

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**FERTILIZANTES E SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO: EMISSÕES
DE GASES DE EFEITO ESTUFA NO CULTIVO DO MILHO**

Max Ternero Cangani

Zootecnista

2016

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**FERTILIZANTES E SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO: EMISSÕES
DE GASES DE EFEITO ESTUFA NO CULTIVO DO MILHO**

Max Ternero Cangani

Orientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Junior

Tese de doutorado apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Zootecnia

2016

C222f Cangani, Max Ternero
Fertilizantes e sistemas de irrigação: emissões de gases de efeito estufa no cultivo do milho. / Max Ternero Cangani. -- Jaboticabal, 2016 xi, 78 p. : il. ; 28 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2016

Orientador: Jorge de Lucas Júnior

Banca examinadora: Rogério Teixeira de Faria, Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa, Ana Cláudia Ruggieri, Laura Vanessa Cabral da Costa

Bibliografia

1. Inibidor da nitrificação. 2. Óxido nitroso. 3. Metano. 4. Dióxido de carbono. I. Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 504.7:631.862

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal




CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: FERTILIZANTES E SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO: EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NO CULTIVO DO MILHO


AUTOR: MAX TERNERO CANGANI

ORIENTADOR: JORGE DE LUCAS JUNIOR

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em ZOOTECNIA, pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. JORGE DE LUCAS JUNIOR
Departamento de Engenharia Rural / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal


Prof. Dr. ROGÉRIO TEIXEIRA DE FARIA
Departamento de Engenharia Rural / FCAV / UNESP - Jaboticabal


Profa. Dra. MONICA SAROLLI SILVA DE MENDONÇA COSTA
Departamento de Agronomia / UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ


Profa. Dra. ANA CLÁUDIA RUGGIERI
Departamento de Zootecnia / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal


Profa. Dra. LAURA VANESSA CABRAL DA COSTA
Departamento de Engenharia / UNIARA - Araraquara/SP

Jaboticabal, 04 de fevereiro de 2016.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

MAX TERNERO CANGANI – Filho de Maximiano Antonio Cangani e Malvina Ternero Dias Cangani, nascido na cidade de Votuporanga, no Estado de São Paulo, em 29 de novembro de 1986. Em 2008, graduou-se em Zootecnia pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Câmpus de Ilha Solteira. De março de 2009 a agosto de 2011, realizou o curso de Pós-Graduação em Microbiologia Agropecuária, em nível de Mestrado, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista, Câmpus de Jaboticabal. De março de 2012 a fevereiro de 2016, realizou o curso de Pós-Graduação em Zootecnia, em nível de Doutorado, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista, Câmpus de Jaboticabal. Realizou estágio de doutorado na Universidad Politécnica de Madrid no período de março de 2014 a fevereiro de 2015.

Aos meus pais,

Maximiano e Malvina

pelos ensinamentos, dedicação e oportunidades que me proporcionaram ao longo da vida e que possibilitaram minha formação.

Ao meu irmão,

Michel

por ser meu grande amigo.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a DEUS pela vida, por sempre ter me abençoado, me guiado e me guardado em todos os lugares que passei e tive oportunidade de conhecer e por ter me dado sabedoria para a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Jorge por ter confiado em mim, pelos valiosos ensinamentos que proporcionaram meu crescimento profissional e pessoal. Pela paciência, tempo dedicados a mim durante esse período. Agradeço a oportunidade de poder concluir este projeto com a qualidade de suas orientações. Agradeço pelo apoio e permissão de fazer o estágio de doutorado na Espanha, que sem dúvida foi a maior e melhor experiência da minha vida.

Ao Prof. Antonio Vallejo, por ter me acolhido e me orientado em Madri, pela paciência e todo conhecimento passado para mim.

Ao CNPq, pela bolsa de doutorado, à CAPES pela bolsa de PDSE e o Programa de Zootecnia.

À FCAV-UNESP e aos professores do curso de pós-graduação, pelo aperfeiçoamento profissional.

À ETSI Agrónomo – UPM, por ter me proporcionado toda infraestrutura necessária para desenvolver o experimento desta tese.

Aos meus amigos Juliana, Paula e Aline por toda força, ajuda, companheirismo, amizade, compreensão.

Aos amigos Rosana, Alex e Laura pela amizade e convivência.

Aos grandes amigos da Universidad Politécnica de Madrid, Guillermo, Gemma, Alberto, Sonia, Mark, Laura, Laura Tercero, Jaime, Mayte, Angela, Paloma, Ana, Pilar, Pilar Ortiz, Maricarmen e Emi, pela paciência e carinho que tiveram comigo do início ao fim do meu estágio de doutorado, pela amizade, risadas e companheirismo.

Aos meus amigos de república da Calle Guzman el Bueno, 127, Giuseppe, Carmen, Marta e Maria, por toda cumplicidade, amizades, risadas, festas, jantares e excelentes momentos que passamos juntos durante um ano.

Aos meus amigos de Ribeirão Preto, Fabiano, Maria, Daniel, Ritinha, Thamisa, Livia e Priscila pelo incentivo e verdadeira amizade.

À todos que ajudaram e torceram para que este trabalho fosse concluído com êxito.

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. Gases de efeito estufa e mudança climática.....	3
2.2. Agricultura e o meio ambiente.....	4
2.3. Processos responsáveis pelas emissões de gases de efeito estufa	7
2.3.1. Nitrificação.....	7
2.3.2. Desnitrificação.....	8
2.3.3. Desnitrificação por nitrificadores.....	9
2.4. Principais fatores que influenciam as emissões de gases de efeito estufa do solo.....	9
2.4.1. Tipo de solo.....	9
2.4.2. Unidade do solo.....	11
2.4.3. Fertilização orgânica.....	11
2.4.4. Sistema de irrigação.....	12
2.5. Importância do nitrogênio para a cultura do milho.....	14
2.6. Fontes de nitrogênio.....	15
2.7. Inibidor da nitrificação como estratégia agrícola para mitigar emissões de gases de efeito estufa do solo.....	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1. Caracterização da área experimental e tratamentos avaliados.....	20
3.2. Fertilizantes orgânicos.....	22
3.3. Instalação da cultura do milho, taxa de aplicação de fertilizantes e instalação do sistema de irrigação.....	23
3.4. Amostragem e análise de GEE.....	26
3.5. Emissões acumuladas de GEE.....	28
3.6. Análises do solo e da cultura do milho.....	28
3.7. Análise estatística.....	29
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
4.1. Emissões de óxido nitroso.....	29

4.2. Emissões de metano.....	42
4.3. Emissões de dióxido de carbono.....	49
4.4. Produtividade de grãos de milho.....	55
5. CONCLUSÕES.....	58
6. REFERÊNCIAS.....	59

FERTILIZANTES E SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO: EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NO CULTIVO DO MILHO

RESUMO: Algumas práticas de gestão tais como a substituição de fertilizantes sintéticos por orgânicos, uso de inibidores da nitrificação e técnicas de irrigação mais eficientes são sugestões como alternativas eficazes para mitigar as emissões de gases de efeito estufa. O estudo foi realizado na estação experimental "El Encin", Madrid, Espanha. Neste experimento, o objetivo foi avaliar o efeito de diferentes fertilizantes: urina de suínos (U); urina de suínos + inibidor da nitrificação 3,4-dimethylpyrazolephosphate- DMPP (U+I); composto da fase sólida de dejetos de suínos e aves (COM)) e ureia (M); em dois sistemas de diferentes de irrigação (aspersão e gotejamento) nas emissões de gases de efeito estufa (N_2O , metano, CH_4 e dióxido de carbono, CO_2) em solo cultivado milho (*Zea mays* L.) e o efeito destes tratamentos sobre a produção agrícola. Os fluxos de N_2O para a atmosfera, apesar de não apresentarem diferença significativa reduziram com a aplicação de urina + inibidor de nitrificação (DMPP) relação aos demais tratamentos (com fonte de N) sem a adição do inibidor da nitrificação. A irrigação por gotejamento contribuiu para diminuir as emissões acumuladas de N_2O . A ureia proporcionou maior produção de biomassa do que todos os tratamentos orgânicos, embora o rendimento de grãos não foi significativamente diferente entre M e U+I. A irrigação por gotejamento não afetou a produção de grãos. O uso de fontes orgânicas de N e a irrigada por gotejamento é uma estratégia ambientalmente aconselhável, mas um equilíbrio ótimo entre a mitigação de perdas de GEE e adaptação de uma cultura do milho irrigado requer o uso de inibidores da nitrificação em fontes orgânicas líquidas. Os resultados deste estudo, apontaram que a adição do inibidor da nitrificação-DMPP à urina de suínos, sob irrigação por gotejamento, foi a melhor estratégia para diminuir as emissões N_2O , aumentar a oxidação de CH_4 e levando à produção de grãos semelhante aos resultados encontrados nas parcelas fertilizadas com ureia.

Palavras-chave: inibidor da nitrificação, óxido nitroso, metano e dióxido de carbono

FERTILIZERS AND IRRIGATION SYSTEMS: GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN THE CULTIVE OF CORN

Abstract: Some management practices such as the replacement of synthetic fertilizers by organic, use of nitrification inhibitors and more efficient irrigation techniques are suggested as effective alternatives to mitigate emissions of greenhouse gases. The study was carried out at “El Encín” field station in Madrid (latitude 40° 32’N, longitude 3° 17’W). In this experiment, we aimed to assess the effect of different organic amendments (pig urine (U); pig urine with the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazolephosphate (U+I); compost from the solid phase of pig slurry (COM)) and urea (U); and two different irrigation systems (the widespread sprinkler and the alternative drip irrigation systems) on greenhouse gas (N₂O, methane, CH₄, and carbon dioxide, CO₂) emissions in a maize (*Zea mays* L.) crop. The effect of these treatments on crop yields was also evaluated. The N₂O fluxes to the atmosphere, although not present significant difference reduced with the application of urine + nitrification inhibitor (DMPP) compared to other treatments (with N source) without the addition of nitrification inhibitor. Drip irrigation helped reduce the cumulative emissions of N₂O. The urea provided higher biomass production than all organic treatments, although the grain yield was not significantly different between M and U + I. Drip irrigation did not affect grain production. The use of organic sources of N and drip irrigated is an environmentally wise strategy, but a great balance between mitigating losses GHG and adaptation of an irrigated corn requires the use of nitrification inhibitors in liquid organic sources. The results of this study indicated that the addition of nitrification inhibitor-DMPP urine of pigs, under drip irrigation was the best strategy to reduce N₂O emissions, increase the oxidation of CH₄ and leading to the production of similar grains to the results found in fertilized plots with urea.

Keywords: nitrification inhibitor, nitrous oxide, methane and carbon dioxide

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Estação experimental "El Encin", com a cultura do milho instalada.....	20
Figura 2.	Pluviometria e temperatura média do solo durante o período de cultivo de milho.....	21
Figura 3.	Instalações do Alojamento de Experimental de Suínos: (A) Interior de uma das salas gerais do Alojamento Experimental de Suínos do Campo de Práticas da Escola Técnica Superior de Engenheiros Agrônomos-UPM, (B) Separação <i>in situ</i> das fezes e urina com cinta plana. Fonte: (RUBIO et al, 2011).....	23
Figura 4.	Câmara estática fechada utilizada para fazer as amostragens de GEE na Estação experimental "El Encín"	26
Figura 5.	Cromatógrafo de gás HP-6890 equipado com um auto-analisador headspace (HT3).....	27
Figura 6.	Fluxos diários de emissões de N ₂ O dos diferentes fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por aspersão. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura.....	31
Figura 7.	Fluxos diários de emissões de N ₂ O dos diferentes fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura.....	32
Figura 8.	Umidade gravimétrica dos solos que receberam diferentes fertilizantes sob sistema de irrigação por aspersão e gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura.....	35
Figura 9.	Porosidade preenchida por água de solo sob dois sistema de irrigação (aspersão e gotejamento).....	36
Figura 10.	Concentração de NH ₄ ⁺ na camada de 0 -10 cm do solo sob sistema de irrigação por aspersão e gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura.....	39

- Figura 11.** Concentração de NO_3^- na camada de 0 -10 cm do solo sob sistema de irrigação por aspersão e gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura..... 40
- Figura 12.** Emissões acumuladas de N_2O durante os meses de maio de 2014 a maio de 2015. Médias com letras minúsculas diferentes, diferem si em relação aos fertilizantes dentro de cada sistema de irrigação e médias com letras maiúsculas diferentes, diferem entre si em relação ao sistema de irrigação pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação – DMPP..... 41
- Figura 13.** Fluxos diários de emissões/consumo de CH_4 dos fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por aspersão. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura..... 44
- Figura 14.** Fluxos diários de emissões/consumo de CH_4 dos fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura..... 45
- Figura 15.** Emissões acumuladas de CH_4 durante os meses de maio de 2014 a maio de 2015. Médias com letras minúsculas diferentes, diferem si em relação aos fertilizantes dentro de cada sistema de irrigação e médias com letras maiúsculas diferentes, diferem entre si em relação ao sistema de irrigação pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP..... 48
- Figura 16.** Fluxos diários de emissões de CO_2 dos fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por aspersão. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura..... 50

- Figura 17.** Fluxos diários de emissões de CO₂ dos fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura..... 51
- Figura 18.** Emissões acumuladas de CO₂ durante os meses de maio de 2014 a maio de 2015. Médias com letras minúsculas diferentes, diferem si em relação aos fertilizantes dentro de cada sistema de irrigação e médias com letras maiúsculas diferentes, diferem entre si em relação ao sistema de irrigação pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP 55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Taxa de fertilizantes nitrogenados, orgânicos e sintético, aplicados em cada evento de fertilização para os tratamentos avaliados (C, M, COM, U e U+I).....	24
Tabela 2.	Composição química dos fertilizantes orgânicos (urina e composto).....	25
Tabela 3.	Médias dos fluxos diários de N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻² d ⁻¹) dos diferentes tratamentos de fertilizantes e irrigação no período entre maio de 2014 a maio de 2015.....	30
Tabela 4.	Médias dos fluxos diários de CH ₄ (mg C-CH ₄ m ⁻² d ⁻¹) dos diferentes tratamentos de fertilizantes e irrigação no período entre maio de 2014 a maio de 2015.....	43
Tabela 5.	Médias dos fluxos diários de CO ₂ (mg C-CO ₂ m ⁻² d ⁻¹) dos diferentes tratamentos de fertilizantes e irrigação no período entre maio de 2014 a maio de 2015.....	49
Tabela 6.	Valores médios da produção de grãos de milho (kg ha ⁻¹) dos diferentes tratamentos de fertilizantes e irrigação.....	56

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a atividade antrópica tem provocado uma série de alterações na paisagem terrestre e, mais recentemente, na atmosfera. O aumento da emissão de gases de efeito estufa (GEE) e o consequente aquecimento global do planeta vêm acarretando a busca por estratégias que visam à redução das fontes desses gases (CARVALHO et al., 2010).

Em condições naturais, os fluxos de dióxido de carbono (CO_2) entre a atmosfera e os ecossistemas são fundamentalmente controlados pela absorção por meio da fotossíntese das plantas e emissões via respiração, decomposição e combustão da matéria orgânica do solo.

O óxido nitroso (N_2O) é principalmente emitido nos de ecossistemas como um subproduto do processo de nitrificação e desnitrificação, enquanto o metano (CH_4) é emitido por meio da metanogênese sob condições anaeróbicas nos solos e do armazenamento de dejetos, por meio da fermentação entérica, e durante a combustão incompleta de materiais orgânicos (IPCC, 2007).

A agricultura é o setor que contribui com aproximadamente 20% das emissões de GEE (JOHNSON et al., 2005). Os fluxos de gases de efeito estufa (GEE) na agricultura são complexos e heterogêneos, mas as atividades de manejo dos sistemas agrícolas oferecem possibilidades de mitigação. Muitas dessas oportunidades baseiam-se em tecnologias que podem ser adotadas imediatamente (IPCC, 2007).

Algumas práticas para mitigar as mudanças climáticas em áreas agrícolas incluem: melhoria do manejo de terras agrícolas; melhoria do manejo de pastagens, manejo de solos agrícolas orgânicos; recuperação de áreas degradadas, manejo da criação de gado, manejo dos resíduos/biossólidos e produção de bioenergia (IPCC, 2007).

A substituição de fertilizantes minerais por fontes orgânicas pode reduzir os problemas ambientais associados com o acúmulo de resíduos animais, dando um destino adequado aos resíduos da produção animal e visando economia na compra de insumos agrícolas. Por outro lado, ainda existe controvérsia sobre os efeitos dos fertilizantes orgânicos na diminuição das emissões de GEE (CHADWICK et al., 2011).

Inibidores da nitrificação têm sido usados como uma estratégia eficaz para atenuar as perdas de nitrogênio (N) (AKIYAMA et al, 2010; QUEMADA et al, 2013; SANZ-COBENÑA et al, 2014;), uma vez que podem aumentar a eficiência de uso de N e também tem um efeito positivo sobre o rendimento das culturas em determinadas condições ambientais e de manejo (ABALOS et al., 2014).

Inibidores da nitrificação podem proporcionar redução entre 30 e 80% nas emissões de N₂O (KIM et al., 2012). Por outro lado, a eficácia do inibidor de nitrificação é altamente relacionada a condições ambientais que afetam os processos que levam às perdas de N (ABALOS et al., 2014).

A irrigação quando bem planejada, evitando-se o excesso de água, tem sido também sugerida como uma estratégia útil para diminuir as perdas de N do sistema. Portanto, as perdas gasosas de N₂O, CH₄ e CO₂ estão intrinsecamente relacionadas com o manejo adequado de água, tipos de fertilizantes e condições ambientais.

Neste contexto o objetivo desta pesquisa foi avaliar na cultura do milho:

- o efeito da substituição da ureia (U), na semeadura, por fertilizantes orgânicos: urina de suínos (U), urina de suínos + inibidor de nitrificação-DMPP (U+I) e composto da fase sólida de dejetos de suínos e aves (COM), nas emissões de GEE e na produtividade da cultura do milho,

- o efeito de dois sistemas de irrigação (aspersão e gotejamento) nas emissões (GEE), na produtividade da cultura do milho,

- o efeito da adição de um inibidor de nitrificação sobre as emissões de GEE e na produtividade da cultura do milho.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Gases de efeito estufa e mudanças climáticas

O efeito estufa é um mecanismo natural de aquecimento da atmosfera responsável por manter a temperatura média do planeta em níveis adequados para a existência dos seres vivos na biosfera. Esse fenômeno ocorre quando parte da radiação solar refletida pela superfície terrestre é absorvida por determinados gases, denominados de “gases de efeito estufa - GEE”, presentes na atmosfera. Como consequência disso, a radiação infravermelha refletida pela Terra fica retida na baixa atmosfera resultando no aquecimento do planeta (ESCOBAR, 2008).

Este efeito, causado por fontes naturais, torna a Terra um planeta habitável para a humanidade com temperatura média de 15°C. Se não houvesse a camada de gases, a superfície terrestre poderia sofrer grandes variações, dificultando a sobrevivência de muitas formas de vida (SCARPINELLA, 2002).

Ambientes naturais, em estado conservado, são essencialmente emissores de gases de efeito estufa, entretanto a velocidade e a intensidade das emissões são menores, pois há um equilíbrio no ciclo biogeoquímico natural destes gases (FROUZ et al., 2009).

A natureza tem mecanismos para produzir e consumir esses gases, no entanto, existe um sistema complexo de atividades antrópicas que emitem grandes quantidades de GEE e de outros gases, tais como clorofluorcarbonos (CFCs) e ozônio (O₃), para a troposfera. Devido à grande quantidade de emissões desses gases à atmosfera, a natureza não possui mecanismos capaz de metabolizá-los.

Segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas das Nações Unidas (IPCC, 2001) desde a revolução industrial a concentração de GEE na atmosfera está aumentando constantemente e desde a revolução industrial a temperatura da Terra já aumentou 0,6°C.

De acordo com modelos climáticos, se as tendências de aumento das emissões de GEE se mantiverem, poderá ocorrer aquecimento de até 6 °C em algumas regiões da Terra até o final do século XXI. É provável que a temperatura média global durante o século XXI aumente entre 2,0 °C a 4,5 °C (IPCC, 2007).

A concentração dos principais gases de efeito estufa aumentou em 31%, 150% e 16% para o CO₂, CH₄ e N₂O, respectivamente desde 1750 (IPCC, 2001). A concentração dos principais GEE na atmosfera passou, da era pré-industrial para os dias atuais, de 280 ppm para 366 ppm de CO₂, 0,8 ppb para 1,74 ppb de CH₄ e 288 ppb para 311 ppb de N₂O (IPCC, 2007).

Segundo Oliveira et al. (2003), a contribuição dos gases no efeito estufa depende basicamente de dois fatores: sua concentração na atmosfera e seu poder de aquecimento molecular, sendo que o elemento utilizado como referência é o CO₂ por ser o gás de efeito estufa mais abundante na atmosfera e de maior contribuição no aquecimento global. O CH₄ tem poder 23 vezes maior do que o CO₂ para reter calor e o N₂O consegue ser 298 vezes mais “eficiente” na retenção de calor do que o dióxido de carbono (IPCC, 2007).

Estima-se que o óxido nitroso seja responsável por 6% do total de gases de efeito estufa emitido e a sua concentração na atmosfera continua a aumentar gradualmente (IPCC, 2001).

2.2. Agricultura e o meio ambiente

O setor agropecuário, principalmente a agricultura, teve papel importante no aumento das emissões de GEE no decorrer dos anos. Em escala global, estima-se que 20% destes gases emitidos para a atmosfera, no ano de 2005, foram originários da atividade agrícola (JOHNSON et al., 2005).

Segundo o Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI, 2013), no ano de 2010, as principais atividades poluidoras e suas respectivas percentagens de emissões de GEE foram: as atividades agropecuárias (35%), o uso das terras e florestas (22%), os setores relacionados à produção de energia (32%), os processos industriais (7%) e os tratamentos de resíduos (4%). Observou-se o incremento na participação do setor agrícola nas emissões de GEE, sendo 20% em 2005 e com 35% de participação nas emissões em 2010.

Dentre as atividades agrícolas, as que mais contribuem para as emissões de GEE, estão aquelas que alteram a dinâmica do C e do N no solo, como por exemplo, o uso e o manejo inadequado, com preparo intensivo, baixo aporte de resíduos, e

adubação mineral com nitrogênio, juntamente com a deposição dos dejetos pelos animais (MCTI, 2010)

O N é um nutriente essencial à qualquer cultura, por isso o uso de fertilizantes nitrogenados (minerais e orgânicos) é uma prática indispensável. Porém, devido à multiplicidade de reações químicas e biológicas, a dependência das condições ambientais e ao seu efeito no rendimento das culturas, o nitrogênio é o elemento que apresenta maiores dificuldades de manejo na produção agrícola mesmo em propriedades tecnicamente orientadas (EPSTEIN e BLOOM, 2006; MALAVOLTA, 2006).

Dados obtidos de sistemas de produção agrícola demonstram que o N_2O é emitido em resposta à adubação nitrogenada (SARKODIE-ADDO et al., 2003; MOSIER et al., 2004; OMONODE et al., 2011).

No período após a fertilização a magnitude da emissão de N_2O é maior e fortemente dependentes das chuvas (BALL et al., 1999; PASSIANOTO et al., 2003). Zanatta et al. (2010) verificaram que a aplicação de N aumentou as emissões de N_2O do solo em cerca de 4 a 400 vezes em relação ao tratamento testemunha, o maior pico de emissão ocorreu três dias após a fertilização nitrogenada, e coincidiu com os maiores teores de nitrato (NO_3^-) e íon amônio (NH_4^+) no solo.

Estima-se que as emissões anuais de N_2O devidas às atividades antrópicas esteja entre 3 a 8 Tg de N e grande parte desta produção seja devida à agricultura (MOSIER et al., 1998). Os solos são a maior fonte de emissão N_2O , sendo que as emissões antrópicas de óxidos de N estão associadas com a adição de fertilizantes e aumento na mineralização do N orgânico do solo em sistemas agrícolas (DUXBURY, 1995).

A adubação nitrogenada intensifica os processos de produção de N_2O porém, pode inibir a oxidação de CH_4 (ZANATTA et al., 2010). O íon NH_4^+ atua como inibidor da oxidação do CH_4 no solo ao competir pela enzima mono-oxigenase, encarregada de catalisar a reação (HÜTSCH et al., 1993; BOECKX et al., 1997).

Por outro lado, vários estudos têm indicado que os teores de N mineral do solo podem estimular a oxidação de CH_4 (VELDKAMP et al., 2001; HELLEBRAND et al., 2003; BODELIER & LAANBROEK, 2004).

O N mineral parece ser um pré-requisito para a ocorrência do consumo de CH₄ e pode até iniciar e estimular a maquinaria enzimática de uma forma ainda desconhecida (BODELIER & LAANBROEK, 2004).

O solo pode exercer papel de fonte ou dreno de CH₄ para atmosfera, isso vai depender das suas condições físicas e químicas, que vão determinar a atividade das bactérias que controlam as emissões ou remoções de CH₄ pelos processos de produção e oxidação (USSIRI et al., 2009). Com isso, as condições de aeração do solo têm grande influência para este ser fonte ou dreno para a atmosfera de CH₄.

O CH₄ é produzido nos solos quando a matéria orgânica (MO) é decomposta em condições anaeróbias (MOSQUERA et al., 2007). A produção de CH₄ no solo ocorre pela atividade das bactérias metanogênicas que, em condições restritas de O₂, oxidam os compostos orgânicos a CH₄. A atividade das bactérias metanogênicas no solo agrícola tem sido regulada principalmente pela disponibilidade de O₂ (HÜTSCH, 1998).

Desta maneira, os ecossistemas que possibilitam o desenvolvimento de bactérias metanogênicas são usualmente os ambientes aquáticos, ou onde existam zonas deficientes em oxigênio, devido ao seu consumo por respiração ou limitação da difusão do oxigênio da atmosfera. Neste sentido, Glaztel & Stahr (2001) sugerem que para ocorrer emissão de CH₄ em solos não é necessário o ambiente anaeróbio em todo o solo, mas em pequenos sítios, como dentro dos agregados.

Por outro lado, a oxidação do CH₄ no solo ocorre pela atividade das bactérias metanotróficas que são hábeis para utilizar o CH₄ como fonte de carbono e energia. Essas bactérias são aeróbias, heterotróficas e, portanto, a disponibilidade de O₂ é condição fundamental à sua atividade em solos agrícolas (CONRAD, 1989).

Deste ponto de vista, os solos aerados apresentam capacidade de oxidar o CH₄ gerado no solo e ainda, dependendo da população metanotrófica presente, pode vir a absorver o CH₄ presente na atmosfera, sendo altamente interessante do ponto de vista ambiental. Uma vez produzido, o CH₄ pode ser transportado para a atmosfera. No entanto, em condições aeróbias o gás pode ser oxidado a CO₂, conferindo aos solos a característica de absorver CH₄ (MOSQUERA et al., 2007).

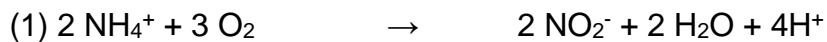
O CO₂ emitido dos solos agrícolas é resultante de interações entre o clima e os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, tais como a densidade do solo

(TEIXEIRA et al., 2012), a textura e a porosidade livre de água (PANOSSO et al., 2011), o preenchimento de água nos poros (LIN, DORAN, 1984; SMART; PEÑUELAS, 2005), a temperatura do solo (USSIRI; LAL, 2009) e a umidade do solo (LA SCALA, et al., 2006; MOITINHO et al., 2013).

2.3. Processos responsáveis pelas emissões de gases de efeito estufa

2.3.1. Nitrificação

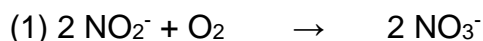
A nitrificação pode ser definida como uma oxidação biológica em que o NH_4^+ , é convertido à NO_3^- , em condições aeróbias, por microrganismos do solo. Basicamente, pode-se dividir o processo em duas fases, sendo que na primeira ocorre a formação de nitrito por ação das bactérias do gênero *Nitrosomonas* e na segunda ocorre a formação de nitrato por ação das bactérias do gênero *Nitrobacter*. (TISDALE et al., 1985).



De acordo com Myrold (1998), na primeira fase da nitrificação, pode ser subdividida em outras duas fases: na primeira, a amônia é convertida em hidroxalamina por meio da ação da enzima amônia mono-oxigenase; na segunda, mediante vários processos, a hidroxalamina é convertida em nitrito, com participação da enzima hidroxalamina oxidoreductase.



A segunda fase da nitrificação, a oxidação do nitrito a nitrato, é realizada em apenas uma etapa, com participação da enzima nitrito oxidoreductase e ganho energético de 18 Kcal mol⁻¹ nitrito utilizado.



Essas reações também podem ser mediadas por microrganismos heterotróficos, como bactérias, fungos e actinomicetos, porém, as nitrobactérias são consideradas mais efetivas e de maior importância para este processo no sistema solo (BUCKMAN & BRADY, 1969).

2.3.2. Desnitrificação

O processo de desnitrificação é a redução de NO₂⁻ à NO₃⁻ e nitrogênio molecular. Existem dois tipos de desnitrificação, a biológica e a química, sendo a biológica muito mais importante.

A desnitrificação biológica é realizada por microrganismos aeróbios facultativos (bactérias e fungos) que, em condições de baixa concentração de oxigênio, utilizam estes compostos como aceitadores de elétrons (desnitrificação biológica).

As bactérias responsáveis pela desnitrificação biológica pertencem a gêneros diferentes, se destacando as espécies de bactérias heterotróficas dos generos *Pseudomateria organicanas*, *Bacillus*, *Thiobacillus*, *Propionibacterium* e outro (FIRESTONE, 1982).

Estes microrganismos são predominantemente heterotróficos anaeróbios facultativos que podem utilizar o NO₃⁻ como receptor de elétrons em vez de O₂ para a respiração sob baixo teor de O₂ ou em um ambiente anaeróbio. As enzimas que catalisam essas reações são nitrato-redutase, nitrito-redutase, óxido nítrico-redutase e óxido nitroso - redutase (HOCHSTEIN e TOMLINSON, 1988). Nestas reações aparecem como intermediários óxidos de nitrogênio (NO_x) que são o óxido nítrico (NO) e o N₂O.

No entanto, as bactérias desnitrificadoras mostram uma variedade de reduções incompleta: algumas apenas produzem N₂, outras N₂O e N₂ e outras apenas N₂O. A atividade destas bactérias desnitrificadoras, ou seja, a desnitrificação biológica, varia

dependendo das condições ambientais. Os principais fatores que regulam o processo de desnitrificação são: a disponibilidade de NO_3^- , carbono orgânico assimilável, ausência de oxigênio, temperatura do solo, pH e porosidade preenchida por água (PPA).

2.3.3. Desnitrificação por nitrificadores

Em 1972, Ritchie e Nicholas, propuseram a ideia de que alguns microrganismos nitrificantes do solo podiam além realizar o processo de nitrificação, também podiam realizar a desnitrificação. Sugeriu-se então uma rota de atuação destes microrganismos denominada desnitrificação dos nitrificadores. Nesta via, o NH_3 é oxidado a NO_2^- que posteriormente se reduz a NO , N_2O e N_2 .

As transformações são realizadas por microrganismos autotróficos nitrificantes porém são diferentes da via mencionada anteriormente "couple nitrification-desnitrification", onde são os desnitrificadores que reduzem NO_2^- ou o NO_3^- produzido por nitrificadores.

Segundo Wrage et al. (2001), as emissões realizadas pela desnitrificação dos nitrificantes também contribuir para o aumento da emissão de óxidos de nitrogênio na atmosfera, assim como causam perdas de fertilizantes nitrogenados nos solos agrícolas.

Em poucos trabalhos foram estudados este mecanismo como uma forma de produção de N_2O , mas parece que este processo é favorecido pela baixa concentração de O_2 e matéria orgânica no solo, bem como a um pH ácido. Devido estes fatores, este mecanismo de emissões de gases não são comuns a todos os solos (WRAGE et al., 2001).

2.4. Principais fatores que influenciam as emissões de gases de efeito estufa do solo

2.4.1. Tipo de solo

O solo acaba sendo um fator-chave nos processos de nitrificação e desnitrificação. Sua textura, pH e teor de matéria orgânica são fatores fundamentais para promover a nitrificação ou desnitrificação. A textura, por exemplo, afeta a

retenção de água. Assim, um solo de argiloso retém mais água do que um solo arenoso, favorecendo então os processos anaeróbios. A composição das argilas pode influenciar diretamente a retenção de NH_4^+ . As argilas do tipo 2:1 tem uma elevada capacidade de fixação ao amônio, reduzindo a disponibilidade deste íon para o processo nitrificação (SANCHEZ-MARTIN et al., 2008).

Como mencionado anteriormente, o pH tem o poder para ativar ou inativar determinados microrganismos do solo. De tal modo que em pH ácido a enzima óxido nitroso-redutase é inibida dificultando a redução do N_2O à N_2 nos processos de desnitrificação.

A matéria orgânica do solo desempenha um papel fundamental no desenvolvimento e funcionamento dos ecossistemas terrestres, uma vez que o conteúdo e a dinâmica da mesma determina o potencial de produtividade tanto dos sistemas naturais como dos cultivados.

A matéria orgânica no solo pode ser dividida em dois grupos, dependendo da sua estrutura química; substâncias não-húmicas, que inclui compostos orgânicos pertencente as classes quimicamente conhecidas (aminoácidos; carboidratos, lipídeos e etc.), e substâncias húmicas, que é a fracção quantitativamente mais importante. Esta fracção é formada por uma mistura heterogénea de compostos formados a partir de processos de degradação de restos orgânicos (STEVENSON, 1994).

Sem dúvida a porção hidrossolúvel é a que desperta maior interesse. Embora a percentagem desta fracção seja muito pequena, tem uma contribuição importante na dinâmica global, especialmente porque atua como fonte de energia e nutrientes para a atividade biológica do solo (CHANTIGNY et al., 2003).

Deve-se ressaltar que a fracção mais ativa da matéria orgânica é a biomassa microbiana, a qual engloba um conjunto de microrganismos envolvidos na mineralização e humificação da matéria orgânica. Portanto, a disponibilidade de nutrientes e produtividade dos sistemas agrícolas dependerá principalmente da quantidade e atividade da massa microbiana (SPARLING, 1997).

2.4.2. Umidade do solo

O principal fator responsável pela desnitrificação é a quantidade de O_2 no solo. Após uma intensa chuva ou rega, os poros do solo estão saturados de água deslocando O_2 para a atmosfera. Neste momento as condições anaeróbias são extremas, favorecendo completamente a desnitrificação. Quando o solo começa a secar devido a evapotranspiração, o conteúdo de água diminui, favorecendo o processo de nitrificação pelo aumento de O_2 nos poros do solo. Assim, o teor de água do solo tem um papel crucial na dinâmica da produção, transporte e reação de N_2O .

A água, portanto, tem um elevado poder de determinar os mecanismos biológicos que irão ocorrer no solo, associada evidentemente a outros parâmetros, tais como a qualidade do solo, do clima e o pH. A presença de estações seca e chuvosa podem ocasionar pulsos de emissões de N_2O e NO do solo quando, após um período seco, são novamente umedecidos com a chegada das chuvas (DICK et al., 2001).

A água reativa os microrganismos presentes no solo, que estavam em um período de inatividade. Estes fazem uso de reservas de nutrientes do solo, especialmente de carbono e nitrogênio, emitindo à atmosfera pulsos de N_2O e NO como resultado de suas atividades. Este fenômeno é conhecido como "efeito pulsante" (CARDENAS et al, 1993)

Considera-se que no momento do fornecimento de água, as condições desnitrificantes são predominantes, gerando grandes emissões de N_2O . Quando o solo começa a secar, ativa-se as condições de nitrificação, gerando emissões de NO . No entanto. Se os períodos de chuva são intensos, os pulsos são mais elevados (DICK et al., 2001).

2.4.3. Fertilização orgânica

A aplicação de dejetos ou de resíduos gerados na produção animal, é considerada uma boa prática agrícola. A utilização de fertilizantes orgânicos aporta ao solo não somente o nitrogênio, mas também carbono orgânico e micronutrientes essenciais para a planta (ZALIDIS et al., 2002).

Os fertilizantes orgânicos, uma vez no solo, passam por um processo de mineralização, mais ou menos lento, dependendo da sua natureza e das condições

ambientais, atrasando a incorporação dos nutrientes assimiláveis para o cultivo, devido sua liberação gradual no solo (SANCHEZ et al., 1997).

A adição de resíduos orgânicos biodegradáveis ao solo tem uma outra característica, ela pode estimular os processos de desnitrificação. O aporte de carbono orgânico cria áreas anaeróbias devido ao consumo de oxigênio pelos microrganismos do solo. Quando o íon NO_3^- chega a estas áreas anaeróbias através de um fluxo de massa provocada pela difusão deste íon em água, o processo de desnitrificação é intensificado.

Segundo Bowman (1990), as emissões de N_2O não estão relacionados com o tipo de fertilizante. No entanto, hoje, está bem estabelecido por muitos pesquisadores que o tipo de fertilizante nitrogenado afeta, e muito, as emissões e processos envolvendo o ciclo do nitrogênio no solo. Autores como Vallejo et al. (2006); Jones et al. (2007); Sanchez-Martin et al. (2008) demonstraram que existe diferença significativa das emissões produzidas de aplicação de fertilizantes minerais com relação à fertilizantes orgânicos.

2.4.4. Sistema de irrigação

O uso da irrigação se faz necessário, principalmente em regiões onde as precipitações são desuniformes, podendo causar um déficit hídrico à cultura, tornando-se necessária a suplementação de água no solo (PAZ, 2002).

A agricultura irrigada tem sido uma importante estratégia para otimização da produção de alimentos, promovendo desenvolvimento sustentável no campo, com geração de emprego e renda (LUNA et al., 2013). Porém, a disponibilidade de água tem se tornado cada vez mais limitante, devendo ser utilizada de maneira criteriosa e precisa, não só visando a otimização da produtividade e da qualidade final do produto, mas também o uso adequado dos recursos hídricos (BERNARDO et al., 2006).

A eficiência de irrigação, tomada como a razão entre a quantidade de água efetivamente usada pela cultura e a quantidade retirada da fonte, no âmbito mundial, ainda é muito baixa, situando-se, em termos médios, em torno de 37%. A simples melhora de 1% na eficiência do uso da água de irrigação, nos países em desenvolvimento de clima semi-árido ou árido, significaria uma economia de 200 mil

litros de água, por agricultor, por hectare/ano (LIMA; FERREIRA; CHRISTOFIDIS, 1999).

A irrigação utilizada de forma racional pode promover economia de aproximadamente 20 % da água e 30 % da energia consumida. Do valor relativo à energia, a economia de 20 % seria devido à não aplicação excessiva da água e 10 % devido ao redimensionamento e otimização dos equipamentos utilizados (LIMA; FERREIRA; CHRISTOFIDIS, 1999).

Na agricultura perde-se 2.500 km³ de água por ano, valor muito superior ao que a indústria perde (117 km³) e ao que o uso doméstico também perde (64,5 km³) (LEMOS, 2003).

Diante dos fatos citados acima, a irrigação por gotejamento tem ganhado espaço, principalmente nos últimos 15 anos. Este sistema aplica água em apenas parte da área, reduzindo assim a superfície do solo que fica molhada, exposta às perdas por evaporação. Com isso, a eficiência de aplicação é bem maior e o consumo de água menor (BERNARDO, 2002).

A irrigação localizada é usada, em geral, sob a forma de sistema fixo, ou seja, o sistema é constituído de tantas linhas laterais quantas forem necessárias para suprir toda a área, isto é, não há movimentação das linhas laterais (BERNARDO, 2002).

A distribuição da água na irrigação por gotejamento apresenta um modelo no qual a água é fornecida através de um gotejador, com uma taxa de fluxo muito baixa (2-3 L h⁻¹). A água infiltra-se gradualmente em ambos os sentidos, vertical e horizontal, devido à capilaridade (ALLEN et al., 1998).

O sistema de irrigação por aspersão consiste na técnica que visa suprir a demanda hídrica da cultura pelo fracionamento de um jato de água em gotas lançadas sobre a superfície do solo, simulando uma chuva e uniforme (ALBUQUERQUE; DURÃES, 2008).

De acordo com Mateos (1998), a distribuição da água aplicada pelo sistema de irrigação por aspersão é um processo que passa por duas etapas: 1) aplicação da água na superfície do solo ou da cultura e; 2) redistribuição da água aplicada no interior do solo.

Apesar dos efeitos positivos da redistribuição da água no solo, que em alguns casos, pode anular os efeitos da desuniformidade de aplicação (LI & RAO, 2003),

deve-se considerar, conforme enfatizado por FRIZZONE et al. (2007), que a uniformidade do teor de água do solo e a produtividade das culturas irrigadas são bastante dependentes da uniformidade com que a água é aplicada durante a primeira etapa desse processo.

Mateos (1998), classifica os diversos fatores que afetam a uniformidade da aplicação de água na superfície do solo de acordo com as seguintes categorias: (i) características do aspersor (modelo, número e tamanho de bocais, pressão de serviço e ângulo do jato do aspersor); (ii) distribuição do sistema (altura de instalação dos aspersores, espaçamento, tipo de arranjo, declividade do terreno e variações de pressão); (iii) fatores climáticos (direção e velocidade do vento e evaporação das gotas), e (iv) fatores do manejo (inclinação das hastas dos aspersores, tempo de operação por posição e tipo de movimentação).

Sabe-se que, independentemente do método, a irrigação surgiu para garantir a produção agrícola e evitar perda de produtividade, superando assim as estiagens e a baixa quantidade e distribuição de chuvas. E para garantia de lucratividade e eficiência do uso da água.

Embora existam vários estudos sobre o benefício para a economia de água e até mesmo para reduzir as perdas por lixiviação (VAZQUEZ et al., 2005), até agora encontram-se poucos estudos sobre como estes dois tipos de irrigação podem influenciar as emissões de óxidos de GEE.

2.5. Importância do nitrogênio para a cultura do milho

Grande parte dos solos cultivados permitem que plantas desenvolvam sem a adição de nutrientes, contudo ao buscar níveis produtivos maiores, se faz necessário a aplicação de nutrientes. Dentre as principais culturas de interesse agrônomo, o milho expressa dependência nutricional, principalmente de nitrogênio (CANCELLIER 2011).

É conhecida a importância do nitrogênio quanto às suas funções no metabolismo das plantas, participando como constituinte de moléculas de proteínas, coenzimas, ácidos nucleicos, citocromos e clorofila, além de ser um dos nutrientes mais relevantes para o aumento da produção agrícola. A adubação nitrogenada influencia não só a produtividade, mas também a qualidade do produto em consequência do teor de

proteína nos grãos de milho (SABATA & MASON, 1992; LANDRY & DELHAYE, 1993; ZHANG et al., 1994).

Devido à alta exigência de N, o milho responde positivamente à quantidade de N aplicado, apresentando incrementos significativos em várias características que influenciam a produtividade final (OHLAND et al., 2005).

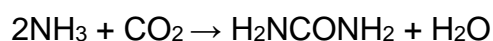
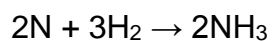
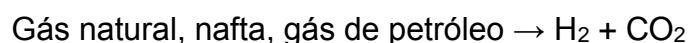
A resposta da cultura do milho ao N depende de fatores como o manejo da dose de N a ser aplicada, época de aplicação do fertilizante e além da interferência exercida pelas condições edafoclimáticas e pelos microrganismos do solo, sendo fundamental a escolha da fonte nitrogenada adequada (OKUMURA et al., 2011).

O N disponível para as plantas depende, entre outros fatores, da quantidade de matéria orgânica no solo (AMADO; MIELNICZUK; FERNANDES, 2000), do manejo adotado (KRISTENSEN; DEBOSZ; MCCARTY, 2003), do tipo de solo (THOMSEN et al., 2001), da umidade, da aeração e da temperatura do solo (SIERRA; MARBÁN, 2000).

Da quantidade de N adicionada ao solo, apenas uma pequena parte é recuperada pelas plantas, evidenciando a grande perda de N no solo, em virtude de processos de volatilização, lixiviação, desnitrificação e erosão (STEVENSON, 1982).

2.6. Fontes de nitrogênio

Em sistemas agrícolas, as fontes de N são decorrentes da deposição atmosférica (CARVALHO JUNIOR, 2004), da fertilização nitrogenada e da fixação biológica do N₂ atmosférico (SCHLESINGER, 1997). Dentre os diversos fertilizantes nitrogenados encontram-se a ureia, urina de suínos e o composto oriundo de dejetos de animais. Sabe-se que a ureia é a principal fonte de N utilizada como fertilizante, devido principalmente ao fato de possuir alta concentração de N (45% de N na forma de amina) (CIVARDI et al., 2011; SILVA et al., 2012). A ureia é obtida de acordo com o seguinte esquema, resumido de Malavolta (1981):



O processo de fabricação de ureia se inicia com a captação do nitrogênio do ar por meio de compressores que utilizam a energia elétrica para absorver o ar da atmosfera, passando por filtros que tem a função de separar o nitrogênio do restante dos gases. Num segundo momento, no interior de um reator de síntese, é adicionado o hidrogênio proveniente da nafta (derivado do petróleo). A função do reator é transformar a mistura do nitrogênio e do hidrogênio em amônia, através de processos químicos com temperatura e pressão elevadas em seu interior, sendo o gás natural o responsável para aquecer o reator de síntese. Num terceiro momento é adicionado junto à amônia o gás carbônico, proveniente da queima do gás natural em uma câmara de combustão, após esse processo concluído se obterá a ureia.

Se a ureia for aplicada sob condições climáticas desfavoráveis, ou seja, solo com umidade insuficiente para a solubilização do fertilizante elevam-se as perdas, diminuindo a eficiência de uso do N aplicado (ROCHA, 2014).

O N presente na urina de suínos apresenta-se, na maioria dos casos, em maior proporção na forma amoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$), podendo chegar a 70% do N total (Scherer et al., 1996). Nessa forma, o N está suscetível a perdas, principalmente por volatilização da amônia, tanto nos locais de armazenamento dos dejetos (SOMMER et al., 1993) como após a sua aplicação no campo (AL-KANANI et al., 1992; ROCHETTE et al., 2001).

A forma iônica na qual os nutrientes se encontram na urina torna-os prontamente disponíveis às plantas (KIRCHMAN & PETERSON, 1995; WINBLAD & SIMPSON-HÉBERT, 2004). Pesquisas sobre uso da urina com fertilizante comprovaram sua eficiência ao fornecer os nutrientes necessários às plantas, e aumentar a produção (JÖNSO et al., 2004).

No solo, a ureia presente na urina é hidrolisada pela enzima urease, produzindo amônia que pode a ser perdida por volatilização (FERREIRA, 1995; VAN HORN, 1996). Existem registros na literatura indicando que a magnitude de perdas pode variar entre 2% a 50 % do N depositado na forma de excretas (HAYNES e WILLIAMS, 1993).

A volatilização do N proveniente da ureia diminui com a acidificação do solo (VAN HORN, 1996). Cunha et al. (2001) demonstraram que a acidificação da urina

armazenada reduziu a perda de N por volatilização. A acidificação da urina pode ter uma aplicação prática importante para o produtor que pretenda utilizá-la.

O processo de volatilização da amônia proveniente da ureia gera perdas de N expressivas nos solos. Entretanto, estas perdas por volatilização são menores em solos ácidos (FERREIRA et al., 2000) ou quando a urina armazenada é acidificada (CUNHA et al., 2001).

A maior retenção do N na urina acidificada pode ter origem bioquímica (redução da atividade da urease) e físico-química (favorecimento da forma iônica NH_4^+ em relação à forma amoniacal NH_3).

A aplicação de urina de suínos em solos agrícolas apresenta um elevado risco de emissões por volatilização de NH_3 . Porém existem equipamentos que permitem aplicar a urina ou dejetos diretamente no solo a uma certa profundidade (5 a 20 centímetros). Se não for possível utilizar estes sistemas, pode incorporá-la ao solo usando o cultivador. Desta forma, diminui as emissões por volatilização, mas deve-se levar em conta as emissões ou perdas por lixiviação.

2.7. Inibidor da nitrificação como estratégia agrícola para mitigar emissões de gases de efeito estufa do solo

A agricultura é o principal responsável pelas emissões de GEE para a atmosfera e a iminente necessidade de reduzi-las está levando muitos pesquisadores a propor estratégias que favoreçam esta mitigação e algumas delas poderiam ser; rotação de culturas, a utilização de culturas que reciclem de forma mais eficiente o N, desenvolvimento de fertilizantes acessível economicamente que reduzam a nitrificação e sua adoção pelos agricultores.

Fertilizantes nitrogenados adicionados aos sistemas de cultivo são rapidamente transformados pelos organismos do solo em nitrato (NO_3^-). Este elemento possui dinâmica muito intensa no solo, sendo facilmente lixiviado pelo perfil do solo ou desnitrificado para a forma gasosa (óxido nitroso) e volatilizada do solo.

Apesar da adubação nitrogenada adicionada aos solos representar uma importante fonte de emissão de óxido nitroso, ela se constitui imprescindível para a alta qualidade e quantidade da produção agrícola. Entretanto, existem tecnologias que

podem amenizar as emissões de óxido nitroso, sendo uma delas os inibidores da nitrificação (FRYE, 2005).

Os inibidores da nitrificação atuam desativando a enzima mono-oxygenase, que é responsável pela oxidação do NH_4^+ a NO_2^- , sem interferir na oxidação subsequente deste a NO_3^- (SING e VERMA, 2007), mantendo o nitrogênio do solo na forma de NH_4^+ por mais tempo, evitando assim tanto a lixiviação como a desnitrificação do NO_3^- . A lixiviação e a desnitrificação são impedidas, respectivamente, pela ligação do amônio na CTC do solo e pela redução da disponibilidade de substrato necessário (NO_3^-) para os organismos desnitrificantes (FRYE, 2005)

Com isso, o N amoniacal aplicado via urina de suínos é preservado, evitando que essa forma móvel de N, no período que a cultura não está absorvendo-o, seja perdida, e conseqüentemente diminuindo a emissão de N_2O para a atmosfera, tanto pela redução de NO_2^- na nitrificação quanto pela redução de NO_3^- na desnitrificação (DAMASCENO, 2010).

Existem vários compostos patenteados como inibidores de nitrificação, porém poucos demonstraram eficiência agrônômica e econômica simultaneamente. Dentre os inibidores da nitrificação comerciais que se destacam estão a nitrapirina e a dicianodiamida (DCD), porém foi desenvolvido um outro inibidor de nitrificação na Alemanha – 3,4-dimetilpirazole-fosfato (DMPP) – que também tem se mostrado eficiente (FRYE, 2005).

Quando comparado ao DCD, um efeito de inibição comparável ou até melhor foi obtido com uma dose dez vezes menor de DMPP (ZERULLA et al., 2001).

O DMPP é eficaz mesmo em doses muito baixas. Uma aplicação de 0,5 a 1,5 kg ha^{-1} (dependendo da quantidade de nitrogênio aplicada) é suficiente para inibir a nitrificação por um período de 4 a 10 semanas em condições de campo (ZERULLA et al., 2001). A duração da ação depende de condições climáticas (PASDA; HAHNDEL; ZERULLA, 2001), características do solo e da cultura (BARTH et al., 2001; PASDA; HAHNDEL; ZERULLA, 2001).

O DMPP provou ser altamente compatível com as plantas, não ocorrendo fitotoxicidade. Até agora, não foi reportado nenhum experimento de campo no qual a aplicação de DMPP causou reação fitotóxica (ZERULLA et al., 2001).

Outra característica do DMPP é um período de permanência maior no solo quando comparado ao DCD. Devido à sua adsorção pelos colóides, o DMPP é menos móvel no solo, inibindo a nitrificação no horizonte superficial onde o fertilizante é aplicado mesmo após a simulação de alta precipitação. Portanto, a lixiviação do nitrato é eficientemente inibida pelo DMPP sob condições favoráveis a lixiviação (WISSEMEIER et al., 2001).

Dentre as vantagens frequentemente conferidas aos fertilizantes com inibidor de nitrificação está o aumento na produtividade, a possibilidade de economizar nitrogênio e reduzir o número de aplicações (TRENKEL, 2010).

Logo, a utilização de inibidores de nitrificação pode mitigar a produção de N_2O . Estudos mostraram que a aplicação de inibidores de nitrificação, mesmo quando aplicados com a maior dose de urina de ovinos (fonte emissora de óxido nítrico), foram eficientes em diminuir a emissão de N_2O em um argissolo em área de ILPF, em comparação com a mesma dose de urina, mas sem os inibidores (MAGIEIRO, 2013).

Vallejo et al., (2005) ainda observaram diminuição nas perdas por desnitrificação, já que ao reduzir no solo o substrato de partida de desnitrificação, o NO_3^- , as emissões de N_2O também foram reduzidas de forma positiva.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área experimental e tratamentos avaliados

O estudo foi realizado na estação experimental "El Encin" (Figura 1), pertencente ao IMIDRA (Instituto Madrilenho de Investigação e Desenvolvimento Rural, Agrário e Alimentar), situado próximo a cidade de Alcalá de Henares (Madrid, Espanha), no meio da bacia do rio Henares (latitude 40° 32'N, longitude 3° 17'W).

De acordo com a Taxonomia de Solos USDA (SOIL SURVEY STAFF, 2003) o solo foi caracterizado como sendo *Haploxerepts* Cálcico de textura com 28% de argila, 17 % de silte e 55% de areia, no horizonte superior (0-28cm).

As características básicas da camada superficial do solo são: 8,2 g kg⁻¹ de carbono orgânico total, 0,75 g kg⁻¹ de nitrogênio total, 1,41 mg m⁻³ de densidade, o pH de 7,6 e 13,1 g kg⁻¹ de CaCO₃.



Figura 1. Estação experimental "El Encin", com a cultura do milho instalada.

De acordo com dados da estação meteorológica instalada na área experimental, a temperatura média do solo durante o período de cultivo de milho (6 de maio de 2014 a 24 de outubro de 2014) foi de 20,7 °C, variando de 17,5 para 29,6 °C, valores estes, típicos da região experimental. Após a colheita, a média de

temperatura do solo foi de 13,2 °C. A precipitação acumulada foi de 127 e 241 mm durante o período de cultivo do milho e entressafra, respectivamente (Figura 2).

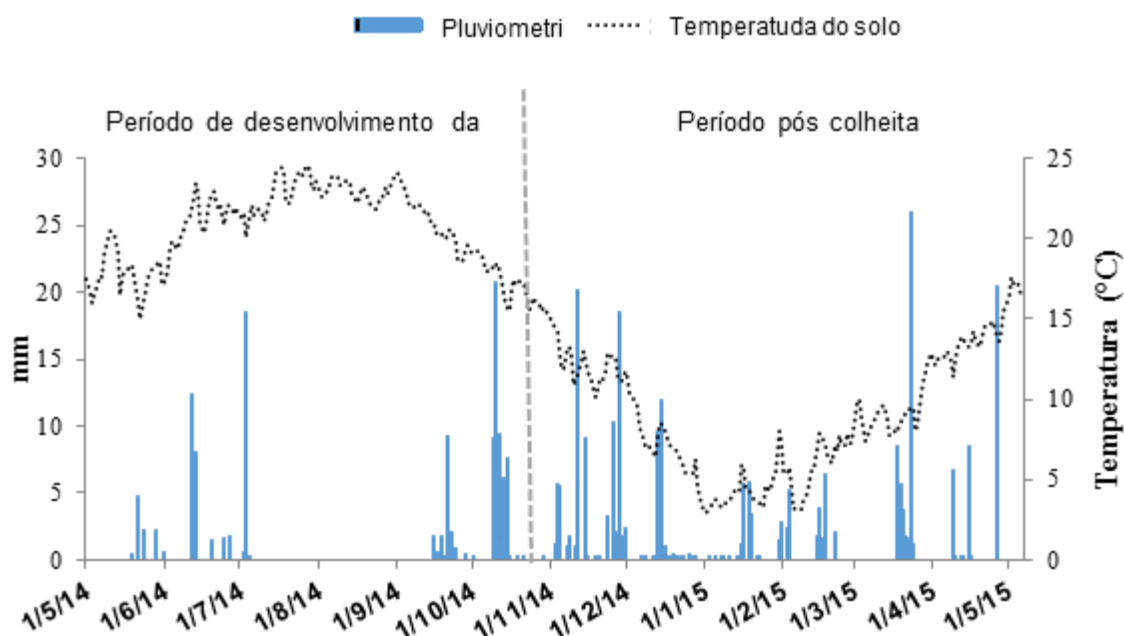


Figura 2. Pluviometria e temperatura média do solo durante o período de cultivo de milho.

A unidade experimental apresenta histórico de cinco anos consecutivos com cultura de milho. Para manter a homogeneidade referente à quantidade de resíduos da cultura sobre o solo, a palha de milho colhido na safra de 2013, foi cortada em pedaços de 10-20 cm, homogeneizada, quantificada e espalhada ou removida, dependendo do tratamento e foi aplicada a uma taxa igual a 5149 kg C ha⁻¹, correspondente à média de palha que a cultura apresentou.

A palha do milho distribuída sobre o solo da área experimental foi incorporada, com auxílio de uma enxada rotativa, somente no início de maio de 2014, momento o qual ocorreu a incorporação dos fertilizantes de semeadura da safra de 2014.

Foram realizados dois experimento, ao mesmo tempo, conduzidos em delineamento inteiramente casualizado, com cinco tratamentos e três repetições. No Experimento 1, utilizou-se sistema irrigação por aspersão e no Experimento 2, utilizou-se sistema de irrigação por gotejamento. Em ambos os experimentos foram utilizados como tratamentos quatro fontes de fertilizantes nitrogenados: fertilização com ureia (M), fertilização com composto da parte sólida de dejetos de suíno e aves (COM),

fertilização com urina de suínos (U), fertilização com urina de suínos + inibidor da nitrificação – DMPP (U+I) e um controle sem aplicação de fertilizante nitrogenado (C).

3.2. Fertilizantes orgânicos

Os fertilizantes orgânicos foram coletados no Alojamento Experimental de Suínos (AES), localizado no Campo de Práticas da Escola Técnica Superior de Engenheiros Agrônomos-UPM.

O AES era constituído por dois andares: no andar de cima há um corredor que dá acesso a quatro salas gerais independentes entre si. Cada sala geral era constituída por um corredor com seis baias (Figura 3 A), na qual os animais estão alojados (42-60 animais/ sala geral), com piso que apresenta fendas para melhor higiene e escoamento dos dejetos (Figura 3 B). Cada sala geral tem seu andar inferior correspondente, independentes entre si, no qual estavam localizadas as cintas móveis de recolhimento dos dejetos para a separação de fezes e urina. As cintas do separador de fezes e urina são de formato planas, com inclinação transversal de 0,8 graus (Figura 3 C e D).

A urina foi coletada e armazenada durante os dois meses que antecederam as fertilizações. Devido a esse tempo de armazenamento, foi necessário fazer a acidificação da urina com ácido sulfúrico PA, para evitar as reações envolvendo a ureia e o NH_4^+ , conforme citado na revisão de literatura.

A parte sólida dos dejetos de suínos originada durante o processo de separação de fases sólida e líquida, juntamente com resíduos gerados no galpão de avicultura do Campo de Práticas e resíduos vegetais de diferentes culturas, foram destinada para compostagem. Cerca de 50% do material destinado à compostagem foi da parte sólida dos dejetos de suínos, 15% de resíduos de aves e 35% de resíduos vegetais de diferentes culturas.

As leiras de compostagem foram revolvidas, mecanicamente, uma vez por semana e a temperatura e a umidade foram monitoradas duas vezes por semana. O monitoramento da temperatura foi feito com um termômetro de haste longa (100 cm) em dez pontos distintos de cada leira e para determinar a umidade coletaram-se amostras de dez diferentes pontos de cada leira e encaminharam-se ao Laboratório de Química da UPM para determinar a umidade.



Figura 3. Instalações do Alojamento de Experimental de Suínos: (A) Interior de uma das salas gerais do Alojamento Experimental de Suínos do Campo de Práticas da Escola Técnica Superior de Engenheiros Agrônomos-UPM., (B) Separação *in situ* das fezes e urina com cinta plana. Fonte: (RUBIO et al, 2001).

No decorrer do tempo do processo de compostagem, 68 dias após a última adição da parte sólida de dejetos de suínos à leira de compostagem, observou-se que a temperatura desta estava mais baixa e com variação muito pequena, indicando que o composto já poderia ser utilizado.

3.3. Instalação da cultura do milho, taxa de aplicação de fertilizantes e instalação do sistema de irrigação

A fertilização de semeadura foi realizada no dia 5 de maio de 2014 e imediatamente após este procedimento utilizou-se uma enxada rotativa para incorporar, na camada superficial do solo (0-10 cm), os fertilizantes aplicados e a palha de milho da cultura do ano anterior.

O milho foi semeado no dia 06 maio de 2014, com densidade populacional de plantas de 7,5 plantas m⁻², com espaçamento entre linhas de 90 cm e foi colhido no dia 24 de outubro de 2014. Cada parcela tinha 7 metros de comprimento por 6,5m de largura, perfazendo uma área total de 45,5m².

Com exceção do controle, todas as parcelas foram fertilizadas com 180 kg N ha⁻¹, sendo 120 kg N ha⁻¹ com fertilizantes orgânicos na semeadura (COM, U, U+I), e 42 dias após a semeadura do milho, foi realizado a fertilização de cobertura, com 60 kg N ha⁻¹ na forma de ureia. No caso das parcelas que receberam o tratamento ureia, em ambos os sistemas de irrigação, aplicou-se os 180 kg N ha⁻¹ de uma única vez na cobertura (Tabela 1).

Foi aplicado em todos os tratamentos 50 kg P ha⁻¹ e 150 kg K ha⁻¹ na forma de super-fostato-simples e sulfato de potássio, respectivamente. O fósforo e o potássio foram aplicados na fertilização de semeadura na superfície do solo na forma granular, sendo aplicado em toda a área da parcela experimental.

Tabela 1. Taxa de fertilizantes nitrogenados, orgânicos e sintético, aplicados em cada evento de fertilização para os tratamentos avaliados (C, M, COM, U e U+I).

Tratamentos	Fertilização de semeadura 5-Maio			Fertilização de cobertura 17-Junho		
	Orgânico	Ureia	DMPP	Orgânico	Ureia	DMPP
	C	-	-	-	-	-
M	-	-	-	-	180	-
COM	120	-	-	-	60	-
U	120	-	-	-	60	-
U+I	120	-	X	-	60	-

C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DMPP- 3,4-Dimetilpirazole-fosfato

O inibidor da nitrificação (DMPP) foi adicionado à uma taxa de 0,8% do N-NH₄⁺ presente na urina de suínos, momentos antes da urina ser aplicada ao solo.

As principais características químicas da urina e do composto utilizados para fertilização de semeaduras estão apresentadas na Tabela 2.

As parcelas foram irrigadas por dois sistemas diferentes de irrigação sendo: irrigação por aspersão, na qual os bicos aspersores estavam instalados a uma altura de 2,5 m do solo, com capacidade de irrigar uma área de 24 m de diâmetro e irrigação por gotejamento superficial, com emissores de vazão de 4 L h⁻¹ e 0,33 m de distância

entre eles e com a linha de irrigação alocada junta a linha da planta. Em ambos os sistemas, os eventos de irrigação iniciaram-se aos 10 dias após a semeadura do milho e terminaram aos 149 dias após a semeadura.

Tabela 2. Composição química dos fertilizantes orgânicos (urina e composto).

Parâmetros	g L ⁻¹	g kg ⁻¹
	Urina	Composto
N-Total	4,62	9,10
N-NH ₄	4,22	1,70
N-NO ₃ ⁻	-	0,02
P ₂ O ₅	-	0,08
K	4,80	20,35
Zn	0,01	0,23
Cu	-	0,12

No sistema de irrigação por aspersão foram realizados 32 eventos de irrigação com lâmina média aplicada de 21,5 mm por evento a cada 4 dias. No sistema irrigação por gotejamento foram realizados 48 eventos de irrigação com lâmina média aplicada de 14,3 mm por evento a cada 3 dias. Em ambos os sistemas de irrigação foram aplicados 688 mm.

As doses de água aplicadas foram estimadas a partir da evapotranspiração da cultura (ET_c) da semana anterior (necessidades de água líquida). Esta foi calculada diariamente pela seguinte equação:

$$ET_c = K_c \times ET_o,$$

Onde:

ET_o: é a evapotranspiração de referência (mm) calculada pelo método FAO Penman-Monteith (ALLEN et al., 1998), utilizando dados de uma estação meteorológica localizada no campo experimental.

K_c: coeficiente de cultura obtido para a cultura do milho seguindo o método de Allen et al. (1998).

3.4. Amostragem e análise de GEE

Iniciou-se a amostragem de gás no primeiro dia após a fertilização de semeadura (6 de maio de 2014). As amostras de gases do solo foram coletadas três vezes por semana durante as duas primeiras semanas seguintes às fertilizações, considerando que este é o período mais crítico das emissões de gases.

Esta medida foi tomada tanto para a fertilização de semeadura como para a fertilização de cobertura. Depois destas duas primeiras semanas, a frequência da amostragem diminuiu progressivamente. Após a colheita do milho, foram realizadas amostragens de gases até maio de 2015, com frequência de uma vez a cada 15 dias.

Os fluxos de gases (N_2O , CH_4 e CO_2) foram medidos utilizando a técnica de câmara fechada, composta por uma câmara estática circular opaca, com volume de 19,3 L (35,6 cm de diâmetro e 19,3 cm de altura) (Figura 4).

Em cada parcela foi inserido um anel de aço inoxidável a uma profundidade de 10 cm (profundidade de incorporação dos fertilizantes) para acoplar uma câmara por parcela. Tomou-se o cuidado de inserir os anéis no início do experimento, de modo a evitar difusão lateral e perturbação dos fluxos de gases (DAVIDSON et al., 2002).

Os anéis de aço inoxidável e as câmaras foram instalados entre as linhas de plantio, localizando-se cerca de 30 cm das plantas de milho. Desta forma, não foi avaliado emissões de GEE com plantas dentro das câmaras.



Figura 4. Câmara estática fechada utilizada para fazer as amostragens de GEE na Estação experimental “El Encín”

Em cada dia de amostragem de gases, foram coletadas duas amostras de gases de cada parcela, sendo a primeira imediatamente após o fechamento da câmara (T0) e a segunda após uma hora (T60). Para determinar o tempo da segunda amostragem (T60), realizaram-se ensaios preliminares na área em que os experimentos foram instalados, avaliando a capacidade de saturação da câmara com base no declive da regressão linear entre concentração e o tempo, considerando-se o volume da câmara e a superfície do solo.

Coletaram-se 20 ml de gás da parte superior de cada câmara com auxílio de seringa de 3 vias. Imediatamente após a coleta, os gases foram armazenados em frascos selados com um septo de neoprene adequado para posterior análise por cromatografia gasosa.

As concentrações de CO₂, CH₄ e N₂O foram quantificadas por cromatografia em fase gasosa, usando um cromatógrafo de gás HP-6890 (CG) (Figura 5) equipado com um auto-analisador headspace (HT3), ambos da Agilent Technologies (Barcelona, Espanha). O CG era equipado com um detector de ionização de chama (FID), para a detecção CH₄ e um detector de captura de elétrons ⁶³Ni (ECD), para a detecção de N₂O. O CO₂ foi convertido em CH₄ por um “metanizador”, e a sua concentração foi determinada também por CG-FID.

A temperatura de injeção foi programada para 50°C, enquanto a temperatura do detector foi programada a 350°C.



Figura 5. Cromatógrafo de gás HP-6890 equipado com um auto-analisador headspace (HT3).

A taxa de fluxo de N_2O , CO_2 e CH_4 foram calculados a partir da mudança da concentração de gás da câmara entre o T0 e o T60. Esta taxa foi estimada com o declive da regressão linear entre a concentração e tempo, considerando o volume entre superfície do solo e a câmara (VAN CLEEMPUT e BOECKX, 2005).

3.5. Emissões acumuladas de GEE

As emissões acumuladas de gases durante o período experimental foram calculados como proposto por Menéndez et al. (2006), multiplicando o fluxo médio de duas determinações sucessivas pela duração do período entre a amostragem e adicionando a quantidade do total acumulado anterior.

3.6. Análises do solo e da cultura do milho

Para relacionar as emissões de GEE com as propriedades do solo, foram coletadas amostras de solo à profundidade de 0-10 cm durante a fase de crescimento da planta de milho. Em quase todas as ocasiões de amostragem de gás coletou-se o solo, sendo com maior frequência após cada evento de fertilização.

Três amostras de solo (2,5 cm de diâmetro e 15 cm de comprimento) foram coletadas aleatoriamente próximo ao aro de onde se acoplavam as câmaras para fazer as amostragens de gases, e em seguida, misturados e homogeneizados no laboratório.

Para determinar as concentrações de NH_4^+ e NO_3^- do solo foram utilizados 8 g de solo, no qual adicionou-se 50 ml de KCl (1 M). Esta solução de solo + KCl foi agitada por uma hora e em seguida centrifugada. Após a centrifugação obteve-se a solução extratora, com a qual foi possível determinar as concentrações de NH_4^+ e NO_3^- do solo por meio de medida colorimétrica, utilizando um analisador de injeção de fluxo (FIAS 400 da Perkin Elmer) provida de um espectrofotômetro com detector UV.

O milho foi colhido no estádio R6, ou seja, no momento em que linha do amido no grão já havia avançado até a espiga e a camada preta já havia se formado, indicando a maturidade fisiológica. O ponto de maturidade fisiológica caracteriza o momento ideal para a colheita, ou ponto de máxima produção. Para determinar a produtividade foi coletada uma área útil de 10 m² de forma manual, sendo feito em

seguida a debulha manual, e posteriormente feita a realização da pesagem para o rendimento total, corrigindo a umidade para 14%.

3.7. Análise estatística

Na experimentação agrícola é frequente a instalação de grupos de ensaios, todos com a mesma estrutura, porém em anos e/ou locais distintos, visando a obtenção de conclusões mais abrangentes. Como foram dois experimentos distintos, porém conduzidos ao mesmo tempo e com os mesmos tratamentos e número de repetições, o modelo adotado para realizar análise estatística foi Análise Conjunta de Experimentos. A ferramenta utilizada para fazer a análise estatística foi o programa AgroEstat.

Os resultados foram submetidos à análise de variância aplicando-se o teste F para verificar a existência de diferença significativa entre os tratamentos; quando encontrada, foi aplicado o teste de Tukey ($p < 0,05$) para comparar as médias.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Emissões de óxido nitroso

As médias dos fluxos diários de N_2O dos diferentes fertilizantes nos dois sistemas de irrigação, no período entre maio de 2014 a maio de 2015, estão apresentadas na Tabela 3.

No sistema de irrigação por aspersão, o tratamento C não apresentou diferença significativa dos tratamentos U e U+I. Os tratamentos M, COM e U também não apresentaram diferença significativa entre si.

No sistema de irrigação por gotejamento o tratamento C diferiu-se significativamente dos tratamentos M e U. Porém os tratamentos M, COM, U e U+I não apresentaram diferença significativa entre si.

Ao comparar os tratamentos fertilizantes dentro de cada sistema de irrigação, observa-se que em ambos os sistemas, a maior emissão de N_2O foi do fertilizante mineral, seguido da fertilização com composto no sistema aspersão e urina no sistema gotejamento

Tabela 3. Médias dos fluxos diários de N₂O (mg N-N₂O m⁻² d⁻¹) dos diferentes tratamentos de fertilizantes e irrigação no período entre maio de 2014 a maio de 2015.

Tratamentos	Sistema de irrigação				Média
	Aspersão		Gotejamento		
C	0,0564	Ac	0,0371	Ab	0,0468
M	0,6471	Aa	0,1782	Ba	0,4126
COM	0,4644	Aab	0,1380	Bab	0,3012
U	0,3670	Aabc	0,1616	Ba	0,2643
U+I	0,1965	Abc	0,1226	Aab	0,1596
Média	0,3463		0,1275		0,2369
Teste F	9,08**		5,55*		
DMS (5%)	0,3551		0,1084		

C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, Médias seguidas por letras maiúsculas diferentes na linha e minúsculas diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em ambos os sistemas de irrigação o tratamento U+I não se diferenciou significativamente do tratamento C. Neste contexto, vale ressaltar que a adição de inibidor de nitrificação permitiu que o uso da urina de suínos como fertilizante apresentasse, estatisticamente, as mesmas emissões de N₂O do tratamento que não recebeu nenhuma fonte de fertilizante mineral.

Os fluxos diários de emissões de N₂O dos fertilizantes aplicados nas parcelas sob sistema de irrigação por aspersão estão apresentados na Figura 6 e os fluxos diários de emissões de N₂O dos fertilizantes aplicados nas parcelas sob sistema de irrigação por gotejamento estão apresentados na Figura 7.

As maiores emissões de N₂O no período avaliado foram verificadas no solo sob sistema de irrigação por aspersão apresentando tendência de valores mais elevados após o início da irrigação e fortemente influenciado pela adubação de cobertura. Os sistemas de irrigação não afetaram as emissões de N₂O pois, não apresentaram diferença significativa entre si.

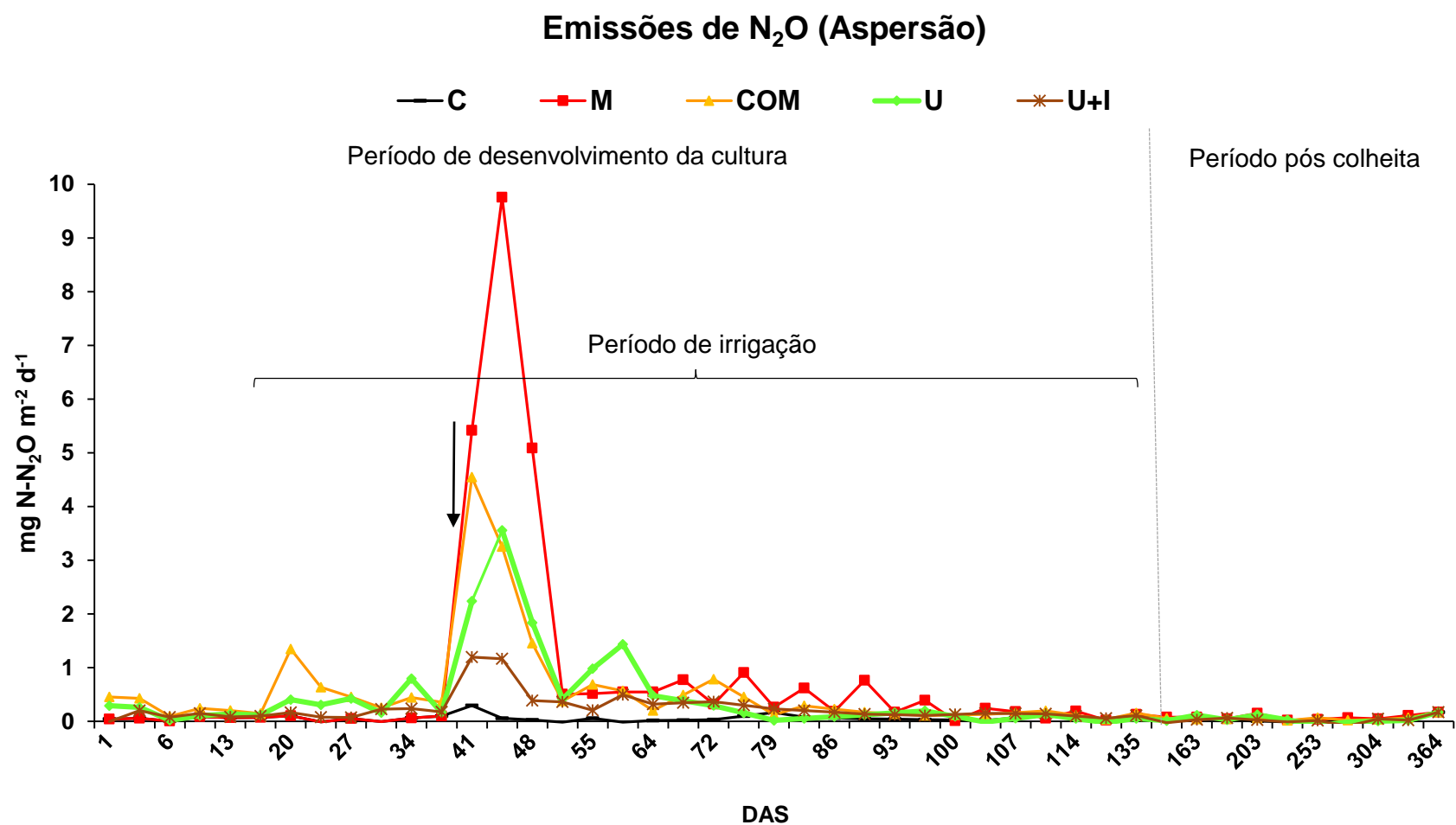


Figura 6. Fluxos diários de emissões de N₂O dos diferentes fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por aspersão. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura.

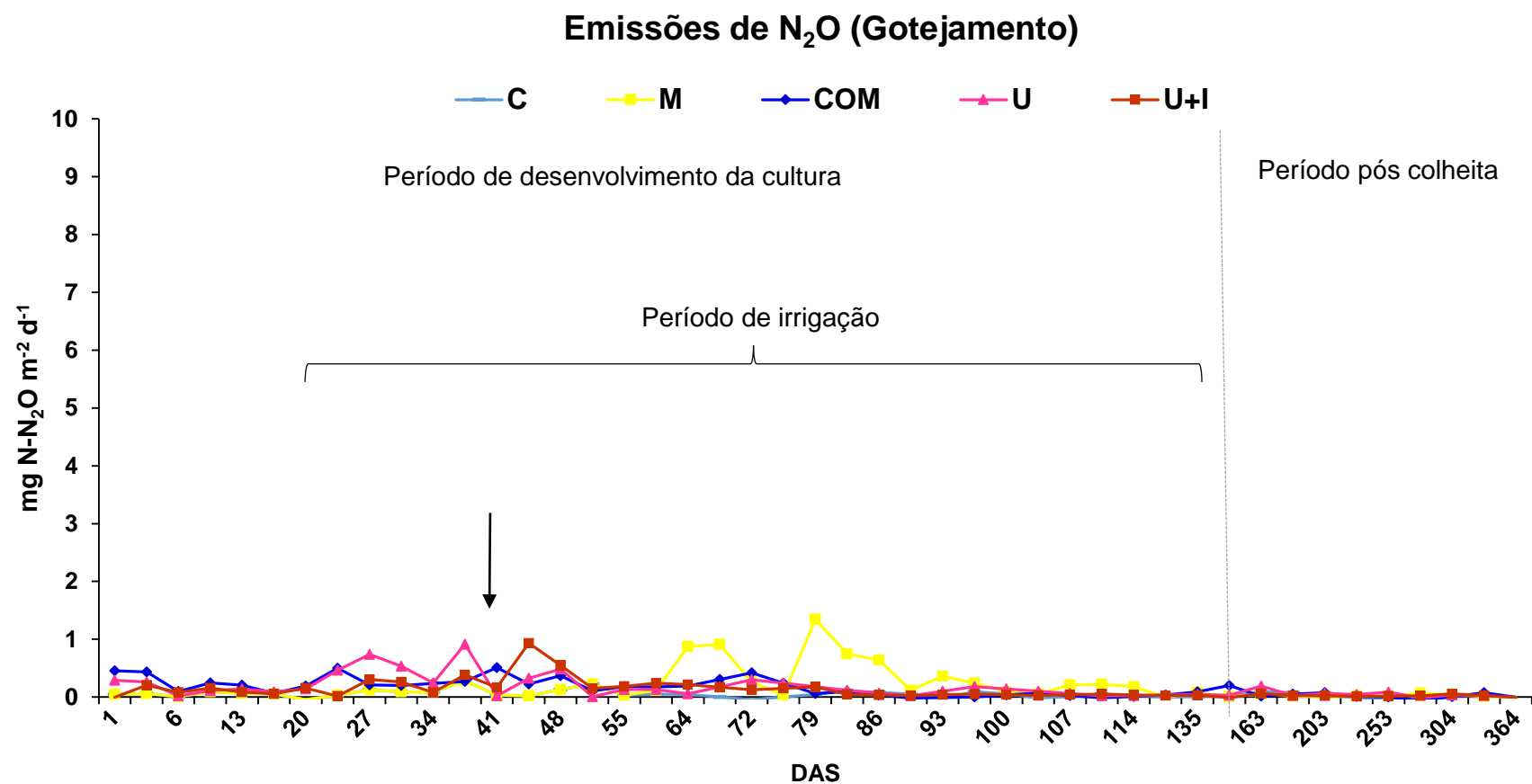


Figura 7. Fluxos diários de emissões de N₂O dos diferentes fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a sementeira.

Sob sistema de irrigação por aspersão, verificou-se que as emissões alcançaram valores maiores do que no sistema de irrigação por gotejamento, cerca de 271% superior, com médias no período de 0,3463 e 0,1275 mg N₂O m⁻² d⁻¹ respectivamente.

Os fluxos de N₂O variaram de 0,01 mg N m⁻² d⁻¹ (U+I do sistema de irrigação por aspersão nos 253 dias) à 9,78 mg N m⁻² d⁻¹ (M no sistema de irrigação por aspersão nos 48 dias).

As emissões de N₂O do solo sob sistema de irrigação por aspersão foram significativamente maiores após o início da irrigação e fertilização de cobertura, (20 e 42 dias a semeadura, respectivamente), sendo este período considerado o de maior perda de N₂O. A disponibilidade de N para os microrganismos do solo pode ter sido o fator determinante das emissões de N₂O após a fertilização de cobertura (ALLUVIONE et al., 2010).

Apesar de intenso, o pico de emissão de N₂O dos adubos nitrogenados dois dias após fertilização, foi de curta duração, observando-se emissões de N₂O significativamente menores em todos os tratamentos nos sete dias após o pico máximo, mas mantendo-se acima dos valores médios observados para a testemunha.

O rápido declínio das emissões de N₂O do solo após aplicação de N mineral é uma característica peculiar observada por vários estudos a campo (AKIYAMA & TSURUTA, 2002; BAGGS & BLUM, 2004; JONES et al. 2005; GOMES, 2006; BHANDRAL et al. 2007).

Isto, provavelmente, está relacionado ao fato de que às aplicações de fertilizantes nitrogenados ocorrem em momentos em que a demanda por N pela planta adubada foi alta, o que rapidamente reduz o teor de N mineral disponível aos processos de perda de N.

Observa-se, que em ambos os experimentos, antes de iniciar a irrigação, o tratamento que apresentou as maiores emissões foi o COM, porém após o início da irrigação (20 dias após a semeadura) e antes da fertilização de cobertura (42 dias após a semeadura), os primeiros tratamentos a apresentarem picos foram o COM do sistema de irrigação por aspersão e U do sistema de irrigação por gotejamento.

A adição ao solo de resíduos da cultura anterior criou condições favoráveis para a desnitrificação através do fornecimento de maior quantidade de C lábil (disponível) elevando a atividade microbiana.

A desnitrificação tem sido apontada por muitos autores como o principal processo responsável pela emissão de N_2O dos solos a partir de adubos nitrogenados (VELTHOF et al., 1996; MCTAGGART et al., 1997; JONES et al., 2005; BREMER, 2006; RUSSOW et al., 2008). Alguns autores argumentam que a emissões de N_2O após a aplicação de N, pode ser limitada pela disponibilidade de C para o processo de desnitrificação (KUDEYAROV, 1999).

A umidade do solo, durante o período de avaliação, seguiu mesma tendência para os dois sistemas de irrigação (Figura 8), mantendo-se menor nos 20 primeiros dias (período este em que não havia iniciado os eventos de irrigação) e aumentando após os 21 dias, coincidindo com início dos eventos de irrigação.

Na avaliação realizada após a primeira irrigação, em ambos os sistemas de irrigação, observou-se que o fluxo de N_2O aumentou em todos os tratamentos, em relação à avaliação anterior onde não havia realizado a irrigação. Após o início da irrigação, o solo de ambos os sistemas de irrigação se mantiveram, de maneira geral, com umidade superior a 20%.

Diversos estudos têm demonstrado que em solos de clima temperado com relevo plano, sujeitos a acumulação de água e criação de condições de ambiente reduzido, pode aumentar a emissão de N_2O , desde que exista NO_3^- em concentração suficiente (SMITH et al., 2001; YAMULKI E JARVIS, 2002; GRANT et al., 2004; LIU et al., 2006).

As emissões de N_2O do solo foram estimuladas pelo início da irrigação, induzindo condições anaeróbias ideais para a desnitrificação (WEBB et al., 2004) sendo verificada correlação significativa entre a emissão de N_2O e o conteúdo de umidade do solo e a PPA.

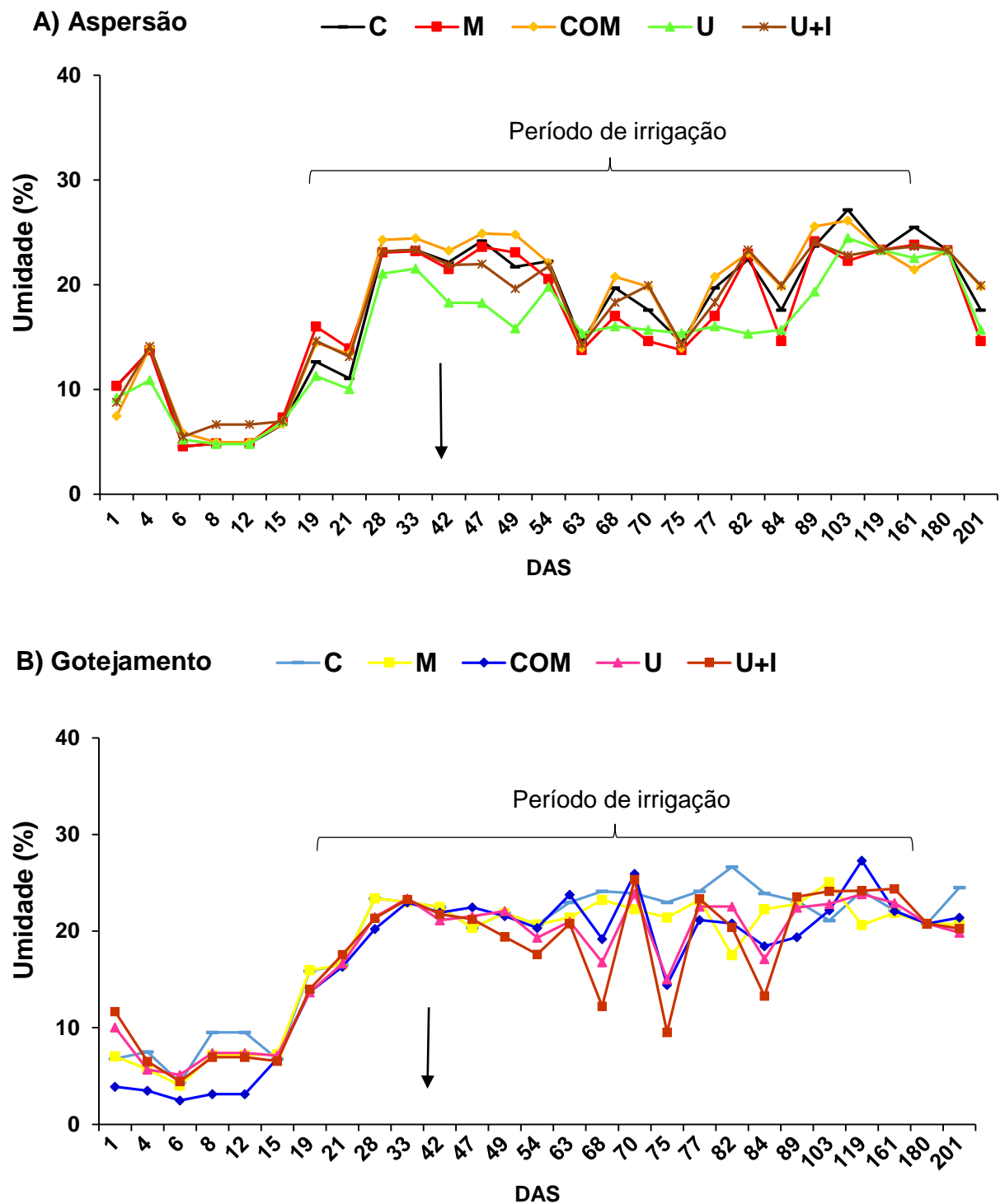


Figura 8. Umidade gravimétrica dos solos que receberam diferentes fertilizantes sob sistema de irrigação por aspersão e gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura.

A PPA, em ambos os sistemas de irrigação, manteve-se sempre acima de 50% no período após o início da irrigação (Figura 9). Na média, o solo sob sistema de irrigação por gotejamento tendeu a apresentar maior PPA, com uma diferença média de 13 pontos percentuais para o sistema de irrigação por aspersão.

Durante o período de irrigação, no solo sob sistema de irrigação por gotejamento, a PPA permaneceu na faixa de 58 a 71% e no solo sob o sistema de irrigação por aspersão a PPA manteve-se na faixa de 36 a 72%, durante o período de irrigação.

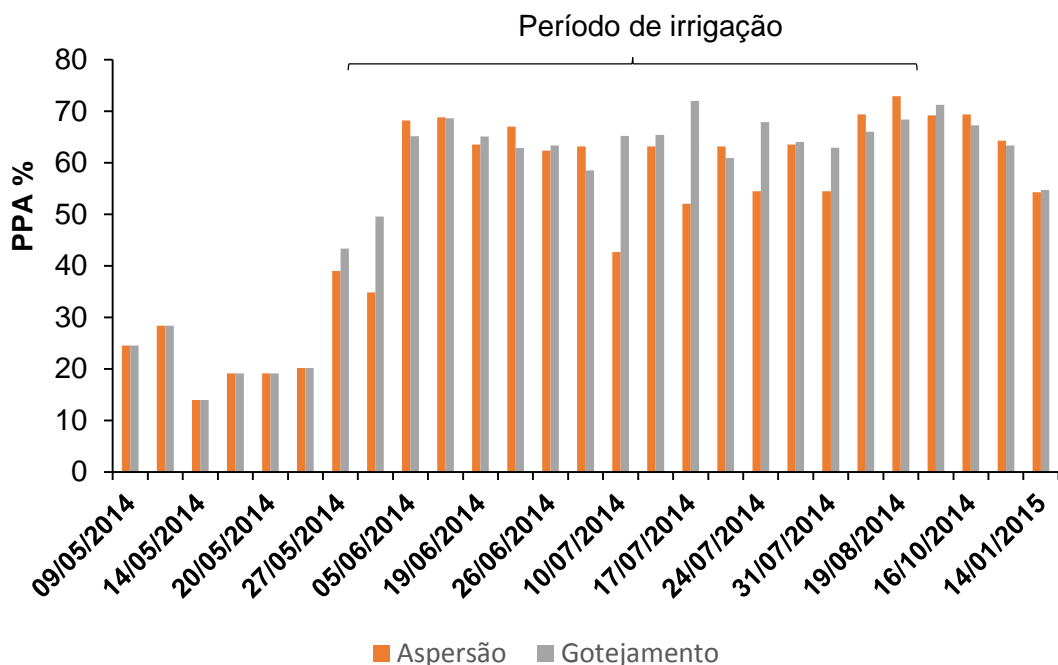


Figura 9. Porosidade preenchida por água de solo (PPA%) sob dois sistema de irrigação (aspersão e gotejamento).

Esta tendência da PPA ser maior no sistema de irrigação por gotejamento pode ser atribuída ao número de eventos de irrigação, pois o solo sob sistema de irrigação por gotejamento foi irrigado três vezes por semana e o solo sob sistema de irrigação por aspersão foi irrigado duas vezes por semana.

Aumentos na PPA resultam em aumento dos micro-sítios anaeróbios do solo causando um acréscimo exponencial das emissões de N_2O (SMITH et al, 2003). À

medida que a PPA aumenta, a difusão de oxigênio nos agregados do solo diminui, e uma fração do volume do solo tornar-se-á anaeróbia, causando aumento da produção de N_2O por desnitrificação (DOBBIE & SMITH, 2001).

A taxa de produção de N_2O por nitrificação geralmente ocorre com PPA menor que 40%, mas aumenta rapidamente quando o conteúdo de água varia de 55 a 65% (DALAL et al., 2003).

Neste estudo, apesar de que a PPA do solo sob sistema de irrigação por gotejamento tenha sido maior, a magnitude das emissões de N_2O do solo sob irrigação por aspersão apresentou-se maior quando comparado com as emissões de N_2O do solo sob irrigação por gotejamento, porém manteve-se, de maneira geral, superior a 60%, concordando com outros estudos que reportaram uma maior taxa de desnitrificação em solos com PPA superior a 50% (SMITH et al, 1998; SKIBA & BALL, 2000; SEHY et al., 2003; BATEMAN & BAGGS, 2005; LIU et al., 2006, 2007).

Considerando esta condição, supõe-se que o N_2O produzido, no período de irrigação, foi produzido basicamente por desnitrificação, pois a PPA foi superior a 60% durante todo o período. Já no período que antecedeu a irrigação, supõe-se que o N_2O foi produzido basicamente pela nitrificação, pois a PPA estava abaixo de 40%.

Neste caso, a desnitrificação foi o processo dominante de acordo com Moreira & Siqueira, 2006; Aita e Giacomini, 2007. O ponto de transição entre processos que operam aerobiamente (nitrificação) e aqueles que são anaeróbios (desnitrificação), é frequentemente citado como 60% de PPA (SEHY et al., 2003; DAVIDSON, 1993, apud WEBB et al., 2004).

O aumento da PPA observada, foi suficiente para restringir a oferta de O_2 , após os eventos de irrigação, o que associado a intensa mineralização do carbono adicionado com os fertilizantes orgânicos e da fração solúvel da palha de milho da cultura anterior incorporada ao solo, permitiu a formação de condições anaeróbias, potencializando os fluxos de N_2O .

As emissões de N_2O do solo dependem do balanço entre produção, consumo e transporte difusivo deste gás. Em solos úmidos, onde a difusividade dos gases é menor e a areação é limitada, o N_2O será o produto dominante (DAVIDSON et al., 2000).

Em muitos solos, o conteúdo de água (através do seu efeito sobre a aeração), em conjunto com a concentração de N, tem demonstrado ser a variável dominante que controla a taxa de emissão de N₂O (SKIBA & SMITH, 2000).

As concentrações de NH₄⁺ e NO₃⁻ no período avaliado seguiram a mesma tendência no solo de ambos os sistemas de irrigação (Figuras 10 e 11).

Os teores de NH₄⁺ no solo não influenciaram as emissões de N₂O, possivelmente pelo predomínio do processo de desnitrificação na produção de N₂O através do solo.

No solo de ambos os sistemas de irrigação em geral, as maiores emissões foram obtidas com as maiores concentrações de NO₃⁻ no solo e com alta PPA. Segundo Weitz et al. (2001) e Pinto et al. (2004), a disponibilidade de substrato para os processos microbianos juntamente com a dinâmica da umidade do solo controla as emissões de N₂O em solos agrícolas. Como o NO₃⁻ é utilizado por microrganismos desnitrificadores, é de se esperar que ecossistemas com elevados níveis de NO₃⁻ em seus solos, sejam fontes importantes de N₂O para a atmosfera (IPCC, 2001).

Após 100 dias, os solos de ambos os sistemas de irrigação apresentaram baixas emissões de N₂O, apesar de que o conteúdo de umidade foi adequado para a desnitrificação, porém coincidiu com as menores concentrações de NO₃⁻ e diminuição na temperatura do solo, que provavelmente contribuíram para as menores emissões encontradas já que a disponibilidade de N mineral limita as emissões de N₂O (MOSIER et al., 1998), neste caso, o teor de NO₃⁻ pode ter diminuído pelo processo de lixiviação devido aos eventos de irrigação ocorridos.

O NO₃⁻ pode ter sido utilizado pelos microrganismos no processo de decomposição da palha do milho resultante da colheita que possui alta relação C/N, sobrando pouco para o processo de desnitrificação.

O período pós colheita caracterizou-se por apresentar temperaturas do solo baixas, atingindo temperaturas médias inferiores a 3°C (Figura 7), as quais provavelmente refletiram na redução da atividade microbiana, o que auxilia o entendimento das baixas emissões de N₂O no período pós colheita.

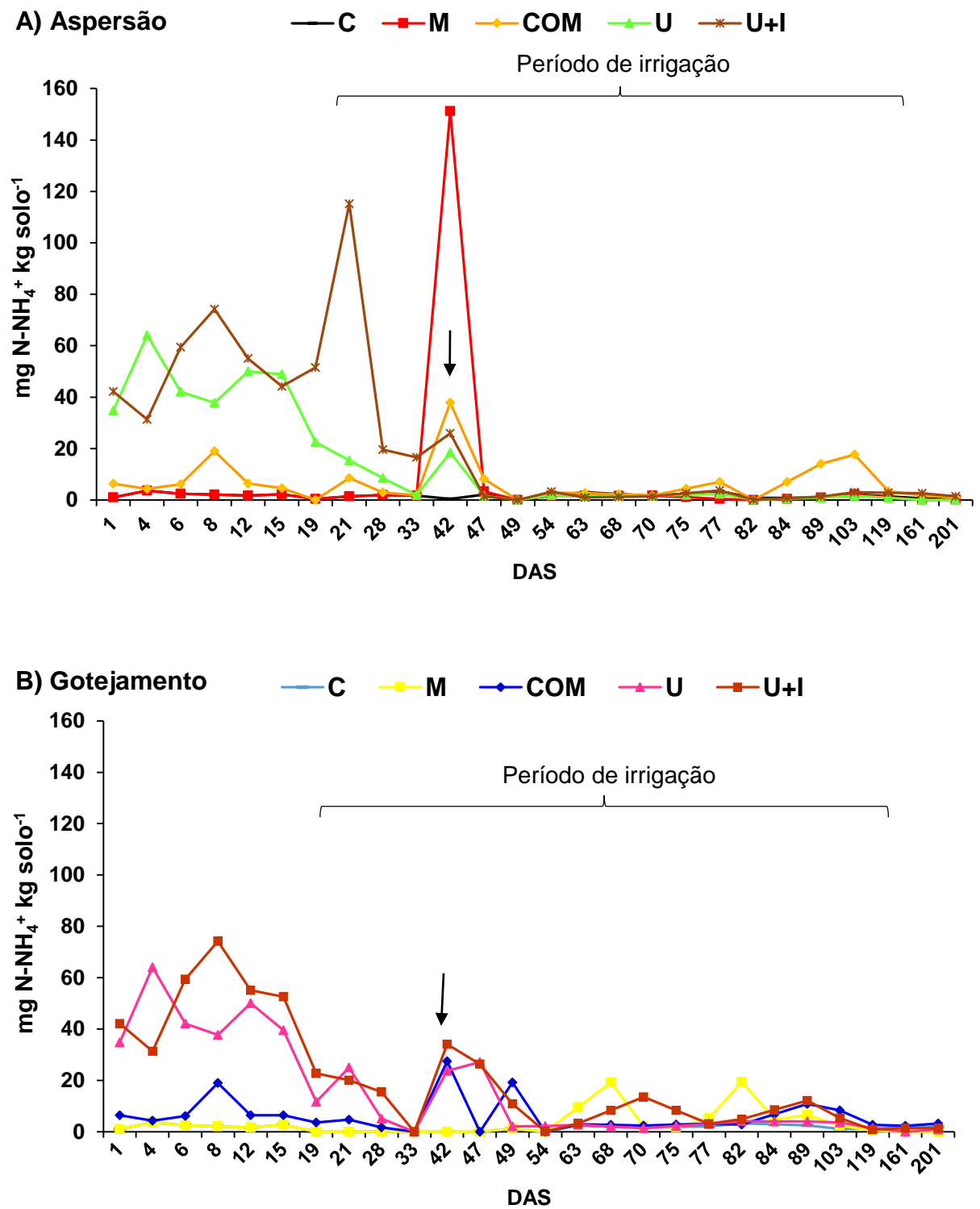


Figura 10. Concentração de NH₄⁺ na camada de 0 -10 cm do solo sob sistema de irrigação por aspersão e gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura.

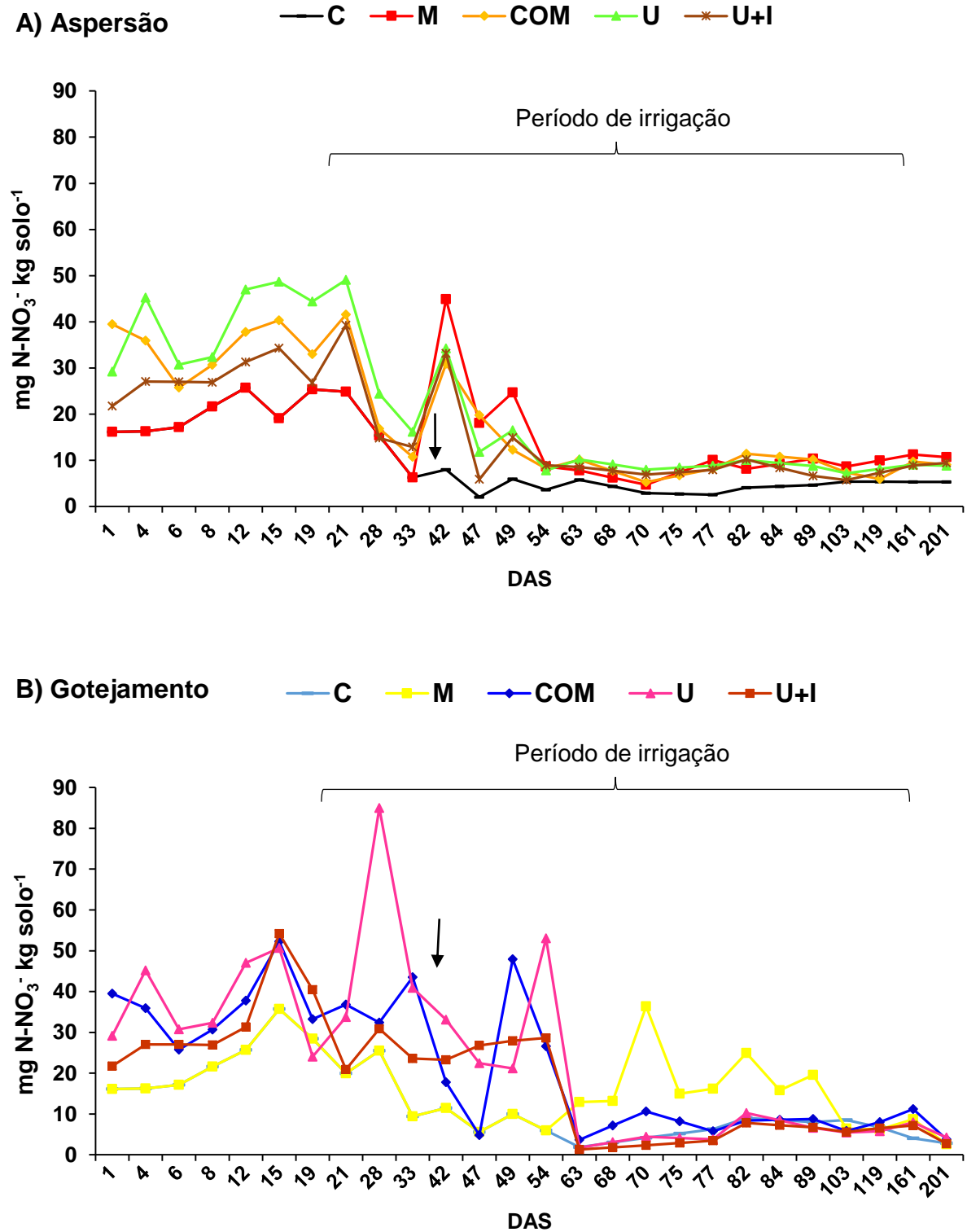


Figura 11. Concentração de NO₃⁻ na camada de 0 -10 cm do solo sob sistema de irrigação por aspersão e gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura.

Como qualquer processo biológico, as taxas de nitrificação e desnitrificação aumentam com o aumento da temperatura (SKIBA & SMITH, 2000). Segundo Smith et al (2003) as emissões de N_2O aumentam acentuadamente com o aumento da temperatura o que é atribuído ao aumento do consumo de O_2 pela atividade heterotrófica que promove condições anaeróbicas (DOBBIE & SMITH, 2001; SEHY et al., 2003).

As emissões acumuladas de N_2O durante os meses de maio de 2014 a maio de 2015 estão apresentadas na Figura 12. Observa-se que a maior emissão acumulada de N_2O , em ambos os sistemas de irrigação, foram para o tratamento que recebeu o fertilizante M, com destaque para os sistema de irrigação por aspersão.

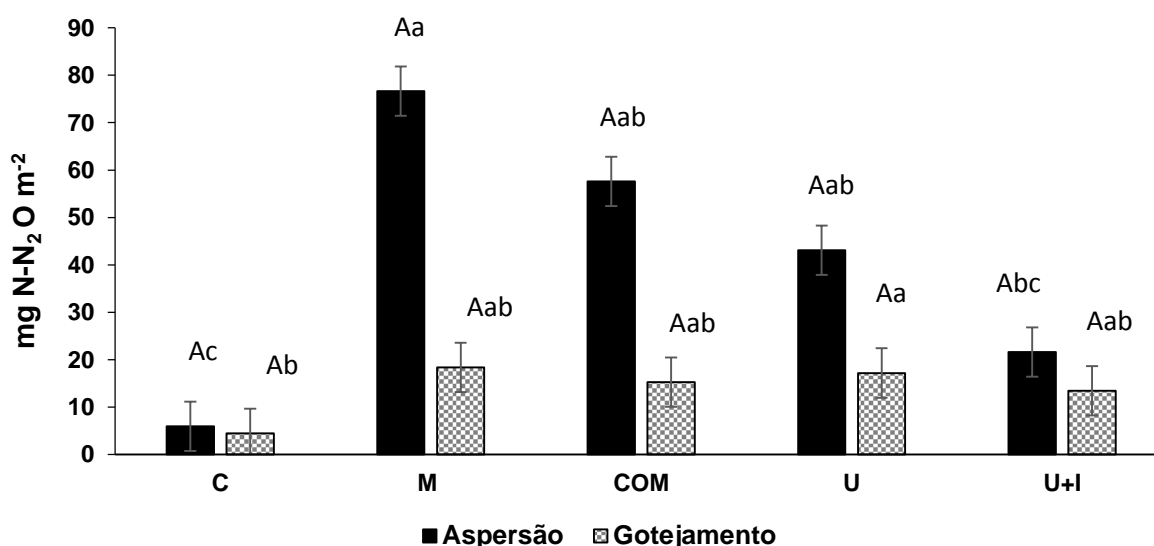


Figura 12. Emissões acumuladas de N_2O durante os meses de maio de 2014 a maio de 2015. Médias com letras minúsculas diferentes, diferem si em relação aos fertilizantes dentro de cada sistema de irrigação e médias com letras maiúsculas diferentes, diferem entre si em relação ao sistema de irrigação pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP.

Deve-se considerar que a aplicação de inibidor da nitrificação não impede a oxidação do NH_4^+ presente no solo, principalmente em solos com teor de matéria orgânica mais elevado, que sob condições favoráveis produzirá NO_3^- para o processo de desnitrificação. Não houve diferença significativa entre os dois sistemas de

irrigação, porém as emissões acumuladas de N₂O do sistema de irrigação por gotejamento foram menos em todos os tratamentos utilizados.

Todos os tratamentos apresentaram, nos picos de emissão, fluxos maiores que o C sem fonte de N, evidenciando o efeito que tanto dos fertilizantes orgânicos como o mineral tem nos incrementos da emissão de N₂O.

Resultados com fluxos de N₂O mais baixos nos primeiros dias após a aplicação de fertilizante orgânicos (dejeito de animais), como os observados no presente trabalho, foram relatados por Zaman et al. (2009) ao avaliar a adição de um inibidor da nitrificação dicianodiamida (DCD) (7 kg ha⁻¹) em urina de bovinos (600 kg N ha⁻¹), e aplicando sobre pastagem, na Nova Zelândia.

4.2. Emissões de metano

As médias dos fluxos diários de CH₄ (mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹) dos diferentes tratamentos de fertilizantes e irrigação no período entre maio de 2014 a maio de 2015 são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Médias dos fluxos diários de CH₄ (mg C-CH₄ m⁻² d⁻¹) dos diferentes tratamentos de fertilizantes e irrigação no período entre maio de 2014 a maio de 2015.

Tratamentos	Sistema de irrigação				Média
	Aspersão		Gotejamento		
C	-0,1937	Aab	-0,0890	Ba	-0,1414
M	-0,2503	Ab	-0,1264	Ba	-0,1883
COM	-0,1106	Aa	-0,0641	Aa	-0,0873
U	-0,1556	Aab	-0,0477	Ba	-0,0817
U+I	-0,2333	Aab	-0,0976	Ba	-0,1654
Média	-0,1887		-0,0770		-0,1328
Teste F	4,56*		1,53 ^{ns}		
DMS (5%)	0,1243		0,1681		

C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, Médias seguidas por letras maiúsculas diferentes na linha e minúsculas diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Observaram-se diferenças significativas entre os sistemas de irrigação para os tratamentos C, M, U e U+I e dentre esses tratamentos as maiores médias foram no sistema de irrigação por aspersão. No sistema de irrigação por aspersão, o tratamento que apresentou o maior influxo foi o M, com média de $-0,2503 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, porém diferenciou-se significativamente apenas do tratamento COM, que apresentou média de $-0,1106 \text{ mg C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. No sistema de irrigação por gotejamento os tratamentos não apresentaram diferenças significativas entre si.

Os fluxos diários de emissões/consumo de CH_4 dos fertilizantes aplicados nas parcelas sob sistema de irrigação por aspersão são apresentados na Figura 13 e os fluxos diários de emissões/consumo de CH_4 dos fertilizantes aplicados nas parcelas sob sistema de irrigação por aspersão e gotejamento estão apresentados na Figura 14.

De maneira geral, o solo dos tratamentos avaliados atuou como dreno de CH_4 durante os períodos avaliados, o qual está relacionado com a atividade biológica e com o conteúdo de água no solo.

O solo sob sistema de irrigação por gotejamento apresentou picos diferenciados de emissão de CH_4 , enquanto o solo sob sistema de irrigação por aspersão manteve emissões mais baixas e em quase todo o período de avaliação apresentou-se como dreno de CH_4 .

Observou-se que em períodos onde a PPA foi superior a 50% ocorreram maiores emissões de CH_4 . O solo em condições anaeróbias produz CH_4 pelo processo de metanogênese, realizado pelas bactérias presentes no solo (ZIMMERMAN, 1987).

Segundo Smith et al., (2003), as operações de manejo e condições de umidade do solo são os fatores que mais influenciam dinâmica de emissões de CH_4 .

Este fato pode estar correlacionado com as maiores emissões de CH_4 do sistema de irrigação por gotejamento em relação ao sistema de irrigação por aspersão, pois apresentou menor flutuação da PPA e maior umidade do solo, proporcionando condições anaeróbias no solo e conseqüentemente favorecendo as emissões de CH_4 .

Durante o período em que o milho foi cultivado ocorreram picos de emissões de CH_4 , principalmente no sistema de irrigação por gotejamento.

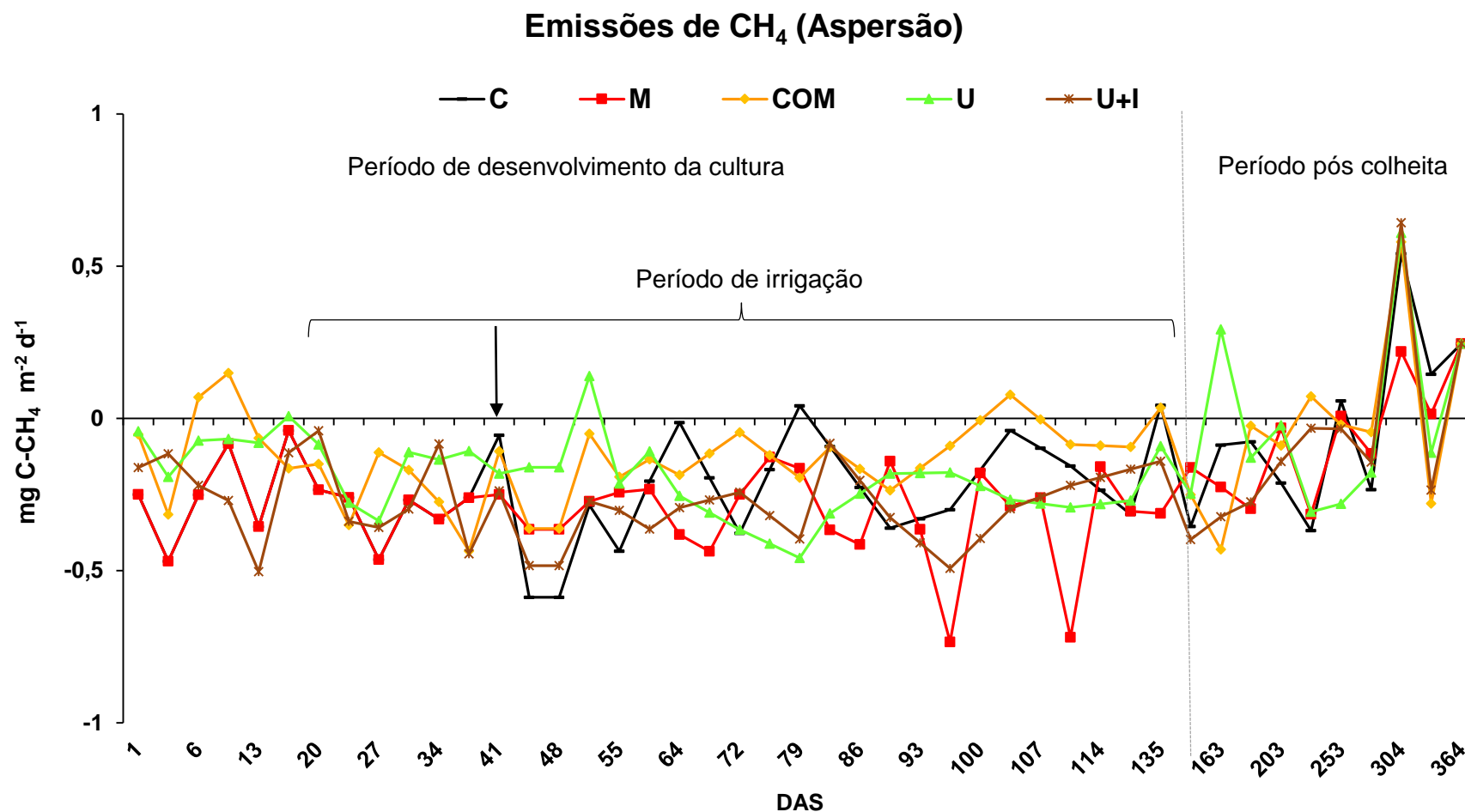


Figura 13. Fluxos diários de emissões/consumo de CH₄ dos fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por aspersão. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a sementeira.

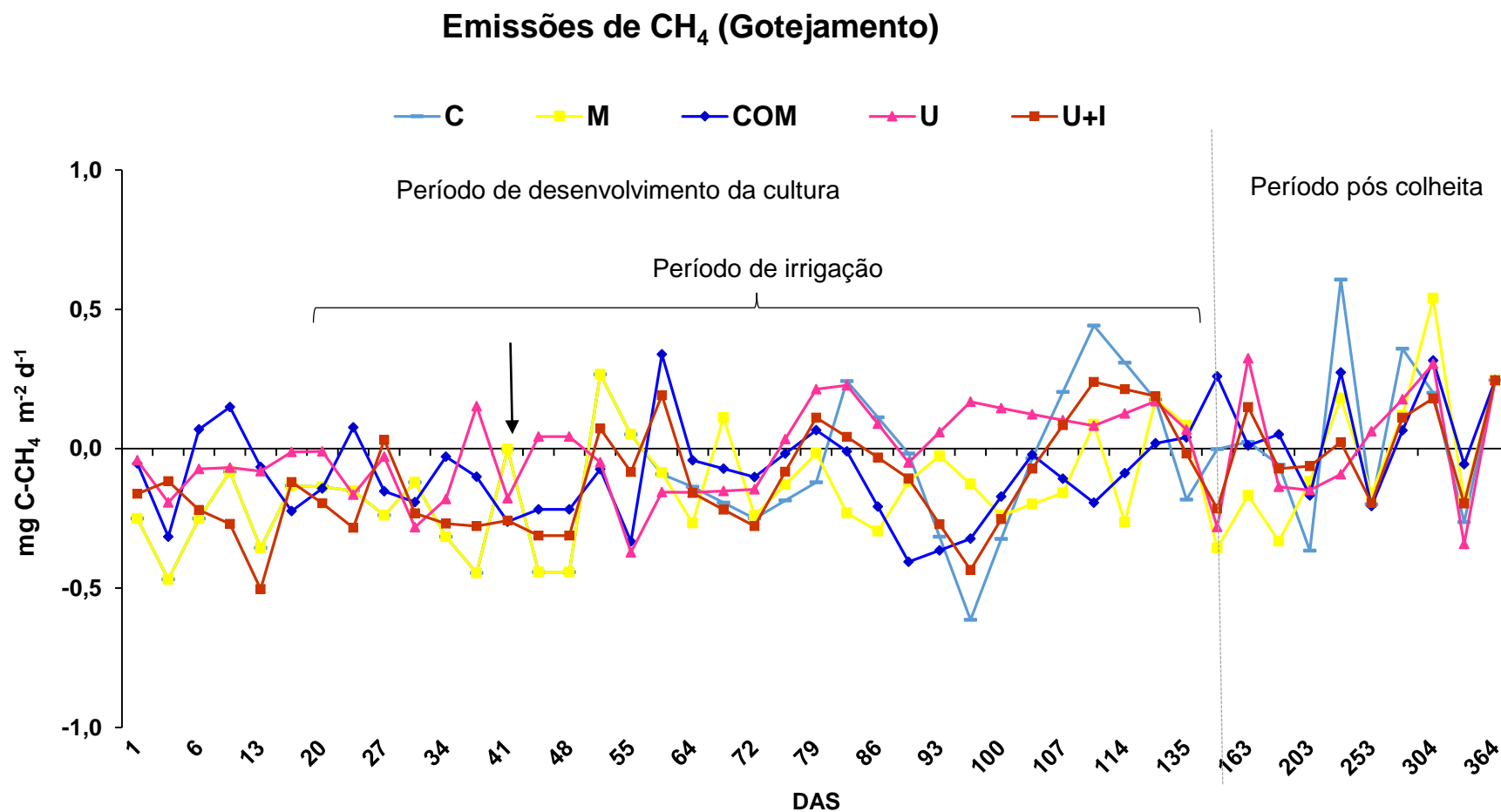


Figura 14. Fluxos diários de emissões/consumo de CH₄ dos fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura.

Após a fertilização de cobertura, o solo sob sistema de irrigação por gotejamento foi gradualmente perdendo sua capacidade de oxidar CH_4 ao longo do período avaliado, com tendência à emitir mais e consumir menos CH_4 .

Nos solos sob ambos os sistemas de irrigação, foram observadas altas concentrações de NH_4^+ , principalmente nos tratamentos U e U+I (Figura 10). Durante os 55 primeiros dias as concentrações de NH_4^+ se mantiveram elevadas, atingindo patamares de até 76 e 118 mg N kg^{-1} , para o tratamento U+I aplicado ao solo sob sistema de irrigação por aspersão e gotejamento, respectivamente.

Apesar do reconhecido efeito da elevada quantidade de NH_4^+ na diminuição da oxidação do CH_4 devida a competição pela enzima mono-oxigenase (BODELIER & LANNBROEK., 2004; JANG et al., 2006), vários trabalhos não têm reportado aumento na emissão de CH_4 do solo quando submetido a aplicação de fertilizantes nitrogenados e/ou plantas ou resíduos com elevado teor de N (HUTSCH et al., 1993; DOBBIE & SMITH, 1996; WEIER, 1999; METAY et al., 2007).

Este efeito tem sido sugerido por muitos autores ao fato de que apenas em solos onde nunca ou raras vezes aplicou-se fertilizante nitrogenado é que há um efeito na diminuição da oxidação do CH_4 e que solos onde a anos aplica-se N mineral este efeito não é mais verificado, provavelmente devido a alterações na comunidade microbiana, tanto pela simples troca de bactérias intolerantes ao NH_4^+ por bactéria tolerantes, e/ou pelo aumento no número de bactérias consumidoras de CH_4 (BODELIER & LANNBROEK, 2004).

Neste estudo, não foi observada relação entre elevadas concentrações no solo de íon NH_4^+ com a inibição da oxidação do CH_4 . Vários estudos têm indicado que os teores de N mineral do solo podem estimular a oxidação de CH_4 (VELDKAMP et al., 2001; HELLEBRAND et al., 2003; BODELIER & LAANBROEK, 2004). O N mineral parece ser um pré-requisito para a ocorrência do consumo de CH_4 e pode até iniciar e estimular a maquinaria enzimática de uma forma ainda desconhecida (BODELIER & LAANBROEK, 2004).

No período em que foram observadas as maiores concentrações de NH_4^+ no solo, observaram-se as menores emissões de CH_4 . No período após a colheita do milho, o conteúdo de NH_4^+ no solo diminuiu, e a emissão de CH_4 aumentou, assim, a

taxa de oxidação do CH₄ está inversamente relacionada com o conteúdo de NH₄⁺ do solo.

Embora todos os tratamentos, de maneira geral, absorveram CH₄, alguns picos de emissão de CH₄ foram relatadas durante o período experimental. Vários estudos têm apontado os efeitos da adição de N sob as bactérias metanotróficas em que, adições de pequenas quantidades de N (<100 kg ha⁻¹) tendem a estimular a oxidação CH₄, enquanto a adição de grandes de N são inibitórias da oxidação de CH₄ (ARONSON e HELLIKER, 2010; VERAART et al, 2015).

Neste estudo, no qual foram aplicados 180 kg de N ha⁻¹, o efeito inibitório da oxidação de CH₄ não foi observado nos fluxos diários de CH₄, e as taxas de oxidação de CH₄ mais elevadas foram observadas no tratamento U+I (que manteve concentrações mais elevadas de NH₄⁺, devido à presença de DMPP) e M (rápida disponibilidade de NH₄⁺) quando comparado com o COM.

Alguns autores sugeriram efeito inibitório sobre a oxidação de CH₄ devido a altas concentrações de NO₃⁻ (HUTSCH et al, 1996; RIGLER e ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, 1999), uma vez que são um indicador da elevada taxa de nitrificação, bem como um possível aumento do potencial osmótico (MEIJIDE et al., 2010). Isso poderia explicar as maiores taxas de absorção de CH₄ dos tratamentos U+I e M, que foram os tratamentos com menores concentrações NO₃⁻.

Philippot e Hallin (2011) destacam a alta capacidade das plantas interferirem nas trocas gasosas entre o solo e a atmosfera, com destaque para o CH₄ e o N₂O. Em específico, o sistema radicular das plantas pode favorecer a metanogênese, pelo fornecimento de substrato via exsudação radicular.

Além disso, a respiração das raízes torna a atmosfera do solo um ambiente mais redutivo, outro aspecto que pode favorecer a atividade das bactérias metanogênicas.

O potencial do solo de absorção de CH₄, neste estudo, possivelmente teve grande influência do acúmulo de matéria orgânica proveniente da cultura anterior, proporcionando condições físicas mais adequadas para a difusão do CH₄ e O₂ no solo (HÜSTCH et al., 1998). Em um estudo realizado por Hellebrand et al. (2003) na Alemanha, a influência da temperatura foi evidenciada, uma menor temperatura do solo resultou em uma menor absorção de CH₄ pelo solo. Este fato pode explicar o fato

de que após a colheita do milho até o final das análises, apesar de menor unidade do solo e menor PPA, houve aumento nas emissões de CH₄, pois neste período as temperaturas reduziram, atingindo temperaturas médias diárias menores que 5 °C.

A emissão total acumulada de CH₄ foi negativa, tendo uma absorção desse gás no solo (Figura 15).

As emissões acumuladas de CH₄ deste estudo, foram semelhantes aos encontrados em estudo realizado de Sanz-Cobeña et al. (2014), em um experimento de campo com milho sob irrigação realizada sob condições climáticas semelhantes.

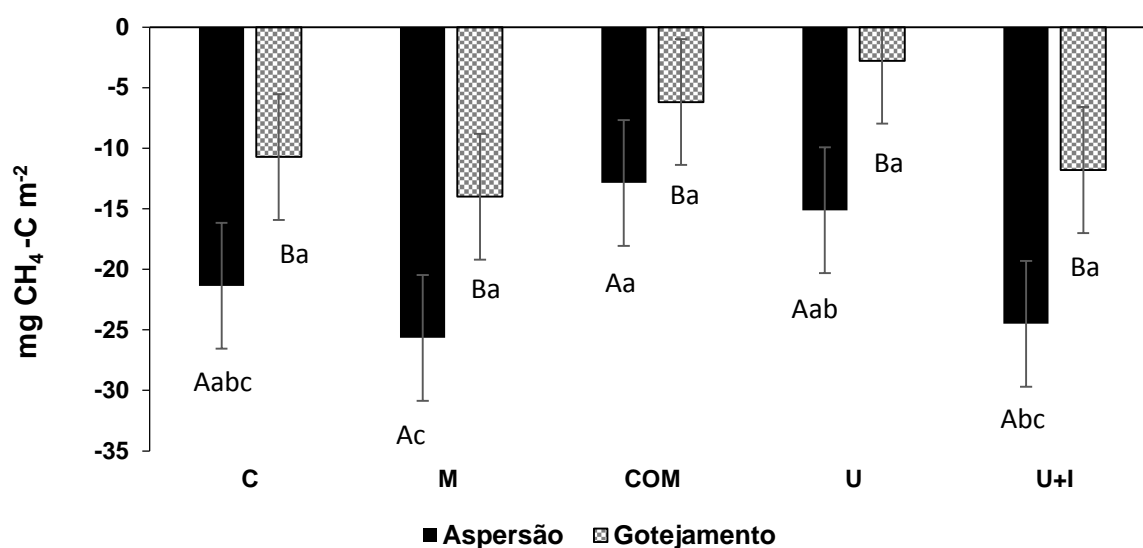


Figura 15. Emissões acumuladas de CH₄ durante os meses de maio de 2014 a maio de 2015. Médias com letras minúsculas diferentes, diferem si em relação aos fertilizantes dentro de cada sistema de irrigação e médias com letras maiúsculas diferentes, diferem entre si em relação ao sistema de irrigação pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP.

Os maiores influxos para o solo no sistema de irrigação por aspersão, foram os apresentados pelos fertilizantes M, U+I e o controle C, os quais não diferiam significativamente entre si.

A emissão acumulada de CH₄ apresentou diferença significativa entre os sistemas de irrigação, sendo observado os maiores influxos no sistema de irrigação por aspersão.

4.3. Emissões de dióxido de carbono

As médias dos fluxos diários de CO₂ dos diferentes tratamentos de fertilizantes e irrigação no período entre maio de 2014 a maio de 2015, estão apresentadas na Tabela 5.

Observou-se diferença significativa entre os sistemas de irrigação com média de 3189,1 mg C-CO₂ m⁻² d⁻¹ para o sistema de irrigação por aspersão e 1379,5 mg C-CO₂ m⁻² d⁻¹ para gotejamento.

Ao comparar os tratamentos de fertilizantes dentro do sistema de irrigação por aspersão, observou-se a maior emissão de CO₂ no tratamento COM, com média de 4422,8 mg C-CO₂ m⁻² d⁻¹ e a menor emissão no tratamento com U (2362,2 mg C-CO₂ m⁻² d⁻¹). Os tratamentos C, M e U+I, não apresentaram diferenças significativas entre si.

Tabela 5. Médias dos fluxos diários de CO₂ (mg C-CO₂ m⁻² d⁻¹) dos diferentes tratamentos de fertilizantes e irrigação no período entre maio de 2014 a maio de 2015.

Tratamentos	Sistema de irrigação				Média
	Aspersão		Gotejamento		
C	2866,3	Aab	1279,0	Ba	2072,6
M	2910,5	Aab	1634,1	Ba	2272,3
COM	4422,8	Aa	1430,2	Ba	2926,5
U	2362,2	Ab	1259,5	Ba	1810,8
U+I	3383,8	Aab	1294,6	Ba	2339,2
Média	3189,1		1379,5		2284,3
Teste F	3,92*		0,96 ^{ns}		
DMS (5%)	1831,05		748,22		

C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação – DMPP, Médias seguidas por letras maiúsculas diferentes na linha e minúsculas diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os fluxos diários de emissões de CO₂ dos fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por aspersão estão apresentados na Figura 16 e os fluxos diários de emissões de CO₂ dos fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por gotejamento estão apresentados na Figura 17.

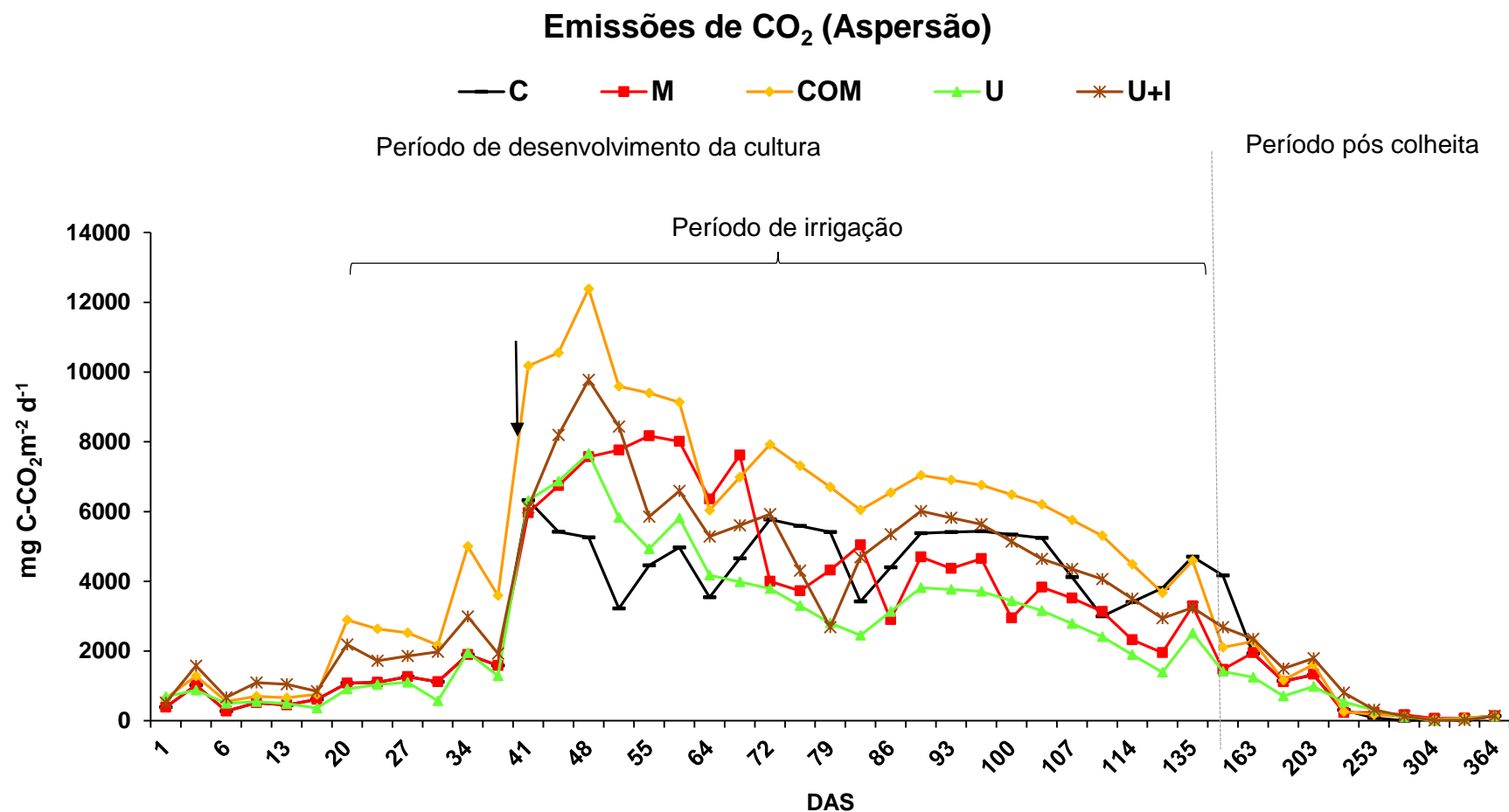


Figura 16. Fluxos diários de emissões de CO₂ dos fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por aspersão. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a sementeira.

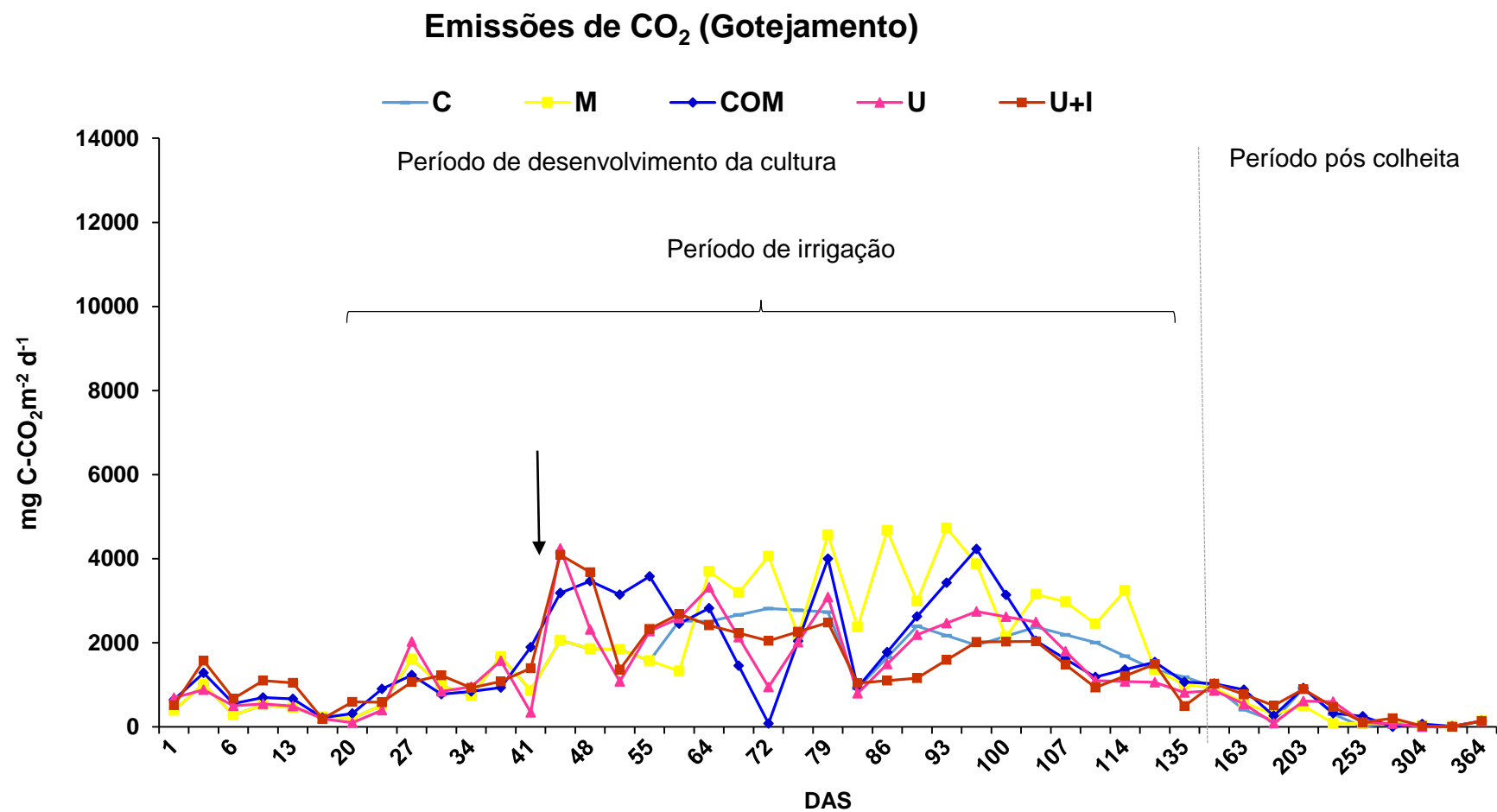


Figura 17. Fluxos diários de emissões de CO₂ dos fertilizantes aplicados ao solo sob sistema de irrigação por gotejamento. A seta na figura indica o dia que foi realizada a fertilização de cobertura. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, DAS- dias após a semeadura.

O leve acréscimo nas emissões de CO₂ observado na primeira semana de cultivo do milho pode ser constituído, principalmente, de CO₂ previamente formado no solo e liberado durante a incorporação dos fertilizantes orgânicos e da palha da cultura anterior, a qual foi realizada com um cultivador.

Do ponto de vista da dinâmica populacional microbiana, nesse momento os microrganismos estão se adaptando às novas condições físicas e de substrato do solo, período no qual a produção de CO₂ não tem relação direta com o aumento da aeração do solo e com a disponibilidade de C aos microrganismos (ZACCHEO et al., 2002).

As maiores emissões de CO₂, em todos os tratamentos nos dois sistemas de irrigação, foram observadas após a fertilização de cobertura com ureia. Tal fato pode ser explicado pela adição de nitrogênio mineral que pode afetar as perdas do solo em CO₂, de forma direta através do fornecimento de nitrogênio às culturas e aos microrganismos, e de forma indireta pela influência que pode haver sobre o valor do pH e, conseqüentemente, sobre a atividade microbiana (RASTOGI et al., 2002).

É provável que a maior disponibilidade de N tenha estimulado a absorção de N pelas plantas após período de limitação e, como consequência, houve incremento da atividade respiratória das raízes e da biota do solo. Carvalho (2005) destaca alta correlação entre a disponibilidade de nitrogênio e os fluxos de CO₂ em solos cultivados com milho.

Rangel e Silva (2007) e Escobar (2008) observaram maiores fluxos de CO₂ associado a maiores teores de N mineral no solo. De acordo com os autores, isso pode estar relacionado ou com o aumento da atividade dos microrganismos no solo, que decompõem a matéria orgânica liberada dos agregados, emitindo CO₂ para a atmosfera e liberando N mineral para o solo, ou com a maior oferta de N para que haja aumento na decomposição da matéria orgânica do solo.

Na tentativa de melhor explicar as alterações na cinética de emissões de GEE desencadeadas pela aplicação de compostos orgânicos ao solo, alguns autores (ROCHETTE et al.; 2000; FANGUEIRO et al.; 2007) propuseram modelo dividido em três fases: Observa-se uma fase com forte aumento, um segundo período de diminuição exponencial das emissões e uma terceira fase de decréscimo linear.

Essas alterações na cinética da emissão de CO₂ foram observadas neste estudo, tanto no sistema de irrigação por aspersão como por gotejamento e em todos fertilizantes aplicados ao solo. Observou-se a tendência de um forte aumento de emissões de CO₂ no período intermediário do cultivo do milho, seguido de diminuição acentuada.

Provavelmente, a oxidação dos compostos orgânicos facilmente decomponíveis fornecidos pelos fertilizantes orgânicos, por exemplo, ácidos graxos voláteis, começa imediatamente depois da aplicação no solo, como mostrado por Kuzyakov e Bol (2006) e é finalizada na segunda fase. Durante a terceira fase, inicia-se a oxidação de liberação de C proveniente de frações mais recalcitrantes do material orgânico aportado, determinando menores taxas de decomposição, que decrescem linearmente.

Após o período inicial de desenvolvimento da cultura do milho, a dinâmica de emissão de CO₂ dos tratamentos nas condições de campo, apontaram que os fertilizantes orgânicos intensificaram a atividade microbiana, induzindo a altos fluxos de CO₂ do solo.

Adições de matéria orgânica ao solo resultam em aumento das emissões de CO₂ por aumentar a taxa de respiração, em decorrência do fornecimento de substrato para a degradação pelos microrganismos (LAL, 2002).

A dinâmica de decomposição dos materiais orgânicos aportados no solo parece ter sido influenciada principalmente pela qualidade do material orgânico aplicado, evidenciado pela emissão de CO₂ distintas entre os tratamentos estudados.

Neste estudo, verificou-se relação entre a temperatura e emissão de CO₂, o que é corroborado por outros trabalhos que apontam a temperatura como a principal variável meteorológica (PARKIN & KASPAR, 2003; JABRO et al., 2008), por acelerar a decomposição e oxidação da matéria orgânica, a atividade microbiana e de raízes e processos de mineralização do C (JABRO et al., 2008), exceto quando o solo está muito seco (SMITH et al., 2003).

Alguns estudos mostram que a atividade microbiana no solo aumenta linearmente com a temperatura (BEKKU et al., 2003; SUBKE et al., 2003). Por outro lado, altas temperaturas podem influenciar a velocidade das reações enzimáticas da

microbiota do solo, restringindo sua atividade metabólica (FANG e MONCRIEFF,2001).

É possível observar que existe relação entre as emissões de CO₂ e a temperatura do solo quando o solo se encontra em situações de maior umidade. No período onde ocorreram os eventos de irrigação, todas as parcelas estudadas apresentaram relação significativa entre a emissão de CO₂ e a temperatura. Durante o período de avaliação das emissões de CO₂ a temperatura do solo não foi alta, chegando ao máximo a 29 °C. Isto exclui a possibilidade de restrição do metabolismo microbiano devido a altas temperaturas.

Segundo Linn e Doran (1984), a maior atividade microbiana aeróbica encontra-se com PPA próxima a 60 % e a menor próxima a 30 %. Segundo os autores, conteúdos de umidade adequados podem permitir aos microrganismos do solo decompor substratos orgânicos a uma taxa mais elevada, fazendo com que o ecossistema perca mais carbono. Nunes (2003) e Dias (2006) encontraram uma relação linear entre o efluxo de CO₂ e a umidade do solo.

No solo sob sistema de irrigação por aspersão foi observada uma tendência de maior umidade e conseqüentemente maior PPA, sendo acompanhada por maior emissão de CO₂, em relação ao solo sob sistema de irrigação por gotejamento.

A umidade do solo interfere de duas maneiras nas emissões de CO₂ do solo para a atmosfera: 1) no suplemento de nutrientes que só são disponíveis às bactérias quando dissolvidos no filme de água no solo e; 2) no conteúdo de água nos poros, que controla a difusão dos gases através do solo. Quando totalmente seco, o solo é composto somente de partículas sólidas e ar.

Quando há déficit hídrico as partículas do solo perdem a película de umidade, dificultando a difusão de íons e deixando os poros livres para a difusão de gases. Esta condição facilita a difusão dos gases, mas altera o metabolismo das bactérias (ABER; MELILLO, 2001; MATSON; HARRIS, 1995) e conseqüentemente a degradação da matéria orgânica e a liberação de CO₂. Quando a quantidade de água contida no solo aumenta, a fração total de poros preenchidos por água aumenta, restaurando a difusão de íons e dificultando a difusão de gases (ABER e MELILIO, 2001).

As emissões acumuladas de CO₂ durante o período de um ano estão apresentados na Figura 18.

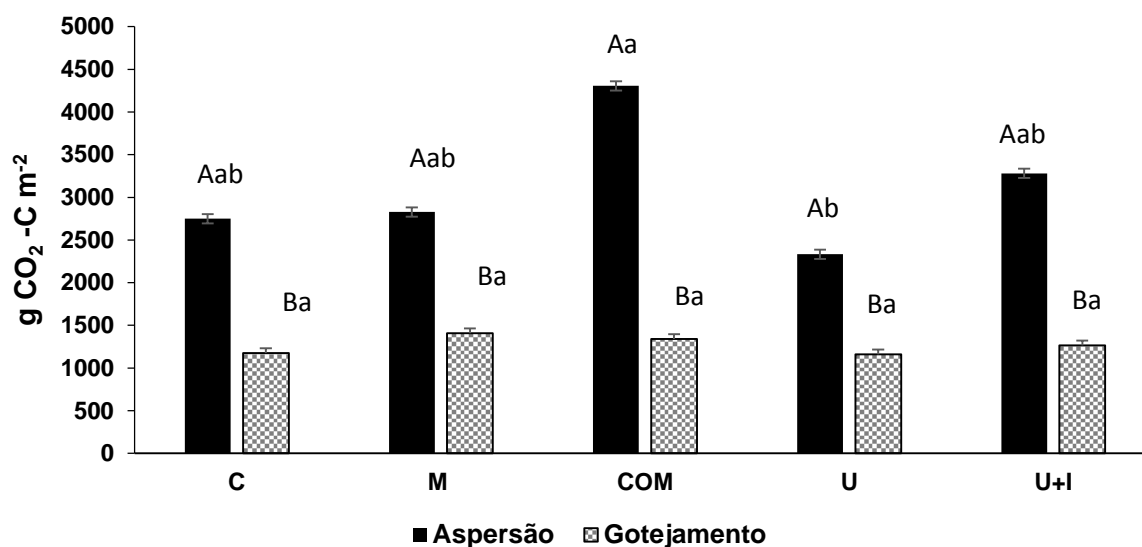


Figura 18. Emissões acumuladas de CO₂ durante os meses de maio de 2014 a maio de 2015. Médias com letras minúsculas diferentes, diferem si em relação aos fertilizantes dentro de cada sistema de irrigação e médias com letras maiúsculas diferentes, diferem entre si em relação ao sistema de irrigação pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP.

Os tratamentos aplicados ao solo do sistema de irrigação por gotejamento não apresentaram diferença significativa e entre si. Houve diferença significativa entre os sistemas de irrigação, sendo observadas as menores emissões acumuladas de CO₂ no sistema de irrigação por gotejamento.

Em relação a adição do inibidor de nitrificação DMPP, não foi observado efeito sobre a emissão de CO₂. Isso demonstra que o inibidor de nitrificação não afetou a comunidade microbiana heterotrófica que atuou na decomposição matéria orgânica (resíduos da cultura anterior) incorporada no solo.

4.4. Produtividade de grãos de milho

Os valores médios da produtividade do milho, em kg ha⁻¹, dos diferentes tratamentos e dos dois sistemas de irrigação, estão apresentados na Tabela 6. No sistema e irrigação por aspersão, os tratamentos M, COM e U+I, não apresentaram

diferença significativa entre si. O mesmo foi observado no sistema de irrigação por gotejamento.

Tabela 6. Valores médios da produção de grãos de milho (kg ha^{-1}) dos diferentes tratamentos de fertilizantes e irrigação.

Tratamentos	Sistema de irrigação				Média
	Aspersão		Gotejamento		
C	3549	Ac	5122	Ab	4331
M	15595	Aa	12076	Aa	13836
COM	10327	Aab	8102	Aab	9215
U	8807	Abc	11552	Aa	10179
U+I	11552	Aab	11767	Aa	11660
Média	9964		9724		9844
Teste F	9,29**		9,84**		
DMS (5%)	6697,39		4504,39		

C- controle sem fertilizante nitrogenado, M- ureia, COM- composto, U- urina de suíno, U+I- urina de suíno + inibidor da nitrificação - DMPP, Médias seguidas por letras maiúsculas diferentes na linha e minúsculas diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

No sistema de irrigação por aspersão o tratamento que recebeu fertilizante ureia apresentou a maior média (15595 kg ha^{-1}), porém não diferiu-se significativamente em relação ao tratamento que recebeu fertilização com unira + inibidor da nitrificação ($11552,4 \text{ kg ha}^{-1}$) e nem do tratamento que recebeu fertilização com composto (10327 kg ha^{-1}). No sistema de irrigação por gotejamento, o tratamento que recebeu fertilizante ureia (12076 kg ha^{-1}) diferiu-se significativamente somente do tratamento controle (5122 kg ha^{-1})

No sistema de irrigação por gotejamento observa-se que o tratamento mineral apresentou a maior média ($12075,7 \text{ kg ha}^{-1}$), porém diferindo apenas da testemunha sem fertilizante nitrogenado ($5122,3 \text{ kg ha}^{-1}$).

O sistema de irrigação por aspersão apresentou média geral, 9964 kg ha^{-1} , enquanto o sistema de irrigação por aspersão apresentou média geral de $9724,0 \text{ kg ha}^{-1}$ e não se observou diferença significativa entre os sistemas de irrigação.

Resultados inferiores foram encontrados por Silva et al. (2005) ao aplicar 120 kg N ha⁻¹ na semeadura e aos 15 dias após emergência das plântulas, os quais promoveram rendimentos de grãos de 6688 e 6604 kg ha⁻¹, respectivamente.

A produtividade de grãos decorrente das diferentes fontes de N, não diferiu entre os tratamentos contendo nitrogênio, corroborando com resultados obtidos por Silva et al. (2012) que não encontraram diferença para produtividade de grãos de milho, a partir do uso de diferentes fontes de N.

Kappes et al. (2009), relataram que as fontes de nitrogênio testadas influenciaram a produtividade de grãos, em comparação aos tratamentos em que o nutriente não foi fornecido, sendo que, entre as fontes não houve diferença significativa.

5. CONCLUSÕES

- A adição do inibidor da nitrificação-DMPP à urina de suínos, sob irrigação por aspersão, diminuir as emissões N_2O , com resultados semelhantes aos do tratamento controle e levando à produção de grãos semelhantes aos resultados encontrados nas parcelas fertilizadas com ureia.
- O sistema de irrigação por gotejamento mostrou resultados promissores em termos de diminuir as emissões de N_2O , apesar de o risco de diminuir a absorção de CH_4 .
- A irrigação por gotejamento proporcionou aumento na produção de biomassa, sem diminuir a produção de grãos.
- No sistema de irrigação por gotejamento os tipos de fertilizantes aplicados não influenciaram nas emissões de CO_2 .
- A substituição parcial de ureia por fontes orgânicas de N é uma estratégia ambientalmente aconselhável para a mitigação de emissões de GEE.

6. REFERÊNCIAS

ABALOS, D., JEFFERY, S., SANZ-COBENA, A., GUARDIA, G., VALLEJO, A., 2014. Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. *Agric. Ecosyst. Environ.* 189, 136-144

ABER, J. D.; MELILLO, J. M. *Terrestrial Ecosystems*. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1991

AGUILERA, E.; LASSALETTA, L.; SANZ-COBENA, A.; GARNIER, J.; VALLEJO, A. (2013): The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 32-52.

AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Matéria orgânica do solo, nitrogênio e enxofre nos diversos sistemas de exploração agrícola. In: YAMADA, T.; STIPP E ABDALLA, S.R.; VITTI, G.C. Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira. Piracicaba, SP: International Plant Nutrition Institute (INPI), 2007. cap. 1, p. 1-41.

AKIYAMA, H., YAN, X., YAGI, K., 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 16(6), 1837-1846.

AKIYAMA, H.; TSURUTA, H. Nitrous oxide, nitric oxide, and nitrogen dioxide fluxes from soils after manure and urea application. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.32, n.2, p.423-431, 2003.

AL KANANI, T.; AKOCHI, E.; MACKENZIE, A. F.; ALLI, I.; BARRINGTON, S. Organic and inorganic amendments to reduce ammonia losses from liquid hog manure. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 21, n. 4, p. 709-715, 1992.

ALBUQUERQUE, P. E. P. D.; DURÃES, F. O. M. *Uso e manejo de irrigação*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. 528 p.

ALLEN, R.G, RAES, L.S, SMITH, D.M., 1998 Crop evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requeriments. FAO. Irrigation and Drainage, Paper 56. Rome, Italy.

ALLUVIONE, F. et al. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions following green manure and compost fertilization in corn. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.74, n.2, p.384-395, 2010.

ARONSON, E.L., HELLIKER, B.R., 2010. Methane flux in non-wetland soils in response to nitrogen addition: a meta-analysis. Ecology 91(11), 3242-3251.

BAGGS, E. M.; BLUM, H. CH₄ oxidation and emissions of CH₄ and N₂O from Lolium perenne swards under elevated atmospheric CO₂. Soil Biology & Biochemistry, Oxford, v.36, n.4, p.713-723, 2004.

BALL, B.C.; SCOTT, A.; PARKER, J.P. Field N₂O and CO₂ e CH₄ fluxes in relation to tillage compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.53, n.1, p.29 39, 1999.

BARTON, L., MC LAY, C.D.A., SCHIPPER, L.A., SMITH, C.T., 1999. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: A review. Australian Journal of Soil Research 37, 1073-1093.

BEKKU, Y.; NAKATSUBO, T.; KUME, A.; ADACHI, M.; KOIZUMI, H. Effect of warming on the temperature dependence of soil respiration rate in artic, temperate and tropical soils. Applied Soil Ecology, Belfied, v. 22,n3,p.205-2010, mar. 2003.

BERNARDO, S. Manual de irrigação. 6. ed. Viçosa, MG: UFV, 2002. 665 p.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. Manual de irrigação. 8. ed. Viçosa, MG: UFV, 2006. 625p.

BHANDRAL, R.; SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; HEDLEY, M. J. Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction. *Soil & Tillage Research*, Amsterdam, v.94, n.2, p.482-492, 2007.

BODELIER, P.L.E.; LAANBROEK, H.J. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiology Ecology*, Oxford, v.47, n.3, p.265-277, 2004.

BOECKX, P.; VAN CLEEMPUT; VILLARALVO, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v.49, n.1-3, p. 91-95, 1997.

BOWMAN, A.F., 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: Bowman, A.F. (Eds.), *Soil and the greenhouse effect*. Wiley, Chischester, pp. 61-127.

BREMER, D. J. Nitrous oxide fluxes in turfgrass: effects of nitrogen fertilization rates and types. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.35, n.5, p.1678-1685, 2006.

BUCKMAN, H.O.; BRADY, N.C. *The nature and properties of soils*. 7.ed. New York: The Macmillan Company, 1969. 653p.

CÁRDENAS, L., RONDÓN, A., JOHANSSON, C., SANHUEZA, E., 1993. Effect of soil moisture, temperature, and inorganic nitrogen on nitric oxide emissions from acidic tropical savannah soils. *Journal Geophysic Research* 98, 14786-14790.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; PICOLLO, M.C.; GODINHO, V.P. & CERRI, C.C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. *Soil Tillage Res.*, 103:342-349, 2009.

CHADWICK, D.; SOMMER, S.; THORMAN, R.; FANGUEIRO, D.; CARDENAS, L.; AMON, B.; MISSELBROOK, T. (2011). Manure management: implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166, 514-531

CHADWICK, D.R., PAIN, B.F., BROOKMAN, S.K.E., 2000. Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *Journal Environmental Quality* 29, 277-287.

CHANTIGNY, M.H., 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma* 113, 357 – 380.

CUNHA, D. N.; MARTUSCELLO, J. A.; GOMES, R. A.;E MAJEROWICZ, N. 2001. Perdas de nitrogênio por volatilização em urinabovina. En: Jornada Iniciação Científica. Universidade Federal Rural de Rio Janeiro(UFRRJ). 11. Seropédica 2001. 11:11-12.

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

DAMASCENO, F. Injeção de dejetos líquidos suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso. Santa Maria: UFSM, 2010. 122f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *BioScience*, 50, n.8, p. 667-680, 2000.

DAVISON, E.A., VITOUSEK, P.M., MATSON, P.A., RILEY, R., GARCIA-MENDEZ, G., MAAS, M. J., 1991. Soil emissions of nitric oxide in a seasonally dry tropical forest of Mexico. *Journal of Geophysical Research* 96. 15439-15445.

DICK, J., SKIBA, U., WILSON, J., 2001. The effect of rainfall on NO and N₂O emissions from Ugandan agroforest soils. *Phyton- Annales Rei Botanicae* 41, 73-80.

DITTERT, K., LAMPE, C., GASCHÉ, R., BUTTERBACH-BAHL, K., WACHENDORF, M., PAPEN, H., SATTELMACHER, B., TAUBE, F., 2005. Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 1665-1674.

DOBBIE, K.E.; SMITH, K.A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. *European Journal of Soil Science*, 52, p. 667-673, 2001.

DUXBURY, J.M. The significance of greenhouse gas from soils of tropical agroecosystems. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Eds.) *Soil management and greenhouse effect. Advances in Soil Science*. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. p. 279-291.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A.J. (2006) *Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas*. Londrina: Editora Planta. 403 p.

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

FANG, C.; MONCRIEFF, J. B. The dependence of soil CO₂ efflux on temperature. *Soil Biology & Biochemistry*, v.33, n.2, p.155-165, 2001.

FANGUEIRO D.; CHADWICK D.; DIXON L.; BOL R. Quantification of priming and CO₂ respiration sources following the application of different slurry particle size fractions to a grassland soil *Soil, Biology and Biochemistry*, 39:2608-2620, 2007.

FERREIRA, E. A. 1995. Excreção de bovinos e as perdas de nitrogênio nas pastagens tropicais. Universidade Federal Rural de Rio Janeiro (UFRRJ). Dissertação Mestrado, 1995. 124 p.

FERREIRA, E.; SANTOS, J. C.; OLIVEIRA, O. C.; TARRÉ, R.; MACEDO, R.; MIRANDA, C.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; E BODDEY, R. M. 2000 Recuperação do nitrogênio da urina de bovinos por pastagens degradadas de *Brachiaria decumbens* Stapf. Prain. Filocalizadas na região do cerrado de Campo Grande, MS. En: International ymposium Soil Functioning Under Pastures in Intertropical Areas. Brasília, 2000. Proceedings. Brasília.

FERTILIZERS, Frankfurt, 2005. Proceedings: Paris, International Fertilizer Industry Association, 2005. 8p. CR-ROM.

FIRESTONE, M. K., DAVIDSON, E. A., 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae, M.O., Schimel, D.S. (Eds.), *Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, Wiley, London. pp. 7-21.

FIRESTONE, M.K., 1982. Biological denitrification. In: Stevenson, F.J. (Eds.), *Nitrogen in agricultural soils*. *Agronomy* 22, pp. 289-326.

FRIZZONE, J.A.; REZENDE, R.; GONÇALVES, A.C.A.; HEBEL JÚNIOR, A. Produtividade do feijoeiro sob diferentes uniformidades de distribuição de água na superfície e na subsuperfície do solo. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.27, n.2, p.414-425, 2007.

FROUZ, J.; PIZL, V.; CIENCIALA, E.; KALCIK, J. Carbon storage in post-mining forest, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry*, v. 94, p. 111-121, 2009

FRYE, W.W. Nitrification inhibition for nitrogen efficiency and environment protection. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON ENHANCED-EFFICIENCY

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.

GRANLI, T., BOCKMAN, O.C., 1994. Nitrogen oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*. 12, 7–127.

GRANT, B.; SMITH, W. N.; DESJARDINS, R.; LEMKE, R.; LI, C. Estimated N₂O and CO₂ emissions as influenced by agricultural practices in Canada. *Climatic Change*, 65, p. 315–332, 2004

HAYNES, R.J.; P.H. WILLIAMS. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advanced Agronomy*, v.49, p.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, p. 1635 1644, 2003.

HOCHSTEIN, L.I., TOMLINSON, G.A., 1988. The enzymes associated with denitrification. *Annual Review of Microbiology* 42, 231-261.

HÜSTCH, B.W. Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite and organic manure with respect to soil pH. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.28, n.1, p.27-35, 1998

HÜTSCH, B.W.; WEBSTER, C.P.; POWLSON, D.S. Long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in soil of the Broadbalk wheat experiment. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, p.1307–1315, 1993.

IPCC, 2001. CLIMATE CHANGE 2001. In: *The Scientific Basis – Contribution of working group I to the Third Assessment Report of IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge pp. 251-253. (Chapter 4).

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2007: the physical science basis**. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press, 2007.

JABRO, J.D.; SAINJU, U.; STEVENS, W.B. & EVANS, R.G. Carbon dioxide flux as affected by tillage and irrigation in soil converted from perennial forages to annual crops. *Journal of Environmental Management*, 88:1478–1484, 2008.

JOHNSON, J.M.F.; REICOSKY, D.C.; ALLMARAS, R.R.; SAUER, T.J.; VENTEREA, R.T.; DELL, C.J. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. *Soil & Tillage Research*, 83, p. 73- 94, 2005.

JONES, S. K.; REES, R. M.; SKIBA, U. M.; BALL, B. C. Greenhouse gas emissions from a managed grassland. *Global and Planetary Change*, Amsterdam, v.47, n.2-4, p.201-211, 2005.

JONES, S. K.; REES, R. M.; SKIBA, U. M.; BALL, B. C. Influence of organic and mineral N fertiliser on N₂O fluxes from a temperate grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, Amsterdam, v.121, n.1-2, p.74-83, 2007.

KIM, D.G.; GILTRAP, G.; SAGGAR, S.; PALMADA, T.; BERBEN, P.; DRYSDALE, D. Fate of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) sprayed on a grazed pasture: effect of rate and time of application. *Soil Research*, v.50, p.337–347, 2012

KIRCHMANN, H. & PETTERSSON, S. (1995). Human urine – chemical composition and fertilizer efficiency. *Fertilizer Research* 40:149-154.

KUDEYAROV, V. N. Nitrogen cycle and nitrous oxide production. *Eurasian Soil Science, Nova lorque* v.32, n.8, p.892-901, 1999.

KUZYAKOV Y.; BOL R. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. *Soil, Biology and Biochemistry*, 38:747-758, 2006.

LAL, R. The potential of soils of the tropics to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Advances in Agronomy*, New York, 76:1-30, 2002.

LEMOS, H. M. Disponível em: <<http://www.estadão.com.br/ciencia/noticias/2003/mar/14/124.htm>>. Acesso em: 03 dez. 2003.

LI, J.; RAO, M. Field evaluation of crop yield as affected by nonuniformity of sprinkler-applied water and fertilizer. *Agricultural Water Management*, Amsterdam, v.76, n.3, p.1-13, 2003.

LIMA, J. E. F. W.; FERREIRA, R. S. A.; CHRISTOFIDIS, D. O uso da irrigação no Brasil: O estado das águas no Brasil. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, 1999.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effects of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and no tilled soil. *Soil Science Society of America Journal*, v. 48, p. 1267-1272, 1984.

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

LOPES, A.S. Manual de fertilidade do solo. Piracicaba: ANDA/POTAFOS, 1989. 156p

LUNA, N. R. S.; ANDRADE, E. M.; CRISÓSTOMO, L. A.; MEIRELES, A. C. M.; AQUINO, D. N. Dinâmica do nitrato e cloreto no solo e a qualidade das águas subterrâneas do distrito de irrigação Baixo Acaraú, CE. Revista Agro@ambiente Online, v.7, n.1, p.53-62, 2013.

MAAG, M., VINTHER, F.P., 1999. Effect of temperature and water on gaseous emissions from soils treated with animal slurry. Soil Science Society of America Journal 63, 858-865.

MAGIERO, E.C.; **Emissão e balanço de gases de efeito estufa em argissolo subtropical sob integração lavoura-pecuária com bovino.** 106f. 2013. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2013.

MALAVOLTA, E. (2006) Manual de nutrição mineral de plantas. São Paulo: Editora Agronômica Ceres. 638 p.

MATEOS, L. Assessing whole-field uniformity of stationary sprinkler irrigation systems. *Irrigation Science*, New York, v.18, n. 2, p.73-81, 1998.

MATSON, P. A.; HARRIS, R. C. Biogenic trace gases: Measuring emissions from soil and water. Cambridge: EdBlackwel, 1995.

MCT. Ministério da Ciência e Tecnologia. Contém informações institucionais, técnicas, notícias, projetos, publicações e serviços. Disponível em: <http://www.mct.gov.br>. 2010.

MCTAGGART, I. P.; CLAYTON, H.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from grassland and spring barley, following N fertilizer application with and without nitrification inhibitors. *Biology and Fertility of Soils*, Nova Iorque, v.25, n.3, p.261-268, 1997.

MEIJIDE M., DÍEZ, J.A., SÁNCHEZ-MARTÍN, L., LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S., VALLEJO, A., 2007. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 383-394

MENÉNDEZ, S., MERINO, P., PINTO, M., GONZÁLEZ-MURUA, C., & ESTAVILLO, J. M. (2006). 3, 4-Dimethylpyrazol phosphate effect on nitrous oxide, nitric oxide, ammonia, and carbon dioxide emissions from grasslands. *Journal of environmental quality*, 35(4), 973-981.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. MCTI. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. Brasília, DF, 2013. Disponível em: <<http://gvces.com.br/arquivos/177/EstimativasClima.pdf>>.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e Bioquímica do solo. 2. ed. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

MOSIER, A. R.; DELGADO, J. A.; KELLER, M. Methane and nitrous oxide fluxes in an acid Oxisol in western Puerto Rico: Effects of tillage, liming and fertilization. *Soil Biology & Biochemistry*, 30:2087-2098, 1998.

MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT, L.; KING, J.; PALM, C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment Development and Sustainability**, Heidelberg, v.6, n.1-2, p.11-49, 2004.

MOSQUERA, J. et al. Precise soil management as a tool to reduce CH₄ and N₂O emissions from agricultural soils. Report 28. Wageningen, 2007. 42 p. Disponível em: <<http://www.asg.wur.nl/NR/rdonlyres/F81D8745-6596-4296-A292-8553950E2B98/40310/28.pdf>>

MYROLD, D.D. Microbial nitrogen transformations. In: SYLVIA, D.M.; FUHRMANN, J.J.; HARTEL, P.G.; ZUBERER, D.A. (eds). Principles and Applications of Soil Microbiology. Upper Saddle River, Prentice Hall, p. 259-294, 1998.

NÄGELE, W., CONRAD, R., 1990. Influence of soil pH on the release of N_2O and NO from fertilized and unfertilized soil. *Biology Fertility of soils* 10, 139-144.

OLIVEIRA, P. A.; HIGARASHI, M. M.; NUNES, M. L. A. Efeito estufa. *Suinocultura Industrial, São Paulo*, v. 25, n. 172. p. 16-20. 2003.

OMONODE, R.A.; SMITH, D.R.; GAL, A.; VYN, T.J. Soil Nitrous Oxide Emissions in Corn following Three Decades of Tillage and Rotation Treatments. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.75, n.1, p.152-163, 2011.

PARKIN, T.B. & KASPER, T.C. Temperature controls on diurnal carbon dioxide flux: implication for estimating soil carbon loss. *Soil Sci. Am. J.*, 67:1763–1772, 2003.

PASDA, G.; HAHNDEL, R.; ZERULLA, W. Effect of fertilizers with the new nitrification inhibitor DMPP (3,4 – Dimethylpyrazole Phosphate) on yield and quality of agricultural and horticultural crops. *Biology and Fertility of Soils*, Berlin, v. 34, n. 2, p. 85-97, 2001.

PASSIANOTO, C.C.; AHRENS, T.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; DO CARMO, J.B.; MELILLO, J.M. Emissions of CO_2 , N_2O , and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, 38, p. 200–208, 2003.

PAUL, E.A. & CLARK, F.E. (Eds.) *Soil microbiology and biochemistry*. London: Academic Press, 1996.

PAZ, V. P. S. et al. Otimização do uso da água em sistemas de irrigação por aspersão. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v.6(3):404-408, set./dez.2002.

PHILIPPOT, L., & HALLIN, S. Towards food, feed and energy crops mitigating climate change. *Trends in plant science*, 16(9):476-480, 2011.

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

RANGELO, J.P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v.31, n.6, p. 1609-1623, 2007

RASTOGI, M.; SINGH, S.; PATHAK, H. Emission of carbon dioxide from soil. *Current Science*, Bangalore, v. 82, n. 5, p. 510-517, Mar, 2002.

RITCHIE, G.A.F., NICHOLAS, D.J.D., 1972. Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrosomonas europaea*. *Biochemical Journal* 126, 1181-1191.

ROCHETTE, P., VAN BOCHOVE, E., PRÉVOST, D., ANGERS, D.A., CÔTE, D., BERTRAND, N., 2000. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year. II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1396-1403.

ROCHETTE, P.; CHANTIGNY, M. H.; ANGERS, D. A.; BERTRAND, N.; CÔTÉ, D. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 81, n. 3, p. 515-523, 2001.

ROCHETTE, P.; VAN BOCHOVE, E.; PRÉVOST, D.; ANGERS, D. A.; BERTRAND, N. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4):1396-1403, 2000.

RUSSOW, R.; SPOTT, O.; STANGE, C. F. Evaluation of nitrate and ammonium as sources of NO and N₂O emissions from black earth soils (Haplic Chernozem) based on N-15 field experiments. *Soil Biology & Biochemistry*, Oxford, v.40, p.380-391, 2008.

SAHRAWAT, K. L.; KEENEY, D. R. Nitrous oxide emission from soils. *Advances in Soil Science*, v. 4, p. 103-148, 1986

SAHRAWAT, K.L. Factors Affecting Nitrification in Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 39, n. 9 e 10, p. 1436-1446, 2008.

SÁNCHEZ, L., DÍEZ, J.A., POLO, A., ROMÁN, R., 1997. Effect of application timing of municipal solid wastes (MSW) on the N availability for crops in Central Spain. *Biology and Fertility of Soils* 25, 136-141.

SÁNCHEZ-MARTIN, L., VALLEJO, A., DICK, J., SKIBA, U.M., 2008. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. *Soil Biology & Biochemistry* 40, 142-151.

SANCHEZ-MARTÍN, L.; MEIJIDE, A.; GARCIA-TORRES, L.; VALLEJO, A. (2010); Combination of drip irrigation and organic fertilizer for mitigating emissions of nitrogen oxides in semiarid climate. *Agriculture, ecosystems & environment*, 137(1), 99-107.

SANZ-COBENA, A., LASSALETTA, L., ESTELLÉS, F., DEL PRADO, A., GUARDIA, G., ABALOS, D., AGUILERA, E., PARDO, G., VALLEJO, A., SUTTON, M.A., GARNIER, J., BILLEN, G., 2014. Yield-scaled mitigation of ammonia emission from N fertilization: the Spanish case. *Environ. Res. Lett.* 9(12), 125005.

SARKODIE-ADDO, J.; LEE, H.C.; BAGGS, E.M. Nitrous oxide emissions after application of inorganic fertilizer and incorporation of green manure residues. **Soil Use and Management**, 19, p. 331-339, 2003.

SCARPINELLA, G. A. *Reflorestamento no Brasil e o Protocolo de Quioto*. 2002. 162 f. Dissertação (Mestrado) Programa Interunidades de Pós Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 2002.

SEHY, U.; RUSER, R.; MUNCH, J.C. Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, site-specific fertilization, and soil conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99, p. 97–111, 2003.

SINGH, S. N.; VERMA, A. The potential of nitrification inhibitors to manage the pollution effect of nitrogen fertilizers in agricultural and other soils: A Review. *Environmental Practice*, v.9, p.266–279, 2007.

SKIBA, U., SMITH, K.A., FOWLER, D., 1993. Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in a sandy loam soil. *Soil Biology & Biochemistry* 11, 1527-1536.

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 of Soil Science**, v.54, n.4, p.779-791. 2003.

SMITH P.; GOULDING K.W.; SMITH K.A.; POWLSON D.S.; SMITH, J.U.; FALLOON, P.; COLEMAN, K. Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, p. 237-252, 2001.

SMITH, C.J., PATRICK, W.H., 1983. Nitrous oxide emission as affected by alternate anaerobic and aerobic conditions from soil suspensions enriched with ammonium sulphate. *Soil Biology & Biochemistry* 15, 693-697.

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 of Soil Science*, 54, p. 779–791, 2003.

SOIL SURVEY STAFF, 2003. *Keys to Soil Taxonomy*, 9th edition. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. Available online.

SOMMER, S. G.; CHRISTENSEN, B. T.; NIELSEN, N. E.; SCHJORRING, J. K. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. ***Journal of Agricultural Science***, Cambridge, Inglaterra, v. 121, n. 1, p. 63-71, 1993.

SPARLING, G.P., 1997. Soil Microbial Biomasa, Activity and Nutrient Cycling as Indicators of Soil Health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V. (Eds.), V.S.R., *Biological Indicators of soil Health*. CAB International, London, pp. 97-119.

STEVENSON, F.J., 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. 2nd edition. John Wiley & Sons, New York.

SUBKE, J. A.; REICHSTEIN, M.; TENHUNEN, J.D. Explaining temporal variation in soil CO₂ efflux in a mature spruce forest in Southern Germany. *Soil Biology & Biochemistry*, Oxford, v. 35, n.11,p. 1467-1483, Nov. 2003.

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. ***Soil fertility and fertilizers***. New York: Macmillan Publishing Company, 1985. 754p.

TLUSTOS, P.; WILLISON, T.W.; BAKER, J.C.; MURPHY, D.V.; PAVLIKOVA, D.; GOULDING, K.W.T.; POWLSON, D.S. Short-term effects of nitrogen on methane oxidation in soils. ***Biology and Fertility of Soils***, 28, p. 64–70, 1998.

TRENKEL, M. E. ***Slow- and controlled-release and stabilized fertilizers: an option for enhancing nutrient use efficiency in agriculture***. Paris: International Fertilizer Industry Association, 2010. 160 p.

TRENKEL, M.E. Improving fertilizer use efficiency: Controlled-release and stabilized fertilizers in agriculture. Paris: International Fertilizer Industry Association, 1997. 151p.

USSIRI, D.A.N; LAL, R.; JARECKI, M.K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. *Soil & Tillage Research*, Amsterdam, v.104, n.2, p.247-255, 2009.

VALLEJO, A., DÍEZ, J.A., LÓPEZ-VALDIVIA, L.M., CARTAGENA, M.C., TARQUIS, A., HERNÁIZ, P., 2004. Denitrification from an irrigated soil fertilized with pig slurry under Mediterranean conditions. *Biology and Fertility of Soils* 40, 93-100.

VALLEJO, A., DÍEZ, J.A., LÓPEZ-VALDIVIA, L.M., GASCÓ, A., JIMÉNEZ, C., 2001. Nitrous oxide emission and denitrification N-losses from soils treated with isobutylidendiurea and urea plus dicyandiamide. *Biology Fertility of Soils* 34, 248-257.

VALLEJO, A., GARCÍA-TORRES, L., DIEZ, J.A., ARCE, A., LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S., 2005 Comparison of N losses (NO_3^- , N_2O , NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. *Plant and Soil* 272, 313-325.

VALLEJO, A., SKIBA, U., GARCÍA-TORRES, L., ARCE, A., LÓPEZ-FERNÁNDEZ, S., SÁNCHEZ-MARTÍN, L., 2006. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 2782-2793.

VAN CLEEMPUT, O. AND BOECKX, P. (2005). Greenhouse Gas Fluxes: Measurements. In: *Encyclopedia of Soil Science*, 2nd edition, Rattan Lal, CRC Press. Chapter 160, pp. 787-788. *gy*, 113(1), 21-37.

VAN HORN, H. H. 1996. Atualização em manejo de esterco: estratégias para reciclagem de nutrientes evitando a poluição ambiental e recuperando seu valor

fertilizante. En: Congresso Brasileiro de Gado Leiteiro, 2, Piracicaba, 1996. Anais. Piracicaba, Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiros (FEALQ). p. 6-14.

VÁZQUEZ, N., PARDO, A., SUSO, M.L., QUEMADA, M., 2005. A methodology for measuring drainage and nitrate leaching in unevenly irrigated vegetable crops. *Plant and Soil* 269, 297–308.

VELDKAMP, E.; WEITZ, A.M.; KELLER, M. Management effects on methane fluxes in humid tropical pasture soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Amsterdam, v.33, n.11, p.1493-1499, 2001.

VELTHOF, G. L.; OENEMA, O.; POSTMA, R.; VANBEUSICHEM, M. L. Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Dordrecht, v.46, n.3, p.257-267, 1996.

VERAART, A.J., STEENBERGH, A.K., HO, A., KIM, S.Y., BODELIER, P.L., 2015. Beyond nitrogen: The importance of phosphorus for CH₄ oxidation in soils and sediments. *Geoderma*.

VERMOESEN, A., VAN CLEEMPUT, HOFMAN, G., 1993. Nitrogen loss processes: mechanisms and importance. *Pedologie*, 53, 417-433.

WEBB, J.; ELLIS, S.; HARRISON, R.; THORMAN, R. Measurement of N fluxes and soil N in two arable soils in the UK. *Plant and Soil*, 260, p. 253–270, 2004.

WEITZ, A.M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M.; KELLER, M. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, p. 1077-1093, 2001.

WINBLAD, U. et al. 2004, *Ecological sanitation – Revised and Enlarged Edition*, Stockholm Environmental Institute

WISSEMEIER, A. H. et al. The new nitrification inhibitor DMPP (Entec®): Comparisons with DCD in model studies and field applications. In: HORST, W. J. et al. (Ed.) Plant nutrition: food security and sustainability of agro-ecosystems. Dordrecht: Kluwer, 2001. p. 702-703.

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

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, p. 224–231, 2002.

ZACCHEO, P.; CABASSI, G.; RICCA, G.; CRIPPA, L. Decomposition of organic residues in soil: experimental technique and spectroscopic approach. *Organic geochemistry*, 33(3):327- 345, 2002.

ZALIDIS, G., STAMATIADIS, S., TAKAVAKOGLU, V., ESKRIDGE, K., MISOPOLINOS, N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 88, 137-146.

ZAMAN, M., et al. Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield N uptake in grazed pasture system. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 41, p. 1270-1280, 2009.

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

ZERULLA, W.; BARTH, T.; DRESSEL, J.; ERHARDT, K.; von LOCQUENGIEN, K. H; PASDA, G.; RADLE, M.; WISSEMEIER, A. H. 3,4 – Dimethylpyrazole Phosphate

(DMPP): a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture; an introduction. *Biology and Fertility of Soils*, Berlin, v. 34, n. 2, p. 79-84, 2001.

ZIMMERMAN, P.R. Methane and other metabolic gases produced by termites. In: EDER, J. & REMBOLD, H. (Eds) **Chemistry and Biology of Social Insects**, Peperny, Munich, 1987, p.637.