p. 54-61. 2009.

ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; FLORES, R. A.; CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, W. R. D.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Selection of the most suitable sample time for estimation of daily mean N₂O flux from soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 46, n. 1, p. 124-136. 2012.

ARAÚJO, E. S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L. H. B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 7, p. 769-776. 2009.

AZAMBUJA, I. H. V.; VERNETTI JÚNIOR, F. J.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. M. Aspectos socioeconômicos da produção do arroz. In: GOMES, A. S.; MAGALHÃES JR., A. M. (Ed.). **Arroz Irrigado no Sul do Brasil**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004.

BAGGS, E. M.; CHEBII, J.; NDUFA, J. K. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. **Soil & Tillage Research**, Philadelphia, v. 90, p. 69-76. 2006.

BAEDE, A. P. M.; AHLONSOU, E.; DING, Y.; SCHIMEL, D. **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. United Kingdom: Cambridge University, 2001. 881 p.

BARNEZE, A. S.; MAZZETTO, A. M.; ZANI, C. F.; MISSELBROOK, T.; CERRI, C. C. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 92, p. 394-397. 2014.

BAYER, C.; COSTA, F. S.; PEDROSO, G. M.; ZSCHORNACK, T.; CAMARGO, E. S.; LIMA, M. A.; FRIGHETO, R. T. S.; GOMES, J.; MARCOLIN, E.; MACEDO, V. R. M. Yield-scaled greenhouse gas emissions from flood irrigated rice under long-term conventional tillage and no-till systems in a Humid Subtropical climate. **Field Crops Research**, v. 162, p. 60-69. 2014.

BOUWMEESTER, R. J. B.; VLEK, P. L. G.; STUMPE, J. M. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from urea-fertilized soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, p. 376-381. 1985.

BRASSEUR, G. P.; ORLANDO, J. J.; TYNDALL, G. S. **Atmospheric Chemistry and global change**. New York, Oxford University Press, 1999.

BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Nitrogen-total. IN: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Ed.) **Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties**. Part 2. 2.ed. Madison Wisconsin: American Society of Agronomy, 1982. p.595-624.

BRENTROP, F.; KUSTERS, J.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Berlin, v. 5, n.6, p. 349-357. 2000.

BUSTAMANTE, M. M. C.; MARTINELLI, L. A.; OMETTO, J. P. H. B.; CARMO, J. B.; JARAMILLO, V.; GAVITO, M. E.; ARAÚJO, P. I.; AUSTIN, A. T.; PÉREA, T.; MARQUINA, S. Innovations for a sustainable future: rising to the challenge of nitrogen greenhouse gas management in Latin America. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 9-10, p.73-81. 2014.

CAI, Z.; XING, G.; YAN, X., XU, H.; TSURUTA, H.; YAGI, K.; MINAMI, K. Methane and nitrous oxide emissions from paddy fields as affected by nitrogen fertilizers and water management. **Plant and Soil**, The Hague, v. 196, n. 1, p. 7-14. 1997.

CAMARGO, F. A. de O.; SANTOS, G. de A.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 171-180. 1999.

CANTARELLA, H.; ROSSETO, R.; BARBOSA, W.; PENNA, M.J. & RESENDE, L.C.L. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia e resposta da cana-de-açúcar à adubação nitrogenada, em sistema de colheita de cana sem queima prévia. In: CONGRESSO NACIONAL DA STAB, 7., Londrina, 1999. **Anais...** Londrina, STAB, 1999. p.82-87.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, 2007. Cap. 7, p. 375-470.

CAO, Y., TIAN, Y., ZHU, Z. Assessment of ammonia volatilization from paddy fields under crop management practices aimed to increase grain yield and N efficiency. **Field Crops Research**, v. 147, p. 23-31. 2013.

CARDOSO, A. N.; SAMINÉZ, T. C.; VARGAS, M. A. **Fluxo de gases-traço de efeito estufa na interface solo-atmosfera em solos de cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2001. 23 p. (Embrapa Cerrados, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 17. Novembro, 2001).

CARMO, J. B. et al. Nitrogen availability and N₂O fluxes from pasture soil after herbicide application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 735-746. 2005.

CARVALHO, G. D. **Uso de nitrogênio no cultivo de arroz irrigado e seus efeitos no solo, na planta e na emissão de óxido nitroso**. 2011. 98 f. Tese (Mestrado em Agronomia)-Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

CHAPUIS-LARDY, L. et al. Soils, a sink for N₂O?: a review. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 1, p. 1-17. 2007.

COLE, C.V; DUXBURY, J.; FRENEY, J.; HEINEMEYER, O.; MINAMI, K.; MOSIER, A.; PAUSTIAN, K.; ROSENBERG, N.; SAMPSON, N.; SAUERBECK, D.; ZHAO, Q. Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, p. 221-228. 1997.

CORRÊA, R. S. **Fluxos de N₂O em sistema Integração Lavoura-Pecuária no bioma Cerrado: comparação entre a câmara estática e o fluxo gradiente**. 2014. 97 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solo e Água)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014.

COSTA, A. C. S., FERREIRA, J. C., SEIDEL, E. P., TORMENA, C. A. E PINTRO, J. C. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia em três solos Argilosos tratados com uréia. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 26, n. 4, p. 467-473. 2004.

CRASWELL, E. T.; VLEK, L. G. Greenhouse evaluation of nitrogen fertilizers for rice. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 43, p. 1184-1188. 1979.

DALAL, R. C.; WANG, W.; ROBERTSON, G. P.; PARTON, W. J. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 41, n. 2, p. 165-195. 2003.

DENMEAD, O. T.; MACDONALD, B. C. T.; BRYANT, G.; NAYLOR, T.; WILSON, S.; GRIFFITH, D. W. T.; WANG, W. J.; SALTER, B.; WHITE, I.; MOODY, P. W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 150, n. 6, p. 748-756. 2010.

DUARTE, F. M. **Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia e eficiência da adubação nitrogenada na cultura do arroz irrigado**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). 2006. 85f. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Centro Nacional de Pesquisa em Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1997. 212 p.

ESCOBAR, L. F. **Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solo do planalto médio do Rio Grande do Sul**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). 2008. 104f. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

FAGERIA, N. K. Otimização da eficiência nutricional na produção das culturas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 2, n. 1, p. 6-16. 1998.

- FAGERIA, N. K.; BARBOSA FILHO, M. P. Avaliação preliminar de cultivares de arroz irrigado para maior eficiência de utilização de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 17, n. 12, p. 1709-1712. 1982.
- FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C. Lowland Rice response to nitrogen fertilization. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 32, n. 9/10, p. 1405-1429. 2001.
- FAGERIA, N. K.; SANTOS, A. B.; LINS, I. D. G.; CAMARGO, S. L. Characterization of fertility and particle size of várzea soils of Mato Grosso e Mato Grosso do Sul states of Brazil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 28, p. 37-47. 1997.
- FAGERIA, N. K.; SANTOS, A. B.; STONE, L. F. **Manejo da fertilidade do solo para o arroz irrigado**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. 250 p.
- FAGERIA, N. K.; SANTOS, A. B.; CUTRIM, V.A. Produtividade de arroz irrigado e eficiência de uso do nitrogênio influenciadas pela fertilização nitrogenada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 1029-1034. 2007.
- FAGERIA, N. K.; BARBOSA FILHO, M. P.; MOREIRA, A.; GUIMARÃES, C. M. Foliar fertilization of crop plants. **Journal of Plant Nutrition**, v. 32, p. 1044-1064. 2009.
- FBDS. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. **Efeito estufa um problema que envolve todas as nações**. Companhia Vale do Rio Doce, 1994, 24 p.
- FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D. S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Chichester: Wiley, 1989. p. 7-21.
- FORSTER, P.; ANDREWS, T.; GOOD, P.; GREGORY, J. M.; JACKSON, L. S.; ZELINKA, M. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, S. et al. (Eds.). **Climate change 2007: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p. 129-234.
- GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C. P.; AITA, C.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 11, p. 1653-1661 2006.
- HOU, A. X.; CHEN, G. X.; WANG, Z. P.; van Cleemput, O.; PATRICK Jr., W. H. Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 2180-2186. 2000.
- HUANG, S.; PANT, H. K.; LU, J. Effects of water regimes on nitrous oxide emission from soils. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 31, p. 9-15. 2007.

HUTCHINSON, G. L.; MOSIER, A. R. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. **Soil Science Society**, Amsterdam, v. 45, p. 311-316. 1981.

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

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2001: the scientific basis**. United Kingdom: Cambridge University, 2001. 881 p.

IPCC. **Carbon dioxide capture and storage**. METZ, B.; DAVIDSON, O.; CONINCK, H.; LOOS, M.; MEYER, L. (Eds). Cambridge University press, New York, 2005. 431 p.

IPCC 2006. **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. In: EGGLESTON, H.S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Org.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Japan: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.

IPCC 2007. **Climate Change 2007: the physical science basis**. 2007.

IPCC 2013. Intergovernmental Panel. on Climate Change. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. 2013.

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

JANTALIA, C. P. ; HALVORSON, A. D. ; FOLLETT, R. F. ; ALVES, B. J. R. ; POLIDORO, J. C. ; URQUIAGA, S. Nitrogen Source Effects on Ammonia Volatilization as Measured with Semi-Static Chambers. **Agronomy Journal**, v. 104, p. 1595-1603. 2012.

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

KIRK, G. **The biogeochemistry of submerged soils**. Chichester: Wiley, 2004. 304 p.

LARA CABEZAS, W.A.R.; KORNDORFER, G.H.; MOTTA, S.A. Volatilização de amônia na cultura do milho: II Avaliação de fontes sólidas e fluídas em sistema de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, n. 3, p. 489-496. 1997.

LARA CABEZA, W.A.R., et al. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluída de cobertura na cultura de milho, em sistema de plantio direto no triangulo mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.24, p.363- 476. 2000.

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

LESSA, A. C. R.; MADARI, B. E.; PAREDES, D. S.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 104-111. 2014.

LIMA, M. A. de. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Caderno de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 19, n. 3, p. 451-472. 2002.

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

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

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; ZHANG, F. S. The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes from a clay loam soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 280, p. 177-188. 2006.

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

MA, B. L. et al. Nitrous oxide fluxes from corn fields: on-farm assessment of the amount and timing of nitrogen fertilizer. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, n. 1, p. 156-170. 2010.

MADARI, B. E.; COSTA, A. R. da; JANTALIA, C. P.; MACHADO, P. L. O. A.; CUNHA, M. B. da; MARTINS, D. R.; SANTOS, J. H. G. dos; ALVES, B. J. R. **Fator de Emissão de Óxido Nitroso (N₂O) para a Fertilização com N na Cultura do Feijoeiro Comum Irrigado no Cerrado**. Santo Antônio de Goiás, GO: Embrapa Arroz e Feijão, 2007. 4 p. (Embrapa Arroz e Feijão. Comunicado Técnico 144. Dezembro, 2007).

MCTI 2010. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas por Fontes e Remoções por Sumidouros de Gases de Efeito Estufa não Controlados pelo Protocolo de Montreal**. 2010.

MCTI 2013. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 2013. 80p.

- MELO, W. J. **Matéria orgânica, nitrogênio e enxofre: curso de atualização em fertilidade do solo**. Jaboticabal: ANDA, 1978. 66p.
- MOSIER, A. R.; PARTON W. J.; HUTCHINSON, G. L. Modelling nitrous oxide evolution from cropped and native soils. **Ecology Bulletin**, Tempe, v. 35, p. 229-241. 1983.
- MOSIER, A.R. Chamber and isotope techniques. In. ANDREAE, M.O.; SCHIMEL, D.S. (Eds.). **Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere: report of the Dahlem Workshop**. Berlin: Wiley, 1989. p. 175-187.
- NEUE, H. U.; WASSMANN, R.; KLUDZE, H. K.; BUJUN, W.; LANTIN, R. S. Factors and processes controlling methane emissions from rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 111-117. 1997a.
- NEUE, H. U.; GAUNT, J. L.; WANG, Z. P.; BECKER-HEIDMANN, P.; QUIJANO, C. Carbon in tropical wetlands. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, n. 1-4, p. 163-185. 1997b.
- NÖMMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. **Plant and Soil**, The Hague, v.39, p.309-318. 1973.
- NOUCHI, I; MARIKO, S.; AOKI, K. Mechanisms of methane transport from the rhizosphere to the atmosphere through rice plants. **Plant Physiology**, Baltimore, v. 94, n. 1, p. 59-66, 1990.
- PARKIN, T. B.; VENTEREA, R. T. **USDA-ARS GRACEnet Project Protocols Chapter 3. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements 4. Sampling Protocols**, USDA-ARS, Fort Collins, CO, 2010, 39 p.
- PARKIN, T. B.; VENTEREA, R. T.; HARGREAVES, S. K. Calculating the detection limits of chamber-based soil greenhouse gas flux measurements. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 41, n. 3, p. 705-715. 2012.
- PATRICK JR., W.H. Nitrogen transformations in submerged soils. In: **Nitrogen in Agriculture Soils**. Madison: Wisconsin, 1982.
- PATRICK, W. H.; MAHAPATRA, I. C. Transformation and availability to rice of nitrogen and phosphorus in waterlogged soil. **Advances in Agronomy**, New York, v. 20, p. 323-359. 1968.
- PATRICK, W. H.; GRAMBELL, R. P.; FAULKNER, S. P. Redox measurements of soils. In SPARKS, D. L. (Ed.) **Methods of soil analysis**. Part 3. Chemical methods. SSSA Book Se. 5. SSSA, Madison, WI. p. 1255-1274. 1996.
- POCOJESKI, E. **Disponibilidade do nitrogênio em solos de várzea e parâmetros da planta para avaliação nutricional da cultura do arroz**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). 2011. 85f. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

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

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Agronômica Ceres, Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1991. 343p.

RAMOS, M. B.; ALVES, B. J. R.; HERBS, M. H. Quantificação de nitrogênio mineral na forma de nitrato e amônio em solos brasileiros. In: XXXII Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 32., 2009, Ceará. **Resumos...** Ceará: Sociedade Brasileira de Química, 2009. 1 CD-ROM.

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

ROSA, E. F. F. **Emissão de óxido nitroso e metano em sistemas de manejo do solo e da água**. Tese (Doutorado em Manejo de Solo) 2014. 114f. Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2014.

RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHIMIDT, G.; BUERGGER, F.; MUNCH, J. C. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, n. 2, p. 263-274, 2006.

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

SCIVITTARO, W. B., GONÇALVES, D. R., VALE, M. L. C. Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia e resposta do arroz irrigado à aplicação de ureia tratada com o inibidor de urease NBPT. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.40, n.6, p.1283-1289. 2010.

SCIVITTARO, V.B., MACHADO, M.O. **Adubação e calagem para a cultura do arroz irrigado**. In: GOMES, A.S.; MAGALHÃES JR, A.M. (eds). Arroz irrigado no sul do Brasil. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2004. Cap.9, p.259-303.

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

SIGNOR, D. **Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases de efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba**. 2010. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ciências)-Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Brasília, v. 43, n. 3, p. 322-338. 2013.

- SIGNOR, D.; CERRI, C. E.; CONANT, R. N₂O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 8, n. 1, p. 1-9. 2013.
- SILVA, A.J.; LIMA JUNIOR, M.A.; FRAGA, V.S.; FERREIRA, N.M.C. Perdas de amônia por volatilização proveniente da uréia aplicada a solos dos trópicos úmidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 19, p. 141-144. 1995.
- SILVA, L. S.; SOUSA, R. O.; POCOJESKI, E. Dinâmica da matéria orgânica em ambientes inundados. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. Cap. 27, p. 525-544.
- SOSBAI. **Arroz irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o sul do Brasil**. Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado. Itajaí, SC: SOSBAI, 2012. 179 p.
- SOUSA, R.O. **Oxirredução em solos alagados afetada por resíduos vegetais**. 2001. 164f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre - RS, 2001.
- SOUSA, R. O.; BOHNEN, H.; MEURER, E. J. Composição da solução de um solo inundado conforme a profundidade e o tempo de inundação, utilizando novo método de coleta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 343-348, 2002.
- SOUSA, R. O.; VALH, L. C.; OTERO, X. L. Química de solos inundados. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (eds). **Química e mineralogia do solo- Parte II Aplicações**. SBCS, Viçosa- MG, 2009. Cap. 20, p. 485-528.
- SOUZA, E. L. **Emissão de óxido nitroso e metano em área de cultivo de arroz irrigado com diferentes manejos de palha pós colheita**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). 2013. 139f. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.
- TAN, I. Y. S. et al. Single-event nitrous oxide losses under maize production as affected by soil type, tillage, rotation, and fertilization. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 102, n. 1, p. 19-26. 2009.
- VAHL, L. C.; SOUZA, R. O. Aspectos físico-químicos de solos inundados. In: GOMES, A. da S., MAGALHÃES JUNIOR, A. M. de (Org). **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Embrapa, Brasília - DF, 2004. Cap. 4, p. 97-117.
- VALE, M. L. C.; SOUSA, R. O.; SCIVITTARO, W. B. E valuation of ammonia volatilization losses by ajusted parameters of a logistic function. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 223-231. 2014.
- VOLK, M.G. Volatile loss of ammonia following surface application of urea to turf of bare soils. **Agronomy Journal**, 51:746-749. 1959.

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

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

YAMAGUCHI, T.; VARGAS, M. A. T.; LUCHIARI JUNIOR, A.; KOSUGE, N. **Attempts to measure N₂O using a Brazilian made chromatograph**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 1994. p. 404-516. (Embrapa Cerrados. Relatório técnico do projeto nipo-brasileiro de cooperação em pesquisa agrícola no cerrado 1987/1992).

YAN, X.; SHI, S.; DU, L.; XING, G. Pathways of N₂O emission from rice paddy soil. **Soil Biology and Biochemistry**. Oxford, v. 32, p. 437-440. 2000.

YUE, J.; SHI, Y.; LIANG, W.; WU, J.; WANG, C.; HUANG, G. Methane and nitrous oxide emissions from rice field and related microorganism in black soil, northeastern China. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 73, p. 293-301. 2005.

YU, K.; BÖHME, F.; RINKLEBE, J.; NEUE, H. U.; DELAUNE, R. D. Major biogeochemical process in soils—a microcosm incubation from reducing to oxidizing conditions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, n.4, p.1406-1417. 2007.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in south Brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 1653-1665. 2010.

ZHOU, M.; ZHU, B.; BUTTERBACH-BAHL, K.; WANG, X.; ZHENG, X. Nitrous oxide emissions during the non-rice growing seasons of two subtropical rice-based rotation systems in southwest China. **Plant and Soil**, The Hague, v. 383, p. 401-414. 2014.

ZOU, J.; LIU, S., QIN, Y., PAN, G., ZHU, D. Sewage irrigation increased methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in southeast China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 129, 516–52. 2009.

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.

ZSCHORNACK, T.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; ANGHINONI, I. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from floodirrigated rice by no

incorporation of winter crop residues into the soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 2, p. 623-634. 2011.