

**UFRRJ**  
**INSTITUTO DE AGRONOMIA**  
**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**  
**CIÊNCIA DO SOLO**

**DISSERTAÇÃO**

**Emissões de N<sub>2</sub>O em Diferentes Sucessões de  
Cultura em Dois Sistemas de Preparo do Solo  
para Produção de Soja**

**Rafael Cassador Monteiro**

**2016**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE AGRONOMIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA  
CIÊNCIA DO SOLO**

**EMISSÕES DE N<sub>2</sub>O EM DIFERENTES SUCESSÕES DE  
CULTURA EM DOIS SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO PARA  
PRODUÇÃO DE SOJA**

**RAFAEL CASSADOR MONTEIRO**

*Sob a Orientação do Professor*  
**Bruno José Rodrigues Alves**

*e Co-orientação do Professor*  
**Julio Cezar Franchini dos Santos**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo

Seropédica, RJ  
Fevereiro de 2016

631.4  
M775e  
T

Monteiro, Rafael Cassador, 1987-

Emissões de N<sub>2</sub>O em diferentes sucessões de cultura em dois sistemas de preparo do solo para produção de soja / Rafael Cassador Monteiro. – 2016.  
50 f.: il.

Orientador: Bruno José Rodrigues Alves.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, 2016.

Bibliografia: f. 41-47.

1. Solos - Manejo - Teses. 2. Solos – Uso – Aspectos ambientais - Teses. 3. Óxido nitroso - Teses. 4. Soja – Cultivo – Teses. 5. Fertilizantes nitrogenados – Teses. I. Alves, Bruno José Rodrigues, 1966- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta Dissertação, desde que seja citada a fonte.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE AGRONOMIA  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA-CIÊNCIA DO SOLO**

**RAFAEL CASSADOR MONTEIRO**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em ciência do solo.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 29/02/2016

---

Bruno José Rodrigues Alves. Dr. Embrapa Agrobiologia  
(Orientador)

---

Claudia Pozzi Jantalia. Dr<sup>a</sup> Embrapa Agrobiologia

---

Érika Flávia Machado Pinheiro. Dr<sup>a</sup> UFRRJ

## DEDICATÓRIA

*Incontestavelmente, a aquela que é meu maior exemplo, e maior incentivadora, Solange Maria Barbosa Cassador.*

*Dedico*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, que na sua infinita bondade me concedeu novamente a oportunidade da caminhada terrena. Senhor que em todas as provas eu me lembre das tuas leis, sabendo que, nunca um filho seu está desamparado do seu amor.

A minha mãe, Solange Maria Barbosa Cassador, pelo amor, carinho, e apoio dado nos momentos de dificuldade.

A minha madrinha Carmina Monteiro, sempre presente, incentivando e torcendo para que tudo dê certo.

A Érica Gattis pelo carinho, compreensão e companheirismo dedicados ao longo desses anos de estudo, e agora, na experiência da pós graduação.

Ao meu pai, José Joaquim Rodrigues Monteiro e aos meus irmãos Rodrigo Pereira Monteiro e Pedro Pereira Monteiro.

Ao doutor Bruno José Rodrigues Alves pela oportunidade concedida de participar de tal projeto, confiança, orientação e paciência nos momentos de discussão dos dados.

Ao doutor Julio Franchini da Embrapa Soja, e a toda equipe da mesma unidade que foram fundamentais para realização do trabalho.

Aos pesquisadores do grupo de ciclagem de nutrientes da Embrapa Agrobiologia, Segundo Urquiaga, Robert Boddey e Claudia Jantalia, onde fui muito bem recebido.

A todos os estudantes de IC, mestrado, doutorado e pós-doutorado, companheiros do grupo de pesquisa, pela valiosa companhia e convívio agradável.

A Embrapa Agrobiologia pelo apoio estrutural para realização dos trabalhos.

A toda equipe de técnicos do grupo de ciclagem de nutrientes da Embrapa Agrobiologia.

A equipe do laboratório de cromatografia gasosa da Embrapa Agrobiologia.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento (CNPq), pela bolsa de estudos concedida.

Aos companheiros de convívio diário do Alojamento da pós-graduação da Embrapa Agrobiologia.

Aos professores e a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo da UFRRJ.

## RESUMO

MONTEIRO, Rafael Cassador. **Emissões de N<sub>2</sub>O em diferentes sucessões de cultura em dois sistemas de preparo do solo para produção de soja.** 2016. 50f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

O efeito estufa é um processo natural essencial para a vida na Terra. Entretanto, a concentração dos gases responsáveis pelo aquecimento global vem aumentando na atmosfera. Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) estão entre os gases de efeito estufa (GEE) mais importantes. A agricultura é a principal atividade econômica brasileira, contudo, é a principal produtora de N<sub>2</sub>O, logo, é um dos setores visados para implantação de medidas mitigadoras de emissões de GEE. Uma das medidas mitigadoras para a agricultura assumidas pelo Brasil no Plano de Agricultura de Baixo Carbono é a expansão da área sob plantio direto (PD). O sistema PD é capaz de acumular carbono no solo, não obstante, as alterações causadas no solo pela adoção deste sistema podem aumentar as emissões de N<sub>2</sub>O. O objetivo do trabalho foi avaliar a influência do preparo de solo e da adubação nitrogenada nas emissões de N<sub>2</sub>O em dois sistemas de sucessão para a produção de soja. Foram instalados dois experimentos na estação experimental da Embrapa Soja em Londrina-PR. Plantio convencional (PC) com e sem adubação nitrogenada e PD com e sem adubação nitrogenada foram os tratamentos utilizados, com seis repetições. As áreas correspondem a experimentos de longo prazo, sendo um com a sucessão soja - trigo, mantido há 33 anos, enquanto que a sucessão soja - milho safrinha, existe há 21 anos. O monitoramento dos fluxos de N<sub>2</sub>O de cada tratamento foi realizado utilizando-se câmaras estáticas fechadas. O primeiro monitoramento iniciou-se em 2013 com o plantio de trigo, seguido pela cultura da soja, e encerrou-se com a colheita da soja em 2015. O segundo iniciou-se em 2014 com plantio do milho seguido da cultura da soja, encerrando-se também em 2015. Além das avaliações dos fluxos de N<sub>2</sub>O, amostras de solo para determinação da umidade, nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e carbono (C) solúvel também foram retiradas. A produtividade da soja respondeu ao preparo de solo. Após trigo, em PD, a média foi de 2,6 Mg ha<sup>-1</sup> e em PC, de 1,3 Mg ha<sup>-1</sup>. Após milho, em PD, 2,0 Mg ha<sup>-1</sup>, e em PC 0,7 Mg ha<sup>-1</sup>. No inverno não houve diferença, para trigo, a média foi de 2,7 Mg ha<sup>-1</sup>, e para milho de 4,2 Mg ha<sup>-1</sup>. As emissões de N<sub>2</sub>O foram similares entre PC e PD em todos os anos. Na sucessão soja - trigo, as emissões de N<sub>2</sub>O do PC variaram de -14,8 a 156,5 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, e em PD, de -14,6 a 214,0 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Na sucessão soja - milho safrinha, em PC, os valores permaneceram entre -10,2 e 486,3 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, e em PD, entre -11,1 e 364,4 µg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Os picos de emissão ocorreram nos tratamentos que receberam adubação nitrogenada. Contudo, as diferenças limitaram-se ao ciclo do trigo, e do milho, no ciclo da soja as emissões foram similares, independente do tratamento empregado. C solúvel não apresentou correlação significativa com as emissões de N<sub>2</sub>O, O N-mineral do solo apresentou correlação no ciclo do trigo, no segundo ano da sucessão e no ciclo do milho. O %EPPA correlacionou-se com o ciclo da soja, no primeiro ano da sucessão com trigo. Os fatores de emissão calculados foram inferiores a 1%.

**Palavras-chave:** GEE. Plantio direto. *Glycine max*. Plantio convencional

## ABSTRACT

MONTEIRO, Rafael Cassador. **N<sub>2</sub>O emissions in different cultures succession in two systems of soil preparation for soybean production.** 2016.50p. Dissertation (Master Science in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

The greenhouse effect is a natural process essential to life on Earth. However, the concentration of the gases responsible for the global warming has increased in the atmosphere. Carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) are among the most important greenhouse gases (GHG). Agriculture is the main economic activity in Brazil, however, it is the main N<sub>2</sub>O producer, so, it is one of the targeted sectors to implement mitigation plans for GHG emissions. One of the mitigation procedures for agriculture taken by Brazil is the expansion of the No tillage (NT) area. NT system is able to accumulate carbon in soil, notwithstanding, the alterations caused in soil by the adoption of this system can increase the N<sub>2</sub>O emissions. The work objective was to evaluate the influence of soil tillage and nitrogen fertilization on N<sub>2</sub>O emissions in two succession systems for soybean production. Two experiments were carried out at Embrapa soybean experimental station in Londrina-PR. The experiments were divided in four huge areas, each one received a treatment. The treatments were: conventional tillage (CT) and without nitrogen fertilization, no tillage and without nitrogen fertilization. In each treatment were used six static closed chambers to monitor the N<sub>2</sub>O fluxes. The first experiment started in 2013 with the wheat seedling followed by the soybean seedling. The second started in 2014 with corn seedling followed by soybean seedling. Wheat experiment was conducted for two years and corn experiment for one year. The areas are being maintained with the tillage preparation and crops for 33 years for wheat – soybean succession and for 21 years for corn – soybean succession. Through the whole year samples of N<sub>2</sub>O emissions and soil samples to determine moisture, nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) and soluble carbon (C) were taken. Productivity of soybeans responded to soil preparation. After wheat, in NT, the average was 2.6 Mg ha<sup>-1</sup> and in CT, 1.3 Mg ha<sup>-1</sup>, after corn, in NT 2.0 Mg ha<sup>-1</sup>, and 0.7 Mg ha<sup>-1</sup> in CT. In winter there was not difference, for wheat, the average was 2.7 Mg ha<sup>-1</sup>, and to corn was 4.2 Mg ha<sup>-1</sup>. N<sub>2</sub>O emissions were similar between CT and NT in the two years of wheat succession, and in the corn succession. On wheat – soybean succession, N<sub>2</sub>O emissions in CT vary between -14.8 to 156.5 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, and in NT, -14.6 to 214.0 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. In corn – soybean succession between -10.2 to 486.3 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> for CT and -11,1 to 364,4 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> for NT. The highest emissions occurred in treatments that received nitrogen fertilization. However, the differences became limited to the wheat and corn cycles, soybean emissions were similar, regardless of treatment applied. Soluble C did not showed significant correlation with N<sub>2</sub>O emissions, N-Mineral showed correlation in the wheat cycle, on the second year of the succession, and in the corn cycle. % WFPS showed correlation in the soybean cycle in the first year of the wheat succession. Calculated emission factors were lesser than 1%.

**Keywords:** GEE.No-tillage. *Glycine max.* Conventional tillage.

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA .....	4
2.1 Atmosfera e Efeito Estufa.....	4
2.2 Produção de N <sub>2</sub> O no Solo.....	4
2.3 Fatores que Alteram a Produção de N <sub>2</sub> O.....	6
2.4 Emissões de N <sub>2</sub> O nos Sistemas de Preparo de Solo .....	9
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	12
3.1 Caracterização e Descrição das Áreas .....	12
3.2 Avaliação dos Fluxos de N <sub>2</sub> O.....	15
3.3 Variáveis de Solo e Clima .....	16
3.4 Determinação do Fator de Emissão de N <sub>2</sub> O .....	17
3.5 Análises Estatísticas .....	17
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	18
4.1 Produtividade.....	18
4.2 Fluxos de N <sub>2</sub> O .....	22
4.3 Efeito das Variáveis do Ambiente nas Emissões de N <sub>2</sub> O.....	23
4.4 Influência do Manejo da Cultura de Inverno nas Emissões da Soja .....	33
4.3 Comparação das Emissões de N <sub>2</sub> O entre os Sistemas de Preparo de Solo.....	35
5 CONCLUSÕES .....	40
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	41
7 ANEXOS .....	48

## 1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, as mudanças climáticas em decorrência do agravamento do efeito estufa vêm sendo motivo de preocupação global. Os monitoramentos mostram que a temperatura na Terra vem aumentando ao longo das décadas (IPCC, 2013). Da mesma forma, ocorreu aumento na concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, levando a crer que o aumento da temperatura é consequência do aumento da concentração desses gases (IPCC, 2013). O aumento nas emissões de GEE é atribuído às atividades antropogênicas, sendo atualmente as maiores já registradas no planeta, em grande parte, devido ao consumo de energia fóssil e as mudanças no uso do solo (IPCC, 2013). Em função disso, um esforço global vem sendo feito para reduzir as emissões de GEE, sendo o monitoramento das emissões e a busca por estratégias mitigadoras as ações indispensáveis nos protocolos das nações envolvidas.

Os principais GEE não monitorados pelo Protocolo de Montreal são o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ). O  $\text{N}_2\text{O}$  possui um dos maiores potenciais de aquecimento global (PAG), equivalente à 298 vezes o do  $\text{CO}_2$ . O PAG é uma forma de tornar as emissões dos diferentes gases comparáveis, cujo cálculo leva em consideração um horizonte de tempo pré-determinado e o forçamento radiativo do gás, que é utilizado para comparações quantitativas da força dos agentes em causar a mudança climática. O  $\text{CO}_2$  é utilizado como gás de referência no cálculo do PAG (FORSTER et al., 2007).

A agropecuária é a principal atividade econômica do Brasil, e maior responsável pelas emissões de GEE (MCTI, 2013). Diferentes processos na atividade agropecuária são responsáveis pela produção de GEEs. O  $\text{CO}_2$  é emitido na fabricação de insumos (fertilizantes, pesticidas), nas operações agrícolas (combustível e maquinário) e na queima de resíduos. O  $\text{CH}_4$  é emitido através da fermentação entérica dos ruminantes, da decomposição da matéria orgânica em campos inundados de arroz, da decomposição de dejetos animais e na queima de resíduos agrícolas. Esses dois últimos processos também contribuem largamente para as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . Contudo, a principal fonte de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  no Brasil, são os solos agrícolas, por meio da fertilização nitrogenada, da decomposição dos resíduos orgânicos e da deposição de fezes e de urina de animais em pastejo (MCTI, 2013).

O Brasil é um dos maiores produtores de grãos do mundo. Na safra 2014/2015, aproximadamente 55 milhões de hectares foram destinados para a produção de grãos, que atingiu 210 milhões de toneladas, com destaque para soja, milho, arroz e trigo. O cultivo em sucessão envolvendo trigo/soja e milho/soja é comum no sul do Brasil, sendo a soja a cultura mais plantada na safra, o trigo no inverno e o milho na safrinha de fim de verão. Nos dois casos, o sistema plantio direto (PD) é o mais utilizado. Com o PD, a agregação do solo é mais preservada em função do mínimo revolvimento do solo, desfavorecendo a decomposição da matéria orgânica do solo. Em longo prazo, vem sendo demonstrado a capacidade do sistema PD em acumular carbono (C) e nitrogênio (N) no solo, qualificando o sistema como mitigador do efeito estufa (PBMC, 2013).

O efeito do acúmulo de C pela implantação do PD tem sido demonstrado em comparação a áreas com preparo convencional do solo, e é mais evidente em sistemas com rotação de culturas, especialmente na presença de leguminosas para adubação verde (BODDEY et al., 2010). No entanto, as sucessões ainda predominam largamente no país, e com isso não é evidente a contribuição significativa do sistema PD utilizado no Brasil para mitigar emissões de GEE.

As práticas de não revolvimento e manutenção de cobertura do solo promovem alterações nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, especialmente na camada superficial do solo. Ocorre aumento da densidade do solo, aumento do teor de matéria orgânica e fertilidade, e aumento da comunidade microbiana. Talvez, a mudança mais rápida e visível seja a mudança na condição hídrica do solo. O sistema PD promove o aumento do conteúdo de água no solo (BAGGS et al., 2003), criando condições favoráveis para o desenvolvimento microbiológico (HUNGRIA et al., 1995). Assim, bactérias desnitrificantes podem ser mais abundantes e aumentar as perdas de N via desnitrificação em função da maior umidade e concentração de nutrientes na superfície do solo (SMITH & CONEN, 2004). A condição de maior umidade aumenta os sítios de anaerobiose, condição favorável para ocorrência da desnitrificação, uma das principais causas das emissões N<sub>2</sub>O nos solos.

Sendo assim, o suposto efeito mitigador do sistema PD pelo acúmulo de C no solo pode ser comprometido pelas maiores emissões N<sub>2</sub>O do sistema, quando comparado com PC. Entretanto, não há consistência na literatura quanto ao aumento das emissões de N<sub>2</sub>O em PD. Enquanto alguns trabalhos relatam que o PD promove o aumento das emissões (SMITH & CONEN, 2004; LIU et al., 2007), outros relatam que não existe diferença significativa entre os dois sistemas de manejo (JANTALIA et al., 2008; BAYER et al., 2015), e há ainda aqueles que mostram diminuição das emissões no PD após 10 ou mais anos de implantação (SIX et al., 2004). Rochette (2008) concluiu que, a inconsistência dos resultados pode estar associada com a natureza das propriedades dos solos, sendo, naqueles de textura mais fina, o maior potencial de emissões de N<sub>2</sub>O.

Os resultados ainda são inconclusivos, pois muitas variáveis devem ser levadas em conta. Além das propriedades de solo, as condições climáticas e a cultura agrícola, que pode influenciar na qualidade do resíduo adicionado ao solo, o tempo de instalação do sistema de manejo do solo também é fator importante. Resultados obtidos em solos brasileiros, em sistemas PD implantados a longo tempo mostram que não há diferença entre as emissões de N<sub>2</sub>O quando comparado com sistema convencional (JANTALIA et al., 2008; BAYER et al., 2015).

Os balanços de GEE para os sistemas agrícolas são realizados em sua maioria utilizando-se medições em campo ou por fatores de emissão. Esses fatores também têm importância especial para o inventário nacional e para os estudos de pegada de carbono. No entanto, pouca informação está disponível para as condições do Brasil, especialmente no que se refere a N<sub>2</sub>O. O fator de emissão direta de N<sub>2</sub>O, definido na guia do IPCC como EF1, é de 1 % com uma variação entre 0,3 e 3% (IPCC, 2006), é aplicado para fertilizantes, adubos orgânicos, resíduos de colheita e N mineralizado do solo. A emissão de N<sub>2</sub>O está diretamente relacionada ao aumento da disponibilidade de N no solo, em função dos processos de nitrificação e desnitrificação. Frequentemente, estudos realizados no país voltados para quantificar o fator de emissão direta de N<sub>2</sub>O encontram valores abaixo do valor de 1 % estimado pelo IPCC (JANTALIA et al., 2008; MARTINS et al., 2015).

Em 2009, após a 15ª Conferência das Partes (COP-15) em Copenhague, Dinamarca, o Brasil assumiu o compromisso voluntário de reduzir as emissões de GEE. Para isso, foram instituídas ações mitigadoras nacionalmente apropriadas (NAMAs), ações que deverão ser monitoradas e informadas até 2020. No contexto da agricultura, uma das ações preconizadas pelo governo é a expansão do sistema PD.

Diante da necessidade do Brasil em relatar suas emissões em relatórios periódicos, mais estudos são necessários, especialmente aqueles desenvolvidos em território nacional, em regiões produtoras, que reflitam a realidade das emissões no país.

Visando contribuir com informações sobre fator de emissão de  $N_2O$  para fertilizantes e o efeito do uso de PD nas emissões de  $N_2O$ , para produção de grãos, realizou-se o presente trabalho em dois sistemas de sucessão de culturas para a produção de soja, um com o cultivo de trigo no inverno e outro com milho safrinha no final do verão, após a colheita da soja.

O objetivo geral do trabalho foi avaliar as emissões de  $N_2O$  em diferentes sucessões com diferentes sistemas de produção. Os objetivos específicos do trabalho foram: avaliar a influência do sistema PD nas emissões de  $N_2O$ , o efeito da adubação nitrogenada nas emissões de  $N_2O$ , a influência do manejo empregado na cultura de inverno nas emissões de  $N_2O$  da soja, e calcular os fatores de emissão direta de  $N_2O$  para as duas sucessões.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Atmosfera e Efeito Estufa

O efeito estufa é o fenômeno natural de aquecimento térmico da Terra, essencial para a manutenção da temperatura em níveis que permitam o desenvolvimento da vida. O sol emite radiação de ondas curtas, desde o espectro do infravermelho até o ultravioleta, predominando a luz visível. Aproximadamente, 70% desta radiação emitida pelo sol é absorvida pela Terra, e parte é irradiada de volta para o espaço na forma de radiação eletromagnética de ondas longas, na faixa do infravermelho. Alguns gases presentes na atmosfera têm a capacidade de interagir com estes raios e reemitir-los novamente para a superfície terrestre mantendo-a aquecida, sendo conhecidos como gases de efeito estufa (GEE). A temperatura média da Terra é de 15°C, e se os gases de efeito estufa não estivessem presentes, a temperatura média seria de -18°C, condição que impossibilitaria a vida como conhecemos (IPCC, 2007).

A atmosfera é constituída basicamente de nitrogênio (N<sub>2</sub>) e oxigênio (O<sub>2</sub>) (±99%). Os GEE aparecem em concentrações traço, sendo os mais importantes o gás carbônico (CO<sub>2</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>). A presença natural desses gases na atmosfera não é um problema, mais sim, o aumento de suas concentrações decorrente das emissões antropogênicas. Os monitoramentos mostram que a concentração desses gases na atmosfera vem aumentando significativamente (FORSTER et al., 2007; IPCC, 2014), intensificando o efeito estufa natural e causando o aquecimento global.

Desde o período pré-industrial, a concentração de CO<sub>2</sub> aumentou de 280 ppm para 390 ppm, principalmente devido a queima de combustíveis fósseis e desmatamento. A concentração de CH<sub>4</sub> passou de 700ppb para 1750 ppb, devido a fermentação entérica de ruminantes, campos alagados e queima de biomassa. A concentração de N<sub>2</sub>O aumentou de 270 ppb para 320 ppb, principalmente devido a aplicação de fertilizantes nitrogenados no solo, queima de combustíveis fósseis e deposição de dejetos animais no solo (FORSTER et al., 2007; IPCC, 2014).

Cada GEE possui características específicas como meia-vida e faixa de absorção específica do espectro, e de acordo com essas características, cada gás apresenta um potencial de aquecimento global (PAG) específico calculado em relação ao CO<sub>2</sub>. O PAG é um cálculo que visa estabelecer uma métrica que permita a avaliação do efeito conjunto dos GEE. Considerando-se um horizonte temporal de 100 anos, o CH<sub>4</sub> tem meia-vida de 12 anos e PAG de 25, a meia-vida do N<sub>2</sub>O é de 114 anos, e o PAG é 298 vezes maior que o CO<sub>2</sub> (FORSTER et al., 2007).

### 2.2 Produção de N<sub>2</sub>O no Solo

Processos naturais no solo e no oceano emitem N<sub>2</sub>O para a atmosfera, assim como os processos antropogênicos, por exemplo, a queima de combustíveis fósseis. Entretanto, a agricultura é a maior fonte antropogênica de N<sub>2</sub>O (REAY et al., 2012), devido aos dejetos de animais e a aplicação de fertilizantes nitrogenados. No mundo, os solos agrícolas são responsáveis por 41,8% das emissões antropogênicas de N<sub>2</sub>O (DENMAN et al., 2007), enquanto que no Brasil, no período entre 2000 e 2005, os solos agrícolas foram responsáveis por mais de 95% das emissões de N<sub>2</sub>O da agricultura (CERRI et al., 2009). Atualmente, a taxa

anual de aumento da concentração de  $N_2O$  na atmosfera é linear, 0,26% (FORSTER et al., 2007). As emissões antropogênicas de  $N_2O$  pelos solos se tornaram significativas após o desenvolvimento do processo Haber-Bosch. Com o crescimento da população e a revolução verde, diferentes formas de N-mineral passaram a ser utilizadas como fertilizante. De acordo com Mosier et al. (2004), o  $N_2O$  é importante em sistemas agropecuários, pois 70% das emissões globais desse gás se originam com a dinâmica de N do solo em sistemas de produção, principalmente pela adição de fertilizantes nitrogenados e resíduos agrícolas. Crutzen et al. (2008) estimaram as emissões de  $N_2O$  no período pré-industrial em  $10,2 \text{ Tg N-N}_2\text{O ano}^{-1}$ , e nos dias atuais, de  $15,8 \text{ Tg N-N}_2\text{O ano}^{-1}$ , sendo que  $4,3\text{--}5,8 \text{ Tg N-N}_2\text{O ano}^{-1}$  derivados de atividades agrícolas. No Brasil, a agropecuária é a responsável por 87% das emissões totais de  $N_2O$  (BRASIL, 2010).

Além de alto PAG, o  $N_2O$  também atua na depleção da camada de ozônio (RAVISHANKARA et al., 2009). As perdas gasosas de nitrogênio na forma de  $N_2$  e  $N_2O$  podem representar uma perda significativa do N no sistema solo/planta (CAMERON et al., 2013).

A nitrificação e a desnitrificação são os principais processos formadores de  $N_2O$  nos solos, mesmo este sendo um intermediário para o produto final nos dois processos. A nitrificação é mais influenciada pelo pH e disponibilidade de amônio ( $NH_4^+$ ) e ocorre em condições de maior aeração do solo. A desnitrificação é dependente da disponibilidade de carbono (C) e nitrato ( $NO_3^-$ ) e ocorre em condições de restrição de oxigênio.

A nitrificação consiste na oxidação do  $NH_4^+$  a  $NO_3^-$ . O processo ocorre em duas etapas, a primeira é chamada de nitritação, sendo realizada por *Nitrosomonas* sp., *Nitrosospira* sp., *Nitrosococcus* e *Nitrosolobus* sp. Nesta etapa,  $NH_4^+$  é oxidado a nitrito ( $NO_2^-$ ), que alimenta o segundo estágio do processo chamado de nitratação que é realizado por *Nitrobacter* sp., *Nitrospira* sp. e *Nitrococcus* sp., e consiste na oxidação de  $NO_2^-$  a  $NO_3^-$ . A formação de  $N_2O$  por esta via ocorre na primeira etapa quando ocorre a redução de compostos intermediários, num processo chamado de dismutação química, ou por ação da redutase de nitrito (BREMNER, 1997).

O processo de desnitrificação é realizado por várias espécies de bactérias anaeróbicas facultativas, que oxidam a matéria orgânica do solo (MOS) e utilizam o  $NO_3^-$  comoceptor final de elétrons. Consiste num processo de quatro etapas, em que ocorre a redução do  $NO_3^-$  a nitrogênio molecular ( $N_2$ ). Segundo Cantarella (2007), a desnitrificação é um processo respiratório, que acontece em condições anaeróbicas, no qual óxidos de N servem como receptores finais de elétrons. Quando o processo é completo o produto final é  $N_2$ , contudo o processo pode ser incompleto resultando na emissão de óxidos de nitrogênio, como óxido nítrico (NO) ou  $N_2O$ .

Pesquisas nas últimas décadas têm identificado que o  $NO_3^-$  e o  $NH_4^+$  existentes no solo, a classe de solo, porosidade do solo, a temperatura, a umidade, o pH e a disponibilidade de C lábil são controladores da produção de  $N_2O$  no solo (KLEIN et al., 2010). A nitrificação e a desnitrificação ocorrem em diferentes condições e são controlados pela disponibilidade de nitrogênio, oxigênio, água, temperatura e atividade biológica (JANTALIA et al., 2006). Contudo, podem ocorrer simultaneamente no solo, situando-se em zonas com diferente conteúdo de água (BATEMAN e BAGGS, 2005). Segundo Mosier et al. (2004) mesmo com o grande número de informações disponíveis, a variada interação dos complexos físicos e biológicos envolvidos no processo de produção e emissão de  $N_2O$  não permite estimar com precisão a quantidade emitida deste gás.

Portanto, considerando-se a relevância do  $N_2O$  como agente do aquecimento global, e como a agricultura contribui para o aumento de sua concentração na atmosfera, espera-se que ações mitigadoras devam ser propostas para o setor agrícola. Porém, sua formação e emissão nos solos é a resultante da complexa interação entre fatores físicos, químicos e biológicos, dificultando a proposição de estratégias globais, eficazes em todas as situações. O conhecimento sobre as emissões nas diferentes condições ainda é escasso, não sendo possível generalizar as conclusões.

Poucos são os trabalhos de monitoramento de longo prazo, bem como trabalhos realizados em ambiente tropical. Escobar et al (2010) afirma que o efeito das diferentes práticas de manejo de solo na emissão dos GEE é de difícil previsão e altamente dependente do tipo de solo e condições ambientais, o que determina a necessidade de realização de pesquisas a nível regional.

### 2.3 Fatores que Alteram a Produção de $N_2O$

Firestone & Davidson (1989) propuseram um modelo de regulação chamado “*hole in the pipe*” que explica as interações e os fatores de regulação que produzem  $N_2O$  provenientes das transformações biológicas do N. O modelo descreve a regulação da produção de NO e  $N_2O$  em dois estágios, no primeiro a entrada de  $N-NH_4^+$  tem como produto o  $N-NO_3^-$ , representada por um “tubo” do processo de nitrificação, e no segundo estágio, o  $N-NO_3^-$  entra no “tubo” da desnitrificação e sai como  $N-N_2$ . Tanto o tubo que representa o estágio 1, quanto tubo do estágio 2 possuem furos pelos quais ocorre o vazamento dos intermediários NO e  $N_2O$ . A dimensão dos “furos” é regulada pelas variáveis de clima e solo associadas aos processos.

O pH do solo é um dos fatores que interferem nas emissões. Enquanto que na nitrificação, o aumento nos valores de pH estimula a emissão de  $N_2O$ , na desnitrificação diminuem. A acumulação de  $N_2O$  durante a desnitrificação do  $NO_3^-$  em solos incubados foi favorecida pela alta concentração de  $NO_3^-$  e baixo pH (BREMNER, 1997). Onde a desnitrificação é a principal fonte das emissões de  $N_2O$ , aumentar o pH resulta em diminuição das emissões, mas se a nitrificação é a principal fonte de  $N_2O$ , o aumento do pH levará ao aumento das emissões (BRENTROP et al., 2000). Este fator é importante, principalmente em solos tropicais, altamente intemperizados, com pH ácido, onde a prática da calagem é comum para a correção da acidez do solo.

Os dois processos de formação de  $N_2O$  no solo ocorrem em condição oposta de disponibilidade de  $O_2$ , sendo a desnitrificação favorecida pela anaerobiose. A umidade do solo exerce considerável influência na produção e emissão de  $N_2O$ , pois, além de determinar a atividade dos microrganismos, está diretamente relacionada com a aeração do solo. Giacomini et al. (2006) em estudo desenvolvido no sul do Brasil observaram que valores entre 70% e 80% do espaço poroso preenchido por água (%EPPA) resultaram em maiores emissões de  $N_2O$ . LINN & DORAN (1984) demonstraram, para climas temperados, que a taxa de nitrificação aumenta com valor de %EPPA até 60%, quando começa a decrescer. Já a desnitrificação é pouco expressiva até 60%, mas aumenta com o incremento da umidade, alcançando o seu máximo próximo da saturação. O aumento da umidade estimula a atividade microbiológica, que consome maior quantidade de  $O_2$  e favorece a desnitrificação, contudo em condições de umidade extremamente alta a atividade microbiológica pode ser inibida justamente pela falta de  $O_2$ . Porém, observa-se que a alternância de umidade, com

sucessivos períodos secos e úmidos, as emissões de  $N_2O$  aumentam (BRENTROP et al., 2000).

O tipo de solo interfere nas emissões de  $N_2O$ . Uma das razões é por influenciar na retenção de água no solo. Solos com textura argilosa apresentam maior quantidade de microporos, conferindo maior capacidade de retenção de água, conseqüentemente, maior probabilidade de restrição de  $O_2$  em sítios onde a desnitrificação pode ocorrer. Ao contrário, solos de textura mais grosseira apresentam predominância de macroporos, sendo as condições de anaerobiose menos prováveis. Tan et al. (2009) estudaram a influência de diferentes manejos em dois tipos de solo nas emissões de  $N_2O$ , e observaram emissões significativamente maiores no solo de textura mais fina.

Ruser et al. (2006) observaram que as emissões de  $N_2O$  induzidas pela desnitrificação aumentaram com EPPA entre 60% e 70%. Liu et al. (2007) realizaram estudo de laboratório com solos incubados e observaram que após a adição de  $NH_4^+$ , as emissões de  $N_2O$  foram mais significativas com EPPA de 60%, mas após a adição de  $NO_3^-$ , as emissões foram maiores com EPPA de 75%. Pode-se inferir que no primeiro caso, as emissões de  $N_2O$  foram provenientes da nitrificação, favorecida pelas condições de umidade e aeração. No segundo caso, com maior saturação do solo, foram superiores as emissões via desnitrificação.

Constantemente os maiores fluxos de  $N_2O$  do solo são observados após precipitação (LIU et al., 2006; MORAIS et al., 2013), mas outras propriedades do solo, como a capacidade de drenagem vão influenciar na duração do período de altos fluxos do gás. Jantalia et al. (2008) não observaram grandes picos de emissão de  $N_2O$ , em estudo desenvolvido no sul do Brasil. Mesmo após eventos intensos de precipitação, o %EPPA ficou em torno de 40%, os autores atribuíram esse fenômeno a livre drenagem apresentada pelo solo.

A umidade do solo também exerce influência na difusão dos gases para a atmosfera. De acordo com Davidson et al. (2000) as emissões de  $NO$ ,  $N_2O$  e  $N_2$  do solo dependem do balanço de produção, consumo, e difusão destes gases. Em solos secos e bem aerados, o processo oxidativo da nitrificação domina, e o gás mais oxidado,  $NO$ , é o mais comumente emitido do solo. Pelo fato da difusibilidade ser alta em solos secos, a maioria do  $NO$  pode ser emitido para a atmosfera antes de ser consumido. Portanto em solos com maior %EPPA a produção de  $N_2O$  é maior, pois parte do  $NO$  é reduzido a  $N_2O$  antes de ser liberado para a atmosfera.

A temperatura é outro componente com interferência relevante na produção e difusão de  $N_2O$  dos solos, pois determina a atividade dos microrganismos. Com o aumento da temperatura, há o aumento das emissões de  $N_2O$  (SKIBA & SMITH, 2000; BRENTROP et al., 2010). O aumento da temperatura resulta em aumento da atividade enzimática, fenômeno descrito pelo fator  $Q_{10}$  que representa o aumento da velocidade de uma determinada reação em função do aumento de  $10^\circ C$  na temperatura. Para a produção de  $N_2O$  o fator  $Q_{10}$  pode apresentar valores de 2 a 10, enquanto que em muitos processos biológicos, esse valor varia de 2 a 3 (SMITH et al., 1998b). Com o aumento da temperatura, ocorre um estímulo ao desenvolvimento microbiano, com isso, maior consumo de  $O_2$ , que pode gerar condições para a ocorrência da desnitrificação mesmo em condições de baixa umidade.

Contudo, a temperatura quando é muito baixa pode agir como limitante do processo biológico. Em estudo realizado na Escócia, Dobbie et al. (1999) observaram que as emissões de  $N_2O$  foram limitadas quando a temperatura do solo era de  $2,5^\circ C$  na época da adubação. Esses autores ainda observaram um valor de  $Q_{10}$  de 8,3 com o aumento da temperatura, quando o %EPPA e o N-mineral no solo não estavam limitando as emissões. Ussiri et al. (2009) realizaram estudo nos Estados Unidos para avaliar as emissões em três sistemas de

preparo de solo e observaram correlação positiva entre as emissões e a temperatura do solo. Entretanto, Akiyama & Tsuruta (2003) não observaram correlação entre a temperatura e as emissões de  $N_2O$ , mesmo quando a temperatura era inferior a  $5^\circ C$ .

As emissões de  $N_2O$  estão relacionadas com a quantidade de N disponível no solo, pois, o N é o substrato básico para as reações de nitrificação e desnitrificação. Dobbie et al. (1999) encontraram baixas emissões de  $N_2O$  e relacionaram com os baixos teores de  $NO_3^-$ . Os autores afirmam haver um nível crítico de  $NO_3^-$  no solo, que abaixo dele, mesmo com alta saturação do solo, as emissões de  $N_2O$  serão baixas. Portanto, a adubação nitrogenada induz a maiores emissões de  $N_2O$ , contudo, não apenas a disponibilidade de N no solo altera as emissões, fatores como dose, profundidade de aplicação, fonte utilizada e parcelamento também irão modificar a dinâmica das emissões.

Vários trabalhos relatam o aumento da emissão de  $N_2O$  após a aplicação de fertilizantes nitrogenados (LIU et al., 2006; ZANATTA et al., 2010; MORAIS et al., 2013; SIGNOR et al., 2013). Em estudo de dois anos realizado nos Estados Unidos, onde foram monitorados os fluxos de  $N_2O$  do milho e da soja, foi observado que grande parte do fluxo total de  $N_2O$  emitido no milho, ocorreu após a adubação nitrogenada e precipitação pluviométrica. Na soja, que não recebeu fertilizante, a porcentagem das emissões totais após precipitação foi consideravelmente inferior (PARKIN & KASPAR, 2006).

Além da adubação, o tipo de N-fertilizante também tem influência nas emissões de  $N_2O$ . A formação de  $N_2O$  a partir de  $NO_3^-$  acontece apenas devido a desnitrificação enquanto que a partir de  $NH_4^+$  pode ocorrer também devido ao processo de nitrificação. Entretanto, com o uso de fertilizantes nítricos a desnitrificação pode ocorrer mais rapidamente. Signor et al. (2013) compararam as emissões de  $N_2O$  de nitrato de amônio e ureia em duas regiões diferentes, e em ambas, os resultados foram maiores nos tratamentos com nitrato de amônio. Em estudo realizado no sul do Brasil, Zanatta et al. (2010) compararam sete tipos de adubos nitrogenados e observaram que as maiores emissões de  $N_2O$  ocorreram nos fertilizantes de base nítrica.

Além da fonte, a dose de N aplicada ao solo também interfere nas emissões de  $N_2O$ . Com o aumento da dose de fertilizante aplicada ao solo, maior quantidade de  $NO_3^-$  e  $NH_4^+$  ficará disponível para as plantas, mas ocorrerá também um excesso em relação ao que as plantas podem extrair o N ficará suscetível às perdas via nitrificação e desnitrificação. Signor et al. (2013) estudaram as emissões de  $N_2O$  em duas regiões distintas do Brasil, com quatro doses de dois tipos de fertilizantes. Em ambas as regiões, para os dois fertilizantes, as emissões foram maiores conforme o aumento das doses, sendo que a proporção do N aplicado convertida em  $N_2O$  aumentou também com a dose.

Além desses fatores, a profundidade de aplicação do fertilizante também altera a fração do N emitida como  $N_2O$ . Liu et al. (2006) em experimento instalado nos Estados Unidos, estudaram a influência de diferentes profundidades de aplicação do fertilizante nos sistemas de plantio direto e convencional. Observaram que, em geral, quanto mais profunda a aplicação do fertilizante, menores são as emissões, sendo que a profundidade de 10 cm diminui as emissões em 50% quando comparada com a profundidade de 5 cm. Liu et al. (2007) conduziram estudo em laboratório para comparar as emissões de  $N_2O$ , em PD e PC, sob as mesmas condições de temperatura, umidade e disponibilidade de N. Foi observado no estudo que a adição de N aumentou as emissões nos dois sistemas.

A aplicação de N implica em maior produção de biomassa pelas plantas, que posteriormente será depositada sob o solo afetando a dinâmica da MOS. É um aspecto relevante, pois a disponibilidade de C é outro fator com influência na desnitrificação e na

nitrificação (BREMNER, 1997). O C disponível funciona como fonte redutora para as reações de desnitrificação e estimula o crescimento microbiano (CAMERON et al., 2013), gerando consumo de O<sub>2</sub>, criando condições favoráveis para a desnitrificação. Miller et al. (2008) utilizaram duas fontes de C disponível e observaram que ambas aumentaram a atividade microbiológica e o consumo de O<sub>2</sub>, levando a condições favoráveis para a desnitrificação.

Pode haver aumento das emissões de N<sub>2</sub>O com o aumento dos estoques de MOS, que apesar de reduzir o CO<sub>2</sub> atmosférico, pode fornecer substratos para a nitrificação e desnitrificação e aumentar o consumo microbiano de O<sub>2</sub>. Stehfest & Bouwman (2006) realizaram uma análise global das emissões de N<sub>2</sub>O de áreas agrícolas, e o estudo indica que com o aumento do conteúdo do C orgânico do solo, há aumento das emissões de N<sub>2</sub>O.

A fonte de C, tem efeito significativo nas emissões. Gillam et al. (2008) compararam a resposta das emissões de N<sub>2</sub>O após a adição de três diferentes fontes de C. Os autores observaram que as emissões eram similares após a adição de glicose e resíduos de trevo vermelho. Apesar de serem uma complexa fonte de C, os resíduos de trevo vermelho apresentaram baixa relação C:N, fazendo com que o C dos resíduos fosse rapidamente disponibilizado. Em contraste, quando o resíduo adicionado foi proveniente da cevada, as emissões foram 20% menores comparado com a glicose e trevo vermelho, o que poderia ser explicado pela alta relação C:N, retardando sua decomposição.

## **2.4 Emissões de N<sub>2</sub>O nos Sistemas de Preparo de Solo**

As condições de ambiente tropical não favorecem a acumulação de MOS, e consequentemente a disponibilidade de C lábil é baixa no solo, situação que se torna mais crítica quando a forma de plantio é a convencional, com revolvimento e desagregação do solo, a qual expõe a MOS à mineralização, ocorrendo diminuição dos seus teores ao longo dos anos. O preparo intensivo do solo acarreta em decréscimo nos teores de C do solo, decorrente do aumento da taxa de mineralização da MOS, sendo fontes diretas de emissão de CO<sub>2</sub> (ESCOBAR et al., 2010), além da perda de fertilidade do solo.

Como alternativa ao modelo convencional de produção, surge o PD, sistema com viés conservacionista, que preconiza a rotação de culturas, o não revolvimento do solo, a manutenção dos resíduos no campo, e o plantio sob esses resíduos. Com isso há a diminuição da erosão, aumento na umidade e atividade microbiológica do solo, aumento dos teores de MOS e sequestro de CO<sub>2</sub> da atmosfera, diminuindo o impacto antrópico da produção. Além disso, existe o ganho ambiental, devido ao menor número de atividades requeridas pelo sistema, com consequente redução na utilização de maquinário.

Em função desses índices de eficiência e economia de combustíveis, associados ao acúmulo de C no solo, o PD é difundido como um sistema mitigador do efeito estufa. Atualmente este é um sistema utilizado em larga escala no Brasil, ao redor de 30 milhões de hectares, principalmente para a produção de grãos, com metas para expansão da área.

Na 15ª conferência das Nações Unidas sobre o clima (COP-15), o Brasil apresentou de forma voluntária várias ações de mitigação nacionalmente apropriadas (NAMAs), metas que visam à desaceleração no crescimento das emissões. Uma destas metas é a expansão da área de plantio direto em 8 milhões de hectares (MAPA, 2011). Essa decisão foi baseada no potencial de sequestro de C no solo pelo sistema PD, mas precisaria ser mais bem avaliada com base em sólida avaliação científica e compreensão das mudanças líquidas globais em curto e longo prazo nos agentes de forçamento radiativo com a adoção do PD, pois existem

evidências de que o sistema pode não apresentar um balanço favorável de GEE, e se ocorrer, somente em longo prazo (SIX et al., 2004).

O sistema de preparo de solo causa modificações na estrutura do solo, nas taxas de resíduo depositadas, aeração, umidade e atividade microbológica. Tais mudanças podem contribuir para intensificar as emissões de  $N_2O$ . Para que o PD possa resultar em um sistema acumulador de C e assim funcionar como mitigador do efeito estufa, o  $CO_2$  emitido para a atmosfera via processos biológicos deve ser menor que a quantidade de C que é acumulado no solo durante a decomposição dos resíduos vegetais. Existem evidências da acumulação de C pelo sistema PD. Cerri et al. (2007) compilaram dados de várias localidades e observaram que a transição do sistema convencional para o sistema PD aumentou o estoque de C. Bayer et al. (2006) trabalhando com 2 solos representativos do cerrado, observaram que nos solos sob sistema PD houve aumento de  $2,4 \text{ Mg ha}^{-1}$  e  $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$  na MOS quando comparados com PC. Boddey et al. (2010) comparando PC e PD observaram incremento no carbono orgânico entre 5 e  $8 \text{ Mg ha}^{-1}$  no sistema PD.

Mesmo com evidências fortes de que a adoção do PD permite acumular C no solo, sua utilização como sistema mitigador da emissão de GEEs ainda é discutível. Na camada superficial do PD ocorre adensamento do solo e concentração de matéria orgânica, resultando em um ambiente com alta atividade biológica e de maior potencial de restrição de  $O_2$  em períodos de chuvas, tornando o sistema mais vulnerável as emissões de  $N_2O$  (SMITH & CONEN, 2004). A maior atividade microbológica, bem como o maior teor de umidade nas camadas superficiais pode conferir ao sistema maior emissão de  $N_2O$ , o que diminuiria o ganho ambiental do sistema com a acumulação de C. Liu et al. (2007) compararam amostras de solo indeformadas retiradas de áreas sob PD e PC em um estudo de laboratório e observaram maiores fluxos de  $N_2O$  nos solos de áreas sob PD.

Liu et al. (2006) estudando as emissões de GEEs em diferentes profundidades de adubação e sistemas de preparo de solo, verificaram as maiores emissões de  $N_2O$  no PD. Os autores atribuíram este resultado a maior acumulação de água no sistema PD. O maior conteúdo de água no solo além de favorecer a desnitrificação, estimula o crescimento microbiano, sendo a população maior em sistema PD (LINN & DORAN, 1984). Outros trabalhos observaram aumento das emissões de  $N_2O$  quando sob uso de sistema PD em comparação ao PC (SMITH & CONEN, 2004; ROCHETTE, 2008; ESCOBAR et al., 2010).

Contudo, existem outros estudos que mostram que o PD pode não significar maiores emissões de  $N_2O$  do solo (MOSIER et al., 2006; PARKIN & KASPAR, 2006; BAYER et al., 2015). Metay et al. (2007) desenvolveram estudo no cerrado brasileiro e não observaram diferenças significativas nas emissões entre os tratamentos convencional e PD. Os autores ainda realizaram um balanço de gases para avaliar se o sequestro de C é compensado ou não pelas emissões de outros GEEs, e concluíram que para a região o sistema PD é mitigador de emissões de GEE. Jantalia et al. (2008) conduziram estudo na região sul do Brasil comparando as emissões de  $N_2O$  entre o sistema PD e o PC, observaram que o uso do PD não promoveu aumento nas emissões de  $N_2O$  quando comparado com PC.

O preparo de solo pode alterar a temperatura do solo nas camadas superficiais. O sistema PD, quando comparado ao PC, apresenta temperaturas mais baixas, e amplitude térmica menor (COSTA et al., 2003; SILVA et al., 2006; FURLANI et al., 2008). Essas condições podem favorecer o desenvolvimento das plantas e maior utilização do N disponível no solo, diminuindo o potencial de perdas. Além disso, dependendo da região, o efeito da temperatura pode ser menos importante do que nas regiões tropicais. Em estudo conduzido na Inglaterra, Baggs et al. (2003) avaliaram as emissões de  $N_2O$  em dois sistemas contrastantes de

preparo de solo, após a aplicação de resíduos agrícolas e fertilizantes. Não foram observadas relações significativas entre a temperatura do solo e as emissões, e a técnica de preparo não modificou significativamente a temperatura do solo.

Não há como generalizar os resultados de emissões de  $N_2O$ , os resultados na literatura ainda são inconclusivos, e a maioria deles, desenvolvidos em países do Norte com condições bem diferentes daquelas de regiões tropicais. Rochette (2008) compilou dados de 25 estudos de campo e observou que o sistema PD intensifica as emissões de  $N_2O$  em solos mal drenados, contudo não seria um problema para solos de textura mais grossa, bem drenados. Embora muitos Latossolos apresentem alto teor de argila, o domínio de microestruturas favorece a drenagem, o que pode explicar resultados de emissões de  $N_2O$  similares entre PD e PC, como os obtidos por Jantalia et al. (2008).

Além dos muitos fatores determinantes para as emissões de  $N_2O$ , quando se comparam sistemas de preparo de solo, deve-se levar em conta o tempo de implantação do sistema. Em clima temperado, nos primeiros 10 anos, os fluxos de  $N_2O$  são maiores em PD que no PC, independente do clima. Depois de 20 anos, entretanto, o fluxo de  $N_2O$  passam a ser inferiores em PD, em clima úmido, ou mesmo similares em clima seco (SIX et al., 2004). Resultados similares foram encontrados por van Kessel et al. (2013), os quais realizaram uma análise das emissões de  $N_2O$  de 239 estudos que comparavam diretamente o PC com PD ou preparo reduzido, e observaram que PD ou preparo reduzido implementados por mais de 10 anos reduziram substancialmente as emissões, especialmente em climas secos. Na literatura, ainda existem estudos que mostram emissões maiores em PC em comparação com PD, especialmente em áreas sob longo período de implantação do sistema PD (OMONODE et al., 2011).

O tipo de solo no qual o sistema está implantando também irá influenciar na dinâmica das emissões. Rochette et al. (2008) conduziram estudo no Canadá, para avaliar as emissões de  $N_2O$  em PD e PC em dois tipos de solo e observaram que, as emissões foram substancialmente maiores no solo de textura mais fina. Os autores atribuíram tal efeito a desnitrificação, sustentada pela decomposição da MOS. Os autores observaram que o sistema PD, mais que dobrou as emissões no solo argiloso, enquanto que no solo de textura mais arenosa as emissões foram similares entre os sistemas.

Muitos questionamentos persistem e o conhecimento sobre o fluxo de  $N_2O$  na região tropical, onde a dinâmica da MOS é completamente diferente da região temperada, ainda não é amplamente compreendido. Frente ao compromisso assumido pelo país na COP-15 de monitorar e relatar as emissões de GEEs e a escassez de trabalhos no realizados no Brasil. É evidente a necessidade de estudos que melhorem a base de informação sobre a produção de GEE em solos tropicais, e que permitam estimar com mais precisão os fluxos de  $N_2O$ , trazendo maior acurácia aos inventários de GEE. A compreensão da dinâmica de N nessas condições se torna extremamente relevante para que práticas mitigadoras de emissões de GEE possam ser desenvolvidas para a agricultura.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Caracterização e Descrição das Áreas

A pesquisa foi conduzida em experimentos de longo prazo (33 anos sucessão soja - trigo e 21 anos sucessão soja – milho safrinha) existentes na fazenda experimental da Embrapa Soja, em Londrina, PR (23° 12' S, 51° 11' W; 585 m de altitude), em que o solo é classificado como Latossolo Vermelho Distroférrico, contendo 78 % de argila e 6% de areia nos primeiros 20 cm de profundidade. A cafeicultura existia na área por pelo menos 40 anos, até que em 1973 o cultivo de grãos passou a ser adotado, tendo a soja e o trigo como culturas de verão e inverno, respectivamente, semeadas após preparo convencional do solo. A classificação climática da região é Cfa, subtropical úmido, segundo Köppen. A temperatura média anual é de 20°C, e as médias das máximas e mínimas são de 26°C e 15°C, respectivamente. O verão é quente, com temperaturas na faixa dos 27°C a 35°C. As chuvas ocorrem de forma mais concentrada nos meses de outubro a abril. O período de menor precipitação, com possibilidade de veranicos, vai de maio a setembro, quando ocorrem as temperaturas mais baixas, que podem resultar em geadas. A precipitação pluvial média anual é de 1.200 mm.

Dois experimentos foram escolhidos para os monitoramentos de emissão de N<sub>2</sub>O, um deles conduzido com a sucessão soja-trigo, e outro com a cultura da soja no verão seguida do milho em safrinha, e nos dois casos, diferentes sistemas de preparo do solo fazem parte dos tratamentos.

##### Sucessão soja-trigo

O experimento está estabelecido desde a safra 1981/1982, em delineamento em blocos completos casualizados, com seis repetições. Os tratamentos corresponderam a sistemas de PC e PD. Para o presente estudo, somente foram considerados os tratamentos de preparo do solo com grade pesada, com discos de 26 polegadas (prof. de trabalho de 22 cm), incluindo uma passagem de grade niveladora (PC). O outro tratamento avaliado foi com semeadura direta (PD). Para mais detalhes sobre o experimento completo, consultar Debiasi et al. (2013). Cada parcela experimental apresenta dimensões de 8 x 50 m, com uma área total de 400 m<sup>2</sup>. Dados da análise química para as condições de PD e PC são apresentadas na Tabela 1.

Desde a implantação, o experimento vem sendo cultivado com a sucessão trigo no inverno e soja no verão. A calagem vem sendo realizada a cada quatro anos, com a aplicação em média de 2 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico em todos os tratamentos, o que tem permitido manter o pH entre 5 e 6 na camada de 0-20 cm. No tratamento PD, a calagem é feita em superfície, enquanto que no tratamento PC, o calcário é incorporado com a passagem da grade pesada.

O estudo para o monitoramento dos gases foi iniciado na safra de inverno de 2013 e encerrado dois anos depois, ao final da safra do verão 2014/2015. Para os dois anos, a cultivar de trigo utilizada foi a Pardela, e a de soja foi BRS 360RR. As parcelas sob PD e PC foram divididas ao meio, sendo feita a fertilização com N em uma das metades, e a outra mantida sem N, representando o controle.

**Tabela 1.** Dados de pH do solo, e concentrações de cálcio ( $\text{Ca}^{+2}$ ), magnésio ( $\text{Mg}^{+2}$ ), potássio ( $\text{K}^{+1}$ ), alumínio ( $\text{Al}^{+3}$ ), fósforo (P) e carbono (C, Walkley-Black), medidos em diferentes camadas do solo.

Camada do solo	pH	$\text{Al}^{+3}$	$\text{Ca}^{+2}$	$\text{Mg}^{+2}$	$\text{K}^{+}$	P	CTC	C
			$\text{cmol kg}^{-1}$		$\text{mg kg}^{-1}$		$\text{cmol kg}^{-1}$	$\text{g kg}^{-1}$
PD								
0-10 cm	5,91	0,00	5,63	1,86	203	82	8,01	17,2
10-20 cm	5,26	0,00	2,88	1,22	117	13	4,39	9,1
PC								
0-10 cm	5,67	0,00	3,97	1,17	183	33	9,52	12,3
10-20 cm	5,60	0,00	3,65	1,08	148	23	8,91	11,1

pH (1:2,5 água); P (extractor Mehlich 1); C (Walkley-Black)

Os eventos de semeadura e colheita do trigo e da soja, assim como de adubação, de ambos os sistemas de preparo encontram-se no anexo A. Um resumo das principais atividades que foram realizadas na área é apresentado a seguir:

#### Safra de inverno de 2013

18/04/2013 – Início do preparo do solo (grade pesada), em PC;

02/05/2013 – Na área de PC, passagem de grade niveladora;

03/05/2013 – Semeadura do trigo, com espaçamento de 0,17 m, com fertilização no sulco com  $260 \text{ kg ha}^{-1}$  do formulado 08-20-20 para o tratamento fertilizado com N e 0-20-20 para o tratamento controle, sem N;

20/05/2013 – Fertilização de cobertura, à lanço, com  $90 \text{ kg ha}^{-1}$  de ureia, somente no tratamento fertilizado com N;

20/09/2013 – Colheita;

Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

#### Safra de verão 2013/2014

10/10/2013 – Início do preparo do solo (grade pesada), na área PC;

13/10/2013 - Na área de PC, passagem de grade niveladora;

19/10/2013 – Semeadura da soja, com espaçamento de 0,50 m, com fertilização no sulco com  $270 \text{ kg ha}^{-1}$  do formulado 0-20-20 para todos os tratamentos; As sementes receberam inoculante líquido à base de *Brady rhizobium elkanii* ( $5 \times 10^9 \text{ UFC mL}^{-1}$ ), na dose de 100 mL por 50 kg de sementes.

19/02/2014 – Colheita;

Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

#### Safra de inverno de 2014

10/04/2014 – Início do preparo do solo (grade pesada), em PC;

28/04/2014 – Na área de PC, passagem de grade niveladora;

30/04/2014 – Semeadura do trigo, com espaçamento de 0,17 m, com fertilização no sulco com  $300 \text{ kg ha}^{-1}$  do formulado 08-28-16 em todos os tratamentos;

21/05/2014 – Fertilização de cobertura, à lanço, com  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  de ureia, somente no tratamento fertilizado com N;

15/09/2014 – Colheita;

Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

#### Safra de verão 2014/2015

07/10/2014 – Início do preparo do solo (grade pesada), na área PC;

01/11/2014 - Na área de PC, passagem de grade niveladora;

07/11/2014 – Semeadura da soja, com espaçamento de 0,50 m, com fertilização no sulco com 300 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 0-20-20 para todos os tratamentos; As sementes receberam inoculante líquido à base de *Bradyrhizobiummelkanii* (5 x 10<sup>9</sup> UFC mL<sup>-1</sup>), na dose de 100 mL por 50 kg de sementes.

13/03/2015 – Colheita;

Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

#### Sucessão soja-milho safrinha

A área vinha sendo plantada com a sucessão soja-trigo no sistema de plantio convencional, quando o experimento foi estabelecido em outubro de 1993, em delineamento em blocos completos casualizados, com seis repetições. Os tratamentos corresponderam ao preparo convencional do solo, com grade aradora e grade leve (PC), e o uso da semeadura direta (PD), e as diferentes culturas de inverno plantadas após a soja. Para o monitoramento de N<sub>2</sub>O, foram utilizados os tratamentos com soja seguida de milho na safrinha. Dados da análise química para as condições de PD e PC são apresentadas na Tabela 2.

Cada parcela experimental apresenta dimensões de 8 x 38 m, com uma área total de 304 m<sup>2</sup>.

A calagem vinha sendo realizada periodicamente, com a aplicação, em média, de 2 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico em todos os tratamentos, porém não foi realizada nos últimos 5 anos. No tratamento PD, a calagem é feita em superfície, enquanto que no tratamento PC, o calcário tem sido incorporado com a passagem da grade pesada.

O estudo para monitoramento dos gases foi iniciado na safra de inverno de 2014 e encerrado um ano depois, ao final da safra do verão 2014/2015. A cultivar de milho utilizada foi a AG 9010, e a de soja foi a BRS 359RR. As parcelas sob PD e PC foram divididas ao meio, sendo feita a fertilização com N em uma das metades, e a outra mantida sem N, representando o controle.

**Tabela 2.** Dados de pH do solo, e concentrações de cálcio (Ca<sup>+2</sup>), magnésio (Mg<sup>+2</sup>), potássio (K<sup>+1</sup>), alumínio (Al<sup>+3</sup>), fósforo (P) e carbono (C, Walkley-Black), medidos em diferentes camadas do solo.

Camada do solo	pH	Al <sup>+3</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	P	CTC	C
			cmol kg <sup>-1</sup>		mg kg <sup>-1</sup>		cmol kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>
PD								
0-10 cm	5,24	0,13	4,32	1,99	286	80	12,1	19,2
10-20 cm	4,59	0,53	2,62	1,01	147	18	10,4	9,9
PC								
0-10 cm	4,99	0,04	3,50	1,35	224	38	10,5	14,3
10-20 cm	4,90	0,06	3,20	1,15	146	22	9,7	11,3

pH (1:2,5 água); P (extractor Mehlich 1); C (Walkley-Black)

Todos os eventos realizados nas áreas experimentais podem ser consultados no anexo B. No entanto, os principais eventos de semeadura e colheita do milho e da soja, assim como de adubação, seguiram a seguinte ordem cronológica.

#### Safra de inverno de 2014

06/02/2014 – Início do preparo do solo (grade aradora), em PC;

26/02/2014 – Na área de PC, passagem de grade niveladora;

27/02/2014 – Semeadura do milho, com espaçamento de 0,90 m, com fertilização no sulco com 300 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 08-28-16, em área total;

27/03/2014 – Fertilização de cobertura com 178 kg ha<sup>-1</sup> de ureia, somente no tratamento fertilizado com N; fertilizante colocado na superfície ao lado das linhas de plantas;

04/08/2014 – Colheita;

Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

#### Safra de verão 2014/2015

06/10/2014 – Preparo do solo (grade aradora e niveladora), na área PC;

14/10/2014 – Semeadura da soja, com espaçamento de 0,50 m, com fertilização no sulco com 300 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 0-20-20 para todos os tratamentos; As sementes receberam inoculante líquido à base de *Bradyrhizobium elkanii* (5 x 10<sup>9</sup> UFC mL<sup>-1</sup>), na dose de 100 mL por 50 kg de sementes.

15/02/2015 – Colheita;

Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

### **3.2 Avaliação dos Fluxos de N<sub>2</sub>O**

Os fluxos de N<sub>2</sub>O foram medidos de maio de 2013 até março de 2015 na sucessão soja-trigo e de março de 2014 a fevereiro de 2015 na sucessão soja-milho safrinha. A amostragem para quantificação dos fluxos de N<sub>2</sub>O foram realizadas entre 09:00 e 10:00 horas, seguindo a recomendação de Alves et al. (2012), para a melhor representação do fluxo diário. Os fluxos foram amostrados durante todo o ciclo da cultura de inverno e verão, iniciando-se antes do preparo de solo, e seguindo até o final do ciclo.

O regime de amostragens variou entre os tratamentos, porém procurou-se atender ao protocolo de amostragens diárias por pelo menos 7 dias, e depois a cada 2 dias, e por último fez-se amostragens semanais nos períodos de menor expectativa de altos fluxos (períodos secos).

O monitoramento dos gases foi feito utilizando-se câmaras estáticas manuais, posicionadas ao lado das plantas. A câmara era composta por uma base retangular de metal (40 x 60 cm), vasada, com paredes laterais inseridas no solo até a profundidade de 5 cm. Na parte superior da base, uma canaleta (2,0 cm de largura x 2,0 cm de altura) era preenchida com água para garantir a vedação no momento do acoplamento da parte superior da câmara. A parte superior consiste em uma bandeja de polietileno (40 x 60 cm, com 10 cm de altura), revestida com espuma e manta de alumínio para garantir o isolamento e reduzir os efeitos da temperatura. A parte superior é equipada em seu topo com válvulas de três vias, utilizadas no momento da retirada das amostras. O tempo de incubação utilizado foi de 30 minutos, sendo a

primeira amostra realizada imediatamente no momento do fechamento da câmara, outra após 15 minutos, e a última no final do período de incubação.

Foram utilizadas seringas de polipropileno de 60 mL para a retirada das amostras da câmara. Aproximadamente 40 mL do gás no interior da câmara foram retirados, dos quais 25 a 30 mL foram transferidos para frascos de cromatografia selados com septos de borracha de clorobutil, sendo o restante usado para troca de ar do volume morto do sistema de transferência de gás. As seringas foram acopladas a um sistema com bomba de vácuo, pelo qual as amostras de gás eram transferidas para frascos submetidos a uma tensão de ~100 kPa.

Os cálculos de fluxo  $N_2O$  ( $FN_2O$ ) foram realizados com base na diferença de concentração entre as amostras retiradas ao longo da incubação, segundo a equação  $FN_2O = \delta C / \delta t \cdot (V/A) \cdot M/V_m$ , onde:  $\delta C / \delta t$  é a mudança de concentração de  $N_2O$  na câmara no intervalo de incubação; V e A são respectivamente o volume da câmara e a área de solo coberta pela câmara; M é o peso molecular de  $N_2O$  e  $V_m$  é o volume molecular na temperatura de amostragem.

As análises foram realizadas no cromatógrafo de gases Shimadzu GC 2014 (Shimadzu, Toquio, Japão) equipado com um detector de captura de elétrons (ECD) e um sistema back-flush preparado com colunas Porapak Q, no laboratório de cromatografia gasosa da Embrapa Agrobiologia.

### 3.3 Variáveis de Solo e Clima

A precipitação e temperatura do ar foram monitoradas ao longo do estudo por uma estação meteorológica presente no mesmo campo experimental. Nos dias em que ocorreram amostragem de gás, também foram retiradas amostras de solo para determinação de umidade gravimétrica do solo e densidade do solo para determinação do espaço poroso preenchido por água (%EPPA), assim como descrito a seguir:

$$\%EPPA = \left( \frac{UV}{p} \right) \times 100$$

Sendo UV a umidade volumétrica do solo ( $UV = U_g \times D_s$ ; onde  $U_g$  é a umidade gravimétrica) e  $p$  a porosidade do solo. O cálculo para porosidade é descrito abaixo.

$$p = \left[ 1 - \left( \frac{D_s}{D_p} \right) \right] \times 100$$

Sendo  $D_s$  a densidade do solo; o valor utilizado para  $D_p$  foi  $2,96 \text{ g cm}^{-3}$ , segundo medições realizadas por Moraes et al. (2011) na mesma estação experimental.

Para análise de nitrato foi utilizada a metodologia descrita por Olsen (2008), baseada no espectro ultravioleta, utilizando  $K_2SO_4$ , 0,5 M como solução extratora. As amostras foram analisadas em comprimentos de onda 220 e 275 nm. A diferença entre a absorbância da leitura em 220 nm e duas vezes a absorbância em 275 nm é proporcional à concentração de nitrato. A leitura a 275 nm foi utilizada para corrigir o desvio provocado pela presença de impurezas. O mesmo extrator foi utilizado para quantificação do amônio, sendo as análises feitas por colorimetria, utilizando-se o método do salicilato (KEMPERS & ZWEERS,

1986). O C solúvel foi extraído em solução salina, utilizando-se  $\text{NaHSO}_4$  a  $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ , com relação solo extrator de 1:5. A quantificação ocorreu utilizando-se o método colorimétrico sugerido por Barlett & Ross (1988), sendo o  $\text{KMnO}_4$  utilizado como agente oxidante. A leitura da absorbância foi realizada em espectrofotômetro com comprimento de onda de  $495 \text{ nm}$ .

### 3.4 Determinação do Fator de Emissão de $\text{N}_2\text{O}$

A quantidade de N emitida de cada área foi obtida pela integração numérica dos fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  no tempo, utilizando o método dos retângulos. A fórmula de Newton-Cotes aberta foi empregada, tal como abaixo:

$$\int_a^b f(x) dx \cong (b - a) f\left(\frac{a + b}{2}\right)$$

Sendo  $f(x)$  o fluxo médio obtido dos fluxos do dia anterior (a) e do dia posterior (b) ao período em que não foram feitas medições em campo. A emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  da área com fertilizante nitrogenado foi subtraída da emissão da área não fertilizada, e dividida pela quantidade de N aplicada, obtendo-se o fator de emissão para o fertilizante.

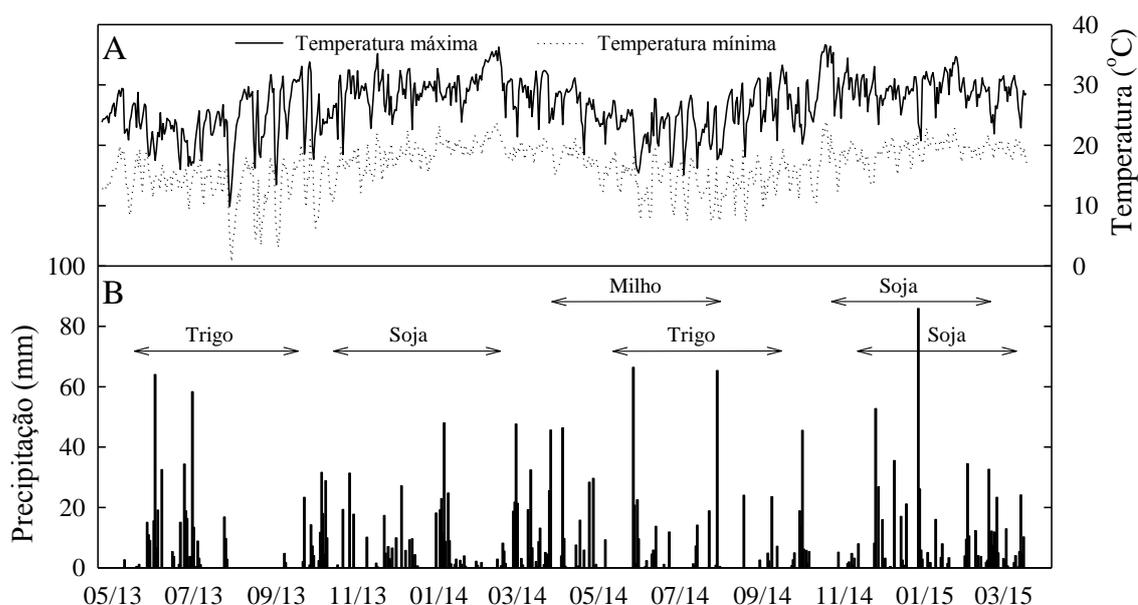
### 3.5 Análises Estatísticas

Foram realizados testes de normalidade e homogeneidade de erros entre os tratamentos para posteriormente realizar ANOVA. Diferenças entre tratamentos foram separadas pelo teste de L.S.D. de Fisher, adotando-se a probabilidade de 5 %. Foram feitas análises de correlação de Pearson visando identificar a intensidade com que os diferentes fatores contribuem para as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  do solo.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Produtividade

Durante a condução dos experimentos, as temperaturas mantiveram-se dentro do esperado para a região onde se realizou o estudo (Figura 1). A temperatura média para o ano de 2013 foi de 21,2°C, e para o ano de 2014, de 22°C. As maiores temperaturas registradas em ambos os anos ocorreram entre outubro e março, enquanto que as menores, de abril a setembro. A precipitação pluviométrica foi próxima da média local, com 791 mm acumulados no primeiro ano de cultivo da sucessão trigo - soja, em 2013/2014, e 953 mm no segundo, em 2014/2015. Na sucessão milho safrinha - soja o acúmulo ao longo do ano foi de 1096 mm.



**Figura 1.** Variação de temperaturas máximas e mínimas, e precipitação pluviométrica durante o período das safras de inverno e verão das sucessões trigo-soja e milho safrinha-soja conduzidas entre os anos de 2013 e 2015 em Londrina, PR.

Na safra de inverno de 2013, a cultura do trigo produziu, em média, 2,5 Mg ha<sup>-1</sup> de grãos, não havendo interação e diferenças entre tratamentos de fertilização e preparo do solo (Tabela 3). No ano seguinte, a área não fertilizada foi reduzida para evitar variabilidade excessiva no experimento de longo prazo, e por isso, somente foi possível comparar a produtividade entre os sistemas de plantio das parcelas fertilizadas com N, o mesmo ocorreu com a sucessão soja - milho safrinha. Na safra de inverno de 2014, a cultura do trigo não foi influenciada pelo sistema de plantio e apresentou produtividade média de 3,4 Mg ha<sup>-1</sup>. Em geral, as produtividades superaram as médias da microrregião de Londrina (PR), que foram de 1,7 e 3,1 Mg ha<sup>-1</sup> em 2013 e 2014, respectivamente (IBGE, 2016).

**Tabela 3.** Produtividades de trigo e soja obtidas dos tratamentos de preparo do solo e fertilização da sucessão soja - trigo, conduzida da safra de inverno de 2013 a safra de verão de 2015.

	Trigo 2013	Soja 2013-2014	Trigo 2014	Soja 2014-2015
PD	-----kg ha <sup>-1</sup> -----			
+N	2098	2843a	3422	2407a
-N	2603	-	-	-
PC				
+N	2462	1568b	3421	1198b
-N	2660	-	-	-
Média	2456	2206	3422	1803
L.S.D.	-	373,4	-	295,3
Prob. (5%)	0,288	<0,001	0,997	<0,001

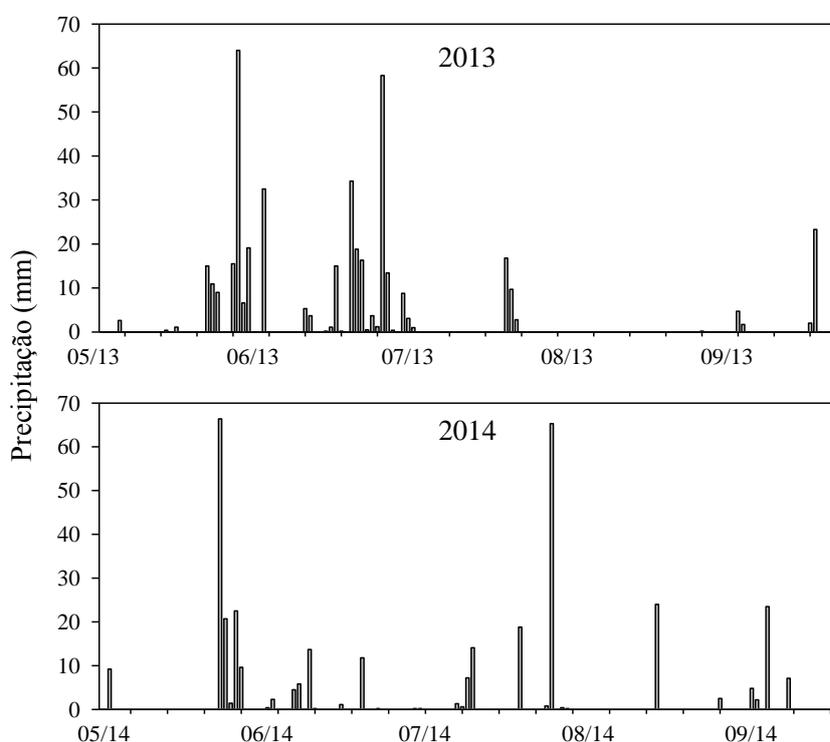
Médias seguidas por letras diferentes dentro da coluna de uma mesma cultura são estatisticamente diferentes pelo teste de L.S.D. de Fisher ( $p < 0,05$ ).

No ano de 2013, a ocorrência de chuvas foi pequena após a semeadura, concentrando-se em grandes volumes no estágio de quarta folha e emissão de folha bandeira, e reduzindo-se a três eventos de intensidade entre 10 a 20 mm até a colheita (Figura 1B). De acordo com Rodrigues et al. (1998), que analisaram cultivar de trigo com semelhante número de dias até colheita (~140 dias), a falta de chuvas na fase de antese até grão leitoso pode reduzir a produtividade em 10 a 50 %, sendo mais crítica quando o estresse hídrico ocorre na fase de folha bandeira e floração. No caso do experimento, em que a semeadura do trigo foi feita no início de maio de 2013, a concentração de chuvas em junho e julho não comprometeu a produtividade, pois o estresse maior aconteceu na fase de grão leitoso. No entanto, pode ter sido crítico para muitas áreas da microrregião de Londrina, resultando em reduzida média de produtividade. Em 2014, a cultura apresentou um desempenho melhor em função da distribuição de 343 mm de chuvas durante todo o ciclo, com maiores volumes nos períodos mais críticos da emissão da folha bandeira até a fase de grão leitoso (Figura 2).

Na safra de 2013, quando foi possível avaliar o efeito da fertilização nitrogenada, verificou-se falta de resposta pela cultura do trigo (Tabela 3). O fato do solo da área experimental ser de alta fertilidade (Tabela 1) contribui para a ineficiência da fertilização nitrogenada, especialmente pela baixa dose (40 kg N ha<sup>-1</sup>) aplicada na época de perfilhamento (FOLONI et al., 2015) e pela cultura antecessora ser a soja, cujos resíduos aumentam a disponibilidade de N do solo para o trigo (ALVES et al., 2002).

A cultura da soja respondeu ao manejo do solo em todas as safras nas sucessões com trigo e milho safrinha (Tabela 3 e Tabela 4). Na safra 2013/2014, houve um período de 20 dias após a germinação com apenas um evento de chuvas de 10 mm, sendo um dos motivos para a melhor formação do estande de plantas no sistema PD, cuja cobertura pelos resíduos permite manutenção de água no solo. Além disso, a disponibilidade de água nas camadas mais superficiais do solo em PD é bem maior do que em PC, com menor energia de retenção (DALMAGO et al., 2009). Na fase de germinação, a necessidade hídrica da cultura é baixa, porém o solo precisa ter um nível de umidade superior a 50 % do total disponível para garantir o estande de plantas (FARIAS et al., 2007). A presença da palha de trigo nas áreas sob PD reduziram a evaporação, permitindo maior oferta de água nas camadas superficiais

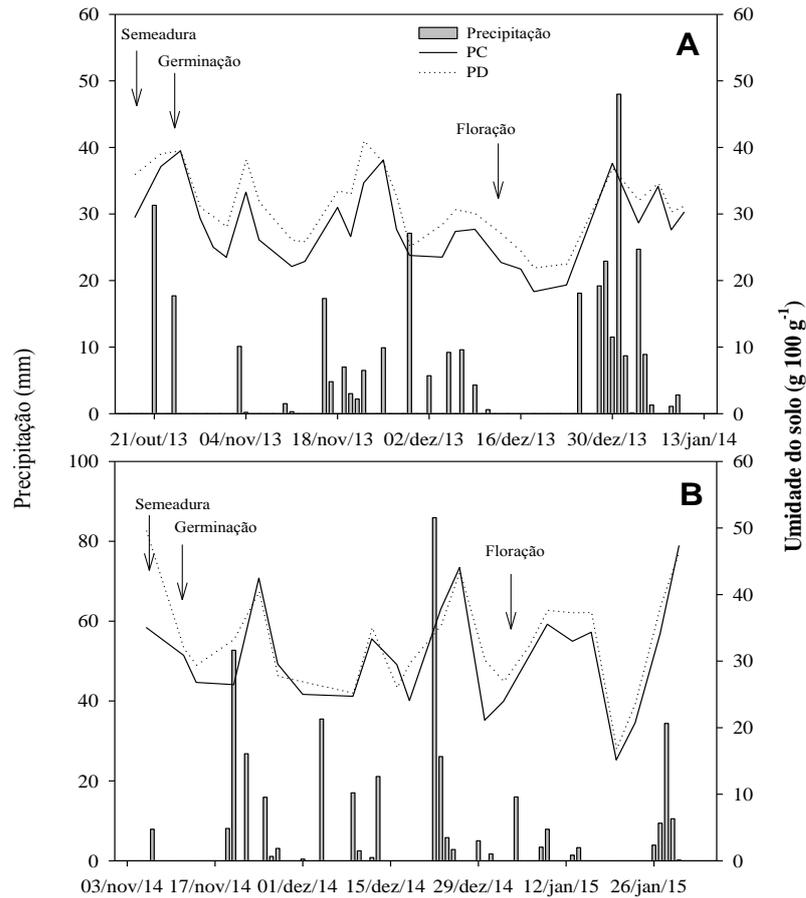
após a germinação (Figuras 3A e 3B), fato também observado na floração, que é o período mais crítico da cultura quanto ao estresse hídrico (FARIAS et al., 2007). Isso pode explicar as diferenças de produtividade nas áreas de sucessão soja- trigo, mas deve-se associar aos resultados a ocorrência de ferrugem asiática, que afetou mais fortemente as plantas no sistema PC.



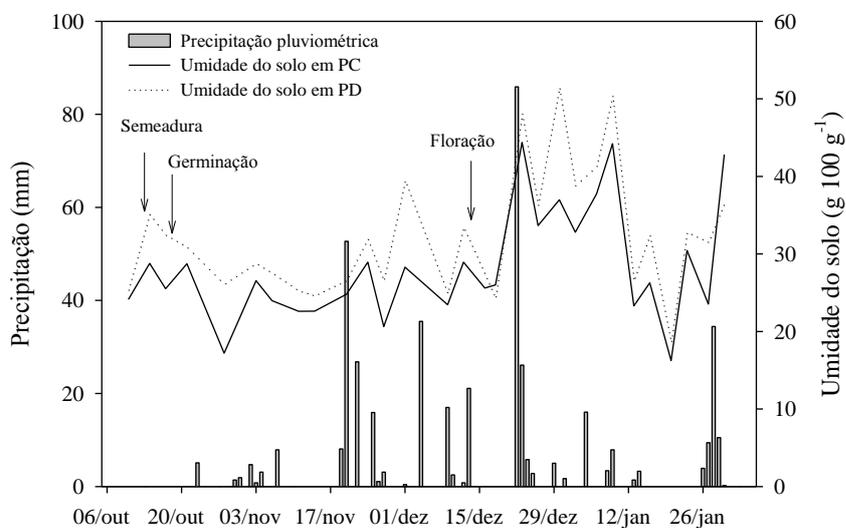
**Figura 2.** Precipitação pluviométrica diária durante as safras de trigo, 2013 e 2014, em Londrina, PR.

Na sucessão soja - milho safrinha, a produtividade do milho não foi significativamente diferente entre as parcelas manejadas com PC e PD, sendo, em média, de  $4,3 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Tabela 4). O plantio em fevereiro favoreceu o crescimento das plantas e a distribuição das chuvas não comprometeu a produtividade, exceto pela ocorrência de ventos com forte chuva, ao redor dos 90 dias de crescimento, que levou a tombamentos, fazendo com que a produtividade ficasse inferior à média do estado do Paraná na safrinha de 2014, de  $5,4 \text{ Mg ha}^{-1}$  (CONAB, 2015).

A cultura da soja foi fortemente afetada pelo sistema de plantio, sendo a produtividade três vezes maior no sistema PD (Tabela 4). É provável que o período de baixa precipitação no início do ciclo tenha afetado a germinação das sementes e a formação do estande final, o que seria menos crítico na área sob PD, que apresentava maior armazenamento de água no solo (Figura 4). A falta de chuvas durante a floração também pode ter contribuído para a baixa produtividade em PC, tal como se observou para a cultura plantada na sucessão com trigo.



**Figura 3.** Pluviometria e variação da umidade gravimétrica do solo durante o ciclo da soja com PC e PD nas safras de 2013/2014 (A) e 2014/2015 (B), na sucessão com trigo, em Londrina, PR.



**Figura 4.** Pluviometria e variação da umidade gravimétrica do solo durante o ciclo da soja com PC e PD na safra 2014/2015 da sucessão com milho-safrinha, em Londrina, PR.

**Tabela 4.** Produtividades de soja e milho safrinha obtidas dos tratamentos de preparo do solo e fertilização da sucessão soja - milho safrinha, conduzida na safra 2014-2015

	Milho 2014	Soja 2014-2015
PD		
+N	4432	2016a
PC		
+N	4150	754b
Média	4291	1385
L.S.D.	-	897,1
Prob. (5%)	0,513	0,041

Médias seguidas por letras diferentes dentro da coluna de uma mesma cultura são estatisticamente diferentes pelo teste de L.S.D. de Fisher ( $p < 0,05$ ).

#### 4.2 Fluxos de N<sub>2</sub>O

Os fluxos de N<sub>2</sub>O registrados nas áreas manejadas com a sucessão soja - trigo concentraram-se dentro de um intervalo entre -14,8 a 214,0  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , considerando-se os dois anos de avaliação (Tabela 5). Ao todo, foram 188 dias com fluxos medidos, dos quais aproximadamente 20 % corresponderam a fluxos negativos. Na sucessão soja - milho safrinha, foram feitas 75 visitas ao campo para coleta de gases dos diferentes tratamentos. Os fluxos flutuaram entre -11,1 e 486,4  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$  (Tabela 5). Do total de medições, 21,3 % compreenderam fluxos negativos.

A ocorrência de fluxos negativos pode sugerir a existência de erros associados ao processo de coleta e também na análise das amostras, principalmente quando os fluxos estão próximo ao limite de detecção. Porém, o consumo de N<sub>2</sub>O nos solos, representado pelos fluxos negativos, é um processo conhecido a longo tempo (FIRESTONE & DAVIDSON, 1989) e com ocorrência em diferentes condições de temperatura, umidade do solo e disponibilidade de N, contudo, ainda não há um completo entendimento dos fatores que regulam o consumo de N<sub>2</sub>O (CHAPUIS-LARDY et al., 2007). São fortes as evidências de que representam um consumo real do N<sub>2</sub>O da atmosfera, suficiente para adicionar um dreno de -1,3 Tg N-N<sub>2</sub>O ano<sup>-1</sup> para fechar o balanço entre emissão e consumo + incremento do gás na atmosfera (CHAPUIS-LARDY et al., 2007).

Em um levantamento mais recente feito por Schlesinger (2013), foi verificado que os fluxos negativos se situam entre -1 e -10  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , considerando-se os vários estudos que revisou, compreendendo entre 93 e 97 % dos fluxos negativos medidos. De acordo com esse autor, fluxos mais negativos estariam associados a condições de alta limitação de O<sub>2</sub> com baixa disponibilidade de N mineral, embora existam relatos de fluxos negativos, na ordem de centenas, em condições bem contrastantes (CHAPUIS-LARDY et al., 2007).

Dada a importância e a necessidade de que sejam relatados, os fluxos negativos foram considerados nos cálculos de emissão de N<sub>2</sub>O.

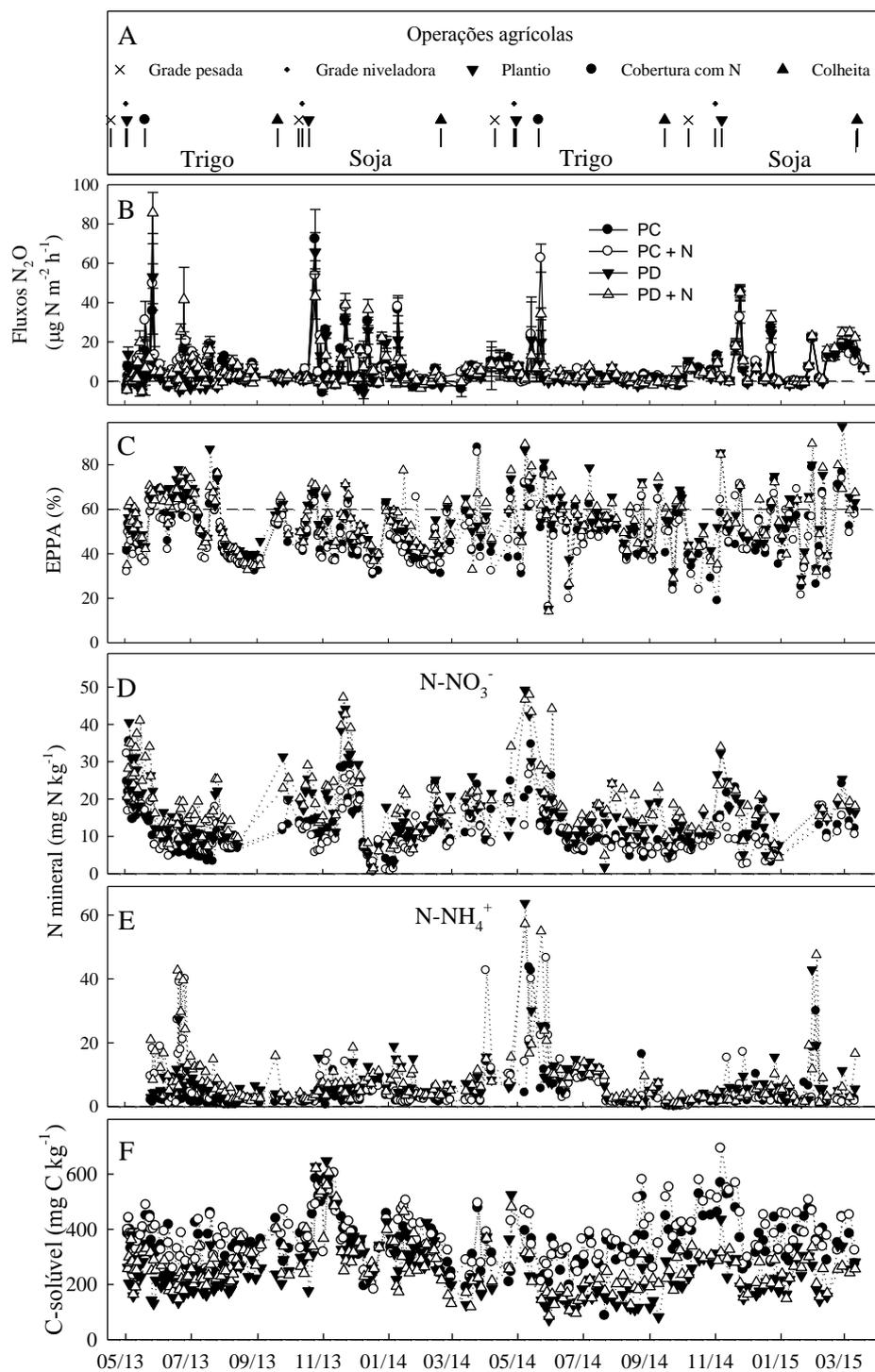
**Tabela 5.** Variação nos fluxos de N<sub>2</sub>O medidos em dois anos da sucessão soja - trigo, e um ano da sucessão soja - milho safrinha em Londrina, PR

Ciclo	μg N-N <sub>2</sub> O m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	
Trigo 2013	-13,00	213,98
Soja 2013 – 2014	-14,79	180,67
Trigo 2014	-5,97	156,51
Soja 2014 – 2015	-5,59	114,61
Milho 2014	-11,09	486,35
Soja 2014 - 2015	-0,71	115,19

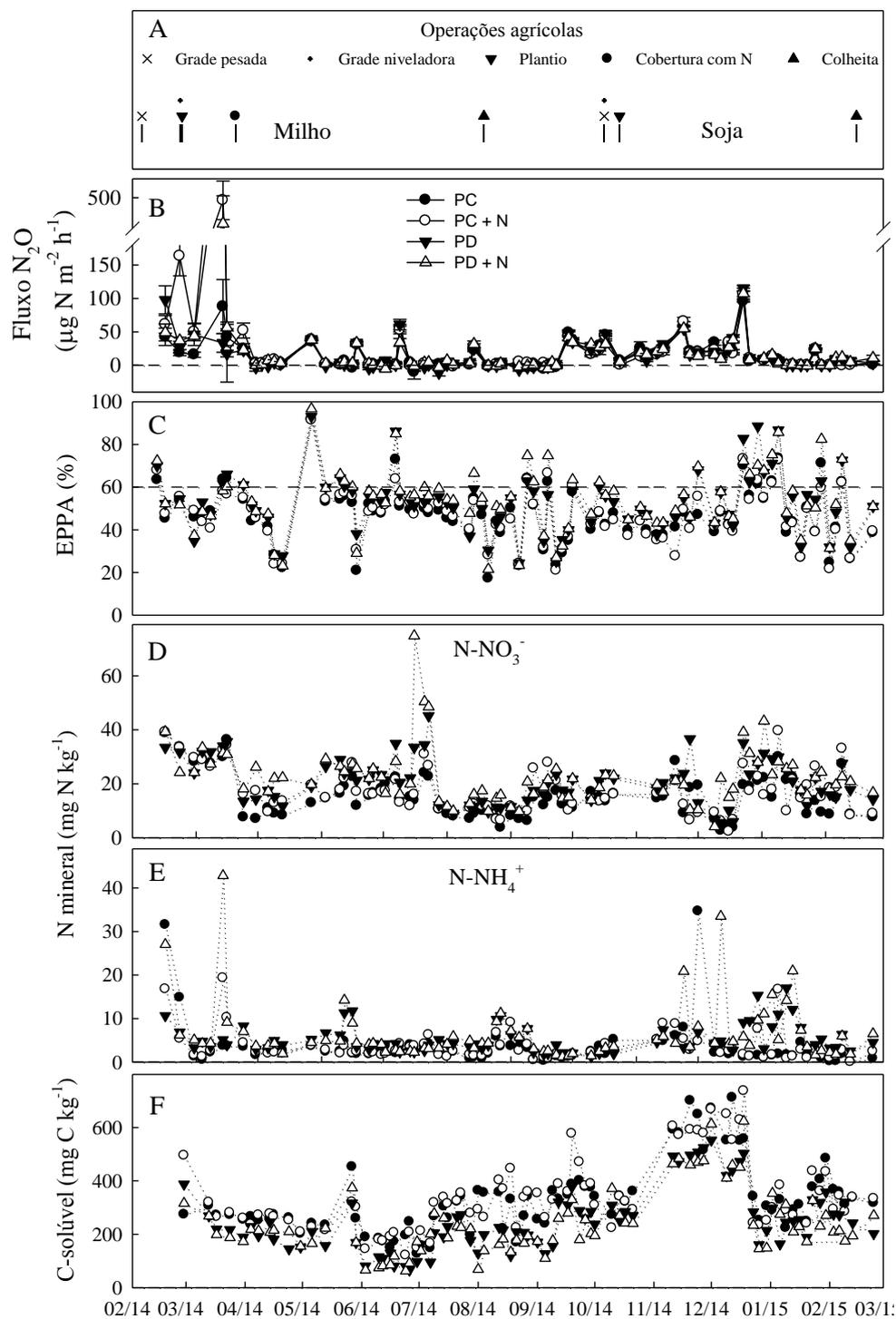
### 4.3 Efeito das Variáveis do Ambiente nas Emissões de N<sub>2</sub>O

Durante o desenvolvimento das plantas de trigo na safra 2013 nas áreas controle, os fluxos de N<sub>2</sub>O em PC variaram entre -11,8 a 89 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, enquanto que em PD a variação ficou entre -12,3 e 132,7 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Como não foram fertilizadas com N, as áreas avaliadas representam as emissões basais de cada sistema. Com a utilização de fertilizantes nitrogenados, os fluxos em PC ficaram entre -11,6 e 124,0 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, e em PD, entre -13,0 e 214,0 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (Figura 5). Os maiores fluxos foram registrados após a fertilização nitrogenada de cobertura tanto em PC quanto em PD.

Na sequência, a cultura da soja apresentou alguns picos de emissão de magnitude tão alta quanto às observadas na área de trigo fertilizada, especialmente no início do ciclo, tanto quando conduzida em PC quanto em PD (Figura 5). Nessa primeira safra, a soja apresentou variações nos fluxos de N<sub>2</sub>O entre -14,8 a 180,7 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> quando conduzida em PC na área que a cultura do trigo não havia sido fertilizada, condição que resultou em fluxos entre -14,6 e 164,2 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> em PD. Quando a cultura da soja foi realizada em sucessão a do trigo fertilizada com N, os fluxos situaram-se entre -6,5 e 134,4 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> em PC e -8,9 e 107,6 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> em PD.



**Figura 5.** Eventos associados ao manejo da sucessão soja-trigo em PC e PD (A), fluxos de  $N_2O$  (B), espaço de poros preenchido com água (%EPPA) na camada de 0-10 cm (C), formas minerais de N no solo na camada de 0-10 cm (nitrato -D e amônio-E), e C solúvel na camada de solo de 0-10 cm (F), ao longo de dois anos (05/2013 a 03/2015) de sucessão trigo-soja em PC e PD.



**Figura 6.** Eventos associados ao manejo da sucessão soja-milho safrinha em PC e PD (A), fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  (B), espaço de poros preenchido com água (%EPPA) na camada de 0-10 cm (C), formas minerais de N no solo na camada de 0-10 cm (nitrato –D e amônio-E), e C solúvel na camada de solo de 0-10 cm (F), ao longo de um ano (05/2014 a 03/2015) de sucessão trigo-milho safrinha em PC e PD.

Na segunda safra, em 2014, o trigo sob manejo PC apresentou fluxos entre  $-6,0$  e  $57,2 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , e em PD, entre  $-5,7$  e  $52,0 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . A adição de fertilizante nitrogenado modificou os fluxos para  $-5,0$  a  $156,5 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  em PC, e de  $-4,8$  a  $85,6 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  em PD, novamente com os fluxos maiores associados a fertilização nitrogenada de cobertura (Figura 5).

Durante o novo ciclo da soja, na safra 2014/2015, os fluxos em PC variaram entre  $-5,6$  e  $114,6 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , enquanto que em PD, variaram entre  $-4,4$  e  $111,1 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (Figura 5).

Na sucessão milho safrinha-soja, os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  foram mais intensos durante o ciclo do milho (Figura 6). Na área não fertilizada com N, os fluxos na área de milho variaram entre  $-10,2$  a  $87,7 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  em PC, e de  $-11,1$  a  $97,9 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  em PD. Com a fertilização de  $90 \text{ kg N ha}^{-1}$  em cobertura, os fluxos variaram entre  $-5,6$  a  $486,3 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  em PC. Em PD, a área de milho fertilizada com N produziu fluxos entre  $-5,3$  e  $364,4 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Durante a cultura da soja, plantada após o milho, os fluxos na área controle e na área em que o milho foi fertilizado com N em PC variaram respectivamente entre  $-0,1$  e  $95,6 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  e  $-0,5$  e  $106,7 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Na área em PD, sem a fertilização nitrogenada do milho, os fluxos variaram de  $-0,1$  a  $115,2 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , e na área em que o milho havia sido fertilizado, os fluxos variaram entre  $-0,7$  a  $107,3 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ .

Mesmo tendo sido empregado o mesmo manejo para as culturas em sucessão, diferenças nos fatores ambientais trouxeram comportamentos variados nos fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  entre os dois anos, sendo a chuva um dos fatores (Figura 1). O volume de chuvas durante o ciclo do trigo em 2013, iniciado em maio, foi de  $424 \text{ mm}$ , considerando o plantio até a colheita em setembro, com  $43$  dias de chuvas. Após o plantio, cerca de  $4 \text{ mm}$  de chuvas foram registrados até antes da fertilização de cobertura. Nos primeiros  $10$  dias após a fertilização de cobertura, as chuvas somaram  $140 \text{ mm}$ . No inverno seguinte (2014), com plantio e colheita nas mesmas épocas, houve somente um dia em que foram registrados  $9 \text{ mm}$  de chuva entre o plantio e a fertilização de cobertura. Durante todo o ciclo totalizaram  $343 \text{ mm}$ , uma redução de  $20 \%$  em relação ao primeiro ano, com  $34$  dias chuvosos. Do total,  $123 \text{ mm}$  ocorreram nos primeiros  $10$  dias após a fertilização.

Na cultura do milho safrinha, as chuvas totalizaram  $600 \text{ mm}$  desde o final de fevereiro ao final de julho, na colheita. Nos  $10$  dias após a fertilização de cobertura, foram constatados  $60 \text{ mm}$ . Durante o ciclo da soja, iniciado em meados de outubro de 2014, foram registrados  $499 \text{ mm}$  de chuvas.

A ocorrência de chuva é capaz de elevar a saturação dos poros do solo com água, condição chave na indução de altos fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Neste caso, as diferenças observadas nos dois anos com a cultura do trigo podem estar associadas ao volume de chuvas e também ao momento que as chuvas ocorreram. Morais et al. (2013) somente observaram alto fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  em solo plantado com capim-elefante e adubados com N, após a ocorrência de chuvas. Mesmo após a adubação nitrogenada, os maiores fluxos ocorreram de forma pontual posteriormente a precipitação.

Em média, o solo da área sob PC apresentou  $57 \%$  do espaço poroso preenchido por água (%EPPA), enquanto que na área sob PD o percentual subiu para  $62 \%$  durante os  $10$  dias que sucederam a fertilização nitrogenada de cobertura do trigo no ano de 2013. No ano seguinte, os níveis de umidade foram um pouco menores, com  $51 \%$  EPPA em PC e  $52 \%$  em PD (Figura 5C). Embora pequenas, as diferenças ajudam a explicar os maiores fluxos no primeiro ano do trigo após a fertilização de cobertura com N. Dobbie et al. (1999) verificaram que os fluxos mais intensos de  $\text{N}_2\text{O}$  ocorriam nos períodos em que o EPPA superava  $60 \%$ .

Por outro lado, as diferenças nas emissões nos sistemas estudados estão associadas a outros fatores além da umidade do solo. O modelo “hole in the pipe” (FIRESTONE&DAVIDSON, 1989), usado para explicar a produção de NO e N<sub>2</sub>O do solo, tem a disponibilidade de N mineral no solo como principal fator para desencadear as emissões, sendo o nível de umidade determinante para o tamanho dos “furos do tubo” por onde escapam os óxidos voláteis de N.

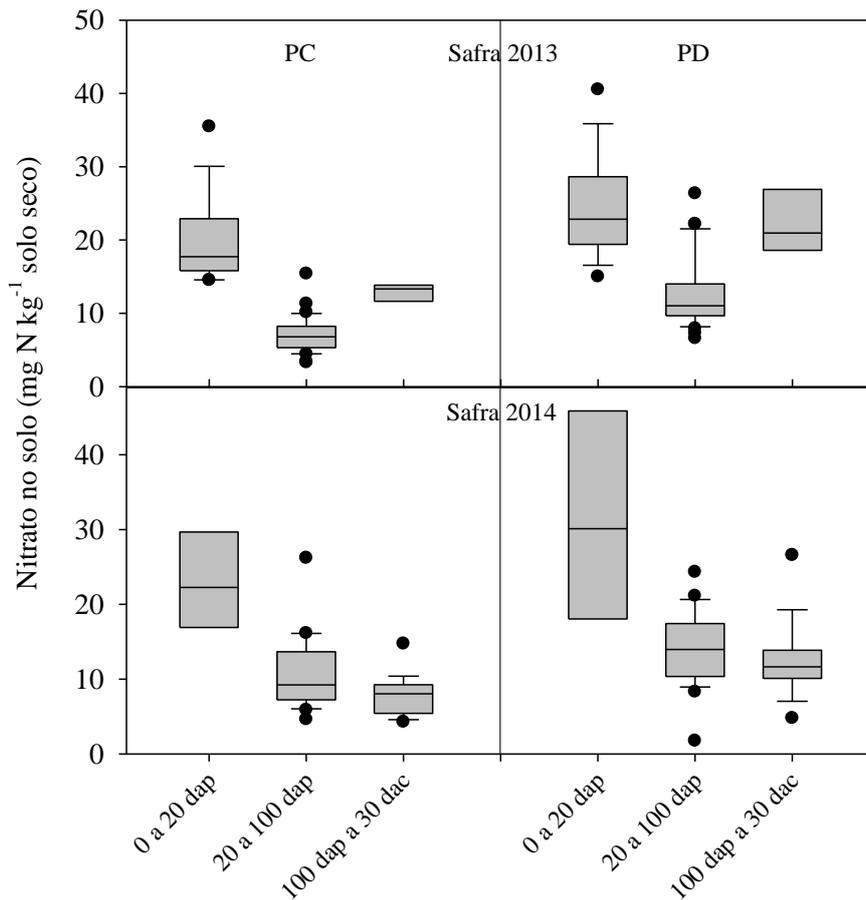
De acordo com Snyder et al. (2009), a dose de N e a localização, assim como a forma do fertilizante, podem modificar a magnitude das emissões de N<sub>2</sub>O do solo. A incorporação do fertilizante no plantio pode aumentar as emissões de N<sub>2</sub>O, que serão tão altas quanto a dose aplicada. A incorporação evita que perdas de amônia ocorram por volatilização, embora exista um risco maior de perdas por lixiviação de nitrato quando esta é a forma do fertilizante. No presente estudo, a limitação de chuvas no plantio do trigo certamente contribuiu para baixos fluxos de N<sub>2</sub>O até a fertilização de cobertura. No caso do milho safrinha, a fertilização de cobertura com 90 kg N ha<sup>-1</sup> aplicada ao lado da fileira de plantas explica os elevados fluxos de N<sub>2</sub>O, especialmente pela saturação dos poros com água (%EPPA) acima de 60 % nos dias que seguiram a fertilização (Figura 6C).

Durante os cultivos da soja, em sucessão ao trigo ou milho, houve registros de elevados fluxos de N<sub>2</sub>O, mesmo não tendo sido fertilizada com N (Figuras 5 e 6). Um dos fatores que pode ter favorecido o processo é a mecanização do solo, em PC, que disponibilizaria N mineral passível de ser perdido na forma de N<sub>2</sub>O.

A Figura 5D/E mostra uma clara tendência de aumento das concentrações de nitrato e amônio no solo nos períodos entre as culturas de trigo e soja. As variações de amônio também podem estar associadas aos eventos de fertilização nitrogenada. Na sucessão soja - milho safrinha, essa situação é menos evidente (Figura 6 D/E).

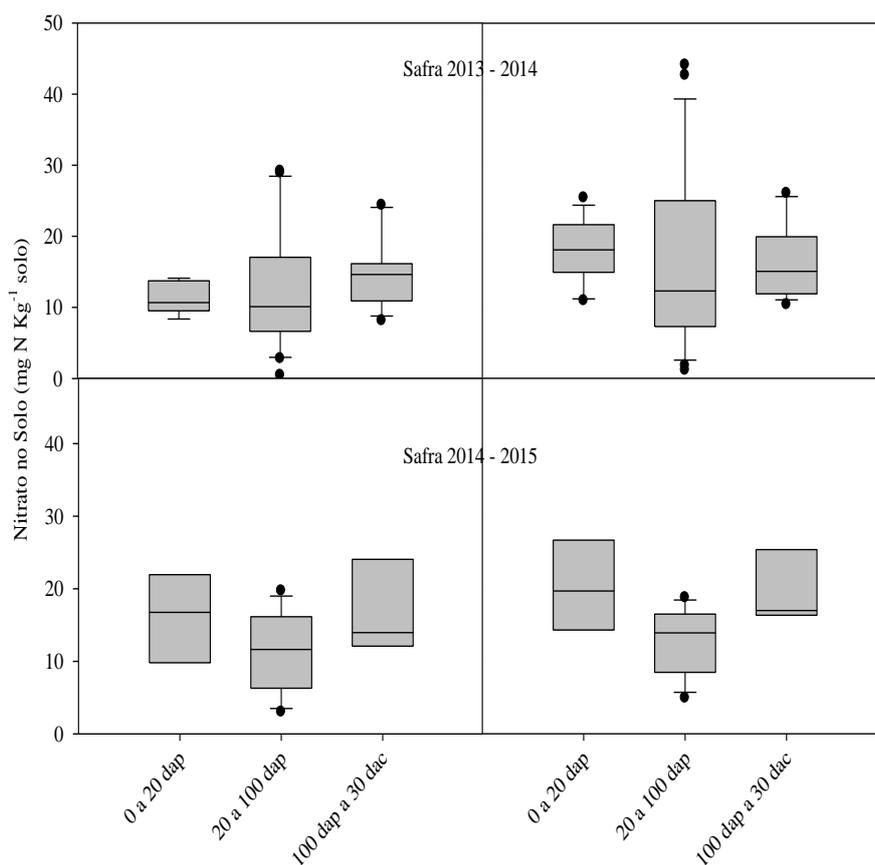
Utilizando somente os tratamentos controle, não fertilizados com N, nos dois ciclos de trigo, é possível perceber que ocorrem maiores concentrações médias de nitrato no período anterior a fertilização nitrogenada de cobertura (Figura 7). As concentrações se reduzem durante o crescimento do trigo, existindo uma tendência de aumentar novamente no final do ciclo, quando a demanda de N pela cultura reduz.

A maior disponibilidade de N no PC, no início do ciclo, pode ser explicada devido a prática de revolvimento de solo do sistema, possibilitando maior mineralização de N (PASSOS et al., 2007). Apesar de não haver perturbação do solo, a disponibilidade de nitrato em PD se assemelha ao PC, o que poderia ser explicado por diferenças quanto a distribuição do N no perfil do solo. Em PD, a concentração de nutrientes tende a ser maior na superfície, em comparação ao PC, sendo o nitrato a forma mineral predominante (D’ANDREA et al., 2004).



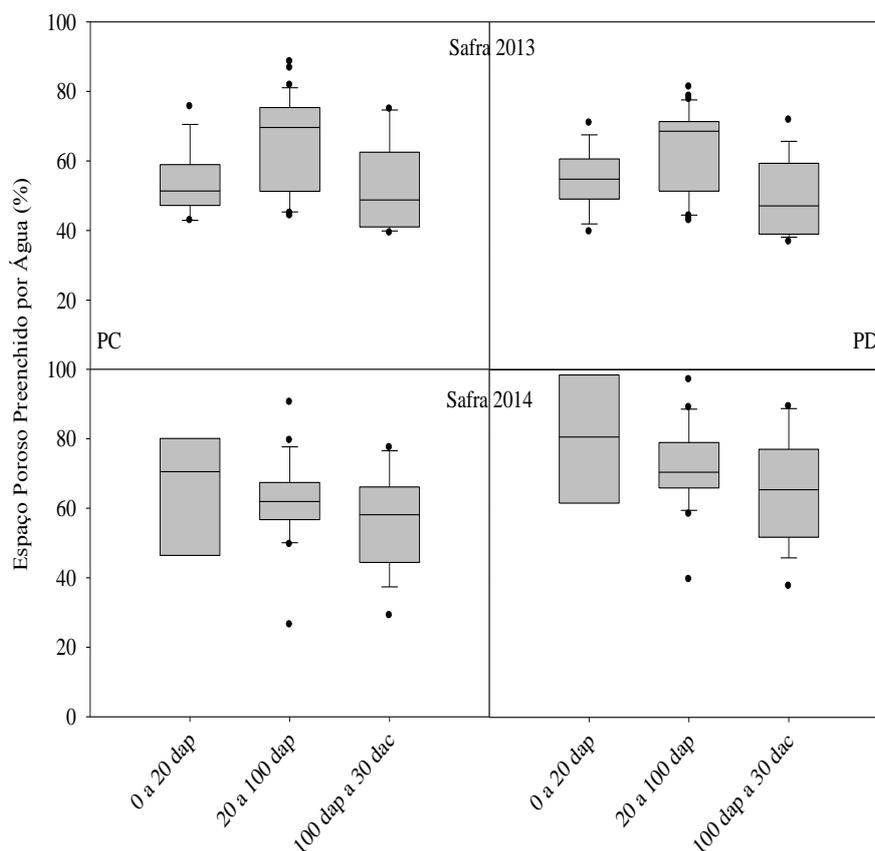
**Figura 7.** Concentrações médias de nitrato até 20 dias após plantio (dap), entre 20 e 100 dap e após 100 dap até 30 dias após a colheita (dac), na camada de 0-10 cm do solo plantado com trigo nas safras de inverno de 2013 e 2014, em sistema PC e PD, não fertilizado com N.

Durante o ciclo da soja, o comportamento também pode ser verificado, embora não muito evidente em alguns casos (Figura 8). A cultura da soja apresenta menor eficiência na extração de N do solo em comparação ao trigo, em função de sua arquitetura radicular e dependência da FBN, permitindo um efeito de “reserva” de N mineral no solo (CHALK, 1993). Por isso, não ocorre uma forte redução da concentração média de N mineral na fase de crescimento da cultura em comparação ao início e final do ciclo.



**Figura 8.** Concentrações médias de nitrato até 20 dias após plantio (dap), entre 20 e 100 dap e após 100 dap até 30 dias após a colheita (dac), na camada de 0-10 cm do solo plantado com soja nas safras de 2013/14 e 2014/15, em sistema PC e PD, onde o trigo não foi fertilizado com N.

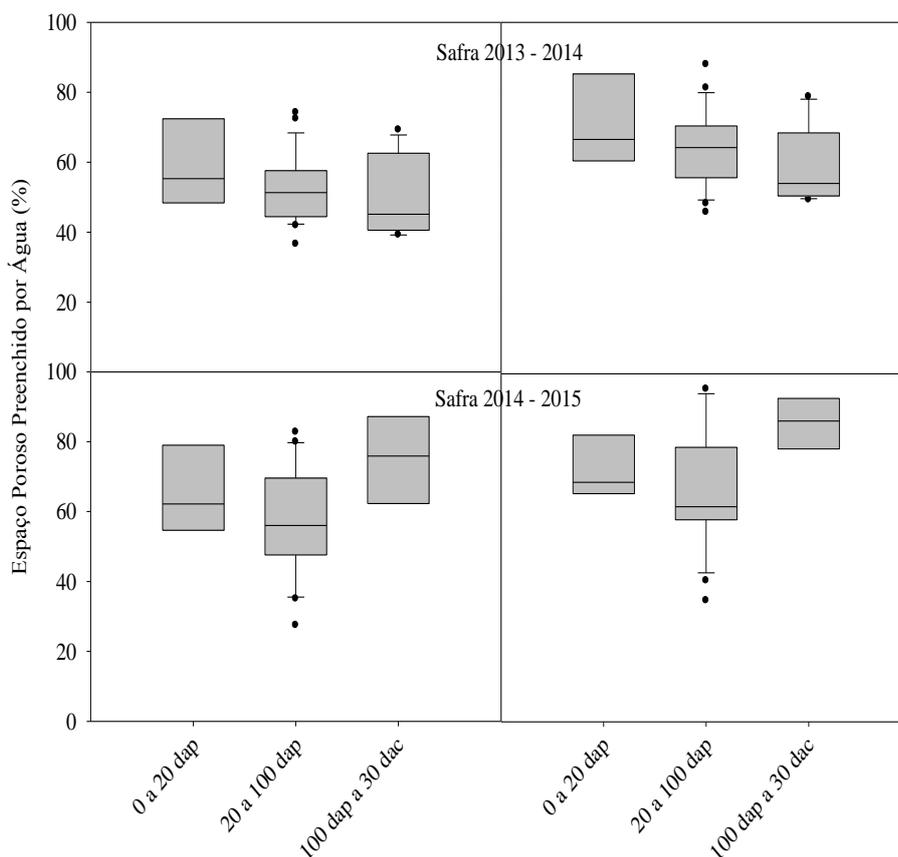
A umidade do solo apresentou dinâmica diferenciada entre os dois anos de avaliação no ciclo do trigo (Figura 9). No primeiro ano, o %EPPA no início do ciclo foi menor quando comparado com o ano seguinte. O comportamento durante o crescimento da cultura e no final do ciclo foi similar para os dois anos. Os valores de %EPPA tenderam ao aumento durante o crescimento da cultura, e ao decréscimo ao final do ciclo (Figura 9).



**Figura 9.** Valores médios de %EPPA até 20 dias após plantio (dap), entre 20 e 100 dap e após 100 dap até 30 dias após a colheita (dac), na camada de 0-10 cm do solo plantado com trigo nas safras de 2013 e 2014, em sistema PC e PD.

No ciclo da soja, o comportamento da umidade foi similar em ambos os anos. A umidade é maior no início do ciclo, sofrendo redução ao longo do desenvolvimento da cultura, e aumentando ao final do ciclo (Figura 10). Em ambos os anos avaliados, independente da época do ano, é possível observar maior teor de umidade nas áreas sob PD. Com a adoção do PD ocorre aumento da densidade do solo, principalmente nos primeiros anos, alterando a porosidade e retenção de água (MORET & ARRÚE, 2007).

A disponibilidade de C solúvel no solo oscilou durante os ciclos de trigo e soja (Figura 5F) sem uma clara tendência associada aos períodos de pousio e cultivo. O mesmo se observa na sucessão soja – milho safrinha (Figura 6F), embora, nas duas sucessões, um aumento na disponibilidade de C seja observado durante o ciclo da soja. O conteúdo de C solúvel, determinado após extração com sulfato de potássio, foi utilizado neste estudo como indicador de C lábil ou potencial redutor, essencial para os organismos heterotróficos envolvidos no processo de desnitrificação (FIRESTONE & DAVIDSON, 1989). Não obstante, outros indicadores, como o C particulado tem sido usado com a mesma finalidade (ZANATTA et al., 2010).



**Figura 10.** Valores médios de %EPPA até 20 dias após plantio (dap), entre 20 e 100 dap e após 100 dap até 30 dias após a colheita (dac), na camada de 0-10 cm do solo plantado com soja nas safras de 2013 - 2014 e 2014 - 2014, em sistema PC e PD.

Em média, durante o cultivo do trigo, as áreas sob PD apresentavam 214 mg C-solúvel  $\text{kg}^{-1}$  solo, enquanto que em PC, encontrou-se 325 mg C-solúvel  $\text{kg}^{-1}$  solo. No ciclo de soja, as médias se elevaram para 298 e 383 mg C-solúvel  $\text{kg}^{-1}$  solo em PD e PC, respectivamente. Na sucessão soja – milho safrinha, as médias para PC e PD foram de 276 e 186 mg C-solúvel  $\text{kg}^{-1}$  solo para a cultura do milho, e respectivamente de 412 e 331 mg C-solúvel  $\text{kg}^{-1}$  solo para a cultura da soja. A elevação dos níveis de C solúvel está associada à entrada de resíduos frescos no solo, mas no caso da cultura da soja, pode ser decorrente da exsudação radicular. Peoples et al. (2009) estimaram que a exsudação de N em compostos orgânicos por raízes de leguminosas pode representar mais de 30 % de todo o N acumulado pela planta, algo próximo de 70 a 100  $\text{kg N ha}^{-1}$ . Embora seja um dado que venha sendo utilizado na literatura, ainda precisa de confirmação. A transformação dessa reserva de N em formas minerais poderia explicar as menores diferenças de disponibilidade de nitrato no solo entre início, meio e fim de ciclo da cultura, em comparação ao trigo e milho.

A formação de  $\text{N}_2\text{O}$  em solos agrícolas é resultado basicamente de duas reações, nitrificação e desnitrificação, que são reguladas por diferentes fatores (FIRESTONE & DAVIDSON, 1989). Apesar das possíveis relações entre emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e fatores

ambientais e eventos de manejo como preparo de solo e adubação nitrogenada, em alguns ciclos não foram encontradas correlações significativas entre os fluxos de N<sub>2</sub>O e a disponibilidade de N-mineral no solo e %EPPA (Tabela 6). Essa situação pode indicar que as emissões são o resultado da interação de diversas variáveis.

**Tabela 6.** Coeficientes de Correlação de Pearson e suas respectivas probabilidades (P) entre os fluxos de N<sub>2</sub>O, e as variáveis do solo, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, C solúvel e espaço poroso preenchido por água (%EPPA) em quatro tratamentos, durante dois anos de sucessão soja – trigo e um ano de sucessão soja – milho safrinha em Londrina – PR.

	%EPPA	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	C		P		
TRIGO 2013								
PC	0,017	-0,121	-0,218	0,161	0,908	0,408	0,208	0,269
PC+N	0,150	-0,047	0,172	0,175	0,303	0,748	0,322	0,229
PD	0,118	0,095	-0,149	-0,052	0,420	0,516	0,393	0,725
PD+N	0,158	0,015	-0,027	0,177	0,278	0,919	0,876	0,222
SOJA 2013/2014								
PC	0,394	0,079	-0,128	0,262	<b>0,007*</b>	0,603	0,396	0,079
PC+N	0,327	-0,055	0,107	0,192	<b>0,026*</b>	0,718	0,478	0,201
PD	0,551	0,175	-0,063	0,312	<b>0,000*</b>	0,244	0,680	<b>0,035*</b>
PD+N	0,511	0,190	-0,013	0,188	<b>0,000*</b>	0,205	0,930	0,212
TRIGO 2014								
PC	0,177	0,767	0,719	-0,158	0,276	<b>0,000*</b>	<b>0,000*</b>	0,331
PC+N	0,124	0,355	0,781	-0,279	0,445	<b>0,035*</b>	<b>0,000*</b>	0,082
PD	0,251	0,428	0,788	0,164	0,119	<b>0,006*</b>	<b>0,000*</b>	0,311
PD+N	0,242	0,432	0,631	-0,097	0,132	<b>0,005*</b>	<b>0,000*</b>	0,551
SOJA 2014/2015								
PC	0,322	-0,092	-0,032	-0,165	0,108	0,656	0,876	0,421
PC+N	0,356	0,138	0,105	0,457	0,074	0,501	0,608	<b>0,019*</b>
PD	0,356	0,319	-0,130	0,228	0,074	0,112	0,527	0,262
PD+N	0,324	0,080	0,613	-0,108	0,106	0,697	<b>0,001*</b>	0,598
MILHO 2014								
PC	0,113	0,435	0,726	-0,017	0,483	<b>0,005*</b>	<b>0,000*</b>	0,916
PC+N	0,201	0,654	0,412	-0,013	0,209	<b>0,000*</b>	<b>0,007*</b>	0,938
PD	0,051	0,153	0,854	0,055	0,753	0,340	<b>0,000*</b>	0,734
PD+N	-0,031	0,401	0,219	0,137	0,847	<b>0,009*</b>	<b>0,169*</b>	0,394
SOJA 2014/2015								
PC	0,018	-0,085	0,117	0,301	0,927	0,668	0,552	0,120
PC+N	0,328	0,026	0,079	0,149	0,088	0,895	0,690	0,449
PD	0,292	0,249	-0,103	0,255	0,132	0,201	0,603	0,190
PD+N	0,118	0,221	-0,027	0,204	0,551	0,258	0,892	0,297

Probabilidades em negrito e com asterisco representam correlação significativa entre a variável e o fluxo de N<sub>2</sub>O

Tanto no ciclo do trigo, como no ciclo do milho, emissões consideráveis de N<sub>2</sub>O ocorreram após a adubação de cobertura e a ocorrência de precipitação. Contudo as emissões apenas se correlacionaram significativamente com o N-mineral no segundo ano do trigo, e no ciclo do milho. A umidade foi significativa no primeiro ciclo de soja após o trigo. As maiores perdas de N foram dos tratamentos com adubação nitrogenada, indicando a importância desse fator para as emissões de N<sub>2</sub>O. São os casos em que a maior oferta de N coincidiu com elevada umidade. Ainda assim, não se pode afirmar que o processo ocorreu sem limitações, cujos indícios se refletem nas diferenças entre ciclos nos dois anos, no caso do trigo.

Por exemplo, no primeiro ano da sucessão soja - trigo, a concentração de carbono solúvel pode ter contribuído para aumentar emissões de N<sub>2</sub>O. A média para PC e PD ao longo do ciclo da soja foi de 371 mg C kg<sup>-1</sup> e 321 mg C kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Quando ocorreram os fluxos mais expressivos de N<sub>2</sub>O, os valores estavam em torno de 580 mg C kg<sup>-1</sup>. No entanto, não se conseguiu uma correlação significativa. O NH<sub>4</sub><sup>+</sup> apresentou pouca variação ao longo do ciclo, assim como o NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, entretanto, em período de precipitação intermitente, com chuvas variando de 4 a 27 mm, o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> aumentou e com o aumento da umidade do solo foram registradas emissões na ordem de 90 μg N-N<sub>2</sub>O m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

A forma como as variáveis interagem é um complicador para isolar aquelas de maior peso nas emissões, especialmente quando se trata de estudos de longo prazo. Em teoria, os fluxos de N<sub>2</sub>O mais elevados deveriam ocorrer em momentos de mais alta disponibilidade de N mineral, oferta de C-solúvel e alta limitação de O<sub>2</sub> (EPPA > 60 %). A magnitude dos fluxos deveria reduzir em função das mudanças dessas condições no sentido da restrição para a atividade biológica. No entanto, quanto mais amostragens são feitas, maior será a probabilidade de se observar elevado %EPPA em momentos de baixa disponibilidade de N mineral e C-solúvel, por exemplo, ou vice-versa. Assim, nem sempre se conseguirá alto fluxo de N<sub>2</sub>O para um mesmo nível de %EPPA, ou de N mineral ou de C solúvel, o que faz com que seja muito difícil obter correlações significativas. Alves et al. (2012) demonstraram esse efeito em relação ao horário de amostragem de gases do solo.

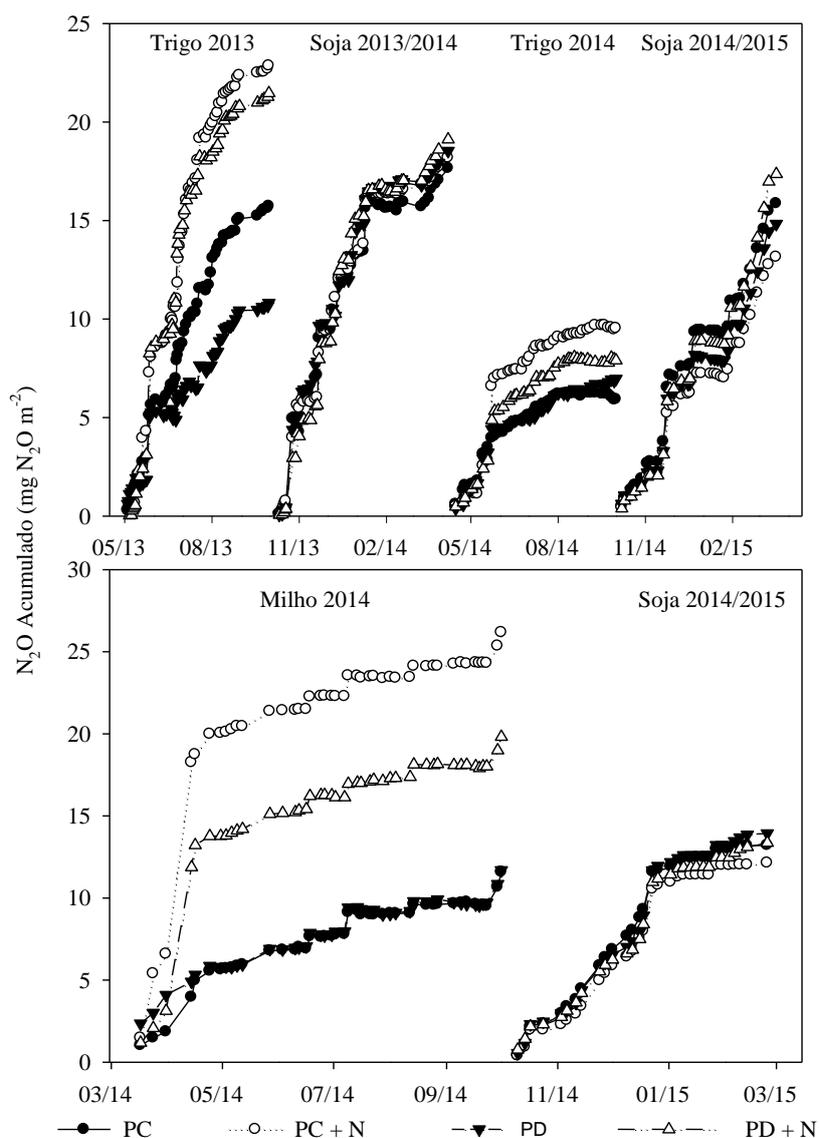
#### **4.4 Influência do Manejo da Cultura de Inverno nas Emissões da Soja**

A soja plantada em sucessão ao trigo e ao milho, não recebeu adubação nitrogenada, somente foi inoculada. As emissões de N<sub>2</sub>O nos ciclos de soja foram similares entre os tratamentos, o que mostra que o tipo de sistema de preparo de solo empregado, e a aplicação de fertilizante nas culturas anteriores, não refletiram em mudanças nas emissões do ciclo da soja. Hipoteticamente, a adubação na cultura precedente poderia gerar resíduos agrícolas com maior conteúdo de N, e a relação C/N seria diminuída, o que resultaria em uma decomposição mais acelerada dos resíduos, disponibilizando N que poderia ser perdido via emissão de N<sub>2</sub>O. A adubação também pode gerar maior quantidade de resíduos, que significaria maior quantidade de C no solo, que além de ser essencial para a reação de desnitrificação, estimula o crescimento microbiano.

Em função desses fatores, as emissões durante o ciclo da soja poderiam ser alteradas, contudo, as emissões no ciclo da soja foram similares entre os tratamentos em todos os anos avaliados (Figura 11). A adubação nitrogenada influenciou as emissões apenas no ciclo dos cereais em que foi aplicada, não tendo influência no ciclo da soja. O sistema de preparo de solo também não alterou as emissões na cultura da soja.

A resposta a adubação nitrogenada só foi possível de ser avaliada no primeiro ano do trigo. Como já citado anteriormente, a adubação nitrogenada não repercutiu em maior

produção de grãos pelos motivos já expostos, e também não alterou as emissões na soja. Mesmo sem poder avaliar a resposta da adubação nitrogenada na produção de grãos do milho, pode-se inferir que a maior dose de N aplicada poderia influenciar de forma mais efetiva nas emissões da soja, contudo as emissões foram próximas, indicando que mesmo em doses mais elevadas de N, as emissões são pouco influenciadas nas culturas subsequentes. Poucos são os estudos que relatam a influência da adubação nitrogenada de uma cultura, nas emissões de  $N_2O$  na cultura subsequente, entretanto, dois trabalhos desenvolvidos no hemisfério norte indicam que não há influência. Pelster et al. (2011) não observaram diferenças nas emissões da soja em sucessão ao milho fertilizado, no Canadá. Iqbal et al. (2015) também estudaram a sucessão milho – soja, nos Estados Unidos, com diferentes doses de N, e observaram alteração apenas em um ano atípico de seca.



**Figura 11.** Emissão acumulada de  $N_2O$  durante dois anos de avaliação na sucessão soja-trigo e um ano da sucessão soja-milho safrinha, com preparo convencional do solo ou em plantio direto, com aplicação ou não de fertilizante nitrogenado, em Londrina, PR.

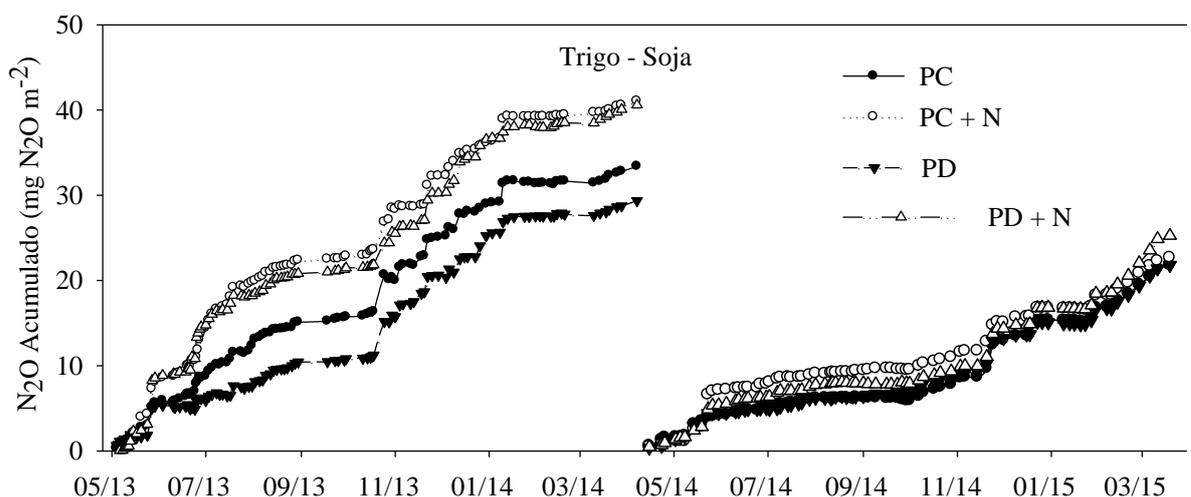
#### 4.3 Comparação das Emissões de N<sub>2</sub>O entre os Sistemas de Preparo de Solo

O cálculo da emissão acumulada de N<sub>2</sub>O de cada ano agrícola permite a análise e comparação de como os sistemas de preparo de solo e a adubação nitrogenada contribuíram para as perdas de N.

Na sucessão soja - trigo os resultados contrastaram entre os dois anos avaliados. No primeiro ano, as maiores emissões acumuladas foram dos tratamentos PC e PD que receberam adubação nitrogenada. O tratamento PC e PD apresentaram valores semelhantes, com a emissão de PC levemente superior (Figura 12). No segundo ano, a diferença entre as emissões dos tratamentos que receberam N e dos controles praticamente desapareceu (Figura 12), apesar dos tratamentos com N apresentarem emissões mais elevadas, todos os tratamentos apresentaram emissões semelhantes.

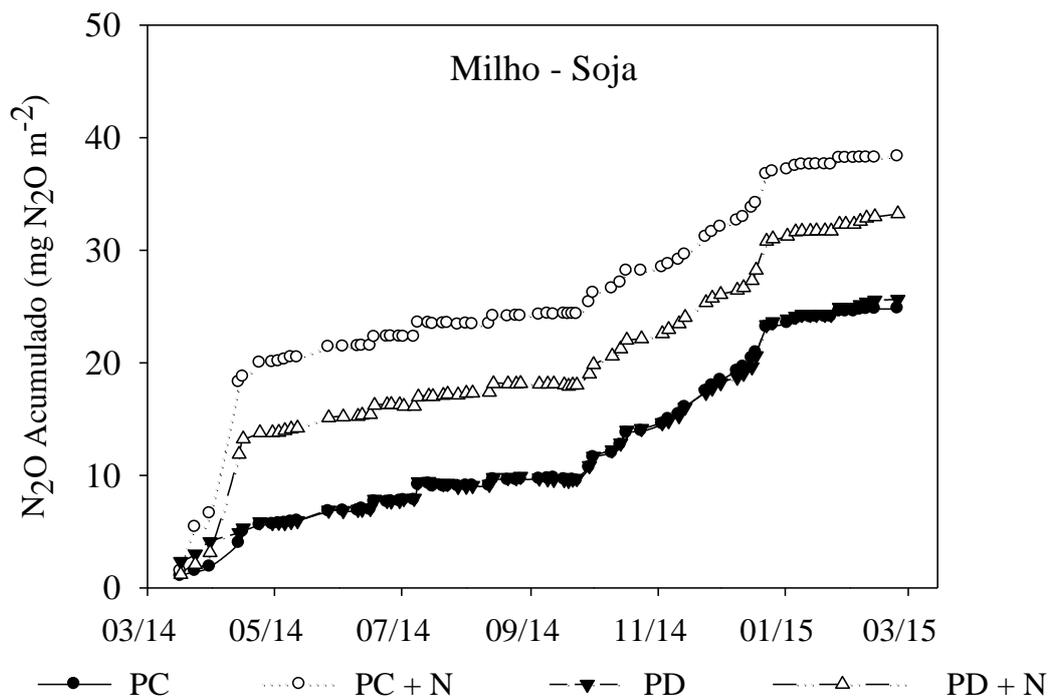
As emissões no primeiro ano da sucessão foram mais elevadas quando comparadas com as emissões do segundo ano da sucessão. Como citado anteriormente, no segundo ano a adubação de plantio do trigo foi modificada, contudo, todos os outros procedimentos experimentais foram mantidos mesmos que no primeiro ano. A diferença na magnitude das emissões entre os dois anos agrícolas, apesar do mesmo manejo empregado, indica que as emissões de N<sub>2</sub>O de uma mesma área podem variar de um ano agrícola para o outro.

A comparação das emissões acumuladas da sucessão trigo – soja indica que no primeiro ano, os fatores que influenciam as emissões de N<sub>2</sub>O interagiram de forma a favorecer as emissões, porém, no segundo ano, as emissões ocorreram de forma limitada.



**Figura 12.** Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O durante dois anos de avaliação na sucessão soja - trigo, com preparo convencional do solo ou em plantio direto, com aplicação ou não de fertilizante nitrogenado, em Londrina, PR.

Na sucessão soja – milho safrinha, o comportamento foi similar ao observado no primeiro ano da sucessão soja - trigo (Figura 13). As maiores emissões ocorreram nos tratamentos com adubação nitrogenada, com PC pouco superior a PD. Nos tratamentos sem adubação nitrogenada, as emissões pouco diferiram entre si.



**Figura 13.** Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O durante o ano de avaliação da sucessão soja - milho safrinha, com preparo convencional do solo ou em plantio direto, com aplicação ou não de fertilizante nitrogenado, em Londrina, PR.

A partir dos fluxos de N<sub>2</sub>O, foi possível calcular a perda de N via emissão de N<sub>2</sub>O de cada ciclo, e o fator de emissão (FE) do N-fertilizante. Para cada sistema de preparo de solo, os tratamentos sem N foram considerados controle. Cada ciclo foi definido como o tempo compreendido entre a primeira amostragem do cultivo de inverno após a utilização da grade pesada, e a última amostragem antes da passagem da grade pesada para o próximo cultivo de inverno.

No primeiro ano da sucessão soja - trigo, a perda de N via emissão de N<sub>2</sub>O para os tratamentos sem adubação foi de 1,03 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> para PC, e 0,91 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> para PD. Com a adubação nitrogenada, as emissões aumentaram para 1,22 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> e 1,17 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, PC e PD, respectivamente (Tabela 7). O FE para PC foi de 0,31% e para PD de 0,42%. No segundo ano, o N aplicado nos tratamentos nitrogenados foi menor. As diferenças entre os tratamentos que receberam fertilizante e os controles foram de 0,01 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> para PC e 0,17kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> para PD, o que resultou em FE de 0,02% e 0,37%, respectivamente. Contabilizando os dois anos da sucessão, a emissão de N<sub>2</sub>O no PC com e sem adubação foi de 2,29kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> e 2,09kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, respectivamente. No PD foi de 2,38kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> com N e 1,95kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> para controle. Em função disso, o FE pode ser calculado como 0,19% para PC e 0,40% para PD.

**Tabela 7.** Emissões de N<sub>2</sub>O para cada cultura e ano agrícola, emissões líquidas induzidas pelo uso de N e fator de emissão (FE) na sucessão soja - trigo.

	PC + N	PC	N-PC <sup>1</sup> Líq.	FE	PD + N	PD	N-PD <sup>1</sup> Líq.	FE
	-----Kg N ha <sup>-1</sup> -----			%	-----Kg N ha <sup>-1</sup> -----			%
Trigo 2013	0,57a	0,38b	+0,19		0,50a	0,26b	+0,24	
Soja 13/14	0,64	0,64	0,00		0,66	0,64	+0,02	
Trigo – Soja 13/14	1,22	1,03	+0,19	0,31%	1,17a	0,91b	+0,26	0,42%
Trigo 2014	0,39	0,27	+0,12		0,32	0,29	+0,03	
Soja 14/15	0,63a	0,77b	-0,14		0,82a	0,70b	+0,12	
Trigo – Soja 14/15	1,07B	1,06	+0,01	0,02%	1,21A	1,04	+0,17	0,37%

<sup>1</sup>Diferença entre a emissão da área em que trigo foi fertilizado com N e da área não fertilizada, para os sistemas com preparo do solo convencional (N-PC<sup>1</sup> Líq.) e plantio direto (N-PD<sup>1</sup> Líq.);

Letras minúsculas nas linhas indicam diferenças significativas entre as emissões na área fertilizada e não fertilizada, dentro de cada sistema de plantio para cada cultura ou ano agrícola, utilizando o teste L.S.D. de Student a 5 % de significância;

Letras maiúsculas nas linhas indicam diferenças significativas entre as emissões em PC e PD, dentro da área fertilizada ou não fertilizada, para o ano agrícola, utilizando o teste L.S.D. de Student a 5 % de significância; a inexistência de letra minúscula ou maiúscula indica que as médias não foram estatisticamente diferentes.

Na sucessão soja – milho safrinha em sistema PC com adubação nitrogenada, encontrou-se uma emissão de 2,39kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, contra 1,31kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> na área controle (Tabela 8). Na condição de PD com adubação, as emissões foram de 1,97 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, reduzindo para 1,34kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> na área controle. Em função disso, a fertilização nitrogenada na área sob PC gerou um FE de 0,62% enquanto que em PD, foi de 0,36%.

**Tabela 8.** Emissões de N<sub>2</sub>O para cada cultura e ano agrícola, emissões líquidas induzidas pelo uso de N e Fator de emissão na sucessão soja – milho safrinha.

	PC + N	PC	N-PC <sup>1</sup> Líq.	FE	PD + N	PD	N-PD <sup>1</sup> Líq.	FE
	-----Kg N ha <sup>-1</sup> -----			%	-----Kg N ha <sup>-1</sup> -----			%
Milho 2014	1,79a	0,65b	+1,14		1,31a*	0,65b	+0,66	
Soja 14/15	0,55	0,55	0,00		0,57	0,63	-0,06	
Milho – Soja 14/15	2,39a	1,31b	+1,08	0,62%	1,97a*	1,34b	+0,63	0,36%

<sup>1</sup>Diferença entre a emissão da área em que milho foi fertilizado com N e da área não fertilizada, para os sistemas com preparo do solo convencional (N-PC<sup>1</sup> Líq.) e plantio direto (N-PD<sup>1</sup> Líq.);

As letras minúsculas nas linhas indicam diferenças significativas entre as emissões na área fertilizada e não fertilizada, dentro de cada sistema de plantio para cada cultura ou ano agrícola, utilizando o teste l.s.d. de Student a 5 % de significância.

\*Os dados não apresentaram distribuição normal, sendo a comparação feita após transformação Log normal dos dados.

As perdas de N via emissão de N<sub>2</sub>O, induzidas pelo fertilizante, foram significativas, na primeira sucessão, na cultura do trigo, em ambos os sistemas. Contabilizando o ano agrícola completo foi significativa apenas para PD. No segundo ano, as perdas da soja foram significativas em PD, e em PC ocorreu um dreno de N<sub>2</sub>O, também significativo. Na sucessão soja – milho safrinha, ambos os sistemas de preparo apresentaram diferenças no ciclo do milho, havendo diferença significativa também quando considerado todo o ano agrícola. Na sucessão soja - trigo, a maior perda de N ocorreu em PD, independente do ano. Na sucessão soja - milho safrinha, a maior perda de fertilizante ocorreu em PC.

As produtividades apresentaram variação entre os anos e também entre sistemas de produção, e para um entendimento mais completo sobre como cada sistema contribui para as emissões de N<sub>2</sub>O foi realizado o cálculo de intensidade de emissão, que é a quantidade de N<sub>2</sub>O emitida em grama, dividida por tonelada de grão produzida.

Em ambas as sucessões, os maiores valores de N<sub>2</sub>O emitidos por tonelada de grão ocorreram em PC (Tabela 9). Em média, para a cultura do trigo, quando se usou PC, emitiu-se 142 gN<sub>2</sub>OMg<sup>-1</sup>grãos a mais que PD. As contribuições mais efetivas para esse valor ocorreram nos ciclos de soja, enquanto as menores diferenças ocorreram no ciclo do trigo. O ganho de produtividade proporcionado pelo uso de PD faz com que os valores para esse sistema sejam menores, mesmo quando as emissões de N<sub>2</sub>O superaram aquelas sob PC.

**Tabela 9.** Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O por tonelada de grão produzida na safra 2013/2014 e 2014/2015 da sucessão soja – trigo e safra 2014/2015 da sucessão soja – milho safrinha em plantio direto e plantio convencional em Londrina, PR.

		PC	PD		
		g N <sub>2</sub> O Mg <sup>-1</sup> grãos		g N <sub>2</sub> O Mg <sup>-1</sup> grãos	
Trigo 2013	N+	231,52	238,32	Milho 2014	293,98
	N-	142,86	99,88		
Soja 13/14		408,16	228,63	Soja 14/15	729,44
Trigo 2013		96,46	89,13		
Soja 14/15		584,31	315,75		

O estudo mostrou que a adoção do PD nem sempre promoveu maior emissão absoluta de N<sub>2</sub>O, e que a taxa de emissão de N<sub>2</sub>O do solo para a atmosfera é o resultado final da complexa interação entre fatores edáficos e climáticos. O PD é um sistema que preconiza a manutenção da cobertura do solo, o não revolvimento do solo e a rotação de culturas. Quando realizado corretamente, promove o sequestro de CO<sub>2</sub> da atmosfera para o solo (BAYER et al., 2006; CERRI et al., 2007; BODDEY et al., 2010), e funciona como um sistema mitigador das emissões de GEEs. Contudo, a capacidade de acumulação de C é limitada até a obtenção de um novo equilíbrio (SMITH et al., 1998), o que faz com que as emissões de outros gases, como o N<sub>2</sub>O ganhem cada vez mais importância com o passar dos anos da adoção do sistema.

Vem sendo demonstrado, que as mudanças nas características do solo promovidas pelo sistema PD, podem levar as maiores emissões de N<sub>2</sub>O (LIU et al., 2006; ROCHETTE et al., 2008), minimizando o efeito mitigador do sistema PD. Contudo, trabalhos também demonstram que não há o aumento das emissões com a adoção de PD (JANTALIA et al., 2008).

No presente estudo, a baixa umidade nos dias que seguiram a adubação de plantio limitou as emissões de N<sub>2</sub>O, os fluxos foram similares entre sistemas e doses. Os fluxos representativos de N<sub>2</sub>O foram observados apenas após a adubação de cobertura e ocorrência de precipitação. Efeito semelhante foi observado por Morais et al. (2013) em estudo realizado com capim-elefante, em que os maiores fluxos de N<sub>2</sub>O após o preparo de solo, apenas foram observados após a ocorrência de precipitação. A maioria dos estudos comparando sistemas de preparo solo foi realizada em regiões de clima temperado, sendo poucos os trabalhos que relatam as emissões em condições tropicais, no entanto, esses poucos estudos indicam a mesma importância das chuvas (PASSIANOTO et al., 2003; METAY et al., 2007; JANTALIA et al., 2008).

O monitoramento dos três anos agrícolas realizado no trabalho não permite concluir que haverá aumento das emissões de  $N_2O$  com a adoção de PD. As emissões foram similares entre os sistemas de preparo de solo, e as diferenças nas emissões ocorreram com a aplicação de fertilizante nitrogenado independentemente do tipo de preparo de solo utilizado.

A variação nos resultados das emissões de  $N_2O$  encontrada na literatura também é resultado das diferentes culturas que são objeto de estudo. As culturas depositam resíduos de qualidade distinta ao solo, isto faz com que a dinâmica da matéria orgânica do solo seja diferente para cada situação, conseqüentemente, a dinâmica de imobilização e mineralização do N são alteradas, influenciando as emissões de  $N_2O$ . Cruvinel et al. (2011) estudaram três diferentes sistemas de PD no cerrado, e observaram picos de emissão em dois tratamentos. Bayer et al. (2015) compararam PC e PD, em dos sistemas de sucessão, e observaram que as emissões de  $N_2O$  praticamente não foram afetadas pelo sistema de preparo de solo em PC, contudo, em PD, as emissões foram as maiores no sistema de sucessão que incluía uma leguminosa.

O tempo de adoção do PD é fator determinante para as emissões de  $N_2O$ , levantamento realizado por Six et al. (2004), para a região temperada, mostrou que o potencial de mitigação do PD só é possível se praticado a longo prazo. Nos primeiros anos de implantação do PD, 10 anos, as perdas de  $N_2O$  no sistema são maiores devido as mudanças nas características do solo como: maior conteúdo de água (BAGGS et al., 2003) e compactação do solo (SIX et al., 2004). Em sistemas implantados a longo prazo, as perdas de  $N-N_2O$  são menores. Os resultados encontrados por Six et al. (2004) são corroborados pelos dados encontrados por van Kessel et al. (2013), que observaram que em PD com mais de 10 anos, as emissões de  $N_2O$  são reduzidas significativamente. No Brasil, Siqueira Neto et al. (2009) avaliaram sistemas com 12 e 22 anos, no sul do país, e concluíram que o tempo de PD não influenciou as emissões de  $N_2O$ .

No presente estudo, as áreas estudadas estão sob sistema PD a longo tempo (33 anos para trigo/soja e 21 anos para milho/soja), e apresentaram resultados similares com os descritos acima, mesmo em diferentes condições climáticas. Isto pode indicar que as emissões de  $N_2O$ , mesmo em solos de clima diferente, comportam-se de maneira similar após a consolidação do PD. Outro trabalho desenvolvido em região de condição similar ao presente estudo corrobora os resultados encontrados. Jantalia et al. (2008) compararam as emissões de  $N_2O$  entre PC e PD com 18 anos de implantação, os monitoramentos foram realizados por dois anos, com três rotações de cultura. Os autores observaram que o uso do PD não induziu as emissões de  $N_2O$ .

A variação dos resultados de emissão de  $N_2O$ , quando se comparam diferentes sistemas de preparo de solo, é devida a condições de clima, tipo de solo e sistema de sucessão ou rotação utilizado para estudo. Os resultados encontrados em condições temperadas podem não representar a realidade de solos tropicais, e ainda, como demonstrado no presente trabalho, mesmo mantendo-se as mesmas condições experimentais, os fluxos de  $N_2O$  foram diferentes entre os anos agrícolas da mesma sucessão. Logo, são necessários mais trabalhos de monitoramento de longo prazo que representem a realidade das emissões em condições tropicais.

## 5 CONCLUSÕES

Os fatores ambientais que mais contribuem para as emissões de  $N_2O$  tem pesos diferentes ao longo do ano. Os dados do presente estudo indicam que, no verão, a precipitação representada pelo %EPPA, é o fator mais importante na indução de altos fluxos de  $N_2O$ . No inverno, o conteúdo de N-mineral no solo é o fator de maior relevância.

A aplicação de fertilizante nitrogenado eleva as emissões de  $N_2O$ , entretanto, seu efeito fica restrito ao ciclo de inverno nos sistemas que possuem soja como cultura de verão. As emissões durante a cultura da soja, não sofrem modificações pelo manejo empregado na cultura de inverno.

O uso de PD nas sucessões soja – trigoou soja - milho safrinhanão altera as emissões de  $N_2O$  do solo em comparação ao uso de PC para as condições locais de estudo.

Os fatores de emissão estimados a partir das quantidades de N fertilizante aplicado ao trigo e ao milho foram menores que o valor default preconizado pelo IPCC de 1%.

## 6REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKIYAMA, H., TSURUTA, H. Nitrous oxide, nitric oxide, and nitrogen dioxide fluxes from soils after manure and urea application. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 423–431, 2003.
- ALVES, B.J.R.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S. Soybean benefit to a subsequent wheat crop in a cropping system under zero tillage. In: **International Symposium on Nuclear Technique in Integrated Plant Nutrient, Water and Soil Management**, 2002, Austria. IAEA-Tecdoc. Austria: IAEA, p. 87-93.2000.
- ALVES, B.J.R.; SMITH, K.A.; FLORES, R.A.; CARDOSO, A.S.; OLIVEIRA, W.R.D.; JANTALIA, C.P.J; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N<sub>2</sub>O flux from soils. **Soil Biology and Biochemistry** 46, 129-135, 2012.
- BAGGS, E. M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**.254.361 – 370, 2003.
- BARTLETT, R.J. & ROSS, D.S. Colorimetric determination of oxidizable carbon in acid soil solutions. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 52:1191-1192, 1988.
- BATEMAN, E.J.; BAGGS, E.M. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, v.41, p. 379-388, 2005.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. & DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil Till. Res.**, v. 86, p.237 - 245, 2006.
- BAYER, C., GOMES, J., ZANATTA, J. A., VIEIRA, F. C. B., PICCOLO, M. C., DIECKOW, J., SIX, J., Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. **Soil & Tillage Research** 146 213–222. 2015.
- BODDEY, R.M. ; JANTALIA, C. P. ; CONCEIÇÃO, P.C. ; ZANATTA, J.A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H.P. ; DENARDIN, J.E. ; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. ; ALVES, B.J.R. ; URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global ChangeBiology**, v. 16, p. 784-795, 2010.
- BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. Coordenação Geral de Mudanças Globais do Clima. *Segundacomunicação nacional do Brasil à convenção-quadrodas Nações Unidas sobre mudança do clima*. Brasília, DF: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2010.
- BREMNER, J. M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling inAgroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1/3, p. 7-16, 1997.
- BRENTROP, F.; KÜSTERS, J.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. **Int. J. LCA**. 5: 349-357. 2000.
- BUTTERBACH-BAHL, K., BAGGS, E. M., DANNENMANN, M., KIESE, R. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci.**368, 1–13, 2013.

CARVALHO, A. A.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R.; MIRANDA, L. N.; VIVALDI, L. J.; SOUSA, D. M. Emissão de óxidos de nitrogênio associado à aplicação de uréia sob plantio convencional e direto. **Pesqagropec. Bras.**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 679 – 685, abr. 2006.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 551-594, 2007

CAMERON, K. C. DI, H. J.; MOIR, J. L. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. **Annals of Applied Biology**, Warwick, v. 162, n. 2, p. 145-173, 2013.

CERRI, C.E.P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W.E.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Sci. Agric.**, v.64, p.83 - 99, 2007.

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

CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N<sub>2</sub>O? A review. **Global Change Biology**, v. 13, p. 1-17, 2007.

CHALK, P.M.SMITH,C. J. HAMILTON, S. D. HOPMANS, P. Characterization of the N Benefit of a Grain Legume (*Lupinus angustifolius* L.) to a Cereal (*Hordeum vulgare* L.) by an in situ 15N Isotope Dilution Technique. **Biology and Fertility of Soils**. v.15 p. 39 – 44, 1993.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Safras, Séries Históricas. 2015. Disponível em <[http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1252&t=2&Pagina\\_objcmsconteudos=3#Aobjmsconteudos](http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1252&t=2&Pagina_objcmsconteudos=3#Aobjmsconteudos)>. Acesso em 06 de fevereiro de 2016.

COSTA, F. S.; ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; WOBETO, C. Propriedades Físicas de um Latossolo Bruno Afetadas pelos Sistemas Plantio Direto e Preparo Convencional. **R. Bras. Ci. Solo**, 27: 527-535, 2003.

CRUTZEN, P. J., MOSIER, A. R., SMITH, K. A., WINIWARTER, W.: N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels, **Atmos. Chem. Phys.**, 8, 389-395, 2008.

CRUVINEL, E. B.F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R.; ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, EcosystemsandEnvironment**. 144, 29 – 40, 2011.

D'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; GUILHERME, L.R.G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p.179-186, 2004.

DALMAGO, G.A.; BERGAMASCHI, H.; BERGONCI, J.I.; KRÜGER, C.A.M.B.; COMIRAN, F.; HECKLER, B.M.M. Retenção e disponibilidade de água às plantas, em solo sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, p.855–864, 2009.

DAVIDSON, E. A., KELLES, M., ERICKSON, H. E., VERCHOT, L. V., VELDKAMP, E. Testing a Conceptual Model of Soil Emissions of Nitrous and Nitric Oxides. **Bioscience**, v. 50, n° 8, p. 667-680, 2000.

DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C.; CONTE, O.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; TORRES, E.; SARAIVA, O. F.; OLIVEIRA, M. C. N. Sistemas de preparo do solo: trinta anos de pesquisas na Embrapa Soja. 72 p.: il. **Documentos / Embrapa Soja**,n. 342. Londrina: Embrapa Soja, 2013.

DENMAN, K.L., G. BRASSEUR, A. CHIDTHAISONG, P. CIAIS, P.M. COX, R.E. DICKINSON, D. HAUGLUSTAINE, C. HEINZE, E. HOLLAND, D. JACOB, U. LOHMANN, S. RAMACHANDRAN, P.L. DA SILVA DIAS, S.C. WOFSY AND X. ZHANG, 2007: Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

DOBBIE, K. E.; MCTAGGART, I. P., SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research**, v. 104, n. 21, p. 26.891–26.899, 1999.

ESCOBAR, L.F.; AMADO, T.J.C; BAYER, C.; CHAVEZ, L.F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J.E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical Oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 507 – 516, 2010.

FARIAS, J.R.B.; NEPOMUCENO, A.L.; NEUMAIER, N. Ecofisiologia da soja. **Circular Técnica** Embrapa Soja, Londrina, 10p, 2007.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbial basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soils. In: ANDRAE, M. O.; SCHIMEL, D. S. (Eds.). **Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere**. New York, 7-21, 1989.

FOLONI, J.S.S.; SILVA, S.R.; BASSOI, M.C.; OLIVEIRA JUNIOR, A. de; CASTRO, C. de. Efeitos da fertilização nitrogenada sobre a produtividade e acamamento de trigo cultivado sobre palhada de soja e milho. In: REUNIÃO DA COMISSÃO BRASILEIRA DE PESQUISA DE TRIGO E TRITICALE, 8.; SEMINÁRIO TÉCNICO DO TRIGO, 9., 2014, Canela; REUNIÃO DA COMISSÃO BRASILEIRA DE PESQUISA DE TRIGO E TRITICALE, 9.; SEMINÁRIO TÉCNICO DO TRIGO, 10., 2015, Passo Fundo. Anais... Passo Fundo: Biotrigo Genética: Embrapa Trigo, 2015. 2015-Solos e Nutrição Vegetal-Trabalho 158. 1 CD-ROM.

FORSTER, P., V. RAMASWAMY, P. ARTAXO, T. BERNTSEN, R. BETTS, D.W. FAHEY, J. HAYWOOD, J. LEAN, D.C. LOWE, G. MYHRE, J. NGANGA, R. PRINN, G. RAGA, M. SCHULZ AND R. VAN DORLAND, 2007: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

FURLANI, C. E. A.; GAMERO, C. A.; LEVIEN, R.; SILVA, R. P.; CORTEZ, J. W. Temperatura do Solo em Função do Preparo do Solo e do Manejo da Cobertura de Inverno. **R. Bras. Ci. Solo**, 32:375-380, 2008.

GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C. P.; AITA, C.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R. Nitrous oxide emissions following pig slurry application in soil under no-tillage system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 11, p. 1653-1661, 2006.

GILLAM, K. M., ZEBARTH, B. J. AND BURTON, D. L. Nitrous oxide emissions from denitrification and the partitioning of gaseous losses as affected by nitrate and carbon addition and soil aeration. **Can. J. SoilSci.** 88: 13 3143. . 2008.

HUNGRIA, M.; ANDRADE, D.S.; COLOZZI FILHO, A.; BALOTA, E.L. & SANTOS, J.C. Ecologia microbiana em solos sob cultivo na região sul do Brasil. In: HUNGRIA, M.;

BALOTA, E.L.; COLOZZI-FILHO, A. & ANDRADE, D.S., eds. **Microbiologia do solo: Desafios para o século XXI**. Londrina, IAPAR/EMBRAPA-CNPSO, 1995. p.234-270.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em <[http://downloads.ibge.gov.br/downloads\\_estatisticas.htm](http://downloads.ibge.gov.br/downloads_estatisticas.htm)> Acesso em 01 de Fevereiro de 2016.

IPCC, Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.2014.

IPCC: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.2013.

IPCC, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. 2006.

IPCC, Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.2007

IQBAL, J., MITCHELL, D. C., BARKER, D. W., MIGUEZ, F., SAWYER, J. E., PANTOJA, J., CASTELLANO M. J., Does Nitrogen Fertilizer Application Rate to Corn Affect Nitrous Oxide Emissions from the Rotated Soybean Crop? **J. Environ. Qual.** 44:711–719 (2015).

JANTALIA, C.P.; ZOTARELLI, L.; SANTOS, H.P.; TORRES, E.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: avaliação das práticas usadas na produção de grãos no Sul do país. In: ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; AITA, C. BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; CAMARGO, F.O. (Eds). **Manejo de sistemas agrícolas: impacto no sequestro de carbono e nas emissões de gases de efeito estufa**. Genesis, Porto Alegre, 216p.2006

JANTALIA, C. P., DOS SANTOS HP, URQUIAGA S, BODDEY R.M., ALVES B.J.R., Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the south of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, n. 2, p. 161-173, 2008.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. **Comm Soil Sci Plant Anal**, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.

KLEIN, C. A. M; ECKARD, R. J & VAN DER WEERDEN, T. J. Nitrous oxide emissions in the livestock agriculture: estimation and mitigation. In: SMITH, K. (ed). **Nitrous Oxide and Climate Change**. Earthscan. 176-211p, 2010.

LINN, D. M.; DORAN J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and no tilled soils. **Soil Science Society American 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, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes from a clay loam soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 280, n. 1-2, p. 177-188, 2006.

- LIU, X. J., MOSIER, A. R., HALVORSON, A. D., REULE, C. A., ZHANG, F. S. Dinitrogen and N<sub>2</sub>O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 2362–2370, 2007.
- MAPA - Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Disponível em <[www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/file/Desenvolvimento\\_Sustentavel/Abc/8.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Abc/8.pdf)> acesso em 15 de janeiro de 2016.
- MARTINS, M. R., JANTALIS, C. P., POLIDORO, J. C., BATISTA, J. N., ALVES, B. J. R., BODDEY, R. M., URQUIAGA, S. Nitrous Oxide and Ammonia Emissions from N Fertilization of Maize Crop under No-till in a Cerrado Soil. **Soil & Tillage Research** 151, 75 – 81, 2015.
- MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. Coordenação Geral de Mudanças Globais do Clima. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia e inovação, 2013.
- METAY, A.; OLIVIER, R.; SCOPEL, .; DOUZET, J. M.; MOREIRA, J. A. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, n. 1-2, p. 78-88, 2007.
- MORET, D.; ARRÚE, J. L. Dynamics of soil hydraulic properties during fallow as affected by tillage. **Soil & Tillage Research**, v.96, p.103-113, 2007.
- MILLER, M. N.; ZEBARTH, B. J.; DANDIE, C. E.; BURTON, D. L.; GOYER, C.; TREVORS, J. T. Crop residue influence on denitrification, N<sub>2</sub>O emissions and denitrifier community abundance in soil. **Soil Biology & Biochemistry**. 40 2553–2562. 2008.
- MORAES, M. T.; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C.; SILVA V. R. Determinação do Intervalo Hídrico Ótimo de um Latossolo Vermelho Compactado Em: XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2011, Uberlândia. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas. Viçosa: SBCS, v. 1, p. 1-4, 2011.
- MORAIS, R. F., BODDEY, R. M., URQUIAGA, S., JANTALIA, C. P., ALVES, B. J. R., Ammonia volatilization and nitrous oxide emissions during soil preparation and N fertilization of elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum.). **Soil Biology & Biochemistry**, v. 64, p.80-88, set. 2013.
- MOSIER, A.R., HALVORSON, A.D., REULE, C.A., LIU, X.J. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p. 1584–1598, 2006.
- 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**, vol 6, p. 11–49, 2004.
- OLSEN, K.K. Multiple Wavelength Ultraviolet Determinations of Nitrate Concentration, Method Comparisons from the Preakness Brook Monitoring Project, October 2005 to October 2006. **Springer Science + Business Media B.V.** 2008.
- OMONODE, R. A. SMITH, D. R.; GÁL, A.; VYN, T. J. Soil nitrous oxide emissions in corn following three decades of tillage and rotation treatments. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 75, n. 1, p. 152-163, 2011.
- PARKIN, T.B.; KASPAR, T.C. Nitrous oxide emissions from corn–soybean systems in the midwest. **Journal of Environmental Quality**, v 35, 1496 -1506, 2006.
- PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; CARMO, J. B.; MELILLO, J. M. Emissions of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biol. Fertil. Soils**. 38, 200 – 208, 2003.

PAINEL BRASILEIRO de MUDANÇAS CLIMÁTICAS. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 ao Primeiro Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Sumário Executivo GT1. PBMC, Rio de Janeiro, Brasil. 24 p. 2013.

PELSTER, D. E., LAROUCHE, F., ROCHETTE, P., CHANTIGNY, M. H., ALLAIRE, S., ANGERS, D. A. Nitrogen Fertilization but not soil tillage affects nitrous oxide emissions from a clay loam soil under a maize-soybean rotation. **Soil & Tillage Research**. 115 – 116, 16 – 26. 2011.

PEOPLES M.B., BROCKWELL J., HERRIDGE D.F., ROCHESTER I.J., ALVES B.J.R., URQUIAGA S., BODDEY R.M., DAKORA F.D., BHATTARAI S., MASKEY S.L., SAMPET, C., RERKASEM, B., KHAN, D.F., HAUGGAARD-NIELSEN, H., JENSEN, E.S. The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems. **Symbiosis**, 48, 1–17, 2009.

RAVISHANKARA, A. R.; DANIEL, J. S.; PORTMANN, R. W. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21<sup>st</sup> century, **Science**, 326, 123–125, 2009.

PASSOS, R.R.; RUIZ, H.A.; CANTARUTTI, R.B.; MENDONÇA, E. de S. Carbono orgânico e nitrogênio em agregados de um Latossolo Vermelho sob duas coberturas vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.1109-1118, 2007.

REAY, D.S., DAVIDSON, E.A., SMITH, K.A., SMITH, P., MELILLO, J.M., DENTENER, F., CRUTZEN, P.J. Global Agriculture and Nitrous Oxide Emissions. **Nature Climate Change**. Vol. 2. 410 – 416. 2012.

ROCHETTE, P., No-till Only Increases N<sub>2</sub>O Emissions in Poorly-aerated Soils. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 101, n. 1-2, p. 97–100, 2008.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, R. H.; BERTRAND, N. Nitrous Oxide Emissions Respond Differently to No-Till in a Loam and a Heavy Clay Soil. **Soil Water Management & Conservation**. 72, 5, 1636 – 1636, 2008.

RODRIGUES, O.; LHAMBY, J.C.B.; DIDONET, A.D.; MARCHESE, J.A.; SCIPIONI, C. Efeito da deficiência hídrica na produção de trigo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, 839-846, 1998.

RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHMIDT, G.; BUEGGER, F.; MUNCH, J.C. Emission of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology & Biochemistry**, 38, 263–274, 2006.

SCHLESINGER, W.H. An Estimate of the Global Sink for Nitrous Oxide in Soils. **Global Change Biology**, v. 19, p. 2929-2931, 2013.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P.; CONANT, R. N<sub>2</sub>O Emissions Due to Nitrogen Fertilizer Applications in Two Regions of Sugarcane Cultivation in Brazil. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2013.

SILVA, V. R.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Variação na Temperatura do Solo em Três Sistemas de Manejo na Cultura do Feijão. **R. Bras. Ci. Solo**, 30:391-399, 2006.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO M. C.; FEIGL, J.; VENZKE FILHO S. P.; CERRI C. E. P.; CERRI, C. C.; Rotação de Culturas no Sistema Plantio Direto em Tibagi (Pr). II - Emissões de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O. **R Bras Ci Solo**. 33:1023-29. 2009

SIX, J.; OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. The Potential to Mitigate Global Warming With No-tillage Management is only Realized When Practiced in the Long Term. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 2, p. 155-160, 2004.

SKIBA, U.; SMITH, K. A. The Control of Nitrous Oxide Emission from Agricultural and Natural Soils. **Chemosphere. Global Change Science**, v. 2, p. 379-386, 2000.

SMITH, K. A., CONEN, F., Impacts of Land Management on Fluxes of Trace Greenhouse Gases. **Soil Use And Management**, 20, p.255-263, 2004.

SMITH, P.; POWLSON, D.S.; GLENDINING, M.J.; SMITH, J.U. Preliminary Estimates of the Potential for Carbon Mitigation in European Soils Through No-till Farming. **Global Change Biology**, v.4, p. 679-685, 1998a.

SMITH, K.A.; THOMSON, P.E.; CLAYTON, H.; MCTAGGART, I.P.; CONEN, F. Effects of Temperature, Water Content and Nitrogen Fertilization on Emissions of Nitrous Oxide by Soils. **Atmospheric Environment**, v.32, p. 3301–3309, 1998b.

SNYDER, C.S.; BRUULSEMA, T.W.; JENSEN, T.L.; FIXEN, P.E. Review of Greenhouse Gas Emissions from Crop Production Systems and Fertilizer Management Effects. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 133, p. 247-266, 2009.

STEHFEST E, BOUWMAN L. N<sub>2</sub>O and NO Emission from Agricultural Fields and Soils under Natural Vegetation: Summarizing Available Measurement Data and Modeling of Global Annual Emission. **Nutr. Cycl. Agroecosyst** 74:207–228. 2006.

TAN, I. Y. S.; VAN, E. S. H. M.; DUXBURY, J. M.; MELKONIAN J.J.; SCHINDELBECK, R.R.; GEOHRING, L. D.; HIVELY, W. D.; MOEBIUS B. N. Single-event Nitrous Oxide Losses under Maize Production as Affected by Soil Type, Tillage, Rotation, and Fertilization. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 102, n. 1, p. 19-26, 2009.

VAN KESSEN, C.; VENTEREA, R.; SIX, J.; BORBE, M. A. A.; LINQUIST, B.; VAN GROENIGEN, K. J. Climate, Duration, and N Placement Determine N<sub>2</sub>O Emissions in Reduced Tillage Systems: a Meta-analysis. **Global Change Biology**, Oxford, v. 19, n. 1, p. 33-44, 2013.

USSIRI, A. N.; LAL, R.; JARECKI, M. K. Long-term Tillage Effects on Soil Carbon Storage and Carbon Dioxide Emissions in Continuous Corn Cropping System from an Alfisol in Ohio. **Soil & Tillage Research**, v.104, p.39-47. 2009.

ZANATTA, J.A., BAYER, C, VIEIRA, F.C.B., GOMES, J., TOMAZI, M. Nitrous Oxide and Methane Fluxes in South Brazilian Gleysol as Affected by Nitrogen Fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 1653-1665, 2010.

## 7 ANEXOS

### Anexo A – Lista de completa de operações realizadas na sucessão soja - trigo

#### Safra de inverno de 2013

- 01/04/2013 – Dessecação de ervas espontâneas em toda área com glifosato 3 L ha<sup>-1</sup> e acetato de dimetilamônio (DMA 806 BR<sup>®</sup>), equivalente ao 2,4D, na dose de 1 L ha<sup>-1</sup>;
- 18/04/2013 – Início do preparo do solo (grade pesada);
- 24/04/2013 – Aplicação de Gramocil (Paraquat + Diuron) em área total na dose de 1 L ha<sup>-1</sup>;
- 02/05/2013 – Na área de PC, passagem de grade niveladora;
- 03/05/2013 – Semeadura do trigo, com espaçamento de 0,17 m, com fertilização no sulco com 260 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 08-20-20 para o tratamento fertilizado com N e 0-20-20 para o tratamento controle, sem N;**
- 20/05/2013 – Fertilização de cobertura, à lanço, com 90 kg ha<sup>-1</sup> de ureia, somente no tratamento fertilizado com N;**
- 12/06/2013 – Aplicação em área total de herbicida seletivo DMA 806BR<sup>®</sup> na dose de 2,5 L ha<sup>-1</sup>;
- 02/07/2013 – Aplicação em área total de herbicida seletivo Ally<sup>®</sup> (metsulfuron-metil) na dose de 4 g ha<sup>-1</sup>;
- 11/07/2013 – Aplicação em área total de herbicida seletivo Topik<sup>®</sup> (Clodinafop-Propargil) na dose 150 mL ha<sup>-1</sup>;

#### **20/09/2013 – Colheita;**

Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

#### Safra de verão 2013/2014

- 10/10/2013 – Início do preparo do solo (grade pesada), na área PC;
- 13/10/2013 - Na área de PC, passagem de grade niveladora;
- 17/10/2013 – Dessecação de ervas espontâneas em toda área com glifosato 3 L ha<sup>-1</sup> e herbicida Aurora<sup>®</sup>, na dose de 30 mL ha<sup>-1</sup>;
- 19/10/2013 – Semeadura da soja, com espaçamento de 0,50 m, com fertilização no sulco com 270 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 0-20-20 para todos os tratamentos; As sementes receberam inoculante líquido à base de *Bradyrhizobiummelkanii*(5 x 10<sup>9</sup> UFC mL<sup>-1</sup>), na dose de 100 mL por 50 kg de sementes.**
- 11/11/2013 – Aplicação em área total de herbicida glifosato 3 L ha<sup>-1</sup>;

#### **19/02/2014 – Colheita;**

Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

#### Safra de inverno de 2014

- 05/04/2014 – Dessecação de ervas espontâneas em toda área com glifosato 3 L ha<sup>-1</sup> e acetato de dimetilamônio (DMA 806 BR<sup>®</sup>), equivalente ao 2,4D, na dose de 2 L ha<sup>-1</sup>;
- 10/04/2014 – Início do preparo do solo (grade pesada);
- 28/04/2014 – Na área de PC, passagem de grade niveladora;

**30/04/2014 – Semeadura do trigo, com espaçamento de 0,17 m, com fertilização no sulco com 300 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 08-28-16 em todos os tratamentos;**

**21/05/2014 – Fertilização de cobertura, à lanço, com 100 kg ha<sup>-1</sup> de ureia, somente no tratamento fertilizado com N;**

16/06/2014 – Aplicação em área total de herbicida seletivo Ally<sup>®</sup> (metsulfuron-metil) na dose de 6 g ha<sup>-1</sup>;

25/06/2014 – Aplicação em área total de herbicida seletivo Topik<sup>®</sup> (Clodinafope-Propargil) na dose 250 mL ha<sup>-1</sup>;

**15/09/2014 – Colheita;**

Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

#### Safra de verão 2014/2015

07/10/2014 – Início do preparo do solo (grade pesada), na área PC;

01/11/2014 - Na área de PC, passagem de grade niveladora;

04/11/2014 – Dessecação de ervas espontâneas em toda área com glifosato 3 L ha<sup>-1</sup>;

**07/11/2014 – Semeadura da soja, com espaçamento de 0,50 m, com fertilização no sulco com 300 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 0-20-20 para todos os tratamentos; As sementes receberam inoculante líquido à base de *Bradyrhizobium elkanii* (5 x 10<sup>9</sup> UFC mL<sup>-1</sup>), na dose de 100 mL por 50 kg de sementes.**

28/11/2014 – Aplicação em área total de herbicida glifosato 3 L ha<sup>-1</sup>;

19/12/2014 – Aplicação em área total de herbicida glifosato 3 L ha<sup>-1</sup>;

09/02/2015 – Capina manual (infestação de buva –*Conyzabonariensis*);

03/03/2015 – Aplicação em área total de Gramoxone<sup>®</sup> na dose de 2 L ha<sup>-1</sup>;

**13/03/2015 – Colheita;**

Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

## **Anexo B - Lista de completa de operações realizadas na sucessão soja - milho safrinha**

### Safra de inverno de 2014

- 06/02/2014 – Início do preparo do solo (grade aradora);  
26/02/2014 – Na área de PC, passagem de grade niveladora;  
27/02/2014 – Aplicação de Gramoxone<sup>®</sup> em toda área na dose de 2 L ha<sup>-1</sup>;  
**27/02/2014 – Semeadura do milho, com espaçamento de 0,90 m, com fertilização no sulco com 300 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 08-28-16, em área total;**  
17/03/2014 – Aplicação em área total de Atrazina na dose de 5 L ha<sup>-1</sup>;  
**27/03/2014 – Fertilização de cobertura com 178 kg ha<sup>-1</sup> de ureia, somente no tratamento fertilizado com N; fertilizante colocado na superfície ao lado das linhas de plantas;**  
17/04/2014 – Aplicação em área total de glifosato na dose de 3 L ha<sup>-1</sup> e herbicida seletivo DMA 806BR<sup>®</sup> na dose de 2 L ha<sup>-1</sup>;  
**04/08/2014 – Colheita;**  
Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.

### Safra de verão 2014/2015

- 06/10/2014 – Preparo do solo (grade aradora e niveladora), na área PC;  
**14/10/2014 – Semeadura da soja, com espaçamento de 0,50 m, com fertilização no sulco com 300 kg ha<sup>-1</sup> do formulado 0-20-20 para todos os tratamentos; As sementes receberam inoculante líquido à base de *Bradyrhizobium elkanii* (5 x 10<sup>9</sup> UFC mL<sup>-1</sup>), na dose de 100 mL por 50 kg de sementes.**  
15/10/2014 – Aplicação em área total de herbicida glifosato 3 L ha<sup>-1</sup>;  
19/11/2014 – Aplicação em área total de herbicida glifosato 3 L ha<sup>-1</sup>;  
19/12/2014 – Aplicação em área total de herbicida glifosato 3 L ha<sup>-1</sup>;  
10/01/2015 – Capina manual;  
25/01/2015 – Aplicação em área total de glifosato na dose de 3 L ha<sup>-1</sup> e herbicida seletivo DMA 806BR<sup>®</sup> na dose de 1 L ha<sup>-1</sup>;  
06/02/2015 – Aplicação de Gramoxone<sup>®</sup> em toda área na dose de 2 L ha<sup>-1</sup>;  
**15/02/2015 – Colheita;**  
Obs. Ao longo do ciclo, aplicações de inseticidas e fungicidas foram realizadas conforme a recomendação para a cultura.