

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CAMPUS CURITIBANOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
FELIPE BRATTI

**ADUBAÇÃO NITROGENADA DE SISTEMA: FLUXO DE GASES  
DE EFEITO ESTUFA E PRODUTIVIDADE EM SISTEMA DE  
INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA**

Curitibanos  
2018

FELIPE BRATTI

**ADUBAÇÃO NITROGENADA DE SISTEMA: FLUXO DE GASES  
DE EFEITO ESTUFA E PRODUTIVIDADE EM SISTEMA DE  
INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA**

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em  
Agronomia do Campus de Curitibanos da  
Universidade Federal de Santa Catarina como  
requisito para obtenção do título de Bacharel em  
Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Jonatas Thiago Piva

Curitibanos

2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

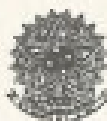
Bratti, Felipe

ESTRATÉGIA DE ADUBAÇÃO ANTECIPADA, FLUXO DE GASES DE  
EFEITO ESTUFA EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA /  
Felipe Bratti ; orientador, Jonatas Thiago Piva, 2018.  
58 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -  
Universidade Federal de Santa Catarina, Campus  
Curitibanos, Graduação em Agronomia, Curitibanos, 2018.

Inclui referências.

1. Agronomia. 2. Óxido nitroso. 3. Metano. 4. Sistemas  
Integrados de Produção Agropecuária. 5. Integração Lavoura  
pecuária. I. Piva, Jonatas Thiago. II. Universidade  
Federal de Santa Catarina. Graduação em Agronomia. III.  
Título.



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CAMPUS DE CURITIBANOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
Coordenação do Curso de Graduação em Agronomia  
Rodovia Ulysses Gaboardi, km3  
CP: 191 CEP: 89520-000 - Curitiba/SC  
TELEFONE (048) 3221-2178 E-mail: agronomia\_cba@contato.ufsc.br

FELIPE BRATTI

**ADUBAÇÃO NITROGENADA DE SISTEMA: FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA  
EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) apresentado ao Colegiado do Curso de Agronomia, do Campus de Curitiba da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Agronomia.

Orientador: Jonatas Thiago Piva

Data da defesa: 15/06/2018

**MEMBROS COMPONENTES DA BANCA EXAMINADORA:**

Presidente e Orientador: Jonatas Thiago Piva  
Titulação: Doutor  
Área de concentração: Agronomia  
Instituição: UFSC

Membro Titular: Marcos Renan Besen  
Titulação: Mestre  
Área de concentração: Agronomia  
Instituição: UEM

Membro Titular: Ricardo Henrique Ribeiro  
Titulação: Mestrando  
Área de concentração: Ciências do Solo  
Instituição: UFPR

Local: Universidade Federal de Santa Catarina  
Campus de Curitiba

***DEDICO ESTE TRABALHO:***

Aos meus valorosos pais, José e Neldi, pelo exemplo de caráter, de inspiração, de esforço, de conduta, e acima de tudo de dignidade.

A minha irmã Fernanda, pela amizade, pelo companheirismo e acima de tudo por acreditar em mim.

Ao meu tio Ademar Bratti (*in memoriam*) e meu avô Jacinto Bratti (*in memoriam*) pelo apoio e inspiração.

## AGRADECIMENTOS

À Deus pelo dom da vida, por todas as bênçãos, inspirações, oportunidades, saúde e em especial, por ter me destinado conhecer pessoas e caminhos agradáveis e inesquecíveis.

A todos os meus familiares, em especial meus pais, José e Neldi, a minha irmã Fernanda por todo o amor e exemplo de pessoas batalhadoras, dedicadas e honestas. Agradeço pela compreensão e disposição para tornarem possíveis todas as conquistas ao longo da minha vida.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Jonatas Thiago Piva, pela excelente orientação na realização deste trabalho, pela amizade, conselhos, ensinamentos e oportunidades oferecidas. Agradeço por acreditar em mim, pelo incentivo e principalmente por ser um excelente profissional, o qual tenho como espelho.

Aos professores Samuel Luiz Fioreze, Ana Carolina Costa Lara Fioreze, pelos conhecimentos transmitidos, pelo exemplo de extrema competência profissional.

A professora Cláudia Aparecida Guginski Piva, pelos conselhos, pelo incentivo e por todas as caronas, meu muito obrigado!!

Aos meus colegas, amigos e irmãos, Guilherme Romani de Mello, Eduardo Ransolin, Alex Orivaldo Lagranha, Luiz Gustavo do Prado, Eduardo Brancaleoni, Jorge Luiz Locatelli, pela amizade, companheirismo e auxílio na condução dos trabalhos e projetos.

Agradeço imensamente ao grupo de pesquisa em Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (SIPA) pelo auxílio na condução desse trabalho, em especial a Priscila Grella Moretti pelos ensinamentos obtidos no laboratório, pela paciência e incentivo.

Ao Marcos Renan Besen e ao Ricardo Henrique Ribeiro, pela amizade, aprendizado, incentivo e conselhos durante a graduação, e não menos importante pela colaboração e auxílio no desenvolvimento desse trabalho.

“Exige muito de ti e espera pouco dos outros. Assim, evitaras muitos aborrecimentos”

Confúcio

"A coragem é a primeira qualidade humana, pois garante todas as outras."

Aristóteles

"A diferença entre o possível e o impossível está na vontade humana."

Louis Pasteur

## RESUMO

O setor agrícola tem adotado estratégias para a redução das emissões de gases do efeito estufa (GEE), principalmente, óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ). Nesse aspecto a Integração Lavoura-Pecuária (ILP) surge como um modelo de adequação ambiental, social e econômica ao atual sistema produtivo. O objetivo do trabalho foi avaliar os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  do solo com diferentes doses de adubação nitrogenada na cultura da aveia e seus efeitos residuais na cultura da soja, em sistema de ILP. Além disso, foram avaliados os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  de dejetos bovinos mantidos a pasto num clima temperado no sul do Brasil. O experimento foi conduzido na UFSC – Centro de Curitibanos, num delineamento em blocos ao acaso, com quatro repetições em esquema fatorial  $3 \times 3$ . Os tratamentos foram compostos por três doses de nitrogênio, 0, 75 e 150 ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) e três alturas residuais de pastejo, 7, 15 cm e sem pastejo no inverno. Não houve adubação no verão. Os dejetos consistiram na aplicação de três urinadas (530 mL), três esterçadas (497 g) e uma testemunha em microparcelas. Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5%. Para as variáveis avaliadas, os tratamentos com as maiores doses de N (75 e 150 kg) em pastos manejados a 7 cm apresentaram os maiores fluxos de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ , tanto no inverno como no verão. Para o  $\text{CH}_4$ , ocorreram influxos desse gás, e as maiores emissões foram observadas nos tratamentos com as doses de 0 e 75 kg N manejados a 7 cm, seguindo a mesma tendência no verão, com fluxos próximos aos basais em grande parte das coletas. Em relação ao acumulado de  $\text{N}_2\text{O}$ , nota-se que foram positivas em todas as avaliações, nos períodos de inverno/verão e nos dejetos. O  $\text{CH}_4$  por sua vez, apresentou acumulado negativo na maior parte das avaliações, exceto para o tratamento com 150 kg de N no inverno e no tratamento com esterco bovino. A PPA foi a variável que mais interferiu nos fluxos de GEE em todos os ciclos de avaliação (aveia/soja/dejetos), e os maiores fluxos de emissão coincidiram com períodos de alta pluviosidade e temperatura, após a adubação nitrogenada. Sistemas de ILP, com adubação de sistemas e manejo de altura da pastagem tendem a reduzir as emissões de GEE, de forma sustentável e produtiva.

**Palavras-chave:** Óxido nitroso, metano, ILP.



## ABSTRACT

The agricultural sector has adopted strategies to reduce emissions of greenhouse gases (GHG), mainly nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) and methane (CH<sub>4</sub>). In this aspect the Integrated Crop-Livestock System (ICLS) emerges as a model of environmental adequacy, social and economic adaptation to the current productive system. The objective of this work was to evaluate the N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes from soil at doses of nitrogen fertilization in the oat crop and its residuals effects on the soybean crop in the ICLS system. In addition, the N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes from bovine manure in the pasture were evaluated in a temperate climate in southern Brazil. The experiment was conducted at UFSC - Centro de Curitibaanos, in a randomized complete block design, with four replications in a 3 X 2 factorial scheme. The treatments were composed of three nitrogen doses, 0, 75 and 150 and three residual grazing heights, 7, 15 cm and without grazing in winter. There were no fertilization in the summer. The waste products consisted of three doses of urine (530 mL), three doses of manure (497 g) and one control in microplots. The results were submitted to analysis of variance and the means were compared by the Tukey test at 5%. For the evaluated variables, treatments with the highest N doses (75 and 150 kg) in grasses managed at 7 cm showed the highest N<sub>2</sub>O emission fluxes, both in winter and in summer. For CH<sub>4</sub>, there were influxes of this gas, and the highest emissions were observed in the treatments with the doses of 0 and 75 kg N ha<sup>-1</sup> handled at 7 cm, following the same tendency in the summer, with basal fluxes in most of the sampling. Regarding to the emission of N<sub>2</sub>O, it was observed that they were positive in all the evaluations, in the periods of winter / summer and in the wastes. CH<sub>4</sub>, on the other hand, presented negative cumulative in most of the evaluations, except for the treatment with 150 kg of N in the winter and the treatment with bovine manure. Soil moisture was the variable that most interfered in GHG flows in all evaluation cycles (oats/soybean/waste), and the highest emission fluxes coincided with periods of high rainfall and temperature, after nitrogen fertilization. ILP systems, with fertilization and management systems of pasture height tend to reduce GHG emissions, sustainable and productive.

**Keywords:** Nitrous oxide, methane, ICLS.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Precipitação (mm) e temperatura média diária do ar (C°) durante o período de condução do experimento, para os cultivos de aveia-preta no período de maio-outubro/2017 e cultivo de soja no período de novembro/2017 a abril/2018.....18
- Figura 2. Fluxo de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) do solo conduzido em sistema integrado (fase inverno), com manejo de altura do pasto e doses de N. SP (sem pastejo) .....23
- Figura 3. Porosidade preenchida por água (PPA %) na camada de 0-20 cm do solo, em sistema de integração lavoura-pecuária, submetidos a doses de N (0, 75 e 150 kg ha<sup>-1</sup> de N), e diferentes alturas de manejo da pastagem (7, 15 cm e SP) .....24
- Figura 4. Fluxo de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) do solo conduzido em sistema integrado (fase verão), com manejo de altura do pasto e doses de N (no inverno) .....27
- Figura 5. Porosidade preenchida por água (PPA %) na camada de 0-20 cm do solo, em sistema de integração lavoura-pecuária na fase verão na cultura da soja.....28
- Figura 6. Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O durante o período de inverno e verão em sistema de integração lavoura-pecuária, com diferentes alturas de manejo da pastagem (7, 15 cm e SP) na cultura da aveia preta.....30
- Figura 7. Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O durante o período de inverno e verão em sistema de integração lavoura-pecuária, com diferentes níveis de adubação nitrogenada (0, 75 e 150 kg N) na cultura da aveia preta.....32
- Figura 8. Fluxo de metano (CH<sub>4</sub>) do solo conduzido em sistema integrado (fase inverno), com manejo de altura do pasto e doses de N.....33
- Figura 9. Fluxo de metano (CH<sub>4</sub>) do solo conduzido em sistema integrado (fase verão), com manejo de altura do pasto e doses de N (no inverno) .....35
- Figura 10. Emissão acumulada de CH<sub>4</sub> durante o período de inverno e verão em sistema de integração lavoura-pecuária, com diferentes alturas de manejo da pastagem na cultura da aveia preta.....37
- Figura 11. Emissão acumulada de CH<sub>4</sub> durante o período de avaliação inverno e verão em sistema de integração lavoura-pecuária, com diferentes doses de N (0, 75 e 150) na cultura da aveia preta.....39

Figura 12. Fluxo de óxido nitroso ( $N_2O$ ) a partir de urina e esterco de bovinos mantidos a pasto em sistemas de integração lavoura-pecuária.....40

Figura 13. Emissão acumulada de óxido nitroso ( $N_2O$ ) a partir de urina e esterco de bovinos mantidos a pasto em sistemas de integração lavoura-pecuária.....42

Figura 14. Fluxo de metano ( $CH_4$ ) a partir de urina e esterco de bovinos mantidos a pasto em sistemas de integração lavoura-pecuária.....44

Figura 15. Emissão acumulada de  $CH_4$  a partir de urina e esterco de bovinos mantidos a pasto em sistemas de integração lavoura-pecuária.....46

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
N – Nitrogênio  
N<sub>2</sub> – Nitrogênio elementar  
N<sub>2</sub>O – Óxido nitroso  
N-N<sub>2</sub>O – Nitrogênio na forma de óxido nitroso  
NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – Nitrato  
NO<sub>2</sub><sup>-</sup> – Nitrito  
NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – Amônio  
N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – Nitrogênio na forma de nitrato  
N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – Nitrogênio na forma de amônio  
GEE – Gases de Efeito Estufa  
CO<sub>2</sub> – Dióxido de carbono  
CH<sub>4</sub> – Metano  
C-CH<sub>4</sub> – Carbono da forma de metano  
EM – Energia metabolizável  
PAG – Potencial de aquecimento global

## LISTA DE SÍMBOLOS

$\mu\text{g}$  - micrograma

$\text{mg}$  - miligrama

$\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$  - micrograma por metro cuadrado por hora

$\text{mg kg}^{-1}$  – miligrama por kilograma de solo

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>18</b>
2.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	18
2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS.....	19
2.3 IMPLANTAÇÃO E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO.....	19
2.3.1 Avaliação dos Gases do Efeito Estufa nas culturas de inverno e verão.....	20
2.3.2 Avaliação dos Gases do Efeito Estufa nos Dejetos Animais.....	22
2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	22
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>23</b>
3.1 FLUXO DE ÓXIDO NITROSO NA CULTURA DA AVEIA.....	23
3.2 FLUXO DE ÓXIDO NITROSO NA CULTURA DA SOJA.....	26
3.3 ACUMULADO DE ÓXIDO NITROSO NAS CULTURAS DA AVEIA E SOJA EM FUNÇÃO DAS ALTURAS DE MANEJO DA PASTEGEM.....	29
3.4 ACUMULADO DE ÓXIDO NITROSO NAS CULTURAS DA AVEIA E SOJA EM FUNÇÃO DAS DOSES DE N.....	31
3.5 FLUXO DE METANO NA CULTURA DA AVEIA.....	33
3.6 FLUXO DE METANO NA CULTURA DA SOJA.....	35
3.7 ACUMULADO DE METANO NAS CULTURAS DA AVEIA E SOJA EM FUNÇÃO DAS ALTURAS DE MANEJO DA PASTEGEM.....	36
3.8 ACUMULADO DE METANO NAS CULTURAS DA AVEIA E SOJA EM FUNÇÃO DAS ALTURAS DE MANEJO DA PASTEGEM.....	38
4.0 FLUXO DE ÓXIDO NITROSO EM DEJETOS ANIMAIS.....	40
4.1 ACUMULADO DE ÓXIDO NITROSO EM DEJETOS ANIMAIS.....	42
4.2 FLUXO DE METANO EM DEJETOS ANIMAIS.....	43
4.3 ACUMULA DE METANO EM DEJETOS ANIMAIS.....	45
<b>5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>48</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>49</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A concentração de gases na atmosfera tem aumentado significativamente, em decorrência do crescimento acelerado da população e a utilização indevida dos recursos naturais disponíveis, desencadeando uma série de distúrbios e provocando diversos problemas de ordem ambiental, principalmente na distribuição irregular de chuvas, elevação do nível do mar e aumento da temperatura média do planeta, também chamado de aquecimento global (CERRI & CERRI, 2007). Esse aumento na concentração de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera é causado por dois acontecimentos, o efeito estufa natural e o efeito estufa de origem antrópico. O efeito estufa natural engloba todos os gases presentes na atmosfera antes do aparecimento do homem, ocasionados pela interação entre os comprimentos de onda e os gases ali presentes. O efeito estufa de origem antrópico está diretamente relacionado com as práticas agrícolas e as mudanças do uso da terra devido ao desmatamento, pecuária intensiva, monocultivo (CERRI, 2007).

Os principais gases do efeito estufa são o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ), sendo os dois últimos, respectivamente, com um potencial de aquecimento 310 e 25 vezes superiores ao do  $\text{CO}_2$  em forçamento radioativo (IPCC, 2007; HOUGHTON et al., 2001). O  $\text{N}_2\text{O}$  contribui com cerca de 7% do efeito estufa antropogênico e sua concentração na atmosfera aumentou de 270 ppb durante o período pré-industrial para 319 ppb em 2005 (IPCC, 2007), sendo as atividades agrícolas responsáveis por 64% das emissões globais de  $\text{N}_2\text{O}$ , principalmente devido a aplicação de N via fertilizantes de alta solubilidade e a deposição via excreta animal. O  $\text{CH}_4$  por sua vez, teve um aumento de 715 ppb durante o período pré-industrial para 1774 ppb em 2005 (IPCC, 2007), devido principalmente à expansão de novas fronteiras agrícolas, a queima de biomassa, fermentação entérica e a utilização de combustíveis fósseis. Há uma previsão de que até 2030 haverá um aumento de 35-60% na emissão global de gases (FAO, 2003; SMITH et al., 2008).

Um das alternativas para reduzir a emissão de GEE e maximizar a utilização de adubos nitrogenados é a utilização de sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA), com destaque para o sistema de integração lavoura-pecuária (ILP). A ILP consiste na implantação de diferentes sistemas produtivos de grãos, fibras, carne, leite, agroenergia, entre outros, na mesma área, em plantio consorciado, sequencial ou rotacionado (MACEDO, 2009). Esse modelo de exploração apoia-se nos benefícios

oriundos do sinergismo entre pastagens e culturas anuais, associado a práticas como a rotação de culturas, plantio direto e o uso de genótipos melhorados, permitindo uma maior sustentabilidade do agroecossistema. Essa otimização de recursos permite maximizar a produção de cada um dos segmentos, sendo cultivo de grãos no verão e a pecuária no inverno, de forma que se mantenha um equilíbrio, e o sistema responda de forma eficiente a longo prazo.

Nesse âmbito, o grande desafio é encontrar um nível adequado de biomassa de forragem que promova elevado desempenho animal, ao mesmo tempo em que se permita criar um ambiente adequado para a obtenção de altos rendimentos de grãos na cultura subsequente. Sendo assim, a principal variável definidora do sucesso ou insucesso dos sistemas integrados é a taxa de lotação empregada, devido aos efeitos diretos e indiretos sobre a quantidade de forragem e de nutrientes que ciclam no sistema, a qual pode ser trabalhada visando a maior eficiência na utilização dos adubos nitrogenados (CARVALHO et al., 2005).

O nitrogênio, por ser um constituinte de ácidos nucleicos e de proteínas, sendo estas moléculas fundamentais para todos os processos biológicos, é o nutriente requerido em maior quantidade pelas plantas. Segundo Farinelli & Lemos (2010), o nitrogênio influencia diretamente o desenvolvimento vegetativo, atuando nas principais rotas de divisão e expansão celular, e nos processos fotossintéticos. O pastejo influencia diretamente nos processos de mineralização e imobilização do N, além de facilitar a rápida decomposição de substratos (SINGH et al., 1991), aumentando também a taxa de reciclagem de N resultante da deposição de urina e fezes no solo (BAUER et al., 1987).

Essa eficiência no aproveitamento de N pelas plantas e o aumento nos estoques de N do solo são maximizadas quando se adota estratégias de adubação no inverno, sendo possível suprimir parcialmente ou totalmente a adubação na cultura de verão, pelos efeitos residuais, ao que se denomina adubação de sistemas (ASSMANN et al., 2003). Logo, a aplicação de N na cultura de inverno (aveia) promove alterações na composição química e morfológica da sua fitomassa residual aumentando as taxas de mineralização da matéria orgânica, e dessa forma, disponibilizando mais rapidamente o N para o sistema. LANG et al. (2004), avaliando a degradabilidade dos resíduos de aveia em sistema de integração lavoura-pecuária, perceberam redução na relação colmo:folha e menor relação C:N com a aplicação de N na pastagem.

A rápida decomposição da palhada e o aumento na disponibilidade de nutrientes favorece a cultura subsequente, como é o caso da soja (*Glicine max*). Dessa forma,



apesar de a cultura da soja adquirir o N por meio da inoculação, a palhada de aveia reduz os processos de imobilização, e a decomposição lenta e gradual liberam macro e micronutrientes em formas orgânicas lábeis, disponibilizada para a cultura mediante a mineralização. Além disso, colabora para a manutenção de maiores conteúdos de água na superfície do solo minimiza os processos de compactação e erosão e diminui a amplitude térmica (ANDRADE, 2008).

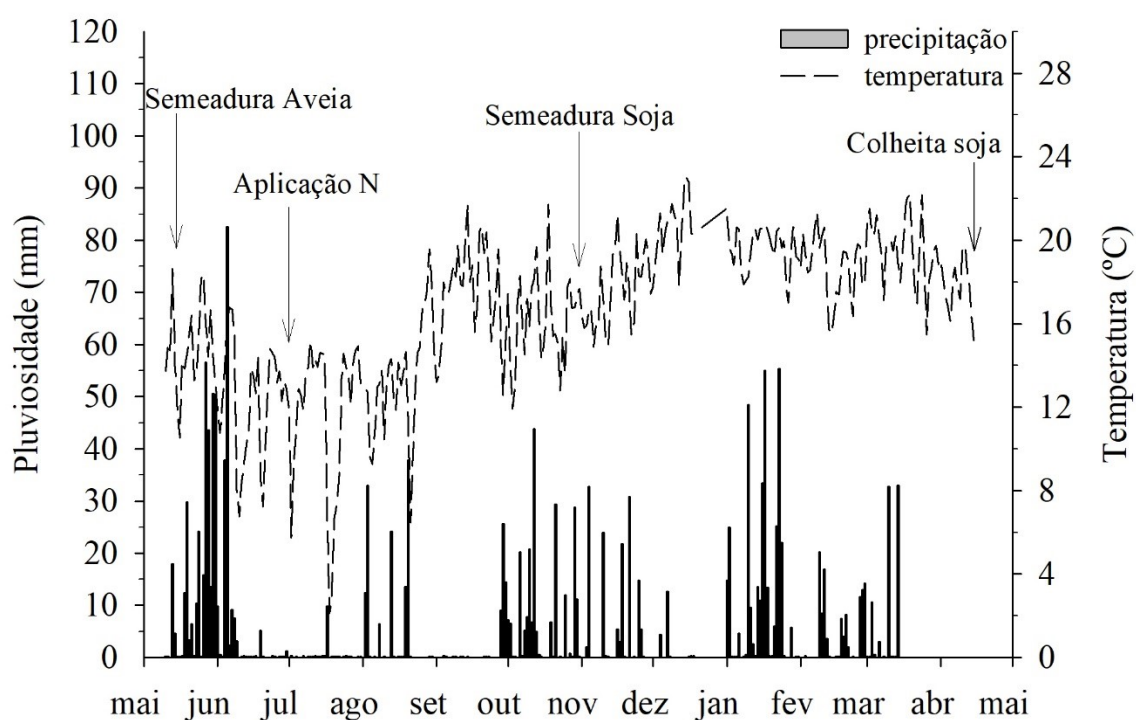
Apesar da importância do N para as culturas, a adubação de pastagens não se constitui como uma prática habitual, em função do elevado custo, constituindo grande parte dos gastos com adubação, além de ser um dos nutrientes que mais contribuem para a contaminação ambiental, seja através dos lençóis freáticos, quando se encontra na forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) ou por meio da volatilização das formas reduzidas de N. Isso se deve a instabilidade do N no solo, podendo ser rapidamente transformado e perdido.

Desta forma, a hipótese do trabalho é de que a utilização de sistemas de ILP com intensidade moderada de pastejo e adubação de sistemas sejam eficientes em reduzir as emissões diretas de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$ , afim de garantir bons índices produtivos. Diante do exposto o objetivo foi avaliar os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  do solo sob doses de adubação nitrogenada na cultura da aveia e seus efeitos residuais na cultura da soja, em sistema de ILP. Além disso, avaliar os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  provenientes da urina e esterco bovinos mantidos a pasto num clima temperado no sul do Brasil.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento foi realizado na Fazenda experimental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Campus Curitibanos – SC. Situada a uma latitude de 27°16'25.55" sul e a uma longitude de 50°30'14.41" oeste e altitude média de 1000 metros. O clima da região é temperado (cfb, Köppen), sem estação seca e inverno com geadas frequentes. A temperatura média varia entre 15°C e 25°C, com precipitação média anual de 1500 mm. O solo é classificado segundo o sistema brasileiro de classificação de solos, como Cambissolo Háptico (SANTOS et al., 2013) de textura argilosa (550 g kg<sup>-1</sup> de argila). A área vem sendo utilizada nas premissas dos sistemas integrados de produção agropecuária desde 2013. Os dados de precipitação e temperatura média do ar, durante os períodos de condução do experimento são apresentados na figura 1.



**Figura 1.** Precipitação (mm) e temperatura média diária do ar (C°) durante o período de condução do experimento, para os cultivos de aveia-preta no período de maio-outubro/2017 e cultivo de soja no período de novembro/2017 a abril/2018. Fonte: INMET, Curitibanos, SC.

## 2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS

O delineamento experimental utilizado foi de blocos ao acaso com quatro repetições, em esquema fatorial 3 x 3. As parcelas apresentavam dimensões de 14 m x 16 m, totalizando 224 m<sup>2</sup> por unidade experimental. No período de inverno a parcela principal era composta por três doses de nitrogênio (0, 75 e 150 kg N ha<sup>-1</sup>, ureia 45%) e três alturas residuais do pastejo (respectivamente 7, 15 e SP) na cultura da aveia-preta (*Avena strigosa*). O pastejo da aveia era efetuado por novilhas holandesas com peso médio de aproximadamente 250 kg de PV, e a altura do pastejo era monitorada utilizando-se uma régua graduada em centímetros com formato cilíndrico, o qual deslizava no interior de outro cilindro. O cilindro externo possui um canal longitudinal vazado, por onde deslizava livremente uma haste, e ao tocar no dossel da planta é paralisado, e procedido a leitura. Os animais eram conduzidos nos piquetes pelo método de pastejo rotativo.

No verão cultivou-se a cultura da soja (*Glycine max L.*) em SPD. Foi realizada inoculação líquida das sementes realizada no momento da semeadura com a estirpe *Bradyrhizobium japonicum*, sem qualquer aplicação nitrogenada em cobertura, nas parcelas do inverno, sobre a palhada da aveia-preta.

## 2.3 IMPLANTAÇÃO E CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

A semeadura da aveia foi realizada de forma mecanizada no dia 08 de maio de 2017, na densidade de 80 kg de sementes ha<sup>-1</sup> e espaçamento de 17 cm, utilizando a cultivar Iapar 61 Ibiporã. A aplicação nitrogenada foi realizada em cobertura no dia 14 de julho de 2017 em dose única. A entrada dos animais nos piquetes teve início no dia 15 de agosto de 2017, quando a pastagem apresentava altura média de 30 cm, e a saída dos animais dos piquetes foi determinada pela intensidade de pastejo de cada tratamento, respectivamente 7 e 15 cm.

O ciclo de pastejo encerrou-se no dia 18 de setembro de 2017 totalizando 133 dias após a semeadura (DAS) da aveia, e duração de 33 dias de pastejo. A semeadura da soja foi realizada de forma mecanizada no dia 02 de novembro de 2017, com aplicação de glifosato 33 dias após a semeadura e uma única aplicação de fungicida no dia 04 de janeiro de 2018 (62 DAS). A colheita dos grãos foi realizada no dia 18 de abril de 2018 totalizando um ciclo de 167 dias.

### 2.3.1 Avaliação dos Gases do Efeito Estufa nas culturas de inverno e verão

Foram quantificados os gases, óxido nitroso ( $N_2O$ ) e metano ( $CH_4$ ) em todos os tratamentos. As coletas eram previamente planejadas de acordo com o ciclo da cultura, e efetuadas em momentos considerados críticos para emissão dos GEE, sendo eles: após a semeadura; após a adubação nitrogenada; e, no período final do ciclo da cultura em estudo.

As coletas foram realizadas pelo método de câmaras estáticas descritas por Mosier (1989) e Parkin et al. (2003). As câmaras foram constituídas por baldes de PVC, recobertos com uma manta isotérmica de alumínio com 25 cm de diâmetro e 20 cm de altura, acopladas sobre uma base estática de metal fixada a 5 cm de profundidade no solo, representados no croqui do anexo 1 por círculos azuis no centro de cada parcela. Por ocasião das coletas de ar, as câmaras foram acopladas sobre as bases de metal apenas nos momentos de coleta e a vedação foi feita com uma cinta de borracha tipo tarugo na borda das câmaras. Cada câmara foi equipada com termômetro digital para monitorar a temperatura interna, ventilador (cooler) de 12 V para homogeneização do ar, e saída de válvula com duas vias para acoplar a seringa de coleta de ar. Todos os acessórios foram devidamente vedados, impedindo a contaminação dos gases do solo contidos no interior da câmara com o ar atmosférico externo. Após cada coleta as câmaras foram removidas cuidadosamente, de maneira que as bases estáticas de metal permanecessem intactas no solo.

Cada evento de coleta iniciava entre 8:45 e 9:00, com duração de 30 minutos. Para coletar o ar das câmaras utilizou-se seringas de polipropileno (10 mL), equipadas com uma válvula acoplada na ponteira, de modo que após cada coleta houvesse o fechamento do orifício de saída, evitando a perda de ar do compartimento. As coletas seguiram intervalos de 15 minutos previamente definidos, imediatamente após a montagem da câmara sobre a base, em tempos de 0, 15 e 30 minutos, sendo que no tempo de 15 e 30 minutos a bateria era conectada ao cooler para homogeneização dos gases na câmara, por um intervalo de 10 segundos, em seguida o ar era coletado e as seringas acondicionadas em caixa de isopor contendo bolsa gel congelada. Ao mesmo tempo em que a coleta do ar foi realizada, monitorava-se a temperatura indicada no visor do termômetro.

As amostras de ar de cada parcela foram transferidas para frasco evacuado (Exetainer®, Labco, UK), mantido sob-refrigeração até a realização da análise por cromatografia gasosa em equipamentos GC – Shimadzu 14-A, pertencente ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

O cromatógrafo é equipado com dois detectores: detector de ionização de chama (FID), para avaliação de CH<sub>4</sub>; e detector de captura de elétrons (ECD), para avaliação do N<sub>2</sub>O. Conhecendo-se as concentrações do gás e o volume total interno da câmara, calculou-se o gás contido na câmara. Através dessa informação, associada ao conhecimento da temperatura interna da câmara (obtidas durante a coleta à campo), da pressão atmosférica considerando 1 atm., e da constante universal do gás ideal (R), calculou-se, através da lei do gás ideal, o número de mols (n) e a partir disso, as concentrações (massa) de gás contidos na câmara. Com base no conhecimento da área de solo contido na base da câmara, foi possível calcular a quantidade de gás emitido por unidade de área por unidade de tempo, durante os 30 minutos da sessão de coleta (em tempos de 0, 15 e 30), verificando-se um incremento linear nas concentrações dos gases dentro da câmara estática. O coeficiente angular da equação da reta que descreveu esse incremento linear nas concentrações correspondeu à taxa de emissão do gás (ppm min<sup>-1</sup> ou ppb min<sup>-1</sup>). A emissão diária foi obtida pela conversão do fluxo durante a sessão de coleta (30 minutos) convertidos para 60 minutos e posteriormente à duração do dia em µg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (24 horas). A emissão acumulada foi obtida pela integralização das emissões diárias ao longo do tempo, obtendo os valores em kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> e kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>.

Durante as coletas de GEE, foram coletadas amostras de solo em três pontos de cada parcela com auxílio de um trado holandês a 20 cm de profundidade, sendo homogeneizados em balde para obtenção de uma amostra de solo composta. Em seguida as amostras eram transferidas para sacos plásticos individuais e previamente identificados para análise da umidade do solo durante a sessão de coleta e para determinação dos teores de nitrogênio inorgânico (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), através da metodologia descrita pela Tedesco (1995). A determinação dos teores de nitrato e amônio eram realizados no laboratório de solos da UFSC Curitiba.

Na cultura da aveia as coletas foram realizadas nos dias 1, 3, 5, 7, 10, 12, 15, 17 e 20, após aplicação nitrogenada, estendendo-se durante o ciclo da cultura de 15 em 15 dias até o fim do período de pastejo (18 coletas), avaliando dessa forma o efeito do N ao longo do ciclo. Antes da realização da adubação nitrogenada, foram efetuadas três

coletas para avaliar a emissão de GEE em função dos resíduos da cultura anterior (milho). Na cultura da soja as coletas foram realizadas a cada quinze dias, tendo início em 23 de outubro de 2017, estendendo-se até a colheita em 20 de abril de 2018, totalizando 11 coletas.

### **2.3.2 Avaliação dos Gases do Efeito Estufa nos Dejetos Animais**

Os tratamentos consistiram na aplicação de três frações de urina e três de esterco e uma testemunha em microparcels localizadas sob área sem pastejo. Cada microparcela foi delimitada por uma base estática de metal, com diâmetro de 25 cm e fixadas a 5 cm de profundidade, distanciadas a dois metros, umas das outras. As doses de urina e esterco foram coletadas nas primeiras horas da manhã, logo após a entrada dos animais nos piquetes. Foram divididos em dois lotes de 5 animais sendo que a quantidade de urina foram obtidas por 6 micções e a quantidade de esterco obtidas por 6 esterçadas de novilhas da raça holandesa com peso médio de aproximadamente de 250 kg de PV.

O volume de cada dejetos foi quantificado e transferido a um recipiente plástico para homogeneização. O volume médio de urina foi de 520 mL e a massa média do esterco fresco foi de 497 g, distribuídos igualmente no interior das bases. Os dejetos foram aplicados a campo após as 15:00 horas, em períodos de menor intensidade de radiação solar. As avaliações iniciaram 1 dia após a aplicação dos dejetos a campo, tendo início em 02/setembro/2017 e terminaram em 04/outubro/2017, totalizando 9 coletas, aos 1, 3, 5, 7, 9, 12, 15, 22 e 33 dias após a aplicação dos dejetos (DAA). As amostras de ar foram coletadas pelo método de câmaras estéticas (Mosier, 1989; Parkin et al., 2003) descritas no item 2.3.1 deste trabalho.

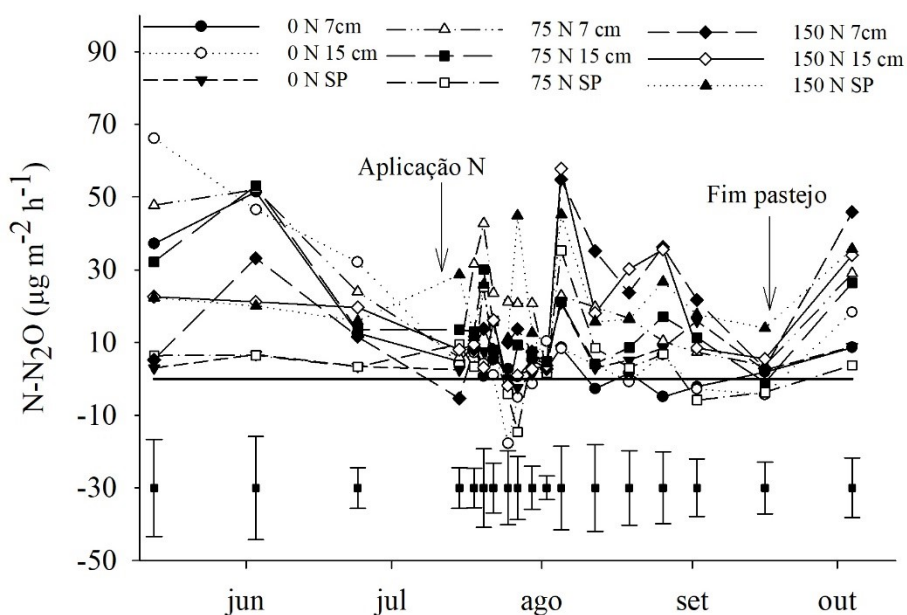
## **2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS**

Os resultados dos fluxos de GEE e a das emissões acumulada dentro de cada tratamento foram submetidos à análise de variância, com auxílio do Sisvar 5.6, a fim de verificar as possíveis interações e diferenças entre os tratamentos. Quando significativo, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ( $P < 0,05$ ).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 FLUXO DE ÓXIDO NITROSO NA CULTURA DA AVEIA

A emissão de  $N_2O$  durante o período avaliado apresentou quatro momentos, com maiores emissões para a atmosfera nos tratamentos com 75 e 150 kg de  $N\ ha^{-1}$ , ambos com manejo de altura do pasto de 7 cm e também para o tratamento com 150 kg  $N$  em área sem pastejo (SP) (Figura 2). O primeiro pico de maior emissão foi observado 42 dias antes da adubação nitrogenada, com maior emissão nos tratamentos com 0 e 75 kg  $N\ ha^{-1}$ , ambos com intensidade de pastejo de 7 e 15 cm, e valores variando de 51,35 a 53,16  $\mu g\ N\ m^{-2}\ h^{-1}$ . Posteriormente esses picos de emissão foram diminuindo no decorrer das avaliações, com exceção do tratamento 75 kg  $N$  e intensidade 7 cm, onde se observou os maiores fluxos durante o ciclo da pastagem (Figura 2).



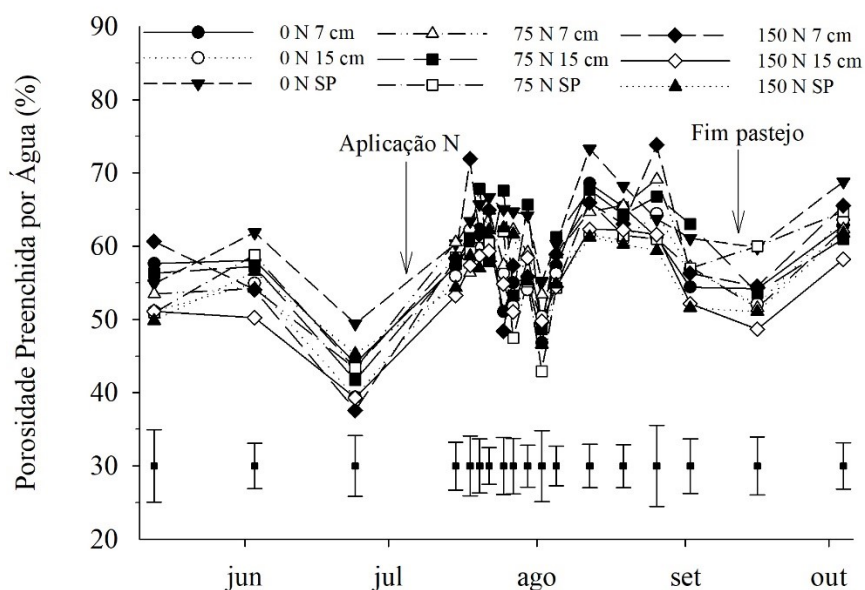
**Figura 2.** Fluxo de óxido nitroso ( $N_2O$ ) do solo conduzido em sistema integrado (fase inverno), com manejo de altura do pasto e doses de  $N$ . SP (Sem pastejo). Barras verticais em cada data de coleta indicam a diferença mínima significativa (DMS) 5 % pelo teste Tukey.

Observa-se ainda que o tratamento com 0 kg  $N$  e intensidade de pastejo de 15 cm apresentou os maiores picos de emissão na primeira coleta de ar, em seguida foi decrescendo no decorrer das demais coletas, se mantendo em níveis abaixo de 9,7  $\mu g\ N\ m^{-2}\ h^{-1}$ , apresentando em alguns momentos influxo desse gás.

Nos tratamentos com 0 e 75 kg N ha<sup>-1</sup> em área sem pastejo (SP) a emissão de N<sub>2</sub>O apresentou-se baixa para a atmosfera, e se comportou de maneira constante no decorrer das avaliações. Os maiores fluxos nesses tratamentos foram observados 20 dias após a adubação nitrogenada, com valores de 20,90 e 35,26 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, para os respectivos tratamentos (Figura 2).

As maiores emissões de N<sub>2</sub>O observados nas primeiras coletas são oriundos dos resíduos de adubação da cultura anterior (milho), sendo que as três primeiras coletas foram realizadas antes da adubação nitrogenada na cultura da aveia. Isso é favorecido pela dinâmica do N no solo, permanecendo imobilizado na MOS e nos resíduos da aveia e do milho das safras anteriores por longos períodos, sendo então liberados proporcionalmente à medida que os microrganismos nitrificantes/desnitrificantes encontram condições específicas, como disponibilidade de substrato e condições ambientais (umidade e temperatura).

Esse fluxo na emissão de N<sub>2</sub>O nos tratamentos com 0 e 75 kg N ha<sup>-1</sup> e intensidade de pastejo de 15 cm podem ter sido favorecidos pela manutenção da umidade no solo, em função do maior aporte de resíduos em superfície. Essa umidade se deve a um período de maior precipitação (Figura 1), em torno de 11,7 mm/dia com duração de 42 dias (compreendido entre a primeira e a terceira coleta de ar), antecedendo a aplicação de N, proporcionando um ambiente com porosidade preenchida por água (PPA) superior a 50% em todos os tratamentos (Figura 3).



**Figura 3.** Porosidade preenchida por água (PPA %) na camada de 0-20 cm do solo, em sistema de integração lavoura-pecuária, submetidos a doses de N (0, 75 e 150 kg ha<sup>-1</sup> de



N), e diferentes alturas de manejo da pastagem (7, 15 cm e SP). Curitiba, SC. Barras verticais em cada data de coleta indicam a diferença mínima significativa (DMS) 5 % pelo teste Tukey.

Em condições de precipitação constante, como observados nessa fase do experimento, o aumento nos teores de umidade promove um déficit de oxigênio no solo, sendo esta condição ideal para que os processos de desnitrificação ocorram. No processo de desnitrificação, os óxidos de nitrogênio, nitritos e nitratos são reduzidos a formas gasosas de nitrogênio, principalmente NO, N<sub>2</sub>O ou N<sub>2</sub>. Quando esses compostos estão presentes no solo, bactérias do gênero *pseudomonas*, e em sua grande maioria microrganismos anaeróbicos facultativos oxidam formas orgânicas de carbono no solo para obter energia, usando o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> como receptor final de elétrons, quando o O<sub>2</sub> se encontra ausente, favorecendo assim, as maiores emissões de N<sub>2</sub>O para a atmosfera (PAUL e CLARK, 1996).

Após a aplicação de N, ocorreram picos isolados nas emissões (Figura 2), mas que foram de curta duração, observados entre o 5º e o 13º dia após a aplicação do fertilizante nitrogenado, nos tratamentos com 75 kg N e intensidade de pastejo de 7 cm e para os tratamentos com 150 kg N em área SP. Nesse período as maiores taxas de emissão variaram entre 31 e 44 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Moretti (2017), avaliando o fluxo de gases do efeito estufa na cultura do milho em mesma área desse experimento observou aumento significativo nos fluxos de N<sub>2</sub>O logo após a aplicação nitrogenada, com maiores picos entre o 4º e o 8º dia. Zanatta (2009) também observou aumento nos fluxos de N<sub>2</sub>O entre o 8º e o 21º dia após a aplicação de N na forma de uréia nas culturas da aveia e milho em sistema de PD. O aumento nas emissões de N<sub>2</sub>O após a adubação nitrogenada demonstra um efeito intenso nos fluxos, causado pela disponibilidade momentânea de N.

Cerca de 25 dias após a aplicação de N houve aumento na emissão de N<sub>2</sub>O nos tratamentos com 150 kg N ha<sup>-1</sup> para as intensidades de pastejo de 7 e 15 cm, e para o tratamento sem pastejo, caracterizando o segundo pico de emissão. Os valores de emissão ficaram próximos de 57 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, com PPA de 56%. Piva (2012) também encontrou maiores emissões para o tratamento com 150 kg N em área sem pastejo. O mesmo autor atribuiu a maior taxa de emissão devido ao maior acúmulo de matéria seca, que associado a maior concentração de N ocasiona um suposto efeito “priming”, ocasionado pela aplicação de N, que em níveis elevados estimula o desenvolvimento da cultura, aumentando a produção de matéria seca e com isso favorecendo a

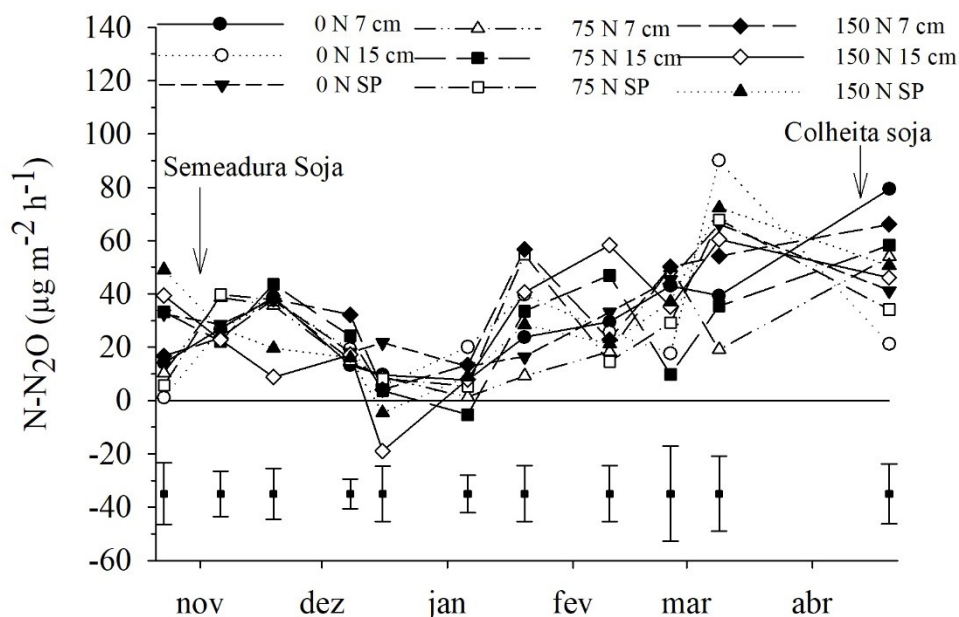
mineralização do N da matéria orgânica, por meio do aumento da atividade microbiana, que utiliza o N oriundo da aplicação como fonte de energia (JENKINSON et al., 1985).

Em sistemas onde a pastagem é manejada de forma intensa, à 7 cm, o baixo acúmulo de resíduos em superfície resulta em camadas mais compactadas, principalmente em superfície, devido aos efeitos do pisoteio animal. Isso ocorre devido ao contato direto do casco no solo, o qual transfere o peso do animal para uma pequena porção da superfície do solo, causando um aumento na densidade e dificultando a infiltração de água, formando pequenos sítios anaeróbicos. Segundo Piva (2012), esses ambientes são propícios à emissão de gases, pois na ausência de O<sub>2</sub> as bactérias reduzem NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e por fim N<sub>2</sub>O, pelo processo de desnitrificação.

Maiores emissões foram observadas em todos os tratamentos durante a última coleta de ar, associado a um período de maior precipitação (figura 1), proporcionando um ambiente com PPA superior a 63%. Nesse período as maiores emissões foram observadas nos tratamentos com 150 kg N ha<sup>-1</sup>. Steudler et al. (2002), avaliando a emissão de N<sub>2</sub>O em pastagens com aplicação de adubos nitrogenados, obtiveram as maiores taxas de emissão no tratamento com 100 kg de N ha<sup>-1</sup> e com alta umidade. Zanata (2009) observou que esse comportamento tem sido relacionado à disponibilidade de N no solo, para suprir os processos de produção de N<sub>2</sub>O, nitrificação e desnitrificação aliados às condições de umidade do solo. A partir disso, Neil et al. (2005), afirmam que o N<sub>2</sub>O em sua grande parte é derivado da nitrificação em baixos e moderados valores de umidade do solo, enquanto que os processos de desnitrificação constituem-se como uma importante fonte de N<sub>2</sub>O quando a PPA é superior a 60%, em função da diminuição no suprimento de O<sub>2</sub>, colaborando com os valores de PPA obtidos nesse trabalho.

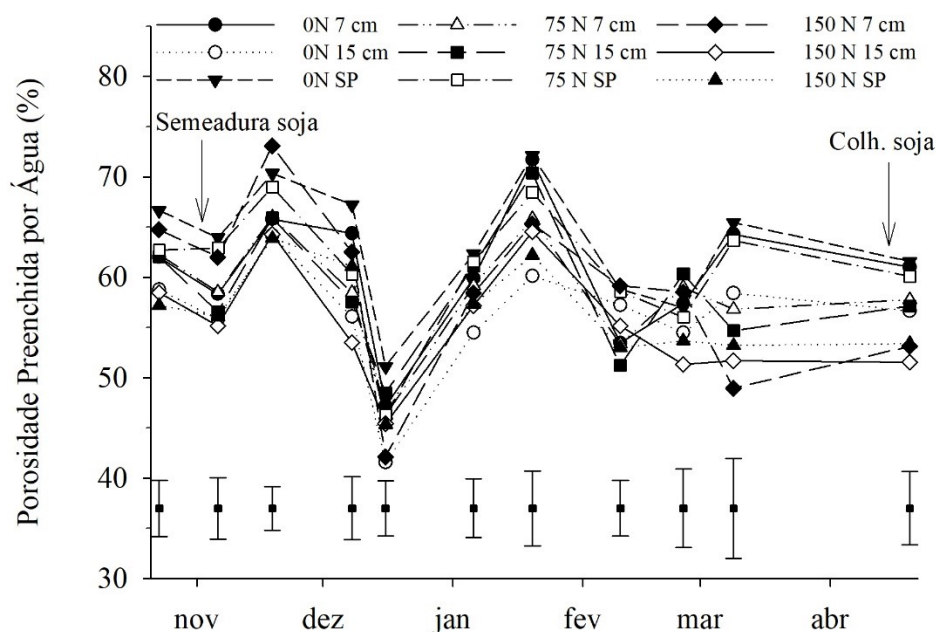
### 3.2 FLUXO DE ÓXIDO NITROSO NA CULTURA DA SOJA

O fluxo de N<sub>2</sub>O na cultura da soja apresentou três momentos com maiores emissões para a atmosfera nos tratamentos com 0 kg N em área sem pastejo (SP) e na dose de 150 kg N ha<sup>-1</sup> em pastos manejados à 7 cm (Figura 4). Após a semeadura da soja, os fluxos de N<sub>2</sub>O foram baixos, com maiores emissões nos tratamentos com 75 kg N ha<sup>-1</sup>, tanto em pastos manejados a 7 cm quanto para os pastos manejados em área SP, com valores de 38,59 e 39,75 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, respectivamente. Esses fluxos permaneceram constantes nas duas primeiras coletas após a semeadura, seguido de um declínio nas emissões para a atmosfera, com emissões próximas as basais.



**Figura 4.** Fluxo de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) do solo conduzido em sistema integrado (fase verão), com manejo de altura do pasto e doses de N (no inverno). Barras verticais em cada data de coleta indicam a diferença mínima significativa (DMS) 5 % pelo teste Tukey.

Durante todo o período de avaliação, os maiores picos foram observados aos 80 e 128 dias após a sementeira, com emissões variando de -18,98 a 89,96 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Esses fluxos foram aleatórios e ocorreram nos tratamentos com 0, 75 e 150 kg N ha<sup>-1</sup>, manejados em área SP e nos tratamentos 0 e 150 kg N ha<sup>-1</sup>, com intensidade de pastejo de 15 cm. A ocorrência de precipitações nesses momentos favoreceu o aumento da PPA (Figura 5), variando de 50 a 72%. Esses resultados estão próximos aos observados por Siqueira Neto et al. (2009), que observou as maiores emissões de N<sub>2</sub>O em decorrência das características de solo, e que os tornam favoráveis a retenção de umidade, estimulando as emissões a partir de 40 a 50% de umidade, e alcançando o ponto máximo de emissão entre 65 e 75% de PPA (DALAL et al., 2003).



**Figura 5.** Porosidade preenchida por água (PPA %) na camada de 0-20 cm do solo, em sistema de integração lavoura-pecuária na fase verão na cultura da soja. Curitibaanos, SC. Barras verticais em cada data de coleta indicam a diferença mínima significativa (DMS) 5 % pelo teste Tukey.

A disponibilidade de  $\text{NO}_3^-$  presente no solo, proveniente da adubação de sistemas é comum em áreas de ILP, possibilitando às culturas o aproveitamento desse adubo nitrogenado de maneira fracionada, de modo que a cultura da aveia no inverno maximize o N disponível no solo, incorporando-o em suas estruturas, para depois servir de alimento e energia aos microrganismos, durante os processos de decomposição. De acordo com Ball et al. (1999) e Dobbie e Smith (2003), os principais fatores que influenciaram o aumento nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em solos cultivados foram a disponibilidade e N na forma de nitrato e o grau de saturação de água no solo.

Os fluxos observados nos tratamentos que receberam adubação nitrogenada se correlacionam com a velocidade de decomposição desse material vegetal, cuja taxa de mineralização do N é maior, quanto maior for a concentração de N no resíduo. Além disso, os resíduos vegetais no solo favorecem a conservação da umidade, como reportado por Baggs et al., (2006), ao adicionar uma grande quantidade de C e N lábil em um volume reduzido de solo. Isso intensifica a percepção das atividades biológicas na superfície do solo, que consomem o  $\text{O}_2$  disponível nos espaços porosos, criando sítios de anaerobiose, onde na presença de  $\text{NO}_3^-$  ocorre a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  por desnitrificação.

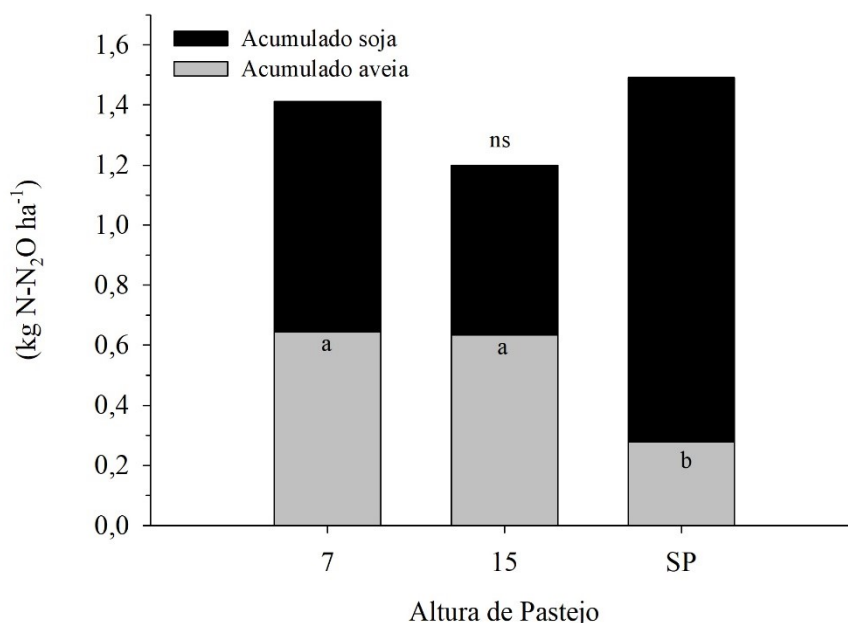
Essa velocidade na decomposição de resíduos vegetais bem como os processos de mineralização e imobilização depende da relação C:N. Resíduos com relação C:N maior que 30, apresentam predominância de imobilização, enquanto que os resíduos com relação C:N menores que 20, favorecem a mineralização. Segundo Heinrichs et al. (2001), encontraram relação C:N de 33,9 em cultivo de aveia solteira. Essa tendência ajuda a explicar os momentos de baixa emissão de  $N_2O$  na cultura da soja. Segundo Baggs et al., (2000) a presença de palhada com uma relação C:N elevada sobre a superfície do solo pode aumentar a imobilização do N mineral, e com isso, diminuir as reações de desnitrificação e emissão de  $N_2O$ . Escobar et al. (2010) encontraram emissões de  $N_2O$  em sistema de rotação de culturas após o milho baixas, pois o milho apresenta uma relação C:N alta, enquanto que após a colheita da soja essas emissões foram maiores.

### 3.3 ACUMULADO DE ÓXIDO NITROSO NAS CULTURAS DA AVEIA E SOJA EM FUNÇÃO DAS ALTURAS DE MANEJO DA PASTAGEM

Não ocorreu interação entre as doses de N e alturas de manejo do pasto para o acumulado de  $N_2O$ . Sendo assim, as emissões acumuladas de  $N_2O$  foram analisadas separadamente e apresentaram diferenças significativas para os tratamentos com diferentes intensidades de manejo da pastagem (7 e 15 cm) em relação a testemunha (SP) (Figura 6). Os valores de emissão acumulada de  $N_2O$  foram de 0,64; 0,63 e 0,27 kg N- $N_2O$  ha<sup>-1</sup>, para as alturas de 7, 15 e SP, respectivamente. Pfeifer (2013), avaliando a intensidade de pastejo sobre as emissões de  $N_2O$  do solo em sistema de ILP, encontrou emissão acumulada de 1,02; 0,65; 0,57; 0,82 e 0,36 kg N- $N_2O$  ha<sup>-1</sup> em pastos manejados à 10, 20, 30, 40 e SP, respectivamente. A partir desses valores, entende-se que pastagens manejadas de forma moderada, ou seja, com menor pressão de pastejo, contribuem para a redução nas emissões de GEE, em consequência da menor degradação das pastagens, enquanto que o pastejo intensivo dos animais pode ter influenciado negativamente o desenvolvimento da cultura, em virtude da maior compactação, criando condições para que se formem sítios de anaerobiose, contribuindo para as maiores emissões para a atmosfera.

Outro ponto a ser considerado é a qualidade dos resíduos aportados ao solo, pois, influenciam significativamente na produção de  $N_2O$ , de forma que resíduos com menor relação C:N tendem a potencializar a produção de  $N_2O$ , refletindo no aumento das

emissões (TOMA & HATANO 2007; ZSCHORNACK et al., 2011), enquanto que resíduos com elevada relação C:N estimulam a imobilização microbiana (YAO et al., 2010). Gomes et al., (2009) verificou que os fluxos de N<sub>2</sub>O estão diretamente relacionados aos teores de N no material vegetal, sendo a aveia altamente responsiva a adubação nitrogenada, e que, as emissões são maiores em condições de umidade adequada e elevada temperatura do solo e do ar, favorecendo uma maior atividade microbiológica, e dessa forma acelerando os processos de mineralização da matéria orgânica, afetando a dinâmica do N no solo.



**Figura 6.** Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O durante o período de inverno e verão em sistema de integração lavoura-pecuária, com diferentes alturas de manejo da pastagem (7, 15 cm e SP) na cultura da aveia preta. Curitiba, SC. Letras iguais nas colunas não se diferem pelo teste de Tukey 5 %, ns: não significativo pelo teste de Tukey 5%.

Na cultura da soja, a emissão acumulada de N<sub>2</sub>O foi positiva para o manejo do pasto no inverno (Figura 6). As maiores emissões no acumulado ocorreram nos tratamentos SP, e naqueles manejados com intensidade de 7 cm (figura 4), com valores de 1,49 e 1,41 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, respectivamente. A pastagem manejada a 15 cm apresentou o menor acumulado no período de avaliação.

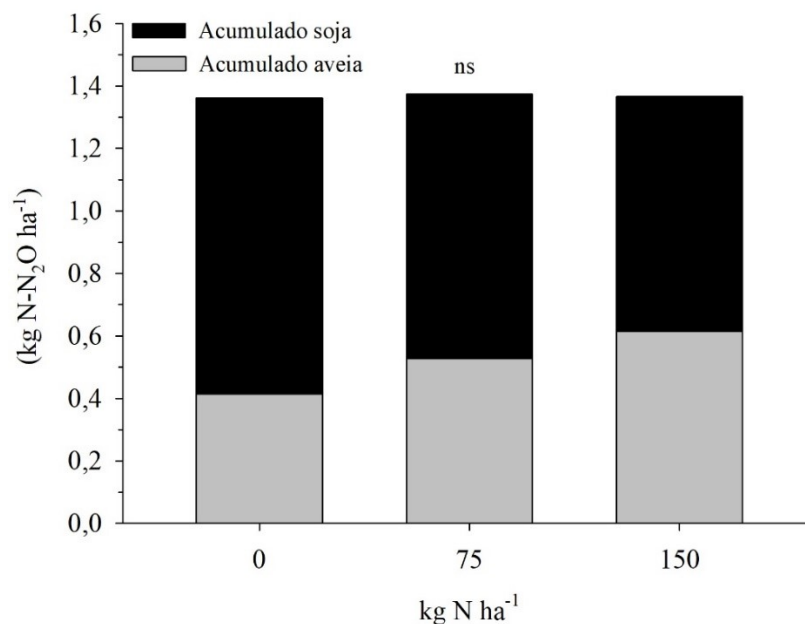
Com relação aos períodos avaliados (inverno/verão), houve um aumento nas emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O na cultura da soja, em relação ao inverno (aveia-preta). Esse aumento está associado as condições de maior precipitação nesses períodos, tornando os fluxos de emissão maiores em todos os tratamentos. Nota-se que o

tratamento SP durante o inverno apresentou acumulado de 0,27 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, e durante o verão foi de 1,49 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, proporcionando um aumento de 500% nas emissões acumuladas. Os demais tratamentos também apresentaram fluxos maiores de acumulado durante o verão, com aumento de 200% nos tratamentos com manejo da pastagem à 7 cm, e 190% em pastagem manejada à 15 cm. Nogueira et al. (2016), avaliando os fluxos de N<sub>2</sub>O em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta, observaram que 80% das emissões de N<sub>2</sub>O, no período de estudo, ocorreram quando a cultura da soja estava na área, coincidindo com a estação chuvosa.

Essa maior emissão está relacionada com a disponibilidade de nitrogênio no solo, imobilizado durante o inverno em virtude da aplicação nitrogenada na pastagem associada a decomposição dos resíduos vegetais no final do ciclo de pastejo. Assim o nitrogênio na forma de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> vai sendo liberado gradualmente ao longo da estação de avaliação devido as condições naturais e ambientais que favoreceram os processos biológicos de nitrificação e desnitrificação, através da redução desses compostos para obtenção de energia.

### 3.4 ACUMULADO DE ÓXIDO NITROSO NAS CULTURA DA AVEIA E SOJA EM FUNÇÃO DAS DOSES DE N

As emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O não foram significativas para as doses de N (Figura 7). Entretanto, é possível observar que o acúmulo de N<sub>2</sub>O tendeu a ser maior com aumento das doses de N aplicadas. Os valores foram de 0,42; 0,53 e 0,61 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> para as doses de 0, 75 e 150 kg N ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Essa tendência também foi observada por Piva (2012), que encontrou valores de emissão acumulada total maior nas doses maiores de nitrogênio, porém com diferença significativa para o tratamento sem N. O autor obteve valores de 0,45; 1,78 e 2,10 kg ha<sup>-1</sup> para as doses de 0, 75 e 150 kg N ha<sup>-1</sup>. Moraes (2011) encontrou valores crescentes de emissão acumulada em função da dose de N na cultura do capim elefante, sendo 0,07; 0,17; 0,27 e 0,60 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, para as doses de 40, 80, 120 e 160 kg N ha<sup>-1</sup> respectivamente.



**Figura 7.** Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O durante o período de avaliação inverno e verão em sistema de integração lavoura-pecuária, com diferentes níveis de adubação nitrogenada (0, 75 e 150 kg N). Curitiba, SC. ns: não significativo pelo teste de Tukey 5%.

A emissão acumulada de N<sub>2</sub>O apresentou emissão positiva para os tratamentos com diferentes doses de adubação nitrogenada (Figura 7). Os fatores foram avaliados separadamente e não apresentaram diferença significativa. O maior valor de emissão acumulada ocorreu na dose de 75 kg N ha<sup>-1</sup>, com emissão de 1,37 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, seguido dos tratamentos 0 e 150 kg N, com emissão de 1,36 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> para ambos.

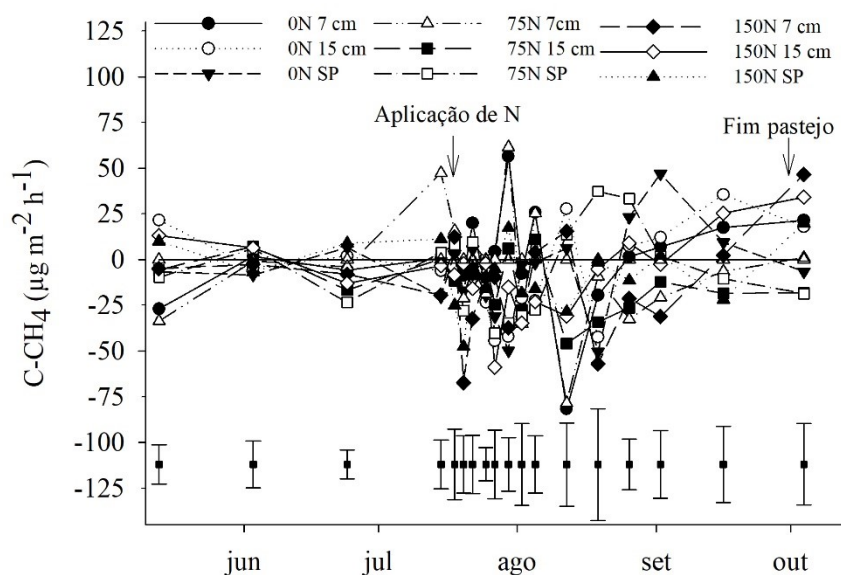
Comparando as emissões entre os ciclos de cultivo (inverno/verão), há um aumento das emissões acumuladas para as doses de N (0, 75 e 150 kg N) na cultura da soja. Na fase pastagem a maior emissão acumulada foi observada no tratamento com 150 kg N, apresentando um fluxo acumulado de 0,61 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, enquanto que no verão o fluxo acumulado foi de 1,36 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, representando um aumento de 220% em relação ao acumulado do inverno. No entanto, a maior emissão acumulada no verão foi observada na dose de 75 kg N, aumentando de 0,52 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, na fase de pastagem para 1,37 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, com um acréscimo nas emissões acumuladas de 260%. Nesse mesmo período o tratamento com a dose de 0 kg N ha<sup>-1</sup>, apresentou um acréscimo de 357% nas emissões acumuladas, passando de 0,41 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> para 1,36 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>.



De acordo com Pinto et al., (2004) a contribuição do N<sub>2</sub>O para o PAG está diretamente relacionada a disponibilidade de substrato para os processos microbianos, e Gomes (2006) destaca que o sistema de plantio direto, com cultivo de gramíneas forrageiras no inverno possui tendência a apresentar um PAG positivo, contribuindo para o aumento do forçamento radioativo. Dessa forma, o maior acumulado nos tratamentos se deve a disponibilidade de N, extraído pela mineralização dos resíduos em cobertura.

### 3.5 FLUXO DE METANO NA CULTURA DA AVEIA

Durante todo período de inverno os fluxos de CH<sub>4</sub> foram baixos, ocorrendo influxo desse gás na maior parte do período avaliado (Figura 8). Foram observados dois picos de emissão para a atmosfera, no 1º e 16º dia após a aplicação do adubo nitrogenado, com maiores valores nos tratamentos com 0 e 75 Kg N, e intensidade de pastejo de 7 cm. Apesar dos picos de emissão nesse período, os demais tratamentos apresentaram baixa emissão e em grande parte das coletas o solo atuou como dreno, consumindo esse gás. Os fluxos variaram de 61,47 a -81,63  $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , com picos de curta duração. Esses valores ficaram próximos aos obtidos por Piva (2012), que encontrou valores de emissão entre 66,99 a -44,73  $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , em sistemas integrados de produção.



**Figura 8.** Fluxo de metano ( $\text{CH}_4$ ) do solo conduzido em sistema integrado (fase inverno), com manejo de altura do pasto e doses de N. Barras verticais em cada data de coleta indicam a diferença mínima significativa (DMS) 5 % pelo teste Tukey.

A maior emissão de  $\text{CH}_4$  na primeira coleta pode estar associado a precipitação, elevando os valores de PPA próximos a 60%, associado a presença de N inorgânico, oriundos da adubação nitrogenada. Oliveros (2011), avaliando o balanço da emissão de gases do efeito estufa em argissolo vermelho sob sistemas de cultura em plantio direto também observou picos na emissão de  $\text{CH}_4$  nos dias com maior precipitação, e atribuiu as altas variações nas emissões de  $\text{CH}_4$  aos períodos secos e chuvosos durante as coletas.

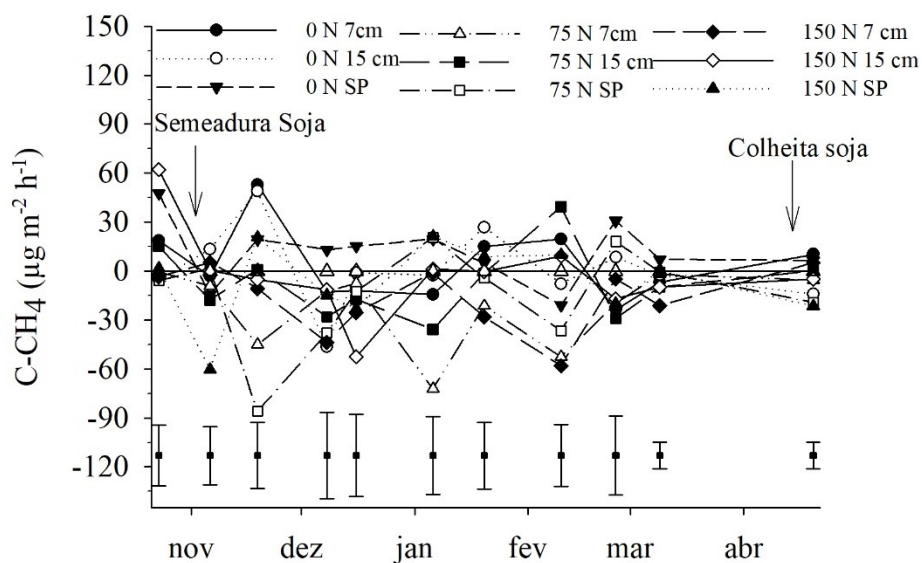
Após o primeiro pico de emissão os fluxos decrescem e permanecem baixos, sendo consumidos pelo solo em alguns momentos (Figura 7), associados a ausência de precipitação e as baixas temperaturas (Figura 1). De acordo com Hutsch (1998), o influxo está relacionado à maior oxidação do  $\text{CH}_4$  pela diminuição da atividade microbiana, devido as variações da temperatura e PPA que interferem nas propriedades físicas do solo afetando o desenvolvimento das bactérias metanogênicas. A redução prolongada nas emissões se deve a oxidação de  $\text{CH}_4$  no solo, devido à competição do íon  $\text{NH}_4^+$  com o  $\text{CH}_4$  pelas enzimas mono-oxigenase (REAY e NEDWELL, 2004; BOECKX et al., 1997). Essa absorção de  $\text{CH}_4$  é favorecida em períodos médios a prolongados de baixa precipitação, que acabam reduzindo a concentração de água nos espaços porosos, proporcionando ambientes bem drenados e aerados, potencializando a oxidação pelas bactérias metanotróficas (CARVALHO, 2010).

Um segundo pico de emissão foi observado 15 dias após aplicação nitrogenada, nos tratamentos com 0 e 75 kg N manejados a 7 cm, com emissão de 53,46 e 61,47  $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Essa emissão pode estar relacionada a dois fatores, o primeiro se refere ao aumento do pH, mencionado por Wang et al. (1992), que verificaram que a adição de uréia aumentou em 17% as taxas de emissão, em comparação ao solo sem adição de adubo. O autor atribui esse efeito do aumento do pH devido a hidrólise da uréia, proporcionando condições ideais para as bactérias produtoras de  $\text{CH}_4$ . O segundo fator já foi mencionado anteriormente e envolve a diminuição da oxidação do  $\text{CH}_4$ , por meio da inibição competitiva entre as enzimas responsáveis pela oxidação do  $\text{CH}_4$  (metano mono-oxigenase), conforme observado por Piva (2012). Essa competição segundo Schimel et al. (1993) e Schimel (2000) ocorrem devido à similaridade de tamanho e estrutura das moléculas de  $\text{CH}_4$  e  $\text{NH}_4^+$ , e as enzimas podem utilizar o  $\text{CH}_4$  reduzindo sua emissão para a atmosfera ou utilizar o  $\text{NH}_4^+$  e potencializar as emissões  $\text{CH}_4$ .

### 3.6 FLUXO DE METANO NA CULTURA DA SOJA

O fluxo de  $\text{CH}_4$  na cultura da soja apresentaram dois momentos com maiores emissões para a atmosfera. O primeiro pico de emissão foi observado na primeira coleta de ar, realizada 4 dias antes da sementeira da soja, nos tratamentos com 0 kg N em área SP e na dose de 150 kg N em pastos manejados à 15 cm, com fluxos de 47,62 e 62,20  $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , respectivamente (Figura 18). A segunda maior emissão ocorreu no 17º dia após a sementeira da soja, no tratamento com 0 kg N  $\text{ha}^{-1}$  em pastos manejados à 7 e 15 cm, com fluxos de 52,94 e 48,90  $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , respectivamente.

Em grande parte do período avaliado ocorreram influxos de  $\text{CH}_4$  para a atmosfera, e o solo se comportou como dreno desse gás. Os maiores influxos foram observados nos tratamentos com 75 kg N  $\text{ha}^{-1}$  em área SP e intensidade de pastejo de 7 cm, e na dose de 150 kg N em pastos manejados à 7 cm (Figura 9). Esse comportamento do  $\text{CH}_4$  sendo consumido pelo solo é comum, e em grande parte do período de avaliação ocorreram precipitações isoladas, o que favoreceu às baixas condições de umidade no solo e conseqüentemente a menor PPA, favorecendo os processos de metanotrofia.



**Figura 9.** Fluxo de metano (CH<sub>4</sub>) do solo conduzido em sistema integrado (fase verão), com manejo de altura do pasto e doses de N (no inverno). Barras verticais em cada data de coleta indicam a diferença mínima significativa (DMS) 5 % pelo teste Tukey.

A emissão de CH<sub>4</sub> observadas nas primeiras coletas estão associados às precipitações ocorridas no período (Figura 1), que acabam saturando o solo e reduzindo o O<sub>2</sub> existente entre os agregados. Segundo Siqueira Neto et al. (2011), avaliando a emissão de GEE em diferentes usos da terra no bioma cerrado encontraram valores de emissão variando de -92,9 a 55,5 µg C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, sendo muito próximos aos obtidos neste trabalho, quando os valores variaram de -85,97 a 62,20 µg C-CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Os autores atribuem as emissões às condições de umidade do solo, e enfatizam que a umidade possui correlação positiva com as emissões. Escobar (2008), avaliando a emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solos do planalto médio do Rio Grande do Sul, atribui o efeito da umidade na redução da absorção de CH<sub>4</sub>, devido as condições anaeróbicas que favorecem a produção desse gás, e à lenta difusão do CH<sub>4</sub> até a superfície das células bactérias metanotróficas, reduzindo a oxidação (YAMULKI e JARVIS, 2002).

Apesar das emissões serem baixos em grande parte das coletas, se observa baixas emissões, associadas a condições de baixa umidade e baixa PPA entre a 8ª e a 9ª coletas. Essas condições, apesar de limitantes aos maiores fluxos de emissão, podem contribuir com fluxos reduzidos, e de acordo com Glastel e Stahr (2001), para que ocorra emissão de CH<sub>4</sub> no solo, não é necessário ambientes anaeróbicos em todo o solo, mas apenas em pequenos sítios, como nos espaços livres entre os agregados.

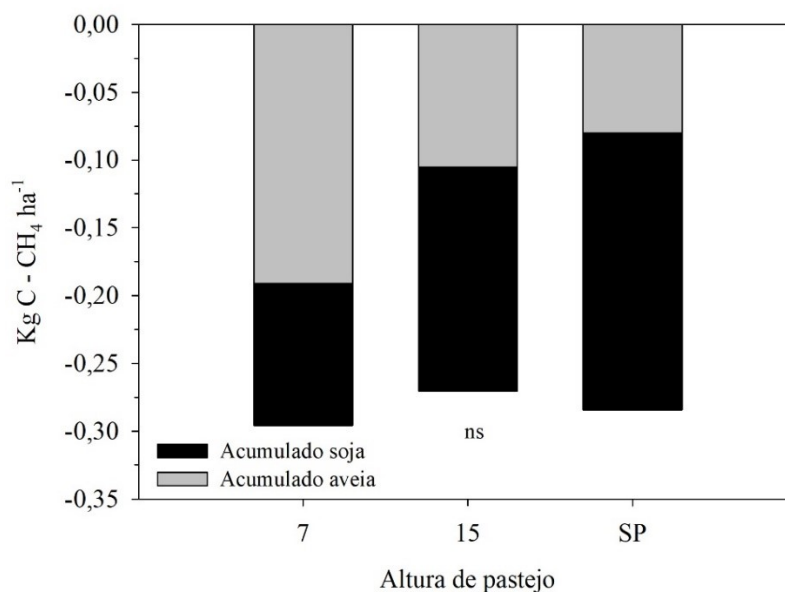
Os influxos de CH<sub>4</sub> ocorridos em grande parte das avaliações podem ter relação com os resíduos, as taxas de mineralização e os teores de N no solo, principalmente NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Segundo Hellebrand et al. (2003), solos com elevados teores de N poderiam acelerar o crescimento das bactérias metanotróficas e/ou limitar a atividade das bactérias metanogênicas, aumentando desta forma as taxas de influxo de CH<sub>4</sub>.

### 3.7 ACUMULADO DE METANO NAS CULTURAS DA AVEIA E SOJA EM FUNÇÃO DAS ALTURAS DE MANEJO DA PASTAGEM

As emissões acumuladas de C-CH<sub>4</sub> foram negativas, e não ocorreu interação entre os tratamentos com diferentes alturas de manejo da pastagem, apresentando absorção desse gás no solo (Figura 10). Analisando os tratamentos, é possível observar que a maior emissão acumulada negativa ocorreu no tratamento com maior intensidade de pastejo, diminuindo nos tratamentos com intensidades moderadas (15 cm e SP), com emissões de -0,19; -0,10 e -0,08 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> para as alturas de manejo de 7, 15 e SP, respectivamente. Segundo Janegitz (2016) avaliando a emissão de GEE e estoque de carbono no solo em função do manejo e correção de acidez, os menores influxos de CH<sub>4</sub> em sistemas PD podem estar relacionados ao maior estoque de C (e não necessariamente ao maior estoque de N do solo) e, conseqüentemente, à maior atividade das bactérias metanogênicas, por causa da microporosidade e menor densidade do solo, embora o CH<sub>4</sub> seja produzido na decomposição anaeróbica da MOS.

Esse maior estoque de carbono está relacionado ao maior aporte de resíduos sobre o solo, sendo um efeito comum dos sistemas de ILP. Desse modo, o manejo adequado da pastagem favorece a melhoria das características químicas, físicas e principalmente biológicas, pois a presença dos resíduos da pastagem serve como alimento aos microrganismos, que utilizam os nutrientes presentes nas estruturas do pasto para obter energia, em troca aumentam a MOS.

Os resultados vão ao encontro aos observados por Saggari et al. (2007), que mensurando o fluxo de emissão de GEE durante dois anos em pastagens da Nova Zelândia, concluíram que as pastagens funcionam como um dreno para o metano, com remoção anual de C, na forma de CH<sub>4</sub>, de aproximadamente 0,64 kg ha<sup>-1</sup>. Belesoff (2013), também afirma que o uso de forragens com práticas de manejo eficientes, evitando o acúmulo de material fibroso, podem diminuir as emissões de metano, principalmente quando há o pastejo simultâneo entre bovinos e ovinos.



**Figura 10.** Emissão acumulada de CH<sub>4</sub> durante o período de inverno e verão em sistema de integração lavoura-pecuária, com diferentes alturas de manejo da pastagem na cultura da aveia preta. Curitiba, SC. ns: não significativo pelo teste de Tukey 5%.

As emissões acumuladas de C-CH<sub>4</sub> na cultura da soja foram negativas para as alturas de manejo da pastagem de inverno (SP, 7 e 15 cm), não apresentando diferenças significativas (Figura 10). A maior emissão acumulada foi observada no tratamento com altura de manejo da pastagem no inverno à 7 cm, com valor de -0,295 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>. Esse comportamento foi semelhante nos tratamentos em área SP e em pastos manejados à 15 cm, com acumulado de -0,28 e -0,27 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Avaliando os ciclos de cultivo (inverno/verão), nota-se um aumento na emissão acumulada de CH<sub>4</sub> na cultura da soja.

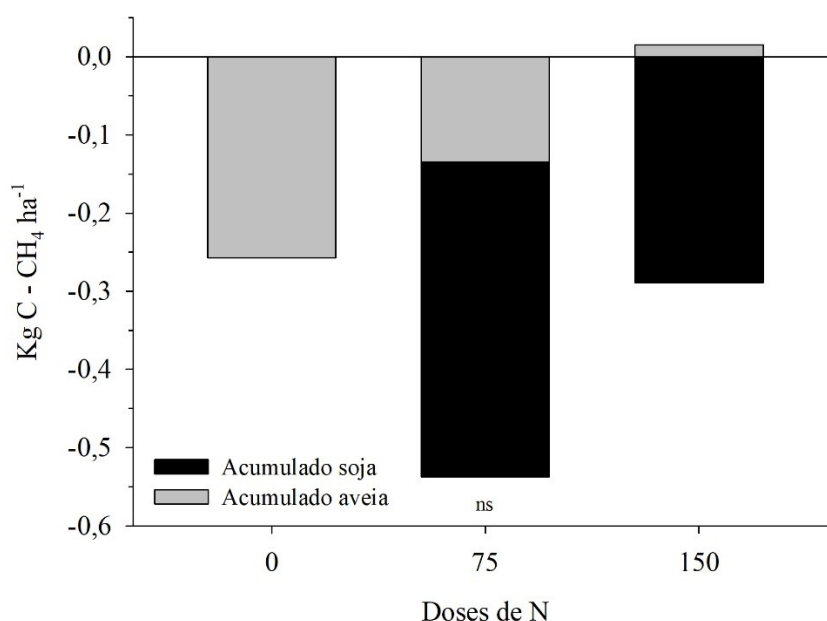
No inverno, a cultura da aveia apresentou a maior emissão acumulada em pastos manejados a 7 cm, coincidindo com o verão, entretanto os valores de acumulado na soja foram muito maiores, passando de -0,19 na cultura da aveia para -0,30 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>. Os tratamentos com manejo da pastagem à 15 cm e em área SP seguiram a mesma tendência.

### 3.8 ACUMULADO DE METANO NAS CULTURAS DA AVEIA E SOJA EM FUNÇÃO DAS DOSES DE N

As emissões acumuladas de C-CH<sub>4</sub> foram negativas para as doses de N, e o solo se comportou como dreno desse gás. O maior acumulado foi observado no tratamento

sem N, diminuindo conforme se aumentava a dose de N aplicada, variando de -0,26 a -0,14 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>, respectivamente para as doses de 0 e 75 kg N. Na dose de 150 kg N a emissão acumulada foi positiva, de 0,015 Kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> (Figura 11). Denega (2014), avaliando a emissão de GEE em argissolo com diferentes sistemas de preparo verificou resultados semelhantes em seus estudos, com emissão de -0,30 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> em sistema de plantio direto em sucessão ervilhaca/milho, e influxos de até -1,0 kg C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> em sucessão aveia/milho. A disponibilidade de C e N associado aos fatores climáticos, influenciam na dinâmica de emissão e oxidação de C-CH<sub>4</sub> do solo, sendo que o manejo e o sistema de preparo do solo essenciais na determinação das emissões.

A maior emissão acumulada nos tratamentos com 0 e 75 kg N pode estar relacionada ao baixo teor de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo (dados não apresentados neste trabalho), oriundos da aplicação nitrogenada. Segundo Zanatta et al. (2010) avaliando a emissão de CH<sub>4</sub> no sul do Brasil encontraram que os teores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo tem relação direta com o aumento na emissão acumulada de CH<sub>4</sub>. Mosier et al. (1991) relataram que o NH<sub>4</sub><sup>+</sup> exerce um efeito supressor na metanotrofia, após observarem que a aplicação de 22 kg ha<sup>-1</sup> na forma de nitrato de amônio diminuiu o fluxo de CH<sub>4</sub> de um pasto em 41% em comparação com um não fertilizado.



**Figura 11.** Emissão acumulada de CH<sub>4</sub> durante o período de avaliação inverno e verão em sistema de integração lavoura-pecuária, com diferentes doses de N (0, 75 e 150). Curitiba, SC. ns: não significativo pelo teste de Tukey 5%.

A emissão acumulada de CH<sub>4</sub> na cultura da soja também foi negativa, não apresentando diferenças entre os tratamentos (Figura 11). A maior emissão acumulada foi observada na dose de 75 kg N, com fluxo total acumulado de -0,54 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>. Em seguida, os tratamentos com 0 e 150 kg N apresentaram emissão acumulada de -0,24 e -0,29 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> respectivamente.

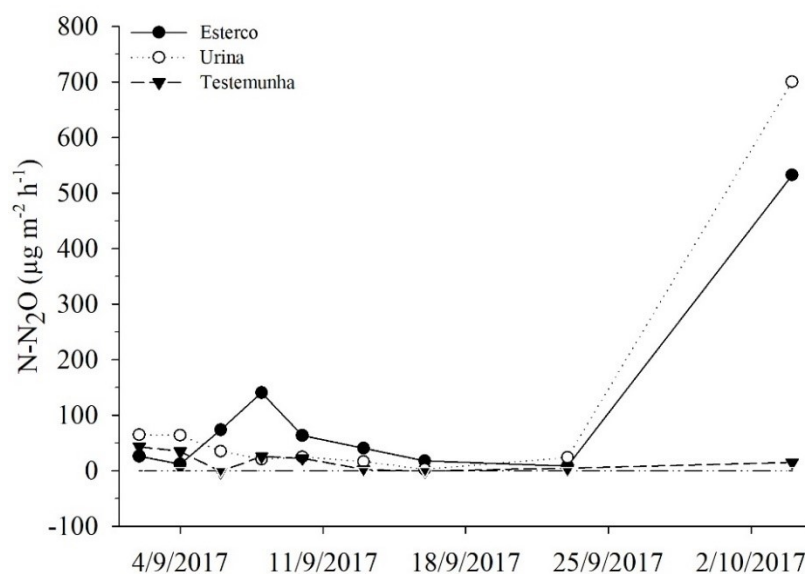
Nota-se que após dois ciclos sucessivos de cultivo (inverno/verão), a cultura da soja apresentou valores de acumulado muito maiores que os observados na cultura da aveia. No inverno a maior emissão havia sido observada no tratamento com ausência de adubação, com valor de -0,25 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>, e após 6 meses esse valor de emissão acumulada se manteve em -0,24 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>. A maior emissão acumulada no verão foi observada na dose de 75 kg N, com fluxo acumulado de -0,13 durante o ciclo da aveia e aumentando para -0,54 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> na soja.

As maiores emissões acumuladas de CH<sub>4</sub> constatados nessa estação estão fortemente relacionados a ocorrência de eventos pluviométricos e as elevadas temperaturas de verão, associadas a disponibilidade de C lábil provenientes da decomposição do material vegetal depositado em cobertura durante o inverno (CARVALHO e OSÓRIO, 2007). Os valores encontrados nos fluxos e nas emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> indicam que o sistema de ILP apresenta potencial de mitigar os gases do efeito estufa. Entretanto, estudos com experimentos de longa duração ainda são necessários para compreender a dinâmica das emissões de gases. É necessário expandir fronteiras em relação a adoção de sistemas integrados, através da difusão dos benefícios ofertados direta e indiretamente para os maiores interessados, os agricultores.

#### 4.0 FLUXO DE ÓXIDO NITROSO EM DEJETOS ANIMAIS

Os fluxos de N<sub>2</sub>O a partir dos dejetos apresentaram baixas emissões, no tratamento com urina as taxas de emissão foram baixas durante praticamente todas as coletas, apresentando um pico de emissão no 32º dia após aplicação do dejetos no solo, com fluxos de 699,94 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Com esterco ocorreram dois picos de emissão, aos 6 e 32 dias após aplicação no solo, com fluxos de 140,46 e 532,27 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, em ambos os picos (Figura 12). O tratamento controle apresentou baixa emissão em todas as coletas, variando de -1,23 a 43,34 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.





**Figura 12.** Fluxo de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) a partir de urina e esterco de bovinos mantidos a pasto em sistemas de integração lavoura-pecuária. Curitiba, SC.

Os valores baixos de emissão observados nas primeiras coletas, corroboram com os obtidos por Simon (2015), avaliando as emissões diretas de N<sub>2</sub>O de dejetos bovinos em pastagem, encontrou taxas de emissão praticamente nulas após aplicação do dejetos no solo, e atribui este acontecimento ao fato da hidrólise da uréia para liberação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> não ter iniciado. Segundo Bristow et al. (1992), cerca de 70 a 90% do N presente na urina está em forma de ureia, e em condições de umidade e disponibilidade de N no solo, são facilmente hidrolisadas pela urease do solo. O decréscimo nas emissões a partir do 5º dia após aplicação de N, favoreceu a ocorrência de fluxos próximos aos basais. Estes fluxos podem estar relacionados a maior anaerobiose no solo após a deposição da urina, o que leva a produção de N<sub>2</sub> em substituição ao N<sub>2</sub>O, contribuindo para que os valores de emissão fiquem próximos ao tratamento controle.

O evento da precipitação observado no 33º dia após a aplicação da urina, favoreceu o maior pico de emissão de N<sub>2</sub>O, em torno de 699,94 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Sordi (2012), avaliando a emissão de óxido nitroso a partir de urina e esterco encontrou baixas emissões nas primeiras coletas, mas atingiu picos máximos de emissão aos 12, 8 e 30 dias. O processo de nitrificação foi responsável por transformar o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> liberado pela urina no solo em N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, que posteriormente por processos de desnitrificação liberou N em formas gasosas, tendo como principal produto o N<sub>2</sub>O. Esse comportamento pode ser

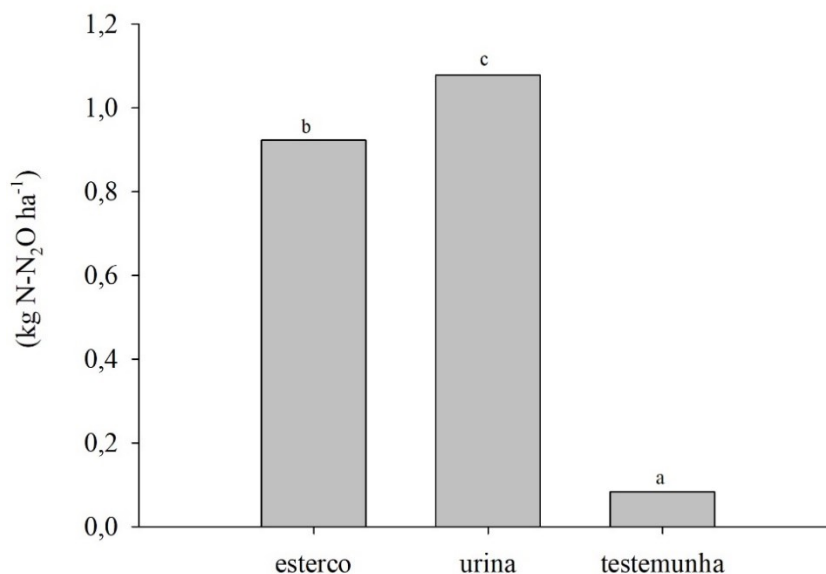
explicado pelo fornecimento de N disponível no solo, aliado a alta PPA, favorecendo as maiores emissões de  $N_2O$  (SORDI et al., 2013).

Carter (2007), avaliando a contribuição da nitrificação e desnitrificação em manchas de urina sobre as emissões de  $N_2O$ , pôde concluir que ambos os processos são igualmente responsáveis pela maior emissão de  $N_2O$ , sendo a intensidade do fluxo de emissão, causada pela combinação dos dois processos. Dessa forma a nitrificação é estimulada pela maior concentração de  $NH_4^+$  e os processos de desnitrificação são favorecidos pela conversão do  $NO_3^-$  da nitrificação e por condições anaeróbicas do solo. Outros estudos relatam que em manchas de dejetos, os processos de nitrificação são as maiores fontes de  $N_2O$ , sendo potencializados em condições de presença de  $O_2$  com presença de  $NH_4^+$  (HAYNES & WILLIAMS, 1993; MONAGHAN & BARRETCLOUGH, 1993).

No esterco, houve menor fluxo de emissão de  $N_2O$ , em relação ao tratamento urina, mesmo apresentando 2 picos de emissão (Figura 12). Esse comportamento pode ser atribuído ao N do dejetos estar na forma orgânica, apresentando estruturas mais complexas (quitina, peptídeoglicanos), o que torna difícil a degradação biológica. Sordi (2012), também encontrou menores fluxos de emissão de  $N_2O$  na estação de inverno, e atribuiu o baixo fluxo ao N do esterco estar na forma orgânica, tornando os processos de decomposição mais demorados. Piva (2012), avaliando a emissão de  $N_2O$  proveniente do esterco tanto em sistema ILP como ILPF se mantiveram baixas, em razão da menor concentração de N em formas solúveis e pelas características químicas do material, como os maiores teores de C solúvel.

#### 4.1 ACUMULADO DE ÓXIDO NITROSO EM DEJETOS ANIMAIS

A emissão acumulada de  $N_2O$  foi positiva, para os tratamentos com dejetos bovinos. Os tratamentos foram analisados em conjunto e apresentaram diferença significativa (Figura 13), com maior emissão acumulada no tratamento com urina seguido de esterco, com valores de 1,07 e 0,92 kg N  $N_2O$  ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Essa emissão acumulada oriunda dos dejetos corrobora com estudos realizados por Piva (2012); Chiavegato (2010); Simon (2015); Cerri et al. (2009), entre outros, que destacam a deposição dos dejetos animais no solo, como sendo uma das principais fontes de emissão de  $N_2O$  e  $CH_4$ , juntamente com as adubações nitrogenadas.



**Figura 13.** Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O a partir de urina e esterco de bovinos mantidos a pasto em sistemas de integração lavoura-pecuária. Curitibaanos, SC. Letras diferentes nas colunas se diferem entre si pelo teste de Tukey 5 %.

As maiores emissões acumuladas podem ser explicadas pelo aumento na disponibilidade de C e N oriundo dos dejetos e da mineralização da MOS em sistemas de ILP. Nesses sistemas, a adoção de práticas conservacionistas do solo, como plantio direto, juntamente com a adubação de sistemas e o manejo da pastagem resultam na melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas, estimulando a atividade das bactérias produtoras de N<sub>2</sub>O, através da redução de compostos nitrogenados mais complexos (WILLIAMS et al., 1999).

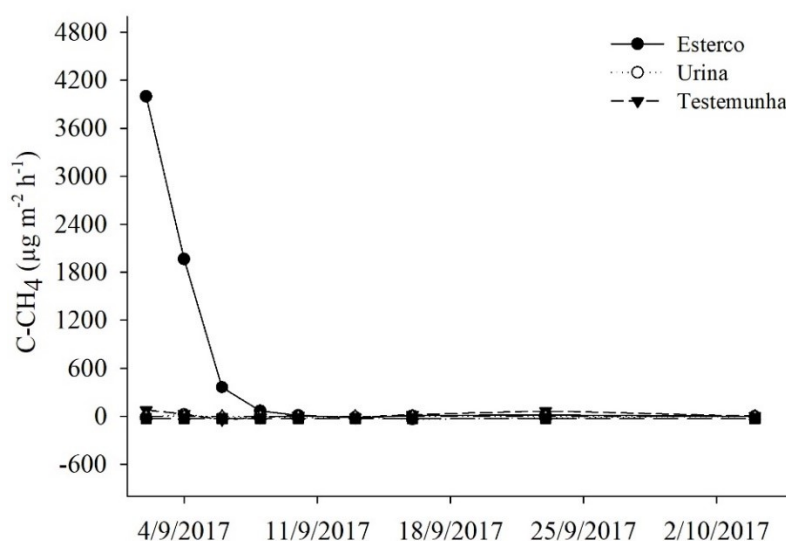
Em relação a urina, a maior emissão acumulada durante o período de avaliação pode ser explicada pela disponibilidade de N orgânico em sua composição, servindo de substrato para microrganismos heterotróficos do solo que mineralizam a uréia da urina em NH<sub>3</sub> e em seguida NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, servindo de substrato para microrganismos nitrificantes e desnitrificantes. Essas transformações são dependentes dos teores de umidade do solo (LUO et al., 2010), o que explica a emissão tardia de N-N<sub>2</sub>O nos períodos de baixa precipitação (OENEMA et al., 2005).

O tratamento controle apresentou a menor emissão acumulada, em função da menor disponibilidade de N no solo, com valores de 0,083 kg N N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>. Apesar da baixa emissão acumulada, foi possível observar que o solo, principalmente a MO servem como compartimento de todos os manejos realizados sobre o solo, com destaque

para a adubação de sistemas e o plantio direto, que favorecem para um maior aporte de nutrientes no solo, influenciando diretamente na ciclagem do N.

#### 4.2 FLUXO DE METANO EM DEJETOS ANIMAIS

As taxas de emissão de CH<sub>4</sub> foram baixas durante praticamente todo o período de avaliação, com valores próximos à emissão basal do solo. No tratamento com urina, não foram observados picos de emissão, permanecendo em todas as coletas um influxo de CH<sub>4</sub> para a atmosfera, ou seja, o solo atuou como dreno desse gás. Ocorreu, no entanto, um pico de emissão para o esterco, logo após sua aplicação no solo (Figura 14), com valores de 3998,89  $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  na primeira coleta, reduzindo gradualmente para 1963,76; 363,05 e 67,54  $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , durante a 2<sup>o</sup>, 3<sup>o</sup> e 4<sup>o</sup> coleta respectivamente. A partir de então os valores foram baixos (<18,89  $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) até o final das avaliações, seguindo a tendência dos demais tratamentos.



**Figura 14.** Fluxo de metano (CH<sub>4</sub>) a partir de urina e esterco de bovinos mantidos a pasto em sistemas de integração lavoura-pecuária. Curitibaanos, SC.

A maior contribuição do esterco para emissão de CH<sub>4</sub> se deve a elevada concentração de C em sua composição, associado as condições favoráveis a produção de CH<sub>4</sub> no próprio esterco, criando dessa forma, um ambiente anaeróbico, e favorecendo a atuação das bactérias metanogênicas que produzem CH<sub>4</sub>. Segundo Hustch (1998), a produção de CH<sub>4</sub> é realizada por bactérias anaeróbicas, pelo processo

de metanogênese, em condições de baixo potencial redox e restrição de  $O_2$  no solo, proporcionado pela massa fresca totalmente ocupada por água em seus espaços porosos, logo após a deposição (SMITH et al., 2003). Essas bactérias aeróbicas metanotróficas utilizam o  $CH_4$  para obter energia e carbono. Dessa forma o manejo do solo e as condições de aeração exercem grande influência para o solo ser fonte ou dreno de  $CH_4$  para a atmosfera.

Segundo Piva (2012), as operações de manejo, condições de umidade e teor de  $NH_4^+$  são os fatores que mais influenciam na dinâmica do  $CH_4$ , juntamente com a textura do solo, a qual influencia na taxa de difusão dos gases. Isso explica o maior valor de emissão nas primeiras coletas, até seis dias após a aplicação do dejetos. Após alguns dias, da deposição no solo, ocorre um aumento na oxidação de  $CH_4$ , devido a competição do íon  $NH_4^+$  com o  $CH_4$  pelas enzimas mono-oxigenase (REAY e NEDWELL, 2004; BOECKX et al., 1997).

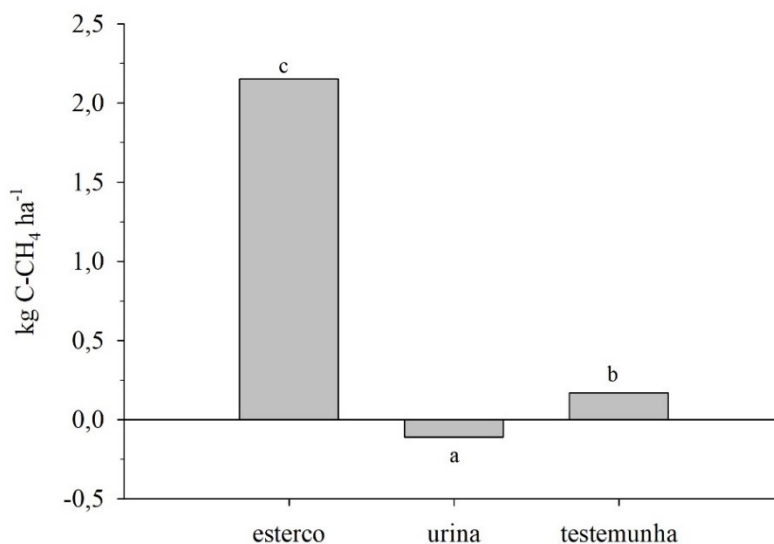
Essa maior emissão inicial também pode estar relacionada à composição do esterco, em relação a alimentação animal. Para Beleosoff (2013) o uso de forragens com práticas de manejo eficientes, evitando o acúmulo de material fibroso, podem diminuir as emissões de metano. Segundo Beauchemin et al. (2008), em sistemas de pastejo extensivos, deve-se aumentar a qualidade da forragem, ofertando aos animais frações do pasto com maior proporção de folhas, de forma a aumentar o conteúdo de energia metabolizável (EM). Os níveis elevados de EM no pasto, diminuem a necessidade por alimento, possibilitando uma produção equivalente por hectare com menor consumo de fibras e menores índices de emissão de metano na atmosfera (WELLS, 2001).

Os fluxos de  $CH_4$  se mantiveram constantes a partir do 6º dia após aplicação do esterco no solo, com emissões próximas as basais, seguindo a tendência da urina e do tratamento controle. Esse período de avaliação coincidiu com um intervalo de ausência de precipitação, o que pode ter favorecido a formação de uma placa fecal em superfície, diminuindo a absorção de umidade do ambiente, e prejudicando os processos de mineralização (SORDI, 2012).

#### 4.3 ACUMULADO DE METANO EM DEJETOS ANIMAIS

A emissão acumulada de  $CH_4$  apresentou diferença significativa para todos os tratamentos. No tratamento com esterco observou-se emissão acumulada positiva, sendo fonte de emissão de  $CH_4$  para a atmosfera (Figura 15), com uma emissão de 2,15 kg de

C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>. A urina apresentou emissão acumulada negativa, e o solo atuou como dreno desse gás para a atmosfera, com valores de -0,11 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>, e por último, o tratamento controle, apresentou emissão acumulada positiva, em torno 0,17 kg de C-CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup>.



**Figura 15.** Emissão acumulada de CH<sub>4</sub> a partir de urina e esterco de bovinos mantidos a pasto em sistemas de integração lavoura-pecuária. Curitibaanos, SC. Letras diferentes nas colunas diferem entre si pelo teste de Tukey 5 %.

A maior emissão acumulada de CH<sub>4</sub> para o tratamento com esterco está associada ao maior fluxo nas emissões de CH<sub>4</sub> após a aplicação do dejetos no solo, devido as condições intrínsecas do próprio esterco (umidade, fibras, etc.) e ambientais (umidade e temperatura), que favorecem as maiores emissões.

As baixas emissões acumuladas para o tratamento com urina e controle estão associadas aos períodos prolongados com ausência de precipitação. Dessa forma, os dejetos, após serem depositados no solo, tendem a ser rapidamente volatilizados para a atmosfera, devido a forma em que o N é encontrado na urina, permitindo uma rápida mineralização pelos microrganismos, e, ficando prontamente disponível, até se tornar fonte de energia às enzimas nitrificantes e desnitrificantes (OENEMA et al., 2005).

Além dos fatores ambientais que potencializam as emissões do CH<sub>4</sub>, existem variáveis que influenciam a produção entérica, entre eles estão a quantidade e tipo de carboidratos da dieta, nível de ingestão dos alimentos e a presença de ionóforos ou lipídeos (McLLISTER et al., 1996). Kurihara et al. (1999), observaram que em pastagens tropicais, a produção de CH<sub>4</sub> foi maior do que os valores obtidos em

pastagens temperadas. Correlaciona-se a maior taxa de produção de metano em animais alimentados com forragem tropical aos altos níveis de fibra e lignina e os baixos níveis de carboidratos não fibrosos (VAN SOEST, 1994).

## 5 CONCLUSÃO

A PPA foi a variável que mais interferiu nos fluxos de GEE em todos os ciclos de cultivo (aveia/soja).

No inverno e no verão os maiores fluxos de  $N_2O$  foram observados nos tratamentos com as maiores doses de adubo nitrogenado e maior intensidade de pastejo (150 N 7 cm).

Para o  $CH_4$ , as emissões foram baixas e em grande parte das coletas o solo se comportou como dreno.

As emissões de GEE nos dejetos foi influenciada diretamente pela baixa umidade e baixa PPA, e os fluxos de emissão foram próximos aos basais, aumentando proporcionalmente à medida que ocorreram precipitações.



## REFERÊNCIAS

- ANDRADE, J.G. **Perdas de água por evaporação de um solo cultivado com milho nos sistemas de plantio direto e convencional**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2008. 93p.
- ASSMANN, T. S.; RONZELLI JUNIOR, P.; MORAES, A.; ASSMANN, A. L.; KOEHLER, H. S.; SANDINI, I. Rendimento de milho em área de Integração Lavoura-Pecuária sob o sistema plantio direto, em presença e ausência de trevo branco, pastejo e nitrogênio. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, 27:675-683, 2003.
- BALL, B. C.; SCOTT, A. & PARKER, J. P. Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, 53:29-39, 1999.
- BAGGS, E. M.; CHEBIL, J.; NDUFA, J. K. A short-term investigation os trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western kenya. **Soil & Tillage Research**, 90:69-76, 2006.
- BAGGS, E. M. et al. Nitrous oxide soils after incorporating crop residues. **Soil Use and management**, 16, 82070, 2000.
- BAUER, A.; COLE, C.V. & BLACK, A.L. Soil property comparisons in virgin grassland between grazed and nongrazed management systems. **Soil Science Society American Journal**, 51:176-182, 1987.
- BEAUCHEMIN, K.A., et al. Nutritional management for enteric methane abatement: a review. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, 48:21–27, 2008.
- BELEOSOFF, B.S. **Potencial de produção de gases totais e metano in vitro de pastagens de *Panicum maximum* Jacq. cv. Tanzânia submetida a diferentes manejos de pastejo**. 2013. 145f. Tese (Doutorado em Ciências Animais) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

BOECKX, P.; VAN C. & VILLARALVO, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, 49:91-95, 1997.

BRISTOW, A.W.; WHITEHEAD, D.C.; COCKBURN, J.E. Nitrogenous constituents in the urine of cattle, sheep, and goats. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, 59:387-394, 1992.

CARTER, M.S. Contribution of Nitrification and Denitrification to N<sub>2</sub>O Emissions from Urine Patches. **Soil Biology & Biochemistry**, 39:2091 – 2102, 2007.

CARVALHO, J. L. N. Dinâmica do carbono e fluxo de gases de efeito estufa em sistemas de integração lavoura-pecuária na Amazônia e no Cerrado. 2010. 141 p. (Tese - Doutorado), Programa de pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Escola superior de agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba-SP, 2010.

CARVALHO, A. B. P. e OZORIO, C. P. Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de ciências ambientais**, 1:83-95, 2007.

CARVALHO, P.C.F. et al. O estado da arte em integração lavoura e pecuária. In: CICLO DE PALESTRAS EM PRODUÇÃO E MANEJO DE BOVINOS, 10., 2005, Porto Alegre. **Anais...** Canoas: ULBRA, 2005. p.7-44.

CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, 66:831-843, 2009.

CERRI, C. C. & CERRI, C. E. P. Bases teóricas: o efeito estufa. Agricultura e aquecimento global. B. Inf. SBCS, v. 23, p. 40-44, 2007.

CHIAVEGATO, M. B. **Fluxo de gases de efeito estufa no solo com deposição de fezes e urina de bovinos de corte na região Sudoeste da Amazônia**, 2010. 102p. (Dissertação - Mestrado), Programa de pós-graduação em ciências. Centro de energia nuclear na agricultura da Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2010.

CONEN, F.; DOBBIE, K.E.; SMITH, K. A. Predicting N<sub>2</sub>O emission from agricultural land through related soil parameters. **Global Change Biology**, 6:417–426, 2000.

DALAL, R. C.; WANG, W.; ROBERTSON, G. P. & PARTON, W. J. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: review. **Australian Journal soil Reserach**, 41:165-195, 2003.

DAVIDSON, E. A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V. & VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soils emissions of nitrous and nitric oxides. **Biology Science**, 50:667-680, 2000.

DOBBIE, K. E & SMITH, K. A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N<sub>2</sub>O emissions from an imperfectly drained gleysol. **European Journal soil Science**, 52:667-673, 2001.

DOBBIE, K. E.; MCTAGGART, I. P.; SMITH, K. A. Nitrous oxide from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables and mean emission factors. **Journal os Geophysical Research**, 140:.26891-26899, 1999.

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

FARINELLI, R.; LEMOS, L. B. Produtividade e eficiência agrônômica do milho em função da adubação nitrogenada e manejos do solo. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, 9:135-146, 2010.

GLATZEL, S. & STAHR, K. Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilized grassland in southern Germany. **Plant Soil**, 231:21-35, 2001.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 126 f. (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P.H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, 49:119-199. 1993.

HELLEBRAND, H. J.; KERN, J.; SCHOLZ, V. Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on Sandy soils. **Atmospheric Environment**, 37:1635-1644, 2003.

HOUGHTON, Y.; DING, D. J.; GRIGGS, M.; NOGUER, P. J.; VAN DER LINDEN, J. T. & D. XIAOSU. The Scientific Basis. United Kingdom: Climate Change, IPCC, 2001.

HÜSTCH, B.W. Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite and organic manure with respect to soil pH. **Biology Fertility Soils**, 28:27-35, 1998.

INTERGOVERNAMENTAL PAINEL of CLIMATE CHANGE. IPCC, 2007. **The physical sciences basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge. Cambridge University Press, 2007.

JANEGITZ, M. C. **Emissão de gases do efeito estufa e estoque de carbono no solo em função do metano e correção de acidez**. Tese (doutorado). Botucatu: Universidade Estadual de São Paulo/Faculdade de Ciências Agronômicas. 2016. 128p.

JENKINSON, D.S.; FOX, R.H. & RAYNER, J.H. Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen - the so-called "priming effect". **Journal Soil Science**, 36:425- 444, 1985.

KHALIL, K.; MARY, B.; RENAULT, P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O<sub>2</sub> concentration. **Soil Biology & Biochemistry**, 36:687-699,2004.

KURIHARA, M.; MAGNER, T.; HUNTER, R. A.; MCCRAB, G.J. Methane production and energy partition of cattle in the tropics. **British Journal of Nutrition**, 81:227-234, 1999.

LANG, C. R.; PELISSARI, A.; MORAES, A.; SULC, R. M.; OLIVEIRA, E. B.; CARVALHO, P. C. F. Fitomassa aérea residual da pastagem de inverno no sistema integração lavoura-pecuária. **Scientia agraria**, 5:43-48, 2004.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, 38:133-146, 2009.

MACHADO, P. L. O. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, 28:329-334, 2005.

McALLISTER, T.A.; OKINE, E.K.; MATHISON, G.W. and CHENG, K.J. Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. **Canadian Journal of Animal Science**, 76:231-243. 1996.

MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Segundo Comunicado Nacional das Emissões de Gases de Efeito Estufa**. 2011. Disponível em: [www.mct.gov.br](http://www.mct.gov.br). Acesso em 24/04/2018.

MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; FEIGL, B.J.; NEILL, C.; GARCIA, D.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.; TIAN, H. Nitrous oxide emissions from forests and pasture of various ages in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research**, 106:179-188, 2001.

MONAGHAN, R. M.; BARRACLOUGH, D. Nitrous oxide and dinitrogen emissions from urine-affected soil under controlled conditions. **Plant and soil**, 151:127-138. 1993.

MORAIS, R. F.; BODDEY, R. M.; JANTÁLIA, C. P.; SOARES, L. H. B., URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. Emissões de N<sub>2</sub>O provenientes de aplicação de uréia e sulfato de amônio em um Argissolo cultivado com capim-elefante. Embrapa, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. n. 79, 2011.

MORETTI, P. G. **Fluxo de gases do efeito estufa em integração lavoura-pecuária com adubação nitrogenada de sistema.** Trabalho de conclusão de curso (Agronomia). Curitiba: Universidade Federal de Santa Catarina. 2017. 27p.

MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT, L.; KING, J.; PALM, C. Methane and nitrogen oxide flux in tropical agricultural soils: Sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, 6:11-49. 2004.

MOSIER, A.R.; SCHIMEL, D.S.; VALENTINE, D.; BRONSON, K.; PARTON, W. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, 350:330-332, 1991.

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

NEILL, C.; STEUDLER, P. A.; GARCIA-MONTIEL, D. C.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C. Rates and controls of nitrous oxide and nitric oxide emissions following conversion of forest to pasture in Rondonia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 71:1-15, 2005.

OENEMA, O.; VELTHOF, G.L.; YARNULK, S. I.; JARVIS, S.C. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, 13:288-295. 1997.

OLIVEROS, L. F. C. **Balço da emissão de gases do efeito estufa em argissolo vermelho sob sistemas de cultura em plantio direto.** Tese (Doutorado). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2011. 120p.

PARKIN, T.; MOSIER, A.; SMITH, J.; VENTEREA, R.; JOHNSON, J.; REICOSKY, D.; DOYLE, G.; MCCARTY, G.; BAKER, J. **Chamber-based trace gas flux measurement protocol**. USDA-ARS GRACE net, 2003.

PAUL, F.; CLARK, H. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego: Academic Press, 1996. 300 p.

PINTO, M.; MERINO, P.; PRADO, A.; ESTAVILLO, J. M.; YAMULKI, S.; GEBAUER, G.; PIERTZAK, S.; LAUF, F.; OENEMA, O. Increased emissions of nitric oxide and nitrous oxide following tillage of a perennial pasture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 70:13-22, 2004.

PIVA, J. T.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MORAES, A. Emissão de gases de efeito estufa em sistema de integração lavoura-pecuária nos campos gerais do paraná. **Synergismus scyentifica UTFPR**, v. 4, n. 1. Pato Branco, 2009.

PIVA, J. T. **Fluxo de gases de efeito estufa e estoque de carbono do solo em sistemas integrados de produção no sub-trópico brasileiro**. Tese (Doutorado). Curitiba: Universidade Federal do Paraná. Capítulo III. 2012. 92p.

REAY, D.S. & NEDWELL, D.B. Methane oxidation in temperate soils: effects of inorganic N. **Soil Biology Biochem.**, 36:2059-2065, 2004.

SAGGAR, S.; HEDLEY, C. B.; GILTRAP, D. L.; LAMBIE, S. M. Measured and modeled estimates of nitrous oxide emission and methane consumption from a sheep-grazed pasture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 122:357-365, 2007.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. de. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3 ed. Brasília, DF: Embrapa, 353 p. 2013.

SCHIMEL, J. P.; HOLLAND E. A.; VALENTINE, D. Controls on methane flux from terrestrial ecosystems. In: HARPER, L.A; MOSIER, A. R.; DUXBURY, J. M. (Eds.).

**Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change.** Wisconsin: American Society of Agronomy, 1993. p. 167-182. (ASA Special Publication, 55).

SCHIMMEL, J. Rice, microbes and methane. **Nature**, 403: 375-377, 2000.

SEEG. Sistema de Estimativa de Emissões de Gases do Efeito Estufa. **Análise das Emissões de GEE Brasil (1970-2014) e suas Implicações para Políticas Públicas e a Contribuição Brasileira para o Acordo de Paris.** Set. 2016. Disponível em: <http://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2016/09/WIP-16-09-02-RelatoriosSEEG-Sintese.pdf>. Acesso em 12/05/2018.

SIMON, P. L. **Emissões diretas de óxido nítrico de dejetos bovinos em pastagem e mitigação por dicianodiamida (DCD).** Dissertação (Mestrado). Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 2015. 59p.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; JUNIOR, C. C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma cerrado. Viçosa. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, 35: 120-127, 2011.

SMITH, L.C.; DE KLEIN, C.A.M.; CATTO, W.D. Effect of dicyandiamide applied in a granular form on nitrous oxide emissions from a grazed dairy pasture in Southland, New Zealand. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, 51: 387-396, 2008.

SMITH, K. A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K. E.; MASSHEDER, J. & REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal Soil Science**, 54:779–791, 2003.

SORDI, A.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ALBURQYERQUE, M.A.; PIVA, J.T.; ZANAT-TA, J.A.; TOMAZI, M.; ROSA, C.M. & MORAES, A. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in subtropical Brazilian pastureland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190:94-103, 2013.

SORDI, A. **Emissão de óxido nítrico a partir de urina e esterco de bovinos a pasto.** Dissertação (Mestrado). Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 2012. 53p.



SINGH, R.S.; RAGHUBANSHI, A.S. & SINGH, J.S. Nitrogen mineralization in dry tropical savanna: Effects of burning and grazing. **Soil Biology Biochem**, 23:269-273, 1991.

STEUDLER, P.A.; GARCIA-MONTIEL, D.C.; PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C. Trace gas responses of tropical 44 forest and pasture soils to N and P fertilization. *Global Biogeochemical Cycles*, 16:1029-1033, 2002.

TOMA, Y.; HATANO, R. Effect of crop residue C:N ratio on N<sub>2</sub>O emissions from gray lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, 53:198-205, 2007.

VAN SOEST, P. J. **Nutritional ecology of the ruminant**. 2nd ed. New York: Cornell University Press, p. 476, 1994.

WANG, Z.; De LAUNE R. D.; LINDAU, C. W.; PATRICK Jr., W. H. Methane production from anaerobic soil amended with rice straw and nitrogen fertilizers. **Fertilizer Research**, 33:115-121, 1992.

WELLS, C., 2001. **Total energy indicators of agricultural sustainability: dairy farming case study**. Technical Paper 2001/3, Ministry of Agriculture and Forestry, Wellington, New Zealand.

WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology & Biochemistry**, 33:1723-1732, 2001.

YAMULKI, S.; JARVIS, S. C. Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland. **Biology and fertility of soils**, 36:224-231, 2002.

YAO, Z.; ZHOU, Z.; ZHENG, X.; XIE, B.; MEI, B.; WANG, R.; BUTTERBACHBAHL, K.; ZHU, J. Effects of organic matter incorporation on nitrous oxide emissions from rice-wheat rotation ecosystems in China. **Plant and Soil**, 327:315-330, 2010.

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**, 34:1653-1665, 2010.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio**, 2009. 92p. Tese (Doutorado) – Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

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**, 35:623-634, 2011.