

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

Daniela Batista dos Santos

**ACÚMULO DE CARBONO NO SOLO E POTENCIAL DE  
AQUECIMENTO GLOBAL INFLUENCIADOS PELO MODO DE  
APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS E INIBIDOR DE  
NITRIFICAÇÃO**

Santa Maria, RS  
2016

**Daniela Batista dos Santos**

**ACÚMULO DE CARBONO NO SOLO E POTENCIAL DE AQUECIMENTO  
GLOBAL INFLUENCIADOS PELO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS  
LÍQUIDOS DE SUÍNOS E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo,  
da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM,  
RS), como requisito parcial para obtenção do título  
de **Doutor em Ciência do Solo**

Orientador: Prof. Dr. Celso Aita

Santa Maria, RS  
2016

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

Batista dos Santos, Daniela  
Acúmulo de carbono no solo e potencial de aquecimento global influenciados pelo modo de aplicação de dejetos líquidos de suínos e inibidor de nitrificação / Daniela Batista dos Santos.- 2016.  
79 f.; 30 cm

Orientador: Celso Aita  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2016

1. Injeção de Dejetos 2. Dicianodiamida 3. Semeadura direta I. Aita, Celso II. Título.

© 2016

Todos os direitos autorais reservados a Daniela Batista dos Santos. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: agro.daniela@gmail.com

**Daniela Batista dos Santos**

**ACÚMULO DE CARBONO NO SOLO E POTENCIAL DE AQUECIMENTO  
GLOBAL INFLUENCIADOS PELO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS  
LÍQUIDOS DE SUÍNOS E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutor em Ciência do Solo**

**Aprovado em 04 de julho de 2016:**

---

**Prof. Dr. Celso Aita (UFSM)**  
(Presidente/Orientador)

---

**Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)**

---

**Rogério Gonzatto, Dr. (UFSM)**

---

**Ezequiel Cesar Carvalho Miola, Dr. (FURG)**

---

**Eduardo Lorensi de Souza, Dr. (UERGS)**

Santa Maria, RS  
2016

## DEDICATÓRIA

*Aos meus amados sobrinhos e afilhados, José Martin e Teresa Betânia, que representam a extensão daquilo que somos e cremos enquanto família. Àqueles que amo como se tivessem sido gerados em meu ventre e por quem daria minha vida sem titubear. Sem que soubessem ou fossem capazes de compreender, foram eles quem me motivaram a chegar até aqui. Isso é para que tenham mais um exemplo de superação a seguir e, principalmente, para que nunca desistam de seus sonhos.*

## AGRADECIMENTOS

*Início agradecendo e bendizendo Teu nome, Senhor, porque Tu foste meu refúgio e meu escudo. Por muitas vezes tua mão me susteve, teu manto enxugou as minhas lágrimas e a fé em Ti fez renascer a esperança da terra que me prometeste. A conquista desse desafio é para Tua honra e glória.*

*Sou grata aos meus pais Osmar e Tereza pelo apoio, amor, carinho, preocupação e, principalmente, por acreditarem, sem questionar, nas minhas escolhas e no meu sonho. Serão meus eternos heróis e meus maiores exemplos. Agradeço a minha única irmã, Janice, pelas orações e palavras de incentivo. Obrigada por acompanhar meus passos mesmo estando longe. Obrigada pelas duas grandes bênçãos em nossas vidas, José Martin e Teresa Betânia. Vencemos juntos mais essa!*

*Ao meu esposo Lourenço e a sua família, pela compreensão, dedicação, carinho e amor. Obrigada pelo incentivo, paciência, pelo esforço em manter a nossa casa organizada e pela leveza com que ela se transforma no lugar mais feliz e aconchegante desse mundo. Obrigada por serem tão especiais e por tornarem minha vida tão completa!*

*À CAPES pela oportunidade de realização do curso de Doutorado mediante concessão de bolsa de estudo.*

*À Universidade Federal de Santa Maria, ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo e ao Centro de Educação, onde cursei o Programa Especial de Graduação - Formação de Professores para a Educação Profissional, pela oportunidade em poder usufruir desse espaço, possibilitando uma formação de qualidade e gratuita. Agradeço também aos técnicos e docentes vinculados a essa Instituição.*

*Ao meu orientador, professor Dr. Celso Aita pela paciência, ensinamentos e contribuição na minha vida acadêmica e profissional. Lembrarei do seu raciocínio rápido, da sua curiosidade quando algum dado não correspondia ao esperado e do quão sábio e rápido é para detectar um erro. Obrigada por mostrar que é possível, após 30 anos de trabalho, manter o entusiasmo! Admiro-lhe muito.*

*A todos os professores que contribuíram na minha formação, um agradecimento recheado de respeito e admiração. Obrigada pelos ensinamentos!*

*Aos amigos da pós-graduação, companheiros para o campo e para a descontração: Fernanda Sanes, Alexandre Doneda, Diego Giacomini, Rogério Gonzatto, Ezequiel Miola, Felipe Tonetto, Rafael Cantu, Getúlio Pillecco, Guilherme Dietrich, Stefen Pujol, Juliana Lorensi, Letícia Neto e Mariana Dossin. Obrigada pelo auxílio, pelos bons momentos e*

*amizade. Carrego muita admiração por todos! Somos vencedores! Meus sinceros votos de sucesso!*

*Aos amigos do LABCEN: Alexandre Dessbesell, Roberto Lüdtkke, Géssica De Bastiani, Adônis Blasi; Emerson Zirbes e outros tantos que estiveram conosco. Muito obrigada pelo auxílio, sem vocês esse trabalho não seria possível!*

*Um agradecimento especial a minha colega de pós-graduação, companheira de moradia e grande amiga Raquel Schumatz. Obrigada pela bela convivência, pelos ouvidos, pelos conselhos e pelas demonstrações de afeto. Você é um presente de Deus em minha vida!*

*Aos meus velhos e bons amigos. Aos de sempre. Aqueles que nem a distância foi capaz de afastar: Daiane Festa, Raquel Batista, Taís Dick, Tanara Dick, Rodrigo José, Andréia Kraemer, Márcio Trentin, Melise Beckel, Leandro Pereira, Luíse Carvalho, Jackson Korchagin e Edson Bortoluzzi. Obrigada pelos conselhos e fiel amizade!*

*Às amigas adquiridas em Santa Maria: Lauren Destri, Graziela Machado; Evelyn Malka; Francieli Cardoso, Débora Orso e Priscila Aguirre. Meu caminho foi mais colorido e alegre na companhia de vocês. Obrigada pela amizade, pelos risos, jantãs, conselhos. Por sempre terem uma palavra alegre e um olhar otimista sobre as coisas e por me erguerem as tantas vezes que me vi no chão.*

*Às mães que Deus havia reservado para mim: Isabel Weschenfelder, Décia Lemos, Lizete Machado e Rosemeri Argenta. Obrigada por todas as palavras de incentivo, pelo apoio, abraços, chás e chimarrão. Obrigada por estarem dispostas a me ouvir e por terem uma palavra certa em cada momento.*

*Aos meus colegas do Instituto Federal Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul – IFRS Campus Vacaria pela amizade e compreensão. Esse é o espaço, que além de me fornecer sustento, tem me reservado belos momentos enquanto profissional. Descobri o quão encantador é ter olhos atentos a minha fala e o quão importante somos para pessoas que acabamos de conhecer. Temos o poder para transformar vidas e por essa razão toda distância, esforço e cansaço se justifica!*

*Aos demais que contribuíram e estiveram na torcida: muito obrigada!*

*As nuvens mudam sempre de posição, mas são sempre nuvens no céu. Assim devemos ser todo dia, mutantes, porém leais com o que pensamos e sonhamos; lembre-se, tudo se desmancha no ar, menos os pensamentos. (Paulo Baleki)*

*Ora, disse o Senhor a Abrão: Sai da tua terra, da tua parentela e da casa de teu pai e vai para a terra que te mostrarei; de ti farei uma grande nação, e te abençoarei e engrandecerei o teu nome. Sê tu uma bênção! (Gênesis 12-1 e 2)*

*Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes. (Marthin Luther King)*

## RESUMO

### ACÚMULO DE CARBONO NO SOLO E POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL INFLUENCIADOS PELO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS E INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO

AUTORA: Daniela Batista dos Santos

ORIENTADOR: Celso Aita

Estudos que tratem do efeito da injeção de dejetos líquidos de suínos (DLS) no solo e do uso de inibidores de nitrificação, como a dicianodiamida (DCD), têm sido voltados, principalmente, à dinâmica do nitrogênio no sistema solo-planta-atmosfera. O objetivo do presente trabalho foi avaliar como a injeção dos DLS no solo e o uso da DCD podem influenciar no acúmulo de carbono orgânico total (COT) no solo e na mitigação do potencial de aquecimento global (PAG) decorrente do uso agrícola de DLS como fertilizante na sucessão aveia ou trigo/milho em semeadura direta (SD). Dois estudos foram conduzidos a campo na Universidade Federal de Santa Maria, em delineamento experimental de blocos ao acaso, com quatro repetições dos seguintes tratamentos: DLS aplicados na superfície do solo (DLSs), DLSs + DCD, DLS injetados (DLSi), DLSi + DCD, testemunha (Teste) e adubação mineral (NPK). Os estudos iniciaram em agosto e em dezembro de 2011 com duração de 967 e 865 dias no local 1 e 2, respectivamente. No local 1, a aplicação dos DLS foi realizada de forma manual e o produto Agrotain Plus<sup>®</sup>, contendo a mistura de DCD (81,0%) foi aplicado na dose de 10 kg ha<sup>-1</sup>. No local 2, a injeção foi realizada de forma mecanizada em sulcos espaçados de 0,35 m entre si, na profundidade média 0,10 m e a DCD pura foi utilizada, na dose de 10 kg ha<sup>-1</sup>. Em ambos os locais a DCD foi misturada aos DLS, no momento de cada aplicação destes antecedendo a implantação das culturas. Amostras deformadas e indeformadas de solo foram coletadas em ambos os locais no ano de 2011 (condição inicial) e em 2014, nas camadas de 0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m, sendo que no local 2 a primeira camada foi estratificada em 0-0,025 e 0,025-0,05 m. Utilizou-se a abordagem de massa equivalente para calcular os estoques de COT no solo. Durante todo o período de condução dos experimentos coletaram-se amostras de gases de efeito estufa com vistas à quantificar as emissões acumuladas de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>), para então convertê-las em equivalente CO<sub>2</sub> e somá-las à taxa real de acúmulo de COT no solo para estimativa do PAG líquido (em escala de área). Para estimativa do PAG em escala de rendimento, dividiu-se o valor do PAG líquido pela produtividade média anual de grãos de milho. Os modos de aplicação de DLS e sua combinação com a DCD não diferiram entre si quanto ao acúmulo de COT no solo e ao PAG. Independente do modo de aplicação e da combinação com DCD, a adubação orgânica com DLS aumenta o acúmulo de COT no solo e diminuiu o PAG quando comparada à adubação com NPK. A injeção de DLS associada à DCD aumentou a adição de C no solo via biomassa das culturas e o acúmulo de C no solo na camada 0,00 – 0,30 m, em comparação à testemunha e à adubação com NPK. Da mesma forma, quando os DLS são injetados no solo associados à DCD, observa-se PAG em escala de área menor do que na adubação NPK, evidenciando os benefícios ambientais desse primeiro manejo. Valores negativos do PAG líquido obtido nos tratamentos com DCD indicam um efeito potencial positivo do inibidor de nitrificação em mitigar as emissões, isso porque o acúmulo de COT no solo nesses tratamentos foi superior às emissões de gases de efeito estufa. Elevados valores de PAG em escala de rendimento de grãos de milho são observados no tratamento testemunha, sem que haja diferença, para essa estimativa, entre adubação orgânica e mineral. A injeção dos DLS em SPD, associada à DCD, proporciona benefícios ambientais, por meio da redução das emissões gasosas, incremento de acúmulo de COT no solo e manutenção da produtividade de grãos.

**Palavras-chave:** Injeção de Dejetos. Dicianodiamida. Semeadura Direta.

## ABSTRACT

### SOIL CARBON ACCUMULATION AND GLOBAL WARMING POTENTIAL INFLUENCED BY TECHNIQUE APPLICATION PIG SLURRY AND USE OF NITRIFICATION INHIBITOR

AUTHOR: Daniela Batista dos Santos

ADVISOR: Celso Aita

Studies about the effect of pig slurry (PS) injection in the soil and the use of nitrification inhibitors, such as dicyandiamide (DCD), have been focused on the dynamics of nitrogen in the soil-plant-atmosphere system. The aim of this work was to evaluate how the PS injection and the use of DCD can influence in total organic carbon accumulation in the soil (TOC) and the mitigation of global warming potential (GWP) due to the PS agricultural use as fertilizer in succession oats or wheat / corn under no-tillage. Two studies were conducted to field at the Federal University of Santa Maria, in experimental design of randomized blocks with four repetitions of the following treatments: PS applied on the soil surface (PSs), PSs + DCD, PS injected (PSi), PSi + DCD, mineral fertilizer (NPK) and control. The studies began in August and in December 2011 lasting 967 and 865 days on site 1 and 2, respectively. In the first place the PS application was manually, and the product Agrotain Plus®, which containing the DCD (81.0%), was applied at the rate of 10 kg ha<sup>-1</sup>. While in the second place exclusively PS injection was mechanized, whose grooves were spaced 0.35 m, in average depth 0.10 m and pure DCD was used in dose of 10 kg ha<sup>-1</sup>. In both places the DCD was mixed with PS at the moment of each application at cultures. Disturbed and undisturbed soil samples were collected at both sites in 2011 (initial condition) and in 2014, in the layers 0-0.05; 0.05-0.10; 0.10-0.20 and 0.20-0.30 m, and on site 2 the first layer was stratified into 0-0.025 and 0.025-0.05 m. We used the equivalent mass approach to determination of stocks TOC in the soil. During all the time from both experiments it was collected to greenhouse gas samples in order to quantify the cumulative emissions of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) and methane (CH<sub>4</sub>), and then convert them into CO<sub>2</sub> equivalent and add them the rate of TOC accumulation in soil to estimate the net GWP (in area scale). To estimate the GWP in yield scale, it was divided the value of the net GWP by the average annual productivity of corn grain. The PS technique application and its combination with the DCD did not differ TOC accumulation in the soil neither the GWP. Regardless of the PS technique application and combination with DCD, the organic fertilization increases TOC accumulation in the soil and reduced the GWP compared to mineral fertilization. The PS injection associated with DCD increased the addition of C in the soil via biomass crops and COT accumulation in the soil in the layer from 0.00 to 0.30 m, compared to the absence of fertilization and NPK fertilization. Furthermore, when the PS are injected associated with the DCD it was observed at lower GWP in area scale than the mineral fertilizer, showing the environmental benefits of this first management. Negative values of the net GWP obtained in treatments with DCD indicate a positive potential effect of the nitrification inhibitor to mitigate emissions, this because the COT accumulation in the soil in these treatments was higher than the emissions of greenhouse gases. High GWP values in yield scale are observed in the control treatment, with no difference for this estimate, between organic and mineral fertilizers. It is noteworthy that there is a clear trend of associated injection to enable DCD environmental benefits through the reduction of greenhouse gas emissions, COT accumulation increment in soil and maintenance of grain yield.

**Keywords:** Slurry Injection. Dicyandiamide. No-Till.

## LISTA DE FIGURAS

### ARTIGO I

- Figura 1 – Adição anual média de C via dejetos líquidos de suínos e resíduos culturais de aveia, trigo e milho nos tratamentos testemunha (T), adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup+DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj+DCD) nos locais 1 (a) e 2 (b). Letras diferentes minúsculas e maiúsculas indicam diferença significativa entre os tratamentos quanto à adição anual de C via resíduos culturais e quanto à adição total anual de C, respectivamente (teste LSD;  $p < 0,05$ ).....42
- Figura 2 - Concentração de carbono orgânico total (COT) nas camadas de solo do local 1 (a) e local 2 (b) na condição inicial, antes da instalação dos experimentos, e nos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup+DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj+DCD) nos locais 1 (a) e 2 (b). Nas camadas onde a diferença foi significativa entre os tratamentos (Testemunha, NPK, Sup; Sup + DCD; Inj; Inj+DCD) ela é indicada pelas barras horizontais (teste LSD;  $p < 0,05$ ).....43
- Figura 3 – Estoque de carbono orgânico total (COT) em cada camada de solo dos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup+DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj+DCD) nos locais 1 e 2. Nas camadas onde houve diferença significativa entre os tratamentos, ela é expressa por letras diferentes (teste LSD;  $p < 0,05$ ).....44

### ARTIGO II

- Figura 1 – Precipitações, irrigações e temperatura média diária do ar (a); variações sazonais dos fluxos de metano ( $\text{CH}_4$ ) (b) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (c) na sucessão aveia-milho após a aplicação dos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup+DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj+DCD) no local 1 durante 11/08/2011 a 31/03/2014. I representa o período interculturas.....70
- Figura 2 – Precipitações, irrigações e temperatura média diária do ar (a); variações sazonais dos fluxos de metano ( $\text{CH}_4$ ) (b) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (c) na sucessão aveia/trigo-milho após a aplicação dos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup+DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj+DCD) no local 2 durante 01/12/2011 a 09/04/2014. I representa o período interculturas.....71
- Figura 3 – Contribuição das culturas de aveia, trigo e milho e do período interculturas na emissão anual de gases de efeito estufa nos tratamentos testemunha (Teste), adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup+DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com

dicianodiamida (Inj+DCD) nos locais 1 (a) e 2 (b). Letras diferentes minúsculas indicam diferença significativa entre os tratamentos (teste LSD;  $p < 0,05$ ).....72

## LISTA DE TABELAS

### ARTIGO I

- Quadro 1 – Dose de dejetos líquidos de suíno (DLS) em cada local e cultura e principais características dos DLS aplicados, quanto ao valor de pH e aos teores de matéria seca (MS), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (NO) e carbono total (CT) (dados expressos em base úmida).....40
- Quadro 2 – Estoque inicial e final de carbono orgânico total (COT) na camada 0,00-0,30 m de cada tratamento, variação no acúmulo, taxa real e aparente de acúmulo de COT.....41

### ARTIGO II

- Quadro 1 – Cronograma das operações realizadas nos locais 1 e 2.....66
- Quadro 2 – Dose de dejetos líquidos de suíno (DLS) em cada local e cultura e principais características dos DLS aplicados, quanto ao valor de pH e aos teores de matéria seca (MS), nitrogênio total (Nt), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (No) e carbono total (Ct) (dados expressos em base úmida).....67
- Quadro 3 – Média anual das emissões acumuladas de metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), emissão de gases de efeito estufa (GEE), taxa real de acúmulo de carbono orgânico total (TRAC) do solo e potencial de aquecimento global (PAG) líquido nos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup + DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj + DCD) nos locais 1 e 2.....68
- Quadro 4 – Produtividade anual, média anual de grãos de milho e potencial de aquecimento global (PAG) líquido em escala de rendimento nos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup + DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj + DCD) nos locais 1 e 2.....69

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	14
<b>2</b>	<b>HIPÓTESES E OBJETIVOS</b> .....	17
2.1	HIPÓTESES.....	17
2.2	OBJETIVO GERAL.....	17
2.3	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
<b>3</b>	<b>ARTIGO I – ACÚMULO DE CARBONO EM ARGISSOLO EM FUNÇÃO DO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS E DA ADIÇÃO DE INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA SUCESSÃO AVEIA-TRIGO/MILHO</b> .....	18
3.1	RESUMO.....	18
3.2	INTRODUÇÃO.....	19
3.3	MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	26
3.5	CONCLUSÕES.....	35
3.6	REFERÊNCIAS.....	35
<b>4</b>	<b>ARTIGO II – POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL EM FUNÇÃO DO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS E DO USO DE INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA SUCESSÃO AVEIA-TRIGO/MILHO EM PLANTIO DIRETO</b> .....	45
4.1	RESUMO.....	45
4.2	INTRODUÇÃO.....	46
4.3	MATERIAL E MÉTODOS.....	49
4.4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
4.5	CONCLUSÕES.....	59
4.6	REFERÊNCIAS.....	59
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO GERAL</b> .....	73
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	76
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	77

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A atividade suinícola está em ascensão no Brasil, de modo que o país posiciona-se em quarto lugar na lista dos maiores produtores e exportadores de carne suína do mundo (USDA, 2013). Do total do rebanho brasileiro de suínos, aproximadamente 50% encontra-se nos estados da região Sul, sendo que nos últimos seis anos o estado do Rio Grande do Sul (RS) apresentou um acréscimo de 30% no rebanho (IBGE, 2011). No entanto, outros estados, como Minas Gerais (MG), Mato Grosso (MT) e Mato Grosso do Sul (MS), também têm investido na atividade com vistas a aumentar a sua competitividade em nível nacional e mundial (SANTOS FILHO et al., 2011).

A suinocultura intensiva é caracterizada por um processo de criação dos animais, em sistema confinado durante todas as fases do ciclo produtivo. Tal sistema de criação requer a utilização de elevada quantidade de água para a higienização das instalações, resultando na produção de grandes volumes de dejetos líquidos, os quais são armazenados, principalmente, em esterqueiras anaeróbicas (KUNZ et al., 2005). Os dejetos líquidos de suínos (DLS) são um exemplo de resíduo orgânico com elevado potencial para uso como fertilizante nitrogenado, pois entre todos os nutrientes contidos nos DLS o N aparece em maior proporção e é encontrado predominantemente na forma amoniacal (40 a 70% do N total) (SCHERER et al., 1996).

Embora existam alternativas de reciclagem dos dejetos produzidos pela suinocultura, como a produção de biogás e o processo de compostagem, uma das mais utilizadas consiste no seu uso como fertilizante agrícola (SEGANFREDO et al., 1999). Embora os DLS e os fertilizantes nitrogenados sintéticos possam suprir às necessidades nutricionais das culturas, em termos de N, ambas as fontes também podem representar uma importante fonte de contaminação da água, do solo e do ar. Ressalta-se que, pelo fato de possuírem teores muito elevados de água, o que torna o transporte oneroso, a aplicação dos DLS é feita, normalmente, em áreas agrícolas próximas aos locais de produção. Além disso, a aplicação de DLS em cultivos agrícolas ainda é encarada como uma forma de descarte desse material orgânico, o que pode potencializar os problemas ambientais, já que ocorrerem aplicações consecutivas e/ou excessivas dos DLS nas mesmas áreas.

Em solos manejados sob semeadura direta, como é o caso da região Sul do Brasil (AMADO et al., 2006), os DLS são aplicados na superfície do solo, sobre os resíduos

culturais. Essa forma de utilização dos DLS, sob a ótica da dinâmica do nitrogênio, tem sido apontada como responsável por perdas significativas de N por escoamento superficial (CERETTA et al., 2005; ALLEN e MALLARINO, 2008; BALL COELHO et al., 2009; MAGUIRE et al., 2011) e por volatilização de amônia (NH<sub>3</sub>) (ROCHETTE et al., 2001; CHANTIGNY et al., 2004; MAGUIRE et al., 2011; DELL et al., 2012; AITA et al., 2014). Dependendo da sua magnitude, tais perdas de N podem reduzir o potencial fertilizante dos DLS, comprometendo a obtenção de rendimentos satisfatórios das culturas (DAUDÉN e QUÍLEZ, 2004; BERENGUER et al., 2008).

O predomínio da semeadura direta em áreas agrícolas do sul do Brasil e o crescimento da suinocultura nesta região nos últimos anos evidenciam a necessidade em intensificar os trabalhos de pesquisa que busquem alternativas eficientes de uso e manejo dos dejetos produzidos por essa atividade. Nesse sentido, uma prática que vem sendo empregada em alguns países, com vistas, principalmente, à utilização de DLS em áreas de pastagens, consiste na injeção dos mesmos no solo. Conforme resultados de Maguire et al. (2011) a injeção do DLS no solo diminuiu as perdas de N por escoamento superficial e volatilização de amônia, além de reduzir a emissão de maus odores. No entanto, os autores afirmam que a eficiência dessa prática depende das condições do solo, das características dos dejetos e do próprio desempenho do sistema injetor.

A injeção dos DLS no solo vem sendo testada no Brasil, com resultados positivos, principalmente, com relação à mitigação da volatilização de NH<sub>3</sub> (DAMASCENO, 2010; GONZATTO, 2012; MIOLA, 2014) e ao aumento da eficiência de uso do N, da produtividade e da recuperação do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> dos DLS por gramíneas (GONZATTO et al., 2016). No entanto, a injeção dos dejetos no solo pode favorecer a desnitrificação e a emissão de N<sub>2</sub>O (AITA et al., 2014), um gás com potencial de aquecimento global 298 vezes maior o CO<sub>2</sub>.

Uma alternativa para mitigar as emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) consiste na adição de inibidores de nitrificação aos DLS, em especial, a dicianodiamida (DCD). Usando essa estratégia, Aita et al. (2014) encontraram resultados promissores na redução de emissão de N<sub>2</sub>O (redução de 66%) quando a DCD foi associada à injeção de DLS no solo em cultivo de milho sob semeadura direta no sul do Brasil.

Apesar dos avanços nesse tema de pesquisa, o efeito, a médio e longo prazo, da associação de formas de aplicação dos dejetos (aplicação superficial vs. injeção no solo) com o uso ou não de inibidores de nitrificação sobre a variação dos estoques de carbono orgânico total (COT) no solo e o potencial de aquecimento global (PAG) são aspectos ainda pouco

conhecidos (MAGUIRE et al., 2011a,b; MAILLARD e ANGERS, 2014), principalmente em regiões subtropicais e em condição de semeadura direta.

A adubação orgânica, como é o caso da aplicação de DLS em áreas agrícolas, promove o aumento da atividade biológica, levando ao aumento da biomassa microbiana e mais rápida incorporação do carbono da matéria orgânica do solo (MANDO et al., 2015). Ainda, é capaz de incrementar a produção vegetal e, portanto, promover maior liberação de compostos orgânicos na rizosfera e maior aporte de carbono ao solo via resíduos vegetais, essa última contribuição é dita indireta, já que diretamente os DLS, por serem líquidos, fornecem pouca quantidade de carbono ao solo. Para a determinação de COT é mensurado todo carbono presente no solo, seja na forma de biomassa de microrganismos, matéria orgânica estabilizada e/ou resíduos vegetais e animais em diferentes estágios de decomposição. Os estudos realizados no Brasil e em solos manejados sob semeadura direta têm se voltado ao efeito de doses de DLS sobre o acúmulo de COT no solo (ARRUDA et al., 2010; MAFRA et al., 2014; MAFRA et al., 2015). Dessa forma, o efeito de modos de aplicação de DLS e combinação com inibidores de nitrificação sobre o acúmulo de COT no solo é ainda pouco conhecido em nível nacional e mundial.

A estimativa do potencial de aquecimento global (PAG) foi proposta por Robertson et al. (2000) e têm sido usada recentemente como uma forma de somar e converter as emissões de gases de efeito estufa numa mesma unidade, que é em equivalente de CO<sub>2</sub>. A literatura repertoria várias formas de cálculo para o PAG, porém em todas elas a estimativa baseia-se na conversão das emissões dos gases de efeito estufa estudados em equivalente CO<sub>2</sub>. Dessa forma, o PAG quando expresso em escala de área (kg eq CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) possibilita uma avaliação mais abrangente do impacto das práticas de cultivo sobre as emissões de gases de efeito estufa (GEE) (FENG et al., 2012), se tornando numa interessante maneira de avaliar as estratégias de mitigar as emissões de GEE. Também, quando o PAG for expresso em escala de rendimento (kg eq CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> de grãos ano<sup>-1</sup>), ou seja, quando relacionado à produtividade das culturas, facilita a seleção e adoção de práticas que, ao mesmo tempo, possam manter a produtividade e mitigar as emissões de GEE (MA et al., 2013). Ambas as abordagens relativa ao PAG (em escala de área e de rendimento) são ainda pouco empregadas no Brasil, principalmente em condições de clima subtropical e em solo manejado sob semeadura direta.

Diante do exposto, é preciso intensificar estudos nessa área para que o potencial poluidor ambiental representado pelos dejetos produzidos na suinocultura possa ser minimizado.

## 2 HIPÓTESES E OBJETIVOS

### 2.1 HIPÓTESES

a) A injeção subsuperficial dos DLS no solo em semeadura direta favorece o acúmulo de C no solo via adição de resíduos culturais;

b) A injeção subsuperficial dos DLS no solo favorece a emissão de óxido nitroso ( $N_2O$ ), aumentando o PAG em relação à aplicação dos DLS na superfície do solo;

b) A associação da injeção subsuperficial dos DLS no solo com o uso do inibidor de nitrificação DCD reduz o PAG na sucessão aveia ou trigo/milho;

### 2.2 OBJETIVO GERAL

Avaliar como o modo de aplicação de DLS no solo (injeção subsuperficial x aplicação superficial) e o uso do inibidor de nitrificação (DCD) influenciam a variação dos estoques de carbono orgânico total (COT) e a mitigação do potencial de aquecimento global (PAG) decorrente do uso agrícola de DLS como fertilizante na sucessão aveia ou trigo/milho em semeadura direta.

### 2.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Avaliar como a injeção subsuperficial dos DLS no solo e o uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) influenciam na variação dos estoques de carbono orgânico total do solo na sucessão aveia ou trigo/milho;

b) Avaliar como o potencial de aquecimento global (PAG) é influenciado por aplicações sucessivas de DLS, associadas ou não ao inibidor de nitrificação DCD;

c) Comparar o acúmulo de carbono orgânico total no solo e o PAG entre a adubação mineral e orgânica, com DLS, na sucessão aveia ou trigo/milho.

### 3 ARTIGO I – ACÚMULO DE CARBONO EM ARGISSOLO EM FUNÇÃO DO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS E DA ADIÇÃO DE INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA SUCESSÃO DE GRAMÍNEAS<sup>1</sup>

#### 3.1 RESUMO

A aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos (DLS) em áreas manejadas sob semeadura direta (SD) é uma prática comum na região Sul do Brasil. Por gerar problemas relacionados à contaminação ambiental, novas estratégias, como a injeção subsuperficial de dejetos e adição aos DLS de inibidores de nitrificação (IN), estão sendo estudadas. Como os resultados sobre o efeito de sucessivas aplicações de DLS no solo sobre os estoques de carbono orgânico total (COT), em regiões subtropicais e em condição de semeadura direta ainda são escassos na literatura, o objetivo do presente trabalho foi comparar o efeito de dois modos de aplicação de DLS no solo (aplicação superficial vs injeção), associados ou não ao IN dicianodiamida (DCD), sobre o acúmulo de COT no solo. Para tal, dois estudos (local 1 e local 2) foram conduzidos a campo na Universidade Federal de Santa Maria, na sucessão aveia ou trigo/milho sob SD, por um período de 3 anos, em delineamento experimental de blocos ao acaso com quatro repetições dos seguintes tratamentos: DLS aplicados na superfície do solo (DLSs), DLSs + DCD, DLS injetados (DLSi), DLSi + DCD, testemunha e adubação mineral (NPK) em superfície. Amostras deformadas e indeformadas de solo foram coletadas em ambos os locais no ano de 2011 (condição inicial) e em 2014, nas camadas de 0 - 0,05; 0,05 - 0,10; 0,10 - 0,20 e 0,20 - 0,30 m, sendo que no local 2 a primeira camada foi estratificada em 0 - 0,025 e 0,025 - 0,05 m. Na sucessão de culturas estudadas, o milho foi a que mais contribuiu na adição de C ao solo. Os modos de aplicação de DLS e sua combinação com a DCD não diferiram entre si quanto ao acúmulo de COT no solo. A injeção de DLS associada à DCD aumentou a adição de C no solo via biomassa das culturas e o acúmulo de C no solo na camada 0,00 - 0,30 m, em comparação à ausência de adubação e à adubação com NPK. Independente do modo de aplicação e da combinação com DCD, a adubação orgânica com DLS aumenta o acúmulo de COT no solo quando comparada à adubação com NPK.

**Palavras-chave:** injeção de dejetos, dicianodiamida, plantio direto, adubação orgânica

---

<sup>1</sup> Artigo elaborado de acordo com as normas da Revista Brasileira de Ciência do Solo.

## **CHANGES IN ORGANIC CARBON IN AN ULTISOL FOLLOWING PIG SLURRY APPLICATION TECHNIQUES AND NITRIFICATION INHIBITOR USE IN THE GRASS SUCCESSION.**

### **3.1 ABSTRACT**

The application of pig slurry (PS) in managed areas under no-tillage (NT) is common in southern Brazil. To generate problems related to environmental contamination, new strategies, such as subsurface injection of slurry and addition of nitrification inhibitors (NI), are being studied. The effect of successive PS applications in the soil on the total organic carbon (TOC) stocks in the subtropics and no tillage condition are few inventoried in the literature. The objective of this study was to compare the effect of PS technique application in the soil (surface application vs subsurface injection), combined or not with dicyandiamide (DCD) on the COT accumulation in the soil. So, two studies (site 1 and site 2) were performed the field at the Federal University of Santa Maria, at oat or wheat/corn succession, under NT, during three years, under experimental design of randomized blocks with four replications the following treatments: PS applied on the soil surface (PSs), PSs + DCD, injected PS (PSi), PSi + DCD, mineral fertilizers (NPK) and control. Soil samples were collected at both sites in 2011 (initial condition) and in 2014, in the layers 0-0.05; 0.05-0.10; 0.10-0.20 and 0.20-0.30 m, and on site 2 the first layer was stratified into 0-0.025 and 0.025-0.05 m. At studied crops succession, corn was the most contributed to the addition of C to the soil. There was no difference between technique application and their associated with DCD about TOC accumulation in the soil. The PS injection associated with DCD increased the addition of C in the soil via crops biomass and increased soil C accumulation in 0.00 to 0.30 m layer, compared to the absence of fertilization and NPK fertilization. Regardless of the mode of application and combination with DCD, the organic fertilization with DLS increases TOC accumulation in the soil compared to fertilization with NPK.

**Key words:** slurry injection, dicyandiamide, no-tillage, organic fertilizer

### **3.2 INTRODUÇÃO**

O solo é um importante reservatório de carbono (C) e desempenha um papel central no ciclo global de C. Pequenas mudanças no estoque de carbono orgânico total (COT) do solo podem impactar significativamente a concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera (Stockmann et al.,

2013). Logo, ênfase tem sido dada à busca por práticas de manejo capazes de manter ou aumentar o estoque de C no solo (Diekow et al., 2005). Dentre estas, destacam-se práticas de manejo conservacionistas, a semeadura direta (SD) e a reciclagem do C e de nutrientes contidos em dejetos de animais, através da sua adição ao solo para a produção de grãos e forragem (Nayak et al., 2012, Maillard et al., 2015).

A agropecuária da região Sul do Brasil caracteriza-se pela predominância de propriedades rurais exploradas em SD e pela criação de animais em regime de confinamento total ou parcial, com destaque para a suinocultura, a bovinocultura de leite e a avicultura. Dentre as atividades pecuárias, a suinocultura merece destaque, pois o Brasil é o quarto maior produtor e exportador mundial de carne suína, com os estados da região Sul contribuindo com quase metade da produção nacional. Nesse contexto, ocorre a produção de grandes volumes de dejetos líquidos de suínos (DLS) (Pereira et al., 2008), os quais têm sido utilizados como fertilizante orgânico para os cultivos agrícolas, pois constituem importante fonte de C e de nutrientes como fósforo (P), potássio (K) e nitrogênio (N). Por serem ricos em N, os DLS são utilizados como fertilizante orgânico especialmente em espécies da família *Poaceae*, já que esse nutriente é demandado em grandes quantidades pelas mesmas.

A semeadura direta tem sido largamente adotada nas últimas décadas e caracteriza-se pelo não revolvimento do solo e pela permanência dos resíduos culturais em superfície. Além de ser uma prática efetiva de conservação do solo, vem proporcionando incrementos significativos de C no solo quando comparado ao sistema convencional de preparo do solo (Sisti et al., 2004; Pinheiro et al., 2015). Da mesma forma, a aplicação de DLS também favorece o incremento de C no solo (Purakayastha et al., 2008; Spargo et al., 2012; King et al., 2015).

No entanto, a aplicação dos DLS em SD também pode resultar em sérios riscos de contaminação ambiental. Isso porque a necessidade em manter os resíduos culturais na superfície do solo em SD obriga que os dejetos sejam aplicados sobre tais resíduos. Nessa condição, podem ocorrer perdas de C e nutrientes por escoamento (Ceretta et al., 2005; Ball Coelho et al., 2009; Allen e Mallarino, 2008), emissão de maus odores (Lovanh et al., 2010) e volatilização de N na forma de amônia ( $\text{NH}_3$ ) (Chantigny et al., 2004; Maguire et al., 2011a; Dell et al., 2012; Aita et al., 2014).

Para mitigar os problemas ambientais decorrentes da aplicação dos DLS na superfície do solo em SD, a sua injeção tem sido utilizada em outros países, principalmente em pastagens (Maguire et al., 2011a; Maguire et al., 2011b) e foi introduzida recentemente no

Brasil na cultura do milho (Aita et al., 2014; Gonzatto et al., 2016), com resultados positivos, sobretudo na redução da emissão de  $\text{NH}_3$  para a atmosfera e na recuperação de N amoniacal pela cultura.

A injeção dos dejetos no solo também contribui para reduzir a emissão de maus odores (Maguire et al., 2011a; Maguire et al., 2011b) e as perdas de nutrientes por escoamento superficial (Maguire et al., 2011a; Maguire et al., 2011b). No entanto, a concentração de água, C facilmente degradável e N mineral, proporcionado pela injeção dos DLS nos sulcos, cria um ambiente favorável à desnitrificação, resultando na produção e emissão de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), que é um potente gás de efeito estufa, cujo potencial de aquecimento global (PAG) é cerca de 300 vezes maior do que o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (Wulf et al., 2002; Velthof et al., 2003, Peralá et al., 2006; Thomsen et al., 2010; Velthof et al., 2011).

Uma alternativa ainda pouco estudada no Brasil para reduzir o impacto negativo da injeção dos DLS sobre o aumento da produção de  $\text{N}_2\text{O}$ , o que reduz o valor agronômico dos DLS e polui a atmosfera, consiste na adição de inibidores de nitrificação aos DLS, no momento da sua injeção ao solo, com destaque para a dicianodiamida (DCD). No trabalho realizado no sul do Brasil por Aita et al. (2014), envolvendo a adição de DCD aos DLS antes da injeção no solo em SD na cultura do milho, os autores constataram que o inibidor de nitrificação reduziu as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em 70%, em relação ao tratamento sem o inibidor. Além disso, neste mesmo trabalho, as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  com injeção dos DLS associada à DCD foram similares ao tratamento com aplicação de DLS na superfície do solo sem DCD, que é o modo atualmente empregado para aplicar os DLS nas lavouras em SD, nas regiões do sul do Brasil envolvidas com a suinocultura.

O fato dos DLS serem ricos em N orgânico após a excreção e de permanecerem estocados e submetidos à decomposição em condições anaeróbicas, até a sua aplicação no campo, resulta que os mesmos apresentam teores elevados de N disponível, na forma amoniacal ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) e, por isso, a maioria dos trabalhos é focada na dinâmica do N no sistema solo/planta e no potencial dos DLS em fornecer N às culturas. Ainda há escassez de informações de pesquisa sobre o efeito de sucessivas aplicações de DLS no solo sobre os estoques de COT (King et al., 2015), principalmente em regiões subtropicais e em condição de semeadura direta. Há estudos relacionados a esse tema na China (Lou et al., 2011), Índia (Srinivasarao et al., 2014) e Canadá (Angers et al., 2010; Maillard et al., 2015; King et al., 2015), porém, em solos manejados sob preparo convencional. Embora realizados no Brasil e em solos sob SD, os estudos de Arruda et al. (2010), Mafra et al. (2014) e Mafra et al. (2015)

avaliaram o efeito de doses de DLS sobre o acúmulo de COT, mas nada foi encontrado sobre como a injeção dos DLS no solo e o uso da DCD podem influenciar os estoques de COT no solo. De acordo com Maillard e Angers (2014) o efeito desses dois aspectos sobre o acúmulo de COT no solo é ainda pouco conhecido em nível mundial.

Baseado nesse contexto formulou-se a hipótese de que o uso continuado da injeção dos DLS associada ao uso do inibidor de nitrificação (DCD) favoreça a adição de biomassa aérea e radicular ao solo pelas referidas culturas e, com isso, aumente o acúmulo de COT no solo. Assim, o objetivo do presente trabalho é avaliar o modo de aplicação de DLS no solo (injeção x aplicação superficial), combinados ou não com o inibidor de nitrificação DCD, sobre o acúmulo de COT do solo na sucessão aveia ou trigo/milho em SD.

### **3.3 MATERIAL E MÉTODOS**

O estudo constou de dois experimentos, conduzidos em dois locais do campus da Universidade Federal de Santa Maria, Brasil [(local 1, 29° 43' 13" S, 53° 42'19" W, altitude, 88 m e local 2, 29° 43'37 " S, 53° 43'29 " W, altitude, 107 m)], no período de 08/2011 a 6/2014. As temperaturas máximas e mínimas médias de ambos os locais são de 30,4°C em janeiro e 9,3°C em junho, respectivamente, enquanto que a precipitação anual é de 1.700 m. Entre as principais características dos locais, cita-se que no local 1, nos 12 anos que antecederam o início do experimento, a área estava sendo mantida sob semeadura direta com sucessão de gramíneas (aveia/milho), e no local 2, nos 5 anos que antecederam o início do experimento, a área estava sendo mantida sob vegetação nativa. No local 1, o experimento teve início com a aplicação dos tratamentos na cultura da aveia, semeada em 11 de agosto de 2011. Os tratamentos foram reaplicados sempre nas mesmas parcelas, no milho (15 de novembro de 2011), na aveia (3 de julho de 2012), no milho (27 de outubro de 2012), na aveia (20 de junho de 2013) e no milho (23 de novembro de 2013), totalizando seis culturas. No local 2, o experimento iniciou com a aplicação dos tratamentos no milho, semeado em 01 de dezembro de 2011, seguido da reaplicação dos tratamentos na aveia (12 de junho de 2012), no milho (20 de novembro de 2012), no trigo (06 de junho de 2013) e no milho (12 de dezembro de 2013), totalizando cinco culturas. Nos dois locais, a semeadura das culturas foi realizada sempre no intervalo de 1 a 4 dias após a aplicação dos tratamentos.

Em ambos os locais o delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados, com quatro repetições dos seguintes tratamentos: (i) testemunha (Teste), (ii) aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos (Sup), (iii) Sup + DCD, (iv) injeção de

DLS (Inj), (v) Inj + DCD, e (vi) aplicação superficial de N, P e K (NPK). As dimensões das parcelas experimentais foram de  $3,0 \times 15,0$  m no local 1 e de  $5,25 \times 6,0$  m no local 2. No tratamento com aplicação de N, P e K, as fontes foram a ureia, o superfosfato triplo e o cloreto de potássio, respectivamente.

As doses aplicadas de DLS em cada cultura foram estabelecidas com base nos resultados da análise do solo, na concentração de nutrientes nos DLS e na recomendação de adubação das culturas pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo RS / SC (2004). Os DLS utilizados em 2011 e 2012 no local 1 foram coletados no setor de suinocultura da Universidade Federal de Santa Maria enquanto nos outros três anos os DLS foram obtidos em uma granja comercial de suínos, localizada no município de Nova Palma, RS. Em todos os anos, os DLS tiveram como origem animais em fase de terminação (30-100 kg) e foram armazenados em esterqueira anaeróbica antes da sua aplicação no campo. O teor de sólidos totais (matéria seca) dos DLS foi determinado gravimetricamente após secagem em estufa a  $70\text{ }^{\circ}\text{C}$  durante 48 h. Os teores de N total e de N amoniacal total ( $\text{NAT} = \text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ ) foram determinados nos DLS frescos, sem a secagem prévia, através da digestão úmida e destilação, respectivamente (Tedesco et al., 1995). O teor de C Total dos DLS foi determinado por combustão seca (FlashEA 1112, Thermo Finnigan, Milão, Itália) em material seco e moído e o pH foi medido diretamente em uma alíquota de DLS. As doses de DLS aplicadas em cada cultura e em cada local, bem como as principais características dos DLS são apresentadas no Quadro 1.

A injeção dos DLS foi feita em sulcos com 0,05 a 0,07 m de largura e 0,08 a 0,11 m de profundidade e espaçados de 0,35 m entre si. No local 1, os DLS foram injetados manualmente nos tratamentos Inj e Inj + DCD devido à instalação de lisímetros que impediam o uso de máquinas. Após a abertura manual dos sulcos com enxada e aplicação dos DLS, cada sulco foi coberto manualmente com o solo dos próprios sulcos, para simular a injeção. No local 2, a injeção foi realizada mecanicamente com um aplicador de DLS, já produzido em escala comercial pela empresa MEPEL MÁQUINAS E IMPLEMENTOS LTDA (Modelo DAOL-i 4000 Tandem, MEPEL, Estação, RS).

No Local 1, o produto Agrotain Plus<sup>®</sup>, contendo a mistura de DCD (81,0%), do inibidor de urease N-(n-butil) triamida tiosfórico (NBPT) (12,5%) e de inertes (6,5%), foi aplicado na dose de  $10\text{ kg ha}^{-1}$ , já que no momento da instalação do experimento, em 2011, a DCD pura não estava disponível no Brasil. Por isso, a quantidade de DCD aplicada aos DLS foi de  $8,1\text{ kg ha}^{-1}$ . No Local 2, a DCD pura, na dose de  $10\text{ kg ha}^{-1}$ , foi misturada aos DLS, no

momento de cada aplicação destes antecedendo a implantação das culturas. Os tratamentos com DCD foram preparados no local, misturando-se o inibidor aos DLS em uma caixa d'água com capacidade de 1000 L, no momento da aplicação ao solo.

A adição de C através dos resíduos culturais foi dada pela soma da adição de C via parte aérea e sistema radicular. A adição de C via parte aérea foi calculada a partir da biomassa vegetal produzida durante o inverno (aveia ou trigo) e o verão (milho). A avaliação da produção de matéria seca da parte aérea de aveia nos dois locais foi realizada no estágio de pleno florescimento da cultura, coletando-se duas subamostras de 0,36 m<sup>2</sup> em cada parcela, as quais foram misturadas, constituindo uma amostra única. A produção de matéria seca da parte aérea de trigo em 2013 no local 2 e de milho nos dois locais foi avaliada no estágio de maturação fisiológica das culturas, após a sua separação dos grãos. Após a determinação da biomassa seca da parte aérea das culturas, através da sua secagem em estufa a 65°C até massa constante, uma subamostra foi finamente moída para posterior determinação do teor de C total por combustão seca em um auto-analisador CHNS (modelo 1112 FlashEA, Thermo Finnigan, Milão, Itália). A contribuição do sistema radicular de cada cultura, quanto à adição de C ao solo, foi estimada a partir da produção da parte aérea e da relação entre a produção da parte aérea e de raízes. Para isso, foi considerada a relação raiz/parte aérea obtida por Redin (2014), de 0,21 para o milho (maturação), 0,23 para a aveia (floração) e 0,21 para o trigo (maturação). Também foi estimada a adição de C ao solo via rizodeposição, a qual foi considerada como sendo equivalente a 0,65 vezes a produção de biomassa radicular (Bolinder et al., 2007). A concentração de C para raízes e rizodeposição foi considerada como sendo a mesma encontrada na parte aérea de cada cultura. Em cada cultivo, as plantas daninhas foram sempre eliminadas na fase inicial de desenvolvimento, através do uso de herbicidas, não contribuindo, portanto, na adição de C ao solo. A quantidade de C adicionada ao solo pelos DLS foi calculada multiplicando-se a dose aplicada pela concentração de C presente no DLS (Quadro 1).

Em junho de 2014, após a colheita do milho, foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo nos dois locais e em todos os seis tratamentos avaliados. Em cada parcela foram abertas duas trincheiras para coleta de solo nas camadas de 0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m, sendo que no local 2 a primeira camada foi estratificada em 0-0,025 e 0,025-0,05 m. Antes da instalação dos experimentos, em 2011, amostras de solo deformadas e indeformadas foram coletadas nas mesmas camadas e consideradas como representativas da condição inicial do solo.

As amostras deformadas foram coletadas em uma seção do solo, com dimensões de 30 cm de largura e 10 cm de comprimento, aberta transversalmente às linhas de cultivo, nas camadas de solo anteriormente referenciadas. O solo de cada camada foi manualmente homogeneizado, subamostrado, submetido à secagem ao ar, peneirado (2 mm) e finamente moído em moinho mecânico para posterior análise do conteúdo de C total por combustão seca em auto-analisador CHNS (1112 modelo FlashEA, Thermo Finnigan, Milão, Itália).

As amostras indeformadas foram coletadas com anéis volumétricos e serviram à determinação da densidade do solo de cada camada. Nos dois tratamentos com injeção dos DLS (Inj e Inj + DCD) e em ambos os locais, a amostragem de todas as camadas de solo foi feita no sulco de injeção e, nas camadas até os primeiros 0,10 m de profundidade, também na área entre os sulcos. Assim, para as camadas até os primeiros 0,10 m de profundidade realizou-se o cálculo de densidade média ponderada, sendo que a densidade nos sulcos e entre os sulcos representa 33,33% e 66,66 % da área total, respectivamente. Nas demais camadas amostradas (0,10 - 0,20 e 0,20 - 0,30 m) o anel volumétrico foi posicionado no meio da camada.

O acúmulo de COT no solo ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) na camada de 0,00 - 0,30 m foi calculado usando a abordagem de massa de solo equivalente (Ellert e Bettany, 1995). A massa de solo em cada tratamento foi ajustada para a massa de solo inicial (2011) visando corrigir os eventuais adensamentos ocorridos no solo dos tratamentos. O cálculo para a variação no acúmulo de C ( $\Delta C$ ) na camada 0,00-0,30 m de cada tratamento foi feito pela diferença entre o estoque de C em 2014 e o estoque inicial de C em 2011. Para determinação da taxa real de acúmulo de carbono (TRAC), utilizou-se a variação do estoque de C em cada tratamento, a partir do início do experimento, por meio da equação usada por Mafra et al. (2014):  $\text{TRAC} = (C_f - C_i)/\Delta t$ ; em que,  $C_f$  e  $C_i$  representam os estoques de C dos tratamentos no ano final (2014) e inicial (2011), respectivamente, e  $\Delta t$  é o tempo de duração do experimento, sendo de 2,65 anos para o local 1 e de 2,37 anos para o local 2 (período entre a data da primeira aplicação dos tratamentos em 2011 e a data de coleta do solo em 2014). A equação:  $\text{TAAC} = (C_{tr} - C_{te})/\Delta t$  foi utilizada para determinação da taxa aparente de acúmulo de carbono (TAAC), dada pela diferença entre os acúmulos de C obtidos nos cinco tratamentos em relação ao tratamento testemunha, sendo que,  $C_{tr}$  são os estoques de C dos tratamentos Sup, Sup + DCD, Inj, Inj + DCD e ureia;  $C_{te}$  é o estoque de C no tratamento testemunha e  $\Delta t$  é o tempo de duração dos referidos experimentos em cada local.

Em cada local, os efeitos de tratamento para todas as variáveis foram analisados por meio de análise de variância usando o software Sisvar (versão 5.3, Build 75). Quando a análise de variância foi significativa, as médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Fisher LSD ao nível de significância de 5%.

### 3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### Adição anual de C ao solo via resíduos culturais e dejetos

A adição anual de C ao solo através dos resíduos culturais diferiu entre os tratamentos, variando de 6,1 a 10,8 Mg ha<sup>-1</sup> no local 1 e de 7,1 a 10,8 Mg ha<sup>-1</sup> no local 2 (Figura 1). Além de serem próximas entre os dois locais, estas adições de C também foram próximas àquelas encontradas por Mafra et al. (2014), de 8,0 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, na sucessão milho/aveia, em SPD e fertilizada com DLS. Em ambos os locais, o tratamento testemunha foi aquele que apresentou a menor adição anual de C, sendo 58,6% e 69,1% inferior à média dos demais tratamentos nos locais 1 e 2, respectivamente. Esse resultado é atribuído à ausência de adubação e a consequente redução da fertilidade do solo, uma vez que houve exportação de nutrientes na colheita de grãos de milho e de trigo. Em experimento de 18 anos de duração, envolvendo a comparação entre preparo convencional e semeadura direta, Zanatta et al. (2007) observaram que, em média, a sucessão aveia/milho sem adubação, considerada como tratamento testemunha, apresentou uma adição média anual de C de 4,05 Mg ha<sup>-1</sup>, o que é 66,9% e 57,28% inferior aos locais 1 e 2 do presente estudo.

Comparando os quatro tratamentos com uso de DLS ao tratamento com adubação mineral (NPK), observa-se que houve diferenças na adição de C ao solo através dos resíduos culturais entre as duas fontes de nutrientes. No local 1, os dois tratamentos com aplicação superficial dos DLS, com (Sup + DCD) e sem DCD (Sup) e o tratamento com injeção dos DLS, que recebeu DCD (Inj + DCD), adicionaram ao solo quantidades de C significativamente superiores ao tratamento com NPK, embora a diferença, na média dos três tratamentos com DLS, foi de apenas 8%. Já no local 2, apenas o tratamento Inj + DCD adicionou mais C (12,7%) do que o tratamento NPK. A menor adição de C ao solo no tratamento com adubação mineral, embora tanto esta quanto a dose de dejetos seguiram a recomendação das culturas, pode ser atribuída à dose de DLS que foi estabelecida com base no teor de N total dos mesmos, assim, é provável que as quantidades adicionadas ao solo de P e K tenham diferido entre as duas fontes (Simon e Czakó, 2014). Além de adicionar N, P e K, os DLS também constituem importante fonte de outros macros e micronutrientes (Edmeades,

2003; Huang et al., 2010; Sá et al., 2014), o que pode favorecer a produtividade das culturas e, por consequência, a adição de C ao solo através dos resíduos culturais (parte aérea e raízes).

Outra causa provável pode estar relacionada à diferença no modo de aplicação dos DLS e da adubação mineral, o que pode ter afetado a localização/distribuição dos nutrientes no solo. A ureia, o superfosfato triplo e o cloreto de potássio do tratamento NPK foram aplicados na superfície do solo, enquanto nos tratamentos com injeção dos DLS os nutrientes contidos nos mesmos foram aplicados nos sulcos de injeção, ficando distribuídos em profundidade, na camada aproximada de 0 a 0,11 m. Mesmo nos tratamentos com aplicação superficial dos dejetos, os nutrientes contidos na fração líquida dos mesmos podem ter infiltrado no solo. É provável que, se essa diferença entre NPK e DLS existir, ela seja mais crítica para o P, cuja mobilidade no solo é baixa (Scherer et al., 2010).

Outro aspecto importante refere-se à comparação do efeito da injeção dos DLS (Inj) e da sua aplicação superficial (Sup) sobre a adição de C ao solo através dos resíduos culturais. Observa-se na Figura 1 que, nos dois locais, a adição de C nestes dois tratamentos não diferiu, contrariando a hipótese inicial de que a injeção promoveria maior produção de fitomassa e adição de C ao solo do que a aplicação superficial. Isso porque diversos estudos mostram perdas gasosas significativas de N por volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ) quando os DLS não são incorporados ao solo (Chantigny et al., 2004; Maguire et al., 2011a). Por outro lado, a injeção dos DLS pode aumentar as perdas gasosas de N por desnitrificação ( $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{N}_2$ ) em relação à aplicação superficial (Maguire et al., 2011a, Aita et al., 2014). Portanto, esses efeitos compensatórios podem ter contribuído para a ausência de diferença entre os dois modos de aplicação dos DLS quanto à adição de C ao solo. Outra provável razão pode estar ligada ao fato de que, mesmo após as perdas gasosas de N, a quantidade de N remanescente no solo tenha sido suficiente para atingir o potencial de produção das culturas para as condições experimentais, e tenha eliminado possíveis diferenças entre a injeção e a aplicação superficial dos DLS no solo (Cookson e Cornforth, 2002).

A adição da dicianodiamida (DCD) aos DLS como estratégia para reduzir as perdas de N durante a nitrificação e, principalmente, durante a desnitrificação, preservando o N dos DLS no solo e buscando aumentar a eficiência de uso deste nutriente pelas culturas não se mostrou eficiente. Observa-se na figura 1 que, nos dois locais, a DCD não afetou a adição de C ao solo, através dos resíduos culturais, já que não houve diferença entre os tratamentos Sup e Sup + DCD e nem entre os tratamentos Inj e Inj + DCD. Novamente, o N remanescente no

solo, após as eventuais perdas de N na nitrificação/desnitrificação, pode ter atendido à demanda de N das culturas, explicando a ausência de efeito da DCD.

O milho foi a cultura que mais contribuiu com a adição de C ao solo através dos resíduos culturais da parte aérea, perfazendo 67 e 70% da adição total de C via resíduos culturais no local 1 e 2, respectivamente. No trabalho de longa duração, realizado por Zanatta et al. (2007) em Argissolo, o milho, cultivado em sucessão à aveia preta e com a aplicação de 180 kg N ha<sup>-1</sup> na forma de ureia, contribuiu com 73% da adição total de C, evidenciando a importância da inclusão desta gramínea em sucessão/rotação de culturas, visando aumentar no aporte de C ao solo.

Quanto à adição anual de C ao solo pelos DLS, observa-se na figura 1 valores de 0,66 e 0,86 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no locais 1 e 2, respectivamente, o que corresponde, na média dos dois locais, a apenas 6,5% da quantidade total de C adicionado. O elevado grau de diluição dos DLS, constituídos pela mistura de fezes, urina, sobras de alimentação e de água dos bebedouros e de eventuais entradas externas de água nos locais de armazenamento dos dejetos, explica a baixa contribuição deste resíduo orgânico quanto à adição de C ao solo. Além da pequena adição de C, Maillard et al. (2015) ressaltam que o efeito dos DLS sobre o C no solo é muitas vezes contrastante, uma vez os DLS podem apresentar proporções elevadas de C lábil, além de N e P disponíveis, o que pode acelerar a mineralização do C presente no solo (efeito "priming"). Os ácidos graxos voláteis podem ser responsáveis por até um terço do total de carbono presente nos DLS (Angers et al., 2010), o que implica que a contribuição dos DLS sobre o aumento nos teores de C do solo ocorrem, principalmente, de forma indireta, através do incremento na produção de biomassa dos cultivos (King et al., 2015).

### **Efeito dos tratamentos sobre os teores de COT do solo**

As concentrações iniciais de carbono orgânico total (COT) do solo, antes da instalação dos experimentos, diferiram entre os dois locais, variando de 8,13 (0,00 - 0,05 m) a 5,87 g kg<sup>-1</sup> solo (0,20 - 0,30 m) no local 1 e de 20,79 (0,00 - 0,025 m) a 12,57 g kg<sup>-1</sup> solo (0,20 - 0,30 m) no local 2 (Figura 2). Considerando o teor médio inicial de COT para a camada 0,00 - 0,30 m dos dois locais, ela foi 2,5 vezes maior na área do local 2. Embora em ambos os locais o solo seja Argissolo, a diferença no histórico de uso de cada área pode explicar essa diferença. A área do local 2, além de ter sido cultivada por menor período de tempo do que aquela do local 1, ela permaneceu sob pousio durante cinco anos antes de iniciar o presente

trabalho, com predominância da gramínea capim anone (*Eragrostis plana* Nees), a qual adicionou ao solo, anualmente, C da parte aérea e do sistema radicular. Nos dois locais, o conteúdo de COT no solo decresceu em função do aumento da profundidade (Figura 2), o que está de acordo com outros resultados de pesquisa como, por exemplo, aqueles de Conceição et al. (2013).

A comparação entre os tratamentos, quanto aos teores de COT no solo, indica que, no local 1, a diferença ocorreu apenas na camada mais superficial (0,00 - 0,05 m), com a aplicação superficial dos DLS sem DCD (Sup) e os tratamentos com injeção dos DLS (Inj e Inj + DCD) superando os tratamentos testemunha e NPK, os quais não diferiram entre si (Figura 2 a). Na média, o teor de COT da camada 0,00 - 0,05 m nos tratamentos com injeção dos DLS superou aquele do tratamento testemunha em aproximadamente 30%.

No local 2, os tratamentos com aplicação de N não diferiram entre si quanto ao teor de COT na camada mais superficial (0,00 - 0,025 m), no entanto, superaram a testemunha em 11%. Já na camada 0,025 - 0,05 m o tratamento com NPK não diferiu da testemunha e, dos quatro tratamentos com aplicação de DLS, apenas os dois envolvendo a injeção dos DLS no solo superaram a testemunha. Comportamento semelhante foi observado na camada 0,05-0,10 m, com ausência de diferenças abaixo de 0,10 m.

Apesar das diferenças nos teores originais de COT no solo dos dois locais, os resultados obtidos (Figura 2 a, b) indicam tendências similares, sem efeito significativo do tratamento com fertilização mineral (NPK) sobre o COT em relação à testemunha, e com a aplicação dos DLS, sobretudo quando injetados no solo, apresentando os maiores incrementos de COT do solo. O incremento de COT se restringiu às camadas mais superficiais do solo, o que está de acordo com os resultados encontrados por Mafra et al. (2014) em Latossolo, em que o aumento do COT após 11 adições anuais de DLS ocorreu apenas nas camadas 0,00 - 0,025, 0,025 - 0,05 e 0,05 - 0,10 m. No trabalho de Ceretta et al. (2003) as doses de 20 e 40  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  de DLS foram aplicadas em pastagem natural durante quatro anos e o incremento de COT no solo também ocorreu apenas na camada mais superficial (0,00 - 0,025 m). Já Angers et al. (2010), ao estudarem o efeito de doses crescentes de DLS até a profundidade de 0,70 m, observaram uma tendência de incremento linear no conteúdo de COT da camada 0,00 - 0,15 m em função do aumento nas doses de DLS.

### **Efeito dos tratamentos sobre os estoques de COT do solo**

O cálculo dos estoques de COT, realizados a partir da multiplicação dos teores de COT (Figura 2) pela densidade aparente de cada camada, indicou efeito positivo da injeção dos DLS no solo, principalmente na presença da DCD, sobre essa variável (Figura 3). Isso pode ser explicado, em parte, pela tendência desse tratamento em adicionar maior quantidade de C no solo, principalmente no local 2 (Figura 1b), embora possíveis problemas na amostragem, envolvendo a proporção real entre o solo coletado no interior dos sulcos de injeção, onde forma aplicados os DLS, e o solo da área entre sulcos possam ter ocorrido.

O efeito do modo de aplicação dos DLS no solo sobre o COT é um aspecto ainda relativamente pouco estudado. Em um experimento com seis anos de duração, Ahmed et al. (2013) não observaram diferenças significativas na porcentagem de matéria orgânica entre os tratamentos que envolviam a injeção e a aplicação de DLS em superfície, em diferentes doses e épocas do ano. A ausência de incremento de COT em função da dose de DLS aplicada ao solo também foi observada por Balota et al. (2014), em experimento de longa duração (15 anos) e por Kheyrodin e Antoun (2009), que ao aplicarem 3 doses de DLS (0, 50 e 100 t ha<sup>-1</sup>) em semeadura direta e sistema convencional, por 15 anos, não observaram efeito na concentração de COT nas duas camadas estudadas (0 a 0,15 m e 0,15 a 0,30 m). Ao compararem solo de mata nativa com solo de áreas em que culturas anuais foram adubadas com fertilizante mineral ou com DLS durante 20 anos em três solos distintos (Latossolo, Cambissolo e Neossolo), Scherer et al. (2010) também não encontraram efeito significativo dos DLS sobre o aumento da matéria orgânica do solo (MOS) pelas sucessivas aplicações de DLS, em comparação com o solo de mata. Estes autores atribuíram tal resultado, principalmente, ao baixo teor de matéria seca e carbono orgânico que os dejetos líquidos de suínos apresentavam. De acordo com Maillard et al. (2015), o efeito dos dejetos sólidos de animais sobre o incremento de C no solo é claro, enquanto que o efeito dos dejetos líquidos é mais complexo. Isso porque a fração da matéria orgânica nos dejetos líquidos é composta por grande quantidade de C facilmente decomponível, a qual é rapidamente convertida em CO<sub>2</sub>.

Em algumas situações como, por exemplo, no trabalho de King et al. (2015), o uso de DLS aumentou o COT do solo. Ao determinarem o efeito de sucessivas aplicações de DLS na dose de 37 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> anualmente e de 74 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> a cada dois anos, ambos comparados com uréia e testemunha, por quatro e cinco anos, em dois locais distintos quanto ao tipo de solo e zona climática, os autores concluíram que, apesar dos incrementos significativos proporcionados pelos DLS em comparação à testemunha, mudanças mensuráveis no COT do solo necessitam da adição de DLS em longo prazo (por décadas), em função do estímulo ao crescimento

vegetal e, conseqüentemente, à adição de C via biomassa tanto aérea quanto radicular. Assim, os autores destacam o tempo de duração do experimento como um importante fator, pois a adição de C pode levar décadas para que seja incorporada e contabilizada como MOS. Após dezessete anos de aplicação de DLS em clima temperado, Maillard et al. (2015) observaram incremento no conteúdo de COT até a profundidade de 0,20 m. Os autores atribuem tal resultado à provável limitação de transferência do C em profundidade ou à baixa entrada de C, que foi insuficiente para compensar um possível efeito dos DLS no favorecimento da mineralização do C do solo (efeito “priming”).

A dose anual de DLS aplicada nas culturas dos dois locais foi de aproximadamente 90 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Quadro 1), totalizando 1,7 Mg C ha<sup>-1</sup> nas seis aplicações realizadas no local 1 e 2,0 Mg C ha<sup>-1</sup> nas cinco aplicações no local 2 (Figura 1). Os resultados relativos ao estoque inicial de COT na camada 0,00 - 0,30 m, aos estoques finais em cada tratamento, após 2,65 anos no local 1 e 2,37 anos no local 2, além das variações ( $\Delta$  COT) e das taxas de acúmulo de COT em ambos os locais são apresentados no Quadro 2. Os tratamentos diferiram entre si quanto ao efeito no acúmulo de COT e na variação do acúmulo ( $\Delta$  COT) na camada 0,00 - 0,30 m do solo. Em relação ao estoque inicial, o COT acumulado no local 1 variou ( $\Delta$  COT) de -2,89 Mg ha<sup>-1</sup> no tratamento testemunha a 1,16 Mg ha<sup>-1</sup> no tratamento em que a injeção dos DLS foi associada ao inibidor de nitrificação. No local 2, o  $\Delta$  COT variou de -7,13 a 1,56 Mg ha<sup>-1</sup> nestes mesmos tratamentos.

Na média dos tratamentos com aplicação de DLS, após seis aplicações no local 1 e cinco no local 2, o conteúdo de COT na camada 0,00 - 0,30 m aumentou em 9,3% e 9,9% em relação à testemunha, respectivamente. Esse incremento no estoque de COT promovido pelos DLS no solo é inferior ao encontrado por Peu et al. (2007), os quais verificaram que, após seis aplicações anuais de DLS, o conteúdo de C no perfil do solo (0,00 - 0,60 m) aumentou cerca de 50%, em relação à testemunha sem DLS. Todavia, é importante salientar que os autores aplicaram doses de DLS próximas de 1000 m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>, o que é cerca de doze vezes maior do que a dose anual utilizada no presente estudo, além de ser inviável do ponto de vista agrônomo/ambiental. Ao adicionarem ao solo, durante 22 anos, composto obtido a partir de DLS (135 kg N ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), Lou et al. (2011) observaram que o referido material orgânico aumentou a produtividade das culturas, além de favorecer o acúmulo de C no solo da camada 0,00 - 0,20 m (10,6 Mg C ha<sup>-1</sup>), em relação ao demais tratamentos estudados pelos autores. Tais resultados, aliados aos do presente trabalho, evidenciam que para aumentar de modo

significativo os estoques de COT no solo via DLS são necessárias doses elevadas, aliadas a períodos longos de adição.

O solo do local 1 apresenta menor estoque inicial de C na camada 0,00 - 0,30 m, em relação à mesma condição de solo no local 2. Esse fato pode ser atribuído ao histórico de manejo das áreas (Aita et al., 2014) e ao maior teor de argila no solo do local 2 ( $192 \text{ g kg}^{-1}$ ) do que no local 1 ( $103 \text{ g kg}^{-1}$ ). Em solos com elevados teores de argila, esta fração pode proteger física e quimicamente os materiais orgânicos ao ataque microbiano, reduzindo a sua taxa de decomposição e, com isso, aumentando a sua capacidade de armazenamento de COT, quando comparada a solos arenosos (King et al., 2015).

Há uma quantidade limite de COT que pode ser acumulada em qualquer solo, de forma que ao longo do tempo, o solo atinja um novo valor de equilíbrio em função do manejo que é adotado (Powlson et al., 2008). Logo, esse acúmulo de COT pode ser reversível à medida que o manejo é alterado. Enquanto no local 1, nos 12 anos que antecederam o início do experimento, a área estava sendo mantida com sucessão de gramíneas (aveia/milho) manejada com semeadura direta, no local 2, nos 5 anos que antecederam o início do experimento, a área estava sendo mantida sob vegetação nativa. Assim, ao iniciar a implantação dos experimentos, houve alteração no manejo do solo, com maior impacto no local 2, o que favoreceu a transferência de C do solo para a atmosfera na forma gasosa de  $\text{CO}_2$ , através da respiração dos organismos do solo. Em ambos os locais, os tratamentos testemunha e adubação mineral foram os que apresentaram os maiores decréscimos nos estoques de COT ( $\Delta \text{COT}$ ), em relação ao estoque inicial (Quadro 2), o que pode ser explicado pela menor contribuição destes tratamentos no aporte de C ao solo (Figura 1).

No local 1, os tratamentos envolvendo o uso de DLS, independente da forma de aplicação e do uso do inibidor, não diferiram entre si e apresentaram  $\Delta \text{COT}$  positivo. Já no local 2, apesar dos tratamentos com DLS também não diferirem entre si, apenas os tratamentos com injeção dos DLS no solo (Inj e Inj + DCD) apresentaram  $\Delta \text{COT}$  positivo, contribuindo ao aumento dos estoques de COT no solo. Esse resultado repercute na taxa real de acúmulo de COT, a qual seguiu a mesma tendência. No local 1, a injeção dos DLS e a injeção associada à DCD apresentaram as maiores taxas quando comparadas à testemunha e à adubação mineral, com valores de  $0,37$  e  $0,43 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente. No local 2, as taxas reais de acúmulo de COT positivas, observadas nos tratamentos Inj e Inj + DCD, corresponderam a  $0,44$  e  $0,65 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente.

Ao comparar os locais 1 e 2, observa-se a mesma tendência de resposta entre os tratamentos, porém, com maiores valores na taxa real de acúmulo de COT no local 2 (Quadro 2). Solos com maior conteúdo de COT geralmente sustentam maior biomassa microbiana e atividade biológica, o que leva à metabolização de maior quantidade de C e, conseqüentemente, maior estabilização de C, a curto prazo, em comparação com solos pobres em COT (Poirier et al., 2013), como é o caso do solo do local 1 no presente trabalho. Ainda, o tempo de condução de experimento do local 2 é menor em relação ao tempo de condução de experimento do local 1, o que faz com que a taxa se eleve. De acordo com Powlson et al. (2008), a taxa anual de acumulação de C é elevada nos primeiros anos após a adoção de práticas de manejo do solo que aumentem a adição de C. Com o passar do tempo, há uma diminuição exponencial nessa taxa de acúmulo, tendendo a um novo equilíbrio ou estado estacionário. As taxas reais de acúmulo de COT, nos dois locais, para os tratamentos com injeção e injeção associada à DCD, assemelham-se à taxa relatada por Bayer et al. (2006), de  $0,48 \text{ Mg ha}^{-1}$  para solos sob SD em regiões subtropicais do Brasil. Tais autores justificam taxas de acúmulo de C mais elevadas nas regiões subtropicais brasileiras, em relação a outras condições climáticas, devido a duas principais razões: i) menores taxas de decomposição da matéria orgânica, provocadas pelas temperaturas mais baixas e ii) elevadas entradas de C devido ao fato de que é possível realizar dois cultivos durante o ano, sendo um no inverno e outro no verão.

Apesar do tratamento com adubação mineral ter adicionado ao solo quantidade equivalente de N, em relação aos DLS, ela não contribuiu com o acúmulo de COT no solo em ambos os locais estudados (Quadro 2). Considerando que o tratamento com adubação mineral adicionou ao solo maior quantidade de C do que o tratamento testemunha (Figura 1) era esperado que a adubação mineral repercutisse no aumento do estoque de COT no solo, o que não ocorreu, em acordo com outros estudos (Liu et al., 2013; Kätterer et al., 2014). Ao revisarem a literatura internacional sobre os efeitos da adição de fertilizantes nitrogenados na concentração de C do solo Paustian et al. (1997) observaram uma tendência de incremento de C do solo com a adição de N, explicada pelos seguintes mecanismos: i) a fertilização nitrogenada incrementa a produção vegetal, que por sua vez, irá incrementar o aporte de resíduos (incluindo raízes) que retornarão ao solo; ii) com o incremento na produção vegetal, as plantas retiram mais água do solo, aumentando a transpiração e reduzindo a umidade disponível aos microorganismos para a decomposição da MOS; iii) a acidificação do solo,

causada pela fertilização nitrogenada, reduz a decomposição da MOS, aumentando a taxa de adição de MOS.

Ao comparar a adubação orgânica e inorgânica, Edmeades (2003), Lou et al. (2011) e Simon e Czakó (2014), em estudos de longa duração (20 a 120 anos), observaram que o COT do solo aumentou significativamente em solos tratados com fertilizantes orgânicos em relação aos solos tratados com fertilizantes inorgânicos, embora ambas as fontes tenham apresentado respostas semelhantes quanto à produção de cultivos. Isso porque a adubação orgânica promove o aumento da atividade biológica, levando ao aumento da biomassa microbiana e mais rápida incorporação do C na matéria orgânica do solo, além do aumento no crescimento vegetal e, portanto, maior liberação de compostos orgânicos na rizosfera (Mando et al., 2005). Em estudo envolvendo SD em região de clima subtropical, Steiner et al. (2012) avaliaram diferentes sistemas de rotação de culturas fertilizadas com fonte mineral e orgânica por dois anos, sendo que em um ano foi aplicado DLS. Os autores concluíram que a adubação orgânica com esterco animal proporcionou um aumento no acúmulo de COT, com aporte anual de C, na camada 0,00 - 0,20 m, de 1,15 Mg ha<sup>-1</sup> ano. No presente estudo em cerca de 3 anos com adubação orgânica com DLS observou-se, na camada 0,00 - 0,30 m, taxa aparente de acúmulo de COT média de 1,39 e 3,05 Mg ha<sup>-1</sup> ano para os locais 1 e 2, respectivamente (Quadro 2).

A taxa aparente de acúmulo de COT, obtida pela diferença entre o acúmulo de COT dos tratamentos com o uso de fertilizantes e o acúmulo de COT da testemunha em função do tempo de condução do experimento, tem aqui o objetivo de minimizar o efeito do histórico das áreas e ressaltar as diferenças entre os tratamentos testados. Dessa forma, percebeu-se que a adubação orgânica foi superior à adubação mineral no local 1, sendo que não houve diferença estatística entre os modos de aplicação de DLS e a combinação com DCD. No local 2, devido à alta variabilidade entre as repetições, não se observou diferença significativa entre as formas de adubação.

A expectativa de que a injeção dos DLS associada ao uso do inibidor de nitrificação (DCD) fosse capaz de favorecer a adição de biomassa aérea e radicular ao solo pelas culturas, aumentando o acúmulo de COT no solo não foi confirmada devido à ausência de diferença significativa. De maneira geral, percebeu-se, entre os tratamentos, uma tendência de aumento na taxa aparente de acúmulo de COT no tratamento envolvendo a injeção dos DLS no solo, associada ao inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD).

### 3.5 CONCLUSÕES

O modo de aplicação dos DLS e o uso da DCD não influenciam o acúmulo de COT no solo.

Comparada à adubação mineral e à testemunha, a injeção dos DLS no solo, associada ao uso da DCD, proporciona maior adição de C via biomassa das culturas e maior acúmulo de COT, na sucessão aveia-trigo/milho em Argissolo, em condição de semeadura direta e clima subtropical.

Independente do modo de aplicação dos DLS e da combinação ou não com DCD, a adubação orgânica da sucessão aveia-trigo/milho aumenta o acúmulo de COT no solo, quando comparada à adubação com NPK.

### 3.6 REFERÊNCIAS

- Ahmed SI, Mickelson SK, Pederson CH, Baker JL, Kanwar RS, Lorimor JC, Webber D. Swinw manure rate, timing and application method effects on post-harvest soil nutrients, crop yield, and potential water quality implications in a corn soybean rotation. *ASABE*. 2013; 56: 395-408.
- Aita C, Gonzatto R, Miola ECC, Santos DB, Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, Pujol SB, Giacomini DA, Giacomini SJ. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in southern Brazil. *J Environ Qual*. 2014; 43: 789-800. doi:10.2134/jeq2013.07.0301
- Allen BL, Mallarino AR. Effect of liquid swine manure rate, incorporation, and timing of rainfall on phosphorus loss with surface runoff. *J Environ Qual*. 2008; 37: 125–37. doi: 10.2134/jeq2007.0125
- Angers DA, Chantigny MH, MacDonald JD, Rochette P, Côté D. Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. *Nutr Cycl Agroecosyst*. 2010; 86: 225-9. doi: 10.1007/s10705-009-9286-3.
- Arruda CAO, Alves MV, M ÁL, Cassol PC, AJA, Santos, JCP. Aplicação de dejetos suínos e estrutura de um Latossolo Vermelho sob semeadura direta. *Ciência e Agrotecnologia*. 2010; 34: 804-9. doi.org/10.1590/S1413-70542010000400002.
- Ball Coelho BR, Roy RC, Bruin AJ, More A, White P. Zonejection: Conservation Tillage Manure Nutrient Delivery System *Agron J*. 2009; 101: 215-25. doi:10.2134/agronj2008.0001x.
- Balota EL, Machineski O, Hamid KIA, Yada IFU, Barbosa GMC, Nakatani AS, Coyne MS. Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. *Sci Total Environ*. 2014; 490: 397–404. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.019.

- Bayer C, Martin-Neto L, Mielniczuk J, Pavinato A, Dieckow J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil Till Res.* 2006; 86: 237-45. doi:10.1016/j.still.2005.02.023
- Bolinder MA, Janzen HH, Gregorich EG, Angers DA, Van D B AJ. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agric Ecosyst Environ.* 2007; 118: 29-42. doi:10.1016/j.agee.2006.05.013
- Ceretta CA, Basso CJ, Pavinato PS, Trentin EE, Girotto EE. Produção de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Cienc Rural.* 2005; 35: 1287-95. doi:10.1590/S0103-84782005000600010
- Ceretta CA, Durigon P, Basso CJ, Barcellos LAR, Vieira FCB. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. *Pesq Agropec Bras.* 2003; 38: 729-35. doi: 10.1590/S0100-204X2003000600009
- Chantigny MH, Rochette P, Angers DA, Massé D, Côté D. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. *Soil Sci Soc Am J.* 2004; 68: 306-12. doi:10.2136/sssaj2004.3060
- Comissão de Química e Fertilidade do Solo - CQFSRS/SC. Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10a ed. Porto Alegre, SBCS/Núcleo Regional Sul; 2004.
- Conceição PC, Dieckow J, Bayer C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. *Soil Till Res.* 2013; 129: 40-7. doi:10.1016/j.still.2013.01.006
- Cookson WR, Cornforth IS. Dicyandiamide slows nitrification in dairy cattle urine patches: effects on soil solution composition, soil pH and pasture yield. *Soil Biol Biochem.* 2002; 34:1461-5. doi:10.1016/S0038-0717(02)00090-1
- Dell CJ, Kleinman PJA, Schmidt JP, Beegle DB. Low-Disturbance Manure Incorporation Effects on Ammonia and Nitrate Loss. *J Environ Qual.* 2012; 41: 928-37. doi:10.2134/jeq2011.0327.
- Dieckow J, Mielniczuk J, Knicker H, Bayer C, Dick DP, Kogel-Knabner I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil Till Res.* 2005; 81: 87-95. doi:10.1016/j.still.2004.05.003
- Edmeades DC. The long-term effects of manures and fertilizers on soil productivity and quality: a review. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 2003; 66: 165-80. doi: 10.1023/A:1023999816690
- Ellert BH, Bettany JR. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can J Soil Sci.* 1995; 75: 529-38. doi: 10.4141/cjss95-075
- Gonzatto R, Chantigny MH, Aita C, Giacomini SJ, Rochette P, Angers DA, Pujol SB, Zirbes E, Bastiani GG, Ludtke R. Injection and nitrification inhibitor improve the recovery of pig slurry ammonium nitrogen in grain crops in Brazil. *Agron J.* 2016; 108:1-11. doi: 10.2134/agronj2015.0462

- Huang S, Zhanga W, Yuc X, Huang K. Effects of long-term fertilization on corn productivity and its sustainability in an Ultisol of southern China. *Agric Ecosyst Environ.* 2010; 138: 44–50. doi:10.1016/j.agee.2010.03.015.
- Kätterer T, Börjesson G, Kirchmann H. Changes in organic carbon in topsoil and subsoil and microbial community composition caused by repeated additions of organic amendments and N fertilisation in a long-term field experiment in Sweden. *Agric Ecosyst Environ.* 2014; 189: 110-8. doi:10.1016/j.agee.2014.03.025
- Kheyrodin H, Antoun H. Tillage and manure effect on soil physical and chemical properties and on carbon and nitrogen mineralization potentials. *Afr J Biotechnol.* 2011; 10: 9824-30.
- King T, Schoenau JJ, Malhi SS. Effect of Application of Liquid Swine Manure on Soil Organic Carbon and Enzyme Activities in Two Contrasting Saskatchewan Soils. *Sustain Agron or Agric Res.* 2015; 4: ISSN 1927-050X E-ISSN 1927-0518.
- Liu E, Yan C, Mei X, Zhang Y, Fan T. Long-Term Effect of Manure and Fertilizer on Soil Organic Carbon Pools in Dryland Farming in Northwest China. *PLoS ONE.* 2013; 8: 1-9. doi:10.1371/journal.pone.0056536.
- Lou Y, Wang J, Liang W. Impacts of 22-year organic and inorganic N managements on soil organic C fractions in a maize field, northeast China. *Catena.* 2011; 87: 386-90. doi:10.1016/j.catena.2011.07.006.
- Lovanh N, Warren J, Sistani K. Determination of ammonia and greenhouse gas emissions from land application of swine slurry: A comparison of three application methods. *Bioresour Technol.* 2010; 101: 1662-7. doi: 10.1016/j.biortech.2009.09.078
- Mafra MSH, Cassol PC, Albuquerque JA, Correa JC, Grohskopf MA, Panisson J. Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. *Pesq Agropec Bras.* 2014; 49: 630-8. doi: 10.1590/S0100-204X2014000800007.
- Mafra MSH, Cassol PC, Albuquerque JA, Grohskopf MA, Andrade AP, Rauber LP, Friederichs A. Organic Carbon Contents and Stocks in Particle Size Fractions of a Typic Hapludox Fertilized with Pig Slurry and Soluble Fertilizer. *Rev Bras Cienc Solo.* 2015; 39: 1161-71. doi: 10.1590/01000683rbcs20140177.
- Maguire RO, Kleinman PJA, Beegle DB. Novel Manure Management Technologies in No-Till and Forage Systems: Introduction to the Special Series. *J Environ Qual.* 2011b; 40: 287-91. doi:10.2134/jeq2010.0396.
- Maguire RO, Kleinman PJA, Dell CJ, Beegle DB, Brandt RC, McGrath JM, Ketterings QM. Manure Application Technology in Reduced Tillage and Forage Systems: A Review. *J Environ Qual.* 2011a; 40: 292-301. doi:10.2134/jeq2009.0228.
- Maillard E, Angers DA, Chantigny M, Bittman S, Rochette P, Lévesque G, Hunt D, Parent LE. Carbon accumulates in organo-mineral complexes after long-term liquid dairy manure application. *Agric Ecosyst Environ.* 2015; 202: 108-119. doi.org/10.1016/j.agee.2014.12.013.
- Maillard E, Angers DA. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Glob Change Biol.* 2014; 20: 666-79. doi:10.1111/gcb.12438

- Mando A, Ouattara B, Sédogo M, Stroosnijder L, Ouattara K, Brussaard L, Vanlauwe B. Long-term effect of tillage and manure application on soil organic fractions and crop performance under Sudano-Sahelian conditions. *Soil Till Res.* 2005; 80: 95-101. doi:10.1016/j.still.2004.03.002
- Nayak AK, Gangwar B, Shukla AK, Mazumdar . Long-term effect of different integrated nutrient management on soil organic carbon and its fractions and sustainability of rice-wheat system in Indo Gangetic Plains of India. *Field Crops Res.* 2012; 127: 129-39. doi:10.1016/j.fcr.2011.11.011
- Paustian K, Janzen HH, Lal R, Smith P, Tiad G, Tiessen H, Noordwijk MV, Woorner PL. Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil Use Manage.* 1997; 13: 230-44.
- Perälä P, Kapuinen P, Esala M, Tyynelä S, Regina K. Influence of slurry and mineral fertilizer application techniques on N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes from a barley Field in southern Finland. *Agr Ecosyst Environ.* 2006; 117: 71-78. doi:10.1016/j.agee.2006.03.027
- Pereira BD, Maia JCS, Camilot R. Eficiência técnica na suinocultura: efeito dos gastos com o meio ambiente e da renúncia fiscal. *Rev Bras Eng Agríc Amb.* 2008; 12: 200-4.
- Peu P, Birgand F, Martinez J. Long term fate of slurry derived nitrogen in soil: A case study with a macro-lysimeter experiment having received high loads of pig slurry (Solepur). *Bioresour Technol.* 2007; 98: 3228-34. doi: 10.1016/j.biortech.2006.07.019
- Pinheiro EFM, Campos DVB, Balieiro FC, Anjos LHC, Pereira MG. Tillage systems effects on soil carbon stock and physical fractions of soil organic matter. *Agric Syst.* 2015; 132: 35-9. doi.org/10.1016/j.agsy.2014.08.008.
- Poirier V, Angers DA, Rochette P, Whalen JK. Initial soil organic carbon concentration influences the short-term retention of crop-residue carbon in the fine fraction of a heavy clay soil. *Biol Fertil Soils.* 2013; 49: 527–53 doi: 10.1007/s00374-013-0794-6.
- Powlson DS, Riche AB, Coleman K, Glendining MJ, Whitmore AP. Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: Limitations and alternatives. *Waste Manage.* 2008; 28: 741-6. doi:10.1016/j.wasman.2007.09.024.
- Purakayastha TJ, Rudrappa L, Singh D, Swarup A, Bhadraray S. Long-term impact of fertilizers on soil organic carbon pools and sequestration rates in maize–wheat–cowpea cropping system. *Geoderma.* 2008; 144: 370-8. doi:10.1016/j.geoderma.2007.12.006.
- Redin M. Produção de biomassa, composição química e decomposição de resíduos culturais da parte aérea e raízes no solo [tese]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; 2014.
- Sá JCM, Tivet F, Lal R, Briedis C, Hartman DC, Santos JZ, Santos JB. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. *Soil Till Res.* 2014; 136: 38-50. doi:10.1016/j.still.2013.09.010.
- Scherer EE, Nesi CN, Massotti Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. *Rev Bras Cienc Solo.* 2010; 34: 1375-83.

- Simon T, Czakó A. Influence of long-term application of organic and inorganic fertilizers on soil properties. *Plant Soil Environ.* 2014; 60: 314-9.
- Sisti CPJ, Santos HP, Kohhann R, Alves BJR, Urquiaga S, Boddey RM. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in Southern Brazil. *Soil Till Res.* 2014; 76: 39-58. doi:10.1016/j.still.2003.08.007
- Spargo JT, Cavigelli MA, Alley MM, Maul JE, Buyer JS, Sequeira CH, Follett RF. Changes in Soil Organic Carbon and Nitrogen Fractions with Duration of No-Tillage Management. *Soil Sci Soc Am J.* 2012; 76: 1624-33. doi:10.2136/sssaj2011.0337.
- Srinivasarao CH, Venkateswarlu B, Lal R, Singh AK, Kundu S, Vittal KPR, Patel JJ, Patel MM. Long-Term Manuring And Fertilizer Effects On Depletion Of Soil Organic Carbon Stocks Under Pearl Millet-Cluster Bean-Castor Rotation In Western India. *Land Degrad Develop.* 2014; 25: 173-83. doi: 10.1002/ldr.1158.
- Steiner F, Pivetta LA, Zoz T, Pinto JAS. Estoque de carbono orgânico no solo afetado por adubação orgânica e sistemas de culturas no Sul do Brasil. *Semina: Cienc Agrár.* 2012; 33: 2775-88. doi:10.5433/16790359.2012v33Supl1p2775.
- Stockmanna U, Adamsa MA, Crawforda JW, Field DJ, Henakaarchchia N, Jenkinsa M, Minasnya B, McBratney AB, Courcelles VN, Singha K, Wheelera I, Abbott L, Angers DA, Baldockd J, Birde M, Brookesf PC, Chenug C, Jastrowh JD, Lal R, Lehmannj J, O'Donnellk AG, Partonl WJ, Whitehead D, Zimmermann M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agric Ecosyst Environ.* 2013; 164: 80-99. doi:10.1016/j.agee.2012.10.001
- Tedesco, MJ, Gianello C, Bissani CA, Bohnen H, Volkweiss SJ. Análises de solo, plantas e outros materiais. PortoAlegre: UFRGS; 1995. (Boletim técnico, 5).
- Thomsen IK, Pedersen AR, Nyord T, Petersen SO. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N<sub>2</sub>O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agric Ecosyst Environ.* 2010; 136: 227-35. doi:10.1016/j.agee.2009.12.001
- Velthof GL, Kuikman PJ, Oenema O. Nitrous oxide emission from a animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biol Fertil Soils.* 2003;37:221-30. doi: 10.1007/s00374-003-0589-2
- Velthof GL, Mosquera J. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agric Ecosyst Environ.* 2011; 140: 298-308. doi:10.1016/j.agee.2010.12.017
- Wulf S, Maeting M, Clemens J. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. *J Environ Qual.* 2002; 31: 1795-801. doi: 10.2134/jeq2002.1795
- Zanatta JA, Bayer C, Dieckow J, Vieira FCB, Mielniczuk J. Soil organic carbon accumulation and carbon costs lated to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. *Soil Till Res.* 2007; 94: 510-9. doi:10.1016/j.still.2006.10.003.

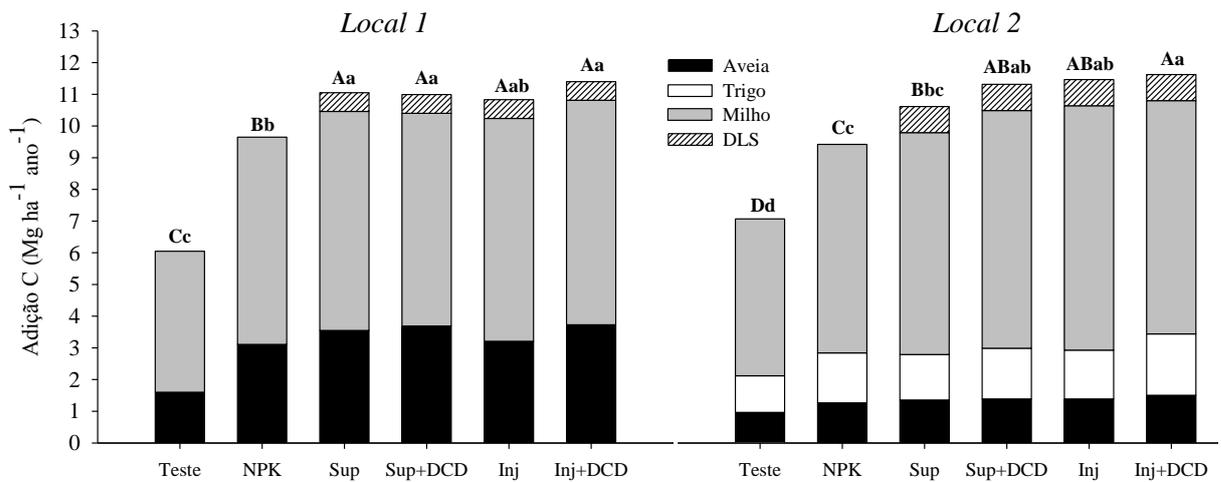
**Quadro 1.** Dose de dejetos líquidos de suínos (DLS) em cada local e cultivo e principais características dos DLS aplicados, quanto ao valor de pH e aos teores de matéria seca (MS), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (NO) e carbono total (CT) (dados expressos em base úmida).

	Dose	MS	NT	NAT	NO	CT	C/N	pH
Cultivo	$\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	$\text{g kg}^{-1}$						
<i>Local 1</i>								
Aveia <sub>2011</sub>	40,3	13,4	3,36	2,51	0,85	3,84	1,14	7,8
Milho <sub>2011-12</sub>	46,0	20,9	3,26	2,45	0,81	6,05	1,85	8,2
Aveia <sub>2012</sub>	34,2	31,9	3,66	2,72	0,94	10,81	2,95	6,1
Milho <sub>2012-13</sub>	57,3	16,5	2,69	2,17	0,52	5,60	2,08	7,1
Aveia <sub>2013</sub>	36,6	33,9	4,05	2,90	1,15	9,93	2,45	6,9
Milho <sub>2013-14</sub>	54,5	13,8	3,45	2,60	0,85	5,20	1,50	7,9
<i>Local 2</i>								
Milho <sub>2011-12</sub>	50,0	27,0	2,99	2,35	0,64	7,02	2,30	8,2
Aveia <sub>2012</sub>	40,0	37,0	3,90	2,80	1,10	12,81	3,28	6,1
Milho <sub>2012-13</sub>	49,5	23,0	3,28	2,42	0,86	7,33	1,82	7,2
Trigo <sub>2013</sub>	40,0	41,1	3,76	2,75	1,01	10,79	2,87	6,9
Milho <sub>2013-14</sub>	50,0	23,0	3,30	2,60	0,70	8,20	2,48	7,6

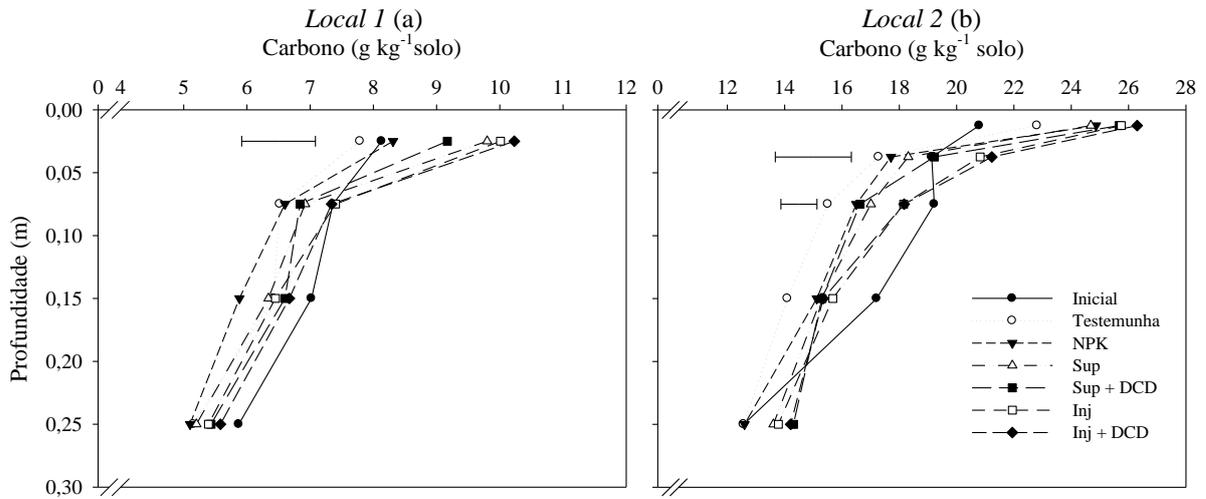
**Quadro 2.** Estoque inicial e final de carbono orgânico total (COT) na camada 0,00 - 0,30 m de cada tratamento, variação ( $\Delta$ ) no acúmulo, taxa real e aparente de acúmulo de COT.

Tratamentos	Estoques COT 0 – 0,30 m (Mg ha <sup>-1</sup> )	$\Delta$ COT (Mg ha <sup>-1</sup> )	Taxa real de acúmulo de COT (Mg C ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	Taxa aparente de acúmulo de COT (Mg C ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
<i>Local 1</i>				
Inicial	34,40	-	-	-
Testemunha	31,50 c	-2,89 c	-1,09 bc	-
NPK	31,41 bc	-2,99 bc	-1,12 c	-0,03 b
Sup	34,88 abc	0,48 abc	0,18 abc	1,27 a
Sup+DCD	34,98 ab	0,57 ab	0,21 ab	1,31 a
Inj	35,39 a	0,98 a	0,37 a	1,46 a
Inj+DCD	35,57 a	1,16 a	0,43 a	1,53 a
C.V. (%)	6,9	46,0	46,0	33,9
<i>Local 2</i>				
Inicial	71,40	-	-	-
Testemunha	64,28 c	-7,13 c	-3,00 c	-
NPK	67,34 bc	-4,06 bc	-1,71 bc	1,29 <sup>ns</sup>
Sup	69,58 abc	-1,82 abc	-0,76 abc	2,24
Sup+DCD	71,04 ab	-0,37 ab	-0,15 ab	2,85
Inj	72,47 ab	1,06 ab	0,44 ab	3,46
Inj+DCD	72,97 a	1,56 a	0,65 a	3,67
C.V. (%)	4,3	37,3	37,3	46,1

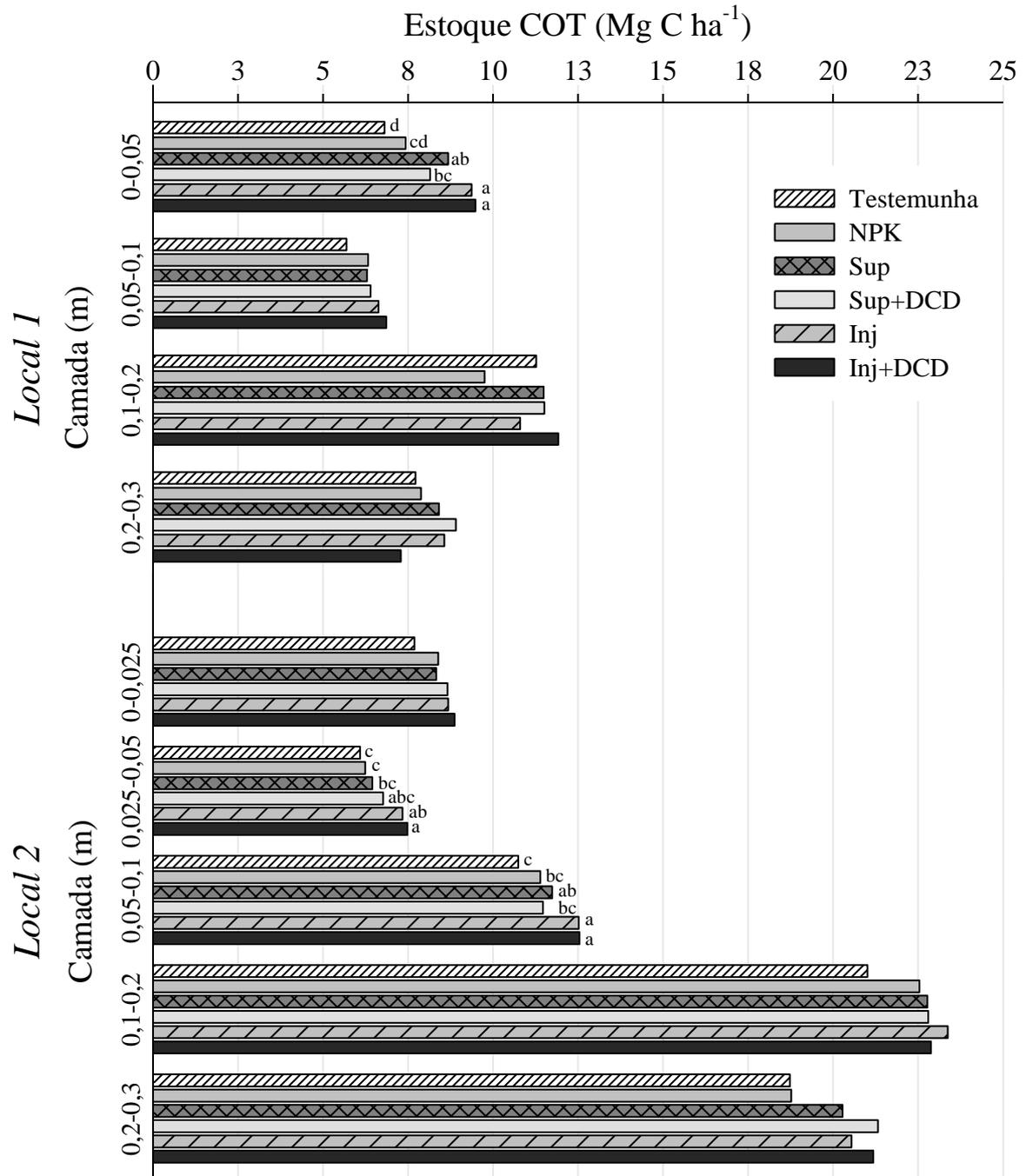
Letras minúsculas na coluna indicam diferença significativa entre os tratamentos (teste LSD;  $p < 0,05$ ).



**Figura 1.** Adição anual média de C via dejetos líquidos de suínos e resíduos culturais de aveia, trigo e milho nos tratamentos testemunha (T), adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup + DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj + DCD) nos locais 1 (a) e 2 (b). Letras diferentes maiúsculas e minúsculas indicam diferença significativa entre os tratamentos e quanto à adição total anual de C e à adição anual de C via resíduos culturais, respectivamente (teste LSD;  $p < 0,05$ ).



**Figura 2.** Concentração de carbono orgânico total (COT) em diferentes profundidades do solo da camada 0,00 - 0,30 m do local 1 (a) e do local 2 (b) na condição inicial, antes da instalação dos experimentos, e nos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup + DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj + DCD). Nas profundidades onde a diferença foi significativa entre os tratamentos ela é indicada pelas barras horizontais (teste LSD;  $p < 0.05$ ).



**Figura 3.** Estoque de carbono orgânico total (COT) em cada camada de solo dos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup + DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj + DCD) nos locais 1 e 2. Nas camadas onde houve diferença significativa entre os tratamentos, ela é expressa por letras diferentes (teste LDS;  $p < 0,05$ ).

## **4 ARTIGO II – POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL EM FUNÇÃO DO MODO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS E DO USO DE INIBIDOR DE NITRIFICAÇÃO NA SUCESSÃO DE GRAMÍNEAS<sup>2</sup>**

### **4.1 RESUMO**

A injeção subsuperficial de dejetos líquidos de suínos (DLS) no solo e o uso de inibidor de nitrificação são duas estratégias recentes envolvendo o uso e manejo agrícola dos DLS no Brasil, com vistas à redução do seu potencial poluidor. A estimativa do potencial de aquecimento global (PAG) possibilita uma avaliação abrangente do impacto dessas estratégias sobre as emissões de gases de efeito estufa. Assim, este trabalho objetivou determinar o PAG, em escala de área e de rendimento da cultura de milho, da adubação mineral e orgânica na sucessão aveia-trigo/milho durante três anos, com ênfase na quantificação do impacto do modo de aplicação de DLS no solo (injeção x aplicação superficial) e do uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD). Para tal, dois estudos (local 1 e local 2) foram conduzidos a campo na Universidade Federal de Santa Maria, em sucessão aveia ou trigo/milho sob semeadura direta (SD), por um período de 3 anos, em delineamento experimental de blocos ao acaso com quatro repetições, com os seguintes tratamentos: DLS aplicados na superfície do solo (DLSs), DLSs + DCD, DLS injetados (DLSi), DLSi + DCD, testemunha e adubação mineral em superfície (NPK). As emissões acumuladas de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>), avaliadas durante todo o período de condução de ambos os experimentos, foram convertidas em equivalente de CO<sub>2</sub> e somadas à taxa real de acúmulo de COT no solo para estimativa do PAG líquido (em escala de área). Para estimativa do PAG em escala de rendimento, dividiu-se o valor do PAG líquido pela produtividade média anual de grãos de milho. Com o uso de adubação mineral o PAG em escala de área foi maior do que quando os DLS foram injetados no solo, juntamente com a DCD, evidenciando os benefícios ambientais dessa prática. Valores negativos do PAG líquido, obtidos nos tratamentos com DCD, indicam um efeito positivo do uso do inibidor de nitrificação em mitigar as emissões, isso porque o efeito do inibidor sobre o acúmulo de COT no solo foi superior às emissões de gases de efeito estufa. Os maiores valores de PAG em escala de rendimento de grãos de milho foram observados no tratamento testemunha, enquanto que a adubação orgânica e mineral não diferiram entre si.

**Palavras-chave:** injeção dos dejetos, dicianodiamida, gases de efeito estufa

---

<sup>2</sup> Artigo elaborado de acordo com as normas da Revista Brasileira de Ciência do Solo.

# GLOBAL WARMING POTENTIAL FOLLOWING PIG SLURRY APPLICATION TECHNIQUES AND NITRIFICATION INHIBITOR USE IN A NO-TILL GRASS SUCCESSION

## 4.1 ABSTRACT

Pig slurry (PS) injection and the use of inhibitor nitrification (DCD) are two recent strategies for agricultural use and PS management. The estimate of the global warming potential (GWP) is a comprehensive assessment of the impact of these strategies on emissions of greenhouse gases. So, the objective of this study was to determine the GWP in the area and maize yield scale at mineral and organic fertilizer in succession oat / wheat-corn for three years, with an emphasis on quantifying the impact of PS application technique (injection vs surface), and use of DCD. Two studies (site 1 and site 2) were conducted the field at the Federal University of Santa Maria, oat succession or wheat / corn under NT, for a period of three years, in experimental design of randomized blocks with four replications the following treatments: PS applied on the soil surface (PSs) PSs + DCD, PS injection (PSi), PSi + DCD, mineral fertilizers (NPK) and a control. The cumulative emissions of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) and methane (CH<sub>4</sub>) measured during the driving period of both experiments, through collection of gas samples were converted into CO<sub>2</sub> equivalent and added to the actual rate of TOC accumulation in the soil to estimate the net GWP (area scale). To estimate the PAG in maize yield scale, it was divided the net GWP by the average annual productivity of corn grain. It was observed that GWP, in area scale, is larger at a mineral fertilizer than when the PS are injected into the soil associated with the DCD, showing the environmental benefits that last management. Negative values of net GWP obtained in treatments with DCD indicate a positive potential effect of the nitrification inhibitor to mitigate emissions, this because the TOC accumulation in the soil in these treatments was higher than the emissions of greenhouse gases. High GWP values of maize yield scale are observed in the control treatment, with no difference for this estimate, between organic and mineral fertilizers.

**Key words:** slurry injection, dicyandiamide, greenhouse gases

## 4.2 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas globais representam o problema ambiental mais crítico e complexo a ser enfrentado no século XXI (Machado, 2005). Vapor d'água (H<sub>2</sub>O), ozônio (O<sub>3</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>) são os principais gases de efeito estufa (GEE) presentes na atmosfera. Desses, os mais potentes são, em ordem

crecente, o CO<sub>2</sub>, o CH<sub>4</sub> e o N<sub>2</sub>O, sendo que os dois últimos têm um potencial de aquecimento global (PAG), considerando um tempo de permanência na atmosfera de 100 anos, superior ao CO<sub>2</sub> em 25 e 298 vezes, respectivamente (IPCC, 2007). Os fluxos desses gases entre os ecossistemas terrestres e a atmosfera contribuem substancialmente para a ocorrência do aquecimento global, sendo que, suas concentrações na atmosfera têm aumentado anualmente, desde a revolução industrial, em 0,5% (CO<sub>2</sub>), 1,1% (CH<sub>4</sub>) e 0,3% (N<sub>2</sub>O) (IPCC, 2014).

Em nível global, estima-se que a agricultura vem contribuindo com cerca de 14% do total das emissões antropogênicas de GEE (IPCC, 2014), sendo que esse setor é responsável por cerca de 70% das emissões de N<sub>2</sub>O e 50% das emissões de CH<sub>4</sub> (Zou et al., 2004; IPCC, 2007; Linquist et al., 2012). O Brasil está entre os dez países com maiores emissões de GEE, sendo que o setor agropecuário é responsável por cerca de 30% do total das emissões brasileiras (SEEG, 2015), além de contribuir com 93% das emissões totais de N<sub>2</sub>O (Cerri et al., 2009; Davidson, 2009). As emissões anuais de GEE da região Sul do Brasil totalizam 22% das emissões nacionais e, quase metade dessas, são provenientes do estado do Rio Grande do Sul (RS) (SEEG, 2015).

As emissões de GEE no setor agropecuário são oriundas, principalmente, da fermentação entérica do rebanho de ruminantes e dos solos, através das atividades agrícolas. Entre as práticas agrícolas com maior efeito sobre a emissão de N<sub>2</sub>O estão o manejo do solo e a fertilização nitrogenada (IPCC, 2005). Logo, o solo e suas formas de uso estão inseridos nesse contexto (Costa et al., 2008), já que os três principais GEE têm uma parte substancial de seu ciclo, envolvendo a produção, consumo ou armazenamento, associada aos solos (Carvalho et al., 2005). Dependendo da condição, os solos agrícolas podem atuar como dreno ou fonte de GEE, sendo importantes para manter as concentrações atmosféricas de GEE em escala global (Gärdenäs et al., 2011). Como as emissões de GEE provenientes dos solos dependem do manejo a que os mesmos forem submetidos (IPCC, 2001), a pesquisa tem concentrado esforços na busca de manejos que sejam capazes de mitigar tais emissões (Johnson et al., 2005).

Nesse contexto, insere-se a suinocultura da região Sul do Brasil, que produz elevado volume de dejetos líquidos de suínos (DLS), os quais têm sido utilizados como fertilizante orgânico para cultivos agrícolas, principalmente para a cultura do milho. Entre os modos de aplicação de DLS no solo, o mais comumente observado é aquele em que os DLS são aplicados à superfície do solo, devido à adoção da semeadura direta no Sul do Brasil. No entanto, a aplicação superficial pode resultar em perdas elevadas de N por volatilização de amônia (NH<sub>3</sub>) e por escoamento superficial, além da dispersão de maus odores e outros

compostos gasosos para a atmosfera (Chantigny et al., 2004; Ceretta et al., 2005; Lovanh et al., 2010). A injeção do DLS no solo, que visa proteger o N amoniacal dos dejetos dos fatores ambientais responsáveis pela transferência de  $\text{NH}_3$  do solo para a atmosfera, tem apresentado resultados satisfatórios (Huijsmans et al., 2003; Hansen et al., 2003 ; Webb et al., 2010; Aita et al., 2014). Porém, a injeção dos DLS no solo pode favorecer a desnitrificação e a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  (Wulf et al., 2002; Velthof et al., 2003, Përala et al., 2006; Thompsen et al., 2010; Velthof et al. 2011; Aita et al., 2014), uma vez que o ambiente do sulco de injeção é rico em líquidos (água + urina), C facilmente biodegradável e N mineral, que são fatores favoráveis à produção de  $\text{N}_2\text{O}$  pelas bactérias desnitrificadoras. Para mitigar as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e melhorar o potencial fertilizante dos DLS, outra estratégia que vem sendo utilizada é o uso de inibidores de nitrificação, principalmente a dicianodiamida (DCD) (Subbarao et al., 2006), por apresentar ação bacteriostática, prolongando o tempo de permanência do N dos dejetos na forma amoniacal no solo (Di e Cameron, 2005; Vallejo et al., 2005; Subbarao et al., 2006; Mkhabela et al., 2006; Singh et al., 2008; Aita et al., 2014).

A avaliação da eficiência dessas duas estratégias de uso e manejo agrícola dos DLS (injeção subsuperficial associada ao uso da DCD) é necessária para subsidiar a tomada de decisões quanto à escolha e adoção de práticas que possam mitigar o impacto negativo dos DLS sobre o ambiente (Thangarajan et al., 2013; Feng et al., 2013). Assim, é preciso intensificar os estudos que visem estimar o potencial de aquecimento global (PAG) das atividades agrícolas, cujo conceito foi proposto por Robertson et al. (2000) e baseia-se na conversão das emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  em equivalente de  $\text{CO}_2$ . Dessa forma, o PAG é uma avaliação abrangente e permite analisar o impacto de práticas de cultivo sobre as emissões de GEE, podendo ser expresso tanto por unidade de área como por unidade de rendimento das culturas (Ma et al., 2013). A estimativa do PAG têm sido realizada em estudos que envolvem manejo do solo, confrontando plantio direto e plantio convencional (Dendooven et al., 2012; Meki et al., 2013), em estudos de metanálise (Linguist et al., 2012; Feng et al., 2013) e, principalmente, em cultivo de arroz (Bhattacharrya et al., 2012; Feng et al., 2013).

Dentro deste contexto, o objetivo deste trabalho foi determinar o PAG, em escala de área e de rendimento da cultura de milho, com o uso de adubação mineral e orgânica na sucessão aveia/trigo-milho durante três anos, com ênfase na quantificação do impacto de modos de aplicação de DLS no solo (injeção x aplicação superficial) e do uso do inibidor de nitrificação (DCD). A hipótese é de que, ao reduzir as perdas gasosas de N, o uso continuado da injeção dos DLS, associada ao uso do inibidor de nitrificação (DCD), favoreça a adição de

biomassa aérea e radicular ao solo pelas culturas, e com isso diminua o PAG em escala de área e rendimento.

### 4.3 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo constou de dois experimentos de campo, conduzidos em dois locais da Universidade Federal de Santa Maria, Brasil [(local 1, 29° 43' 13" S, 53° 42'19" W, altitude, 88 m e local 2, 29° 43'37 " S, 53° 43'29 " W, altitude, 107 m)], no período de 08/2011 a 06/2014. As temperaturas máximas e mínimas médias de ambos os locais são de 30,4°C em janeiro e 9,3°C em junho, enquanto que a precipitação anual é de 1.700 milímetros. As características do solo antes da instalação dos experimentos e o histórico das áreas dos locais 1 e 2 estão apresentados em Aita et al. (2014). No local 1, o experimento teve início com a aplicação dos tratamentos na cultura da aveia, semeada em 11 de agosto de 2011. Os tratamentos foram reaplicados sempre nas mesmas parcelas, no milho (15 de novembro de 2011), na aveia (3 de julho de 2012), no milho (27 de outubro de 2012), na aveia (20 de junho de 2013) e no milho (23 de novembro de 2013), totalizando seis culturas. No local 2, o experimento iniciou com a aplicação dos tratamentos no milho, semeado em 01 de dezembro de 2011, seguido da reaplicação dos tratamentos na aveia (12 de junho de 2012), no milho (20 de novembro de 2012), no trigo (06 de junho de 2013) e no milho (12 dez 2013), totalizando cinco culturas. Nos dois locais, a semeadura das culturas foi realizada sempre no intervalo de 1 a 4 dias após a aplicação dos tratamentos. O cronograma das operações realizadas nos dois locais está indicado no quadro 1.

Em ambos os locais o delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados, com quatro repetições dos seguintes tratamentos: (i) testemunha (T), (ii) aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos (DLS) (Sup), (iii) Sup + inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) (Sup + DCD), (iv) injeção dos DLS (Inj), (v) Inj + DCD, e (vi) aplicação superficial de N, P e K (NPK). As dimensões das parcelas experimentais foram de 3,0 × 15,0 m no local 1 e de 5,25 × 6,0 m no local 2. As fontes de N, P e K foram a ureia, o superfosfato triplo e o cloreto de potássio, respectivamente.

As doses aplicadas de DLS em cada cultura foram estabelecidas com base nos resultados da análise do solo, na concentração de nutrientes nos DLS e na recomendação de adubação das culturas pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo RS / SC (2004). Os DLS utilizados em 2011 e 2012 no local 1 foram coletados no setor de suinocultura da Universidade Federal de Santa Maria enquanto nos outros três anos os DLS foram obtidos em

uma granja comercial de suínos, localizada no município de Nova Palma, RS. Em todos os anos, os DLS tiveram como origem animais em fase de terminação (30-100 kg) e foram armazenados em esterqueira anaeróbica antes da sua aplicação no campo. O teor de sólidos totais (matéria seca) dos DLS foi determinado gravimetricamente após secagem em estufa a 70 °C durante 48 h. Os teores de N total e de N amoniacal total ( $\text{NAT} = \text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ ) foram determinados nos DLS *in natura*, sem a secagem prévia, através da digestão úmida e destilação, respectivamente (Tedesco et al., 1995). O teor de C total dos DLS foi determinado por combustão seca (FlashEA 1112, Thermo Finnigan, Milão, Itália) em material seco e moído e o pH foi medido em diretamente em uma alíquota de DLS *in natura*. As principais características dos DLS, bem como as doses de DLS aplicadas em cada cultura e em cada local, são apresentadas no quadro 2.

A injeção dos DLS foi feita em sulcos com 0,05 a 0,07 m de largura e 0,08 a 0,11 m de profundidade e espaçados de 0,35 m entre si. No local 1, as bases para avaliação de GEE permaneceram sempre no mesmo local e os DLS foram injetados manualmente nos tratamentos Inj e Inj + DCD, devido à instalação de lisímetros que impediam o uso de máquinas. Após a abertura manual dos sulcos com enxada e aplicação dos DLS, feita com proveta graduada a fim de garantir o controle da dose aplicada e da uniformidade na sua distribuição, cada sulco foi coberto manualmente com o solo dos próprios sulcos, para simular a injeção. No local 2, as bases para avaliação de GEE eram retiradas ao final de cada cultura e reinsertas no solo imediatamente após a reaplicação dos tratamentos na cultura seguinte. A injeção dos DLS nas parcelas foi realizada mecanicamente com um aplicador de DLS, já produzido em escala comercial pela empresa Mepel Máquinas e Implementos Ltda (Modelo DAOL-i 4000 Tandem, MEPEL, Estação, RS).

No local 1, o produto Agrotain Plus®, contendo a mistura de DCD (81,0%), do inibidor de urease N- (n-butil) triamida tiofosfórico (NBPT) (12,5%) e de inertes (6,5%), foi aplicado na dose de 10 kg ha<sup>-1</sup>, já que no momento da instalação do experimento, em 2011, a DCD pura não estava disponível no Brasil. Por isso, a quantidade de DCD aplicada aos DLS foi de 8,1 kg ha<sup>-1</sup>. No Local 2, a DCD pura, na dose de 10 kg ha<sup>-1</sup>, foi misturada aos DLS, no momento de cada aplicação destes, antecedendo a implantação das culturas. Os tratamentos com DCD foram preparadas no local, misturando-se o inibidor aos DLS em uma caixa d'água com capacidade de 1000 L, imediatamente antes da sua aplicação ao solo.

Nos dois locais, o milho foi semeado manualmente em linhas espaçadas de 0,70 m entre si, visando alcançar uma população final de aproximadamente 70 mil plantas ha<sup>-1</sup>. A produtividade de grãos de milho foi determinada considerando a área central de cada parcela,

desprezando 0,5 m de cada extremidade. No local 1, em todos os anos, a aveia foi semeada a lanço, enquanto que no local 2, a aveia e o trigo foram semeadas com utilização de semeadora.

Os fluxos de  $N_2O$  e  $CH_4$  foram avaliados utilizando-se câmaras estáticas de aço galvanizado (0,40 m de comprimento, 0,35 m de largura e 0,20 m de altura). Imediatamente após a aplicação dos tratamentos, uma base de aço galvanizado foi inserida no solo (0,1 m) de cada parcela experimental, alocada entre as linhas das culturas. Nos tratamentos que envolviam a aplicação de DLS (Inj e Inj + DCD), as bases foram inseridas no solo, no sentido do seu comprimento, de forma que os sulcos de injeção ficassem centralizados.

Os fluxos de  $N_2O$  e  $CH_4$  foram monitorados no período compreendido entre 12 de agosto de 2011 e 04 de abril de 2014 no local 1 (totalizando 150 amostragens em 967 dias) e entre 02 de dezembro de 2011 e 15 de abril de 2014 no local 2 (totalizando 147 amostragens em 865 dias). As coletas de GEE foram realizadas entre as 10:00 - 12:00 h, desde a aplicação dos tratamentos até a colheita dos cultivos, incluindo também os períodos entre as culturas de inverno e verão. As medições foram feitas duas a três vezes por semana durante o primeiro mês após a aplicação dos DLS, a cada semana no segundo mês e a intervalos de 10 a 15 dias até a colheita. As coletas de gases foram realizadas com seringas de polipropileno com capacidade de 20 mL, as quais retiravam a amostra de ar do interior das câmaras através de uma válvula, inserida em um septo de borracha conectado ao interior da câmara, em quatro tempos (0, 15, 30 e 45 minutos após a colocação da câmara sobre a base). A determinação da concentração de  $N_2O$  e  $CH_4$  das amostras foi realizada no período de até 32 h após a amostragem, em um cromatógrafo a gás (Shimadzu Corp., modelo GC-2014 Greenhouse) equipado com um detector de captura de elétrons para o  $N_2O$  e com um detector de ionização de chama para o  $CH_4$ . As eventuais perdas de  $N_2O$  no interior das seringas desde a coleta até o momento das análises foram corrigidas conforme procedimento adotado por Rochette e Bertrand (2003), sendo estimadas em 3 e 12% após 1 e 32 h de armazenamento nas seringas, respectivamente. As concentrações de  $CH_4$  não foram corrigidas já que segundo Rochette (informação pessoal) elas não são significativas durante o armazenamento.

Os fluxos de  $N_2O$  e  $CH_4$  ( $\mu g m^{-2} h^{-1}$ ) na superfície do solo foram calculados usando a taxa de variação da sua concentração no interior da câmara ( $dG/dt$ ;  $mmol mol^{-1} s^{-1}$ ) enquanto a câmara ficou acoplada sobre a base (Rochette e Hutchinson, 2005) de acordo com a equação:  $F_{N_2O}$  ou  $F_{CH_4} = dG/dt \times V/A \times Mm/Vm \times (1 - ep/P)$ ; onde  $G$  ( $N_2O = mmol mol^{-1}$ ;  $CH_4 = micromol mol^{-1}$ ) representa a concentração do gás na câmara num dado tempo, determinada em amostras de ar seco;  $V$  ( $m^3$ ) é o volume da câmara;  $A$  ( $m^2$ ) é a área coberta pela câmara;  $ep$

(kPa) é a pressão parcial de vapor de água no ar da câmara; P (kPa) é a pressão barométrica; Mm ( $\text{g mol}^{-1}$ ) é a massa molecular de  $\text{N}_2\text{O}$  ou  $\text{CH}_4$  e Vm ( $\text{m}^3\text{mol}^{-1}$ ) é o volume molecular na temperatura e pressão barométrica da câmara. Ambos, ep e Vm, são determinados no momento em que a câmara é acoplada à base= 0. As emissões acumuladas de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  foram obtidas por interpolação linear das taxas de emissão desses gases entre as datas de amostragem. As emissões acumuladas de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  em cada cultivo e em cada local foram convertidas em emissões de gases de efeito estufa (GEE) ( $\text{kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), considerando o potencial de aquecimento global de 298 vezes para  $\text{N}_2\text{O}$  e 25 vezes para  $\text{CH}_4$  (Forster et al., 2007).

Para calcular o PAG líquido, em escala de área ( $\text{Mg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), foi utilizada a equação apresentada em Ma et al. (2013):  $\text{PAG líquido} = (25 \times \text{CH}_4) + (298 \times \text{N}_2\text{O}) - (44/12 \times \text{variação estoque COT do solo})$ ; onde o PAG líquido dos tratamentos é dado pela diferença entre o total de emissões de gases de efeito estufa convertidos em  $\text{CO}_2$  equivalentes e a variação no acúmulo do COT do solo.

Para a determinação do COT do solo, em junho de 2014, após a colheita do milho, foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo nos dois locais e em todos os seis tratamentos avaliados. Em cada parcela foram abertas duas trincheiras para coleta de solo nas camadas de 0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m, sendo que no local 2 a primeira camada foi estratificada em 0-0,025 e 0,025-0,05 m. Antes da instalação dos experimentos, em 2011, amostras de solo deformadas e indeformadas foram coletadas nas mesmas camadas e consideradas como representativas da condição inicial do solo. As amostras deformadas foram coletadas em uma seção do solo, com dimensões de 30 cm de largura e 10 cm de comprimento, aberta transversalmente às linhas de cultivo, nas camadas de solo anteriormente referenciadas. O solo de cada camada foi manualmente homogeneizado, subamostrado, submetido à secagem ao ar, peneirado (2 mm) e finalmente moído em moinho mecânico para posterior análise do conteúdo de C total por combustão seca em auto-analisador CHNS (1112 modelo FlashEA, Thermo Finnigan, Milão, Itália). As amostras indeformadas foram coletadas com anéis volumétricos e serviram à determinação da densidade do solo de cada camada. Nos dois tratamentos com injeção dos DLS (Inj e Inj + DCD) e em ambos os locais, a amostragem de todas as camadas de solo foi feita no sulco de injeção e, nas camadas até os primeiros 0,10 m de profundidade, também na área entre os sulcos. Assim, para as camadas até os primeiros 0,10 m de profundidade realizou-se o cálculo de densidade média ponderada, sendo que a densidade nos sulcos e entre os sulcos representa 33,33% e 66,66 % da área total,

respectivamente. Nas demais camadas amostradas (0,10 - 0,20 e 0,20 - 0,30 m) o anel volumétrico foi posicionado no meio da camada.

O acúmulo de COT no solo ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) na camada de 0,00 - 0,30 m foi calculado usando a abordagem de massa de solo equivalente (Ellert e Bettany, 1995). A massa de solo em cada tratamento foi ajustada para a massa de solo inicial (2011) visando corrigir os eventuais adensamentos ocorridos no solo dos tratamentos. O cálculo para a variação no acúmulo de C ( $\Delta C$ ) na camada 0,00-0,30 m de cada tratamento foi feito pela diferença entre o estoque de C em 2014 e o estoque inicial de C em 2011. Para determinação da taxa real de acúmulo de carbono (TRAC), utilizou-se a variação do estoque de C em cada tratamento, a partir do início do experimento, por meio da equação usada por Mafra et al. (2014):  $\text{TRAC} = (C_f - C_i)/\Delta t$ ; em que,  $C_f$  e  $C_i$  representam os estoques de C dos tratamentos no ano final (2014) e inicial (2011), respectivamente, e  $\Delta t$  é o tempo de duração do experimento, sendo de 2,65 anos para o local 1 e de 2,37 anos para o local 2 (período entre a data da primeira aplicação dos tratamentos em 2011 e a data de coleta do solo em 2014).

O PAG em escala de rendimento de grãos de milho ( $\text{Mg eq CO}_2 \text{ Mg}^{-1}$  grãos) foi calculado como descrito em Ma et al. (2013):  $\text{PAG escala rendimento grãos milho} = \text{PAG líquido} / \text{Produtividade média anual de grãos de milho}$ .

Quanto ao PAG de cada tratamento, valores negativos indicam uma redução do efeito de aquecimento global, com o solo atuando como dreno de  $\text{CO}_2$ , enquanto que valores positivos indicam adições de  $\text{CO}_2$  para a atmosfera, ou seja, com o solo atuando como fonte de  $\text{CO}_2$ .

Em cada local, os efeitos de tratamento para todas as variáveis foram analisados por meio de análise de variância usando software Sisvar (versão 5.3, Build 75). Quando a análise de variância foi significativa, as médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Fisher LSD ao nível de significância de 5%.

## 4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Fluxos de $\text{N}_2\text{O}$ e $\text{CH}_4$

Em ambos os locais, os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  mantiveram-se em valores mais elevados apenas durante os primeiros 30 dias após a aplicação dos DLS (Figuras 1c e 2 c). Os DLS fornecem nitrogênio inorgânico, umidade (através da urina e água), além de uma fonte de C facilmente degradável para o solo, o que aumenta a atividade de bactérias heterotróficas, podendo provocar microambientes deficientes em oxigênio, onde a desnitrificação,

principalmente por bactérias dos gêneros *Bacillus*, *Paracoccus* e *Pseudomonas* (Sylvia et al., 1998), é estimulada (Petersen et al., 1996, 2003; Chadwick et al., 2000). Além disso, as aplicações de DLS, em ambos os locais, exceto na cultura do trigo/2013, foram seguidas por períodos chuvosos, o que pode ter aumentado o espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA) para valores superiores a 60%, condição de oxigenação do solo acima da qual o processo de desnitrificação é favorecido (Bhandral et al., 2010).

Após o primeiro mês de monitoramento, as emissões de  $N_2O$  diminuíram para valores próximos aos observados antes da aplicação dos DLS, mesmo após precipitações elevadas, evidenciando que outros fatores, além do nível de  $O_2$  do solo, limitaram a produção de  $N_2O$ . Com o passar do tempo após a aplicação dos DLS, é provável que a população e a atividade das bactérias desnitrificadoras tenha diminuído em função da redução na disponibilidade de C e de  $NO_3^-$  no solo, conforme observaram Wulf et al. (2002) após a aplicação de DLS em experimento realizado, em condições de campo, em áreas com pastagem e outra manejada sob sistema plantio convencional.

No local 1, as emissões de  $N_2O$  foram maiores no verão, durante o cultivo de milho (Figura 1), o que se deve à ocorrência de temperaturas mais elevadas, as quais devem ter estimulado a atividade microbiana do solo (Dhadli et al., 2016), incluindo as bactérias responsáveis pela produção de  $N_2O$  (Bouwman, 1974). Percebe-se, ainda, que os fluxos de  $N_2O$  no local 1 aumentaram à medida que os DLS foram sendo reaplicados nas mesmas parcelas (Figura 1c). O fornecimento de C e N por meio de sucessivas aplicações de DLS, tanto em superfície quanto injetados no solo, pode ter favorecido a produção de  $N_2O$  durante os processos microbianos de nitrificação e desnitrificação. Esses processos também podem ter sido estimulados pela manutenção dos resíduos culturais da aveia na superfície do solo, já que a cultura nunca foi conduzida até a maturidade no local 1 e, com isso, pode ter atuado como um adubo verde, adicionando C ao sistema e reciclando o N fornecido pelos dejetos. Já no local 2, observa-se apenas que as emissões foram menores no cultivo de aveia em comparação aos demais cultivos, provavelmente devido à baixa temperatura e às menores precipitações, que são fatores ambientais importantes no controle da produção de  $N_2O$  (Bouwman, 1974).

Os fluxos de  $CH_4$  (Figuras 1b e 2b) apresentaram grande variação em todos os tratamentos durante o período estudado e nos dois locais. A produção de metano ( $CH_4$ ) ocorre através do metabolismo anaeróbico interativo de diversos grupos bacterianos durante a decomposição de substratos orgânicos no solo (Moreira e Siqueira, 2006). Esse processo microbiano de metanogênese é estritamente anaeróbico e requer baixo potencial redox (Ehb-200 mV) para sua ocorrência. O metano que é produzido em zonas anaeróbicas pode migrar

para zonas aeróbicas e ser oxidado a  $\text{CO}_2$  por bactérias metanotróficas, as quais usam o  $\text{CH}_4$  como substrato para o crescimento. Em função dessa conexão entre produção e consumo de  $\text{CH}_4$ , o solo pode atuar tanto como uma fonte de  $\text{CH}_4$ , quando a metanogênese superar a metanotrofia, como um dreno de  $\text{CH}_4$ , quando ocorrer o contrário (Thangarajan et al., 2013). Portanto, a elevada variabilidade espacial relativa ao potencial redox do solo, condicionada pelas condições ambientais e pela atividade biológica, podem explicar a variabilidade observada nos fluxos de  $\text{CH}_4$  nos diferentes tratamentos durante o período experimental, com o solo atuando hora como fonte e hora como dreno de metano.

Nos dois locais, ocorreram poucos picos de emissão e de influxo de  $\text{CH}_4$ , sendo que, de maneira geral, os picos de emissão ocorreram logo após a aplicação dos DLS e após o manejo da aveia e a colheita das culturas produtores de grãos (milho e trigo). A adição de substrato ao solo via DLS e resíduos culturais, aliada à ocorrência de períodos com precipitações elevadas podem explicar tais resultados. Durante o armazenamento do dejetos há acúmulo de  $\text{CH}_4$  dissolvido, que é emitido no momento da aplicação (Ball et al., 2006), além do que a adição ao solo de dejetos líquidos pode estimular a emissão de curta duração de  $\text{CH}_4$  (Chadwick et al., 2000).

No local 1 (Figura 1b), a amplitude dos fluxos de  $\text{CH}_4$  foi menor do que do local 2 (Figura 2b), o que pode ser atribuído às diferenças nas características dos solos entre os dois locais (Quadro 2). No local 2 o solo apresentava maior teor de argila, o que pode contribuir ao aumento na capacidade de retenção de água, criando microambientes reduzidos, favoráveis à produção de  $\text{CH}_4$ . Além disso, o solo do local 2 apresentava maior teor de carbono inicial, o que pode ter favorecido a ação de bactérias metanogênicas em momentos favoráveis à anoxia (Dendooven et al., 2012).

Com base nas avaliações realizadas, não é possível explicar as razões do aumento observado na produção e emissão de  $\text{CH}_4$  no tratamento Sup no milho 2011/2012 do local 2, já que ele ocorreu no final do ciclo do milho e num período com poucas precipitações e de intensidade relativamente baixas (Figura 2b). Já os picos observados na emissão de  $\text{CH}_4$  no milho 2012/2013 de alguns tratamentos podem ser atribuídos à ocorrência de precipitações frequentes, o que pode ter reduzido a disponibilidade de  $\text{O}_2$  no solo. De maneira geral, os maiores picos de emissão de  $\text{CH}_4$  foram observados com a injeção dos DLS no solo, em função das condições mais propícias à anaerobiose no interior dos sulcos, o que está de acordo com Wulf et al. (2000). Tais autores também destacam que quando os DLS são injetados no solo, o metano dissolvido que foi produzido durante a armazenagem, pode ficar fisicamente aprisionado no solo.

### **Emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>**

Comparando a média anual das emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O de cada tratamento (Quadro 3), observa-se que o tratamento que apresentou as maiores emissões anuais foi aquele em que os dejetos foram injetados no solo, sem o uso de DCD (Inj). Com a injeção, a emissão anual de N<sub>2</sub>O superou aquela do tratamento com aplicação superficial dos dejetos e sem DCD (Sup) em 12,09 kg ha<sup>-1</sup> (270%) no local 1 e em 8,06 kg ha<sup>-1</sup> (68%) no local 2. O surgimento de condições favoráveis à produção de N<sub>2</sub>O pelos processos de nitrificação e, principalmente, desnitrificação no interior dos sulcos de injeção dos DLS podem explicar tais resultados (Baggs, 2011; Chadwick et al., 2011; Dell et al., 2011). Quando a injeção dos DLS foi associada ao uso da DCD, as emissões anuais de N<sub>2</sub>O foram reduzidas em 4,8 vezes no local 1 e em 1,7 vezes no local 2, evidenciando a importância ambiental dessa prática, cuja eficiência em DLS tem sido comprovada e seu uso está sendo incentivado em outros países (Vallejo et al., 2005; Vallejo et al., 2006; Mejjide et al., 2007), mas de uso ainda incipiente no Brasil (Aita et al., 2014; 2015). Nos dois locais, a adubação mineral, com aplicação de ureia na superfície do solo, proporcionou emissões anuais de N<sub>2</sub>O 65% inferiores à média dos dois tratamentos com uso exclusivo de DLS (Sup e Inj), o que pode ser justificado pelo parcelamento da dose de N-ureia, com aplicação de 1/3 na semeadura e 2/3 em cobertura, e também pelo fato da ureia não contribuir com umidade e C disponível, como ocorreu com a aplicação dos DLS.

Com relação à média anual das emissões acumuladas de CH<sub>4</sub>, percebe-se que, de maneira geral, o solo atuou como dreno de CH<sub>4</sub>, pois os valores negativos representam influxo desse GEE (Quadro 3). Exceto no tratamento Sup do local 2, o qual apresentou valor positivo de 1,03 kg ha ano<sup>-1</sup>, em função das emissões ocorridas no milho 2011/2012, não diferindo da testemunha (-0,10 kg ha ano<sup>-1</sup>) e da adubação mineral (-0,43 kg ha ano<sup>-1</sup>). No local 1, os maiores valores acumulados foram obtidos nos tratamentos testemunha (-0,12 kg ha ano<sup>-1</sup>) e Inj+DCD (-0,08 kg ha ano<sup>-1</sup>). Esses resultados indicam que o uso de DLS em SD, aplicados na superfície ou injetados no solo, não contribui para o aquecimento global, relativamente ao CH<sub>4</sub>.

### **Emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> convertidas em equivalentes CO<sub>2</sub>**

Como as emissões de CH<sub>4</sub> foram relativamente baixas frente àquelas do N<sub>2</sub>O (Quadro 3), a conversão das emissões desses dois gases em equivalente CO<sub>2</sub> resultou em valores cujas diferenças têm a mesma ordem de grandeza daquelas verificadas nas emissões acumuladas anuais de N<sub>2</sub>O. Considerando a contribuição dos cultivos na média anual de emissão de gases

de efeito estufa ( $\text{kg eq CO}_2 \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) observa-se que, na média dos tratamentos e dos locais estudados, a cultura de milho contribuiu com aproximadamente 60% das emissões, enquanto que as culturas de inverno e os períodos interculturas contribuíram com 28% e 12%, respectivamente (Figura 3). A ocorrência de maiores emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  no período de verão, durante o cultivo de milho, em função do aumento de temperatura média do ar e da disponibilidade hídrica, devido à frequência de irrigações (Figura 1 e 2) faz com que essa estação de cultivo assuma grande relevância na emissão de GEE, como também destacam Smith et al. (1998) e Dhadli et al. (2016).

### **PAG líquido em cada tratamento**

Através da conversão da taxa real de acúmulo de COT (tratada no capítulo 1) em equivalentes  $\text{CO}_2$  ( $\text{kg eq. CO}_2 \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ) e da contabilização das emissões de GEE, é possível estimar o PAG líquido de cada tratamento, cujos resultados são apresentados no quadro 3. No local 1, observa-se que a adubação mineral apresentou o maior valor para PAG líquido ( $4,81 \text{ Mg eq. CO}_2 \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ ), apesar de ter diferido significativamente apenas do tratamento Inj + DCD, cujo PAG líquido foi de  $-0,58 \text{ Mg eq. CO}_2 \text{ ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ . Embora a injeção dos DLS (Inj) tenha resultado em um PAG líquido aproximadamente 5,5 vezes maior do que a sua aplicação na superfície no solo (Sup) e a adição de DCD aos DLS nas duas modalidades de aplicação no solo (Sup + DCD e Inj + DCD) tendo reduzido o PAG líquido, as diferenças entre os modos de aplicação dos DLS e o uso ou não de DCD não foram significativas, em função da elevada variabilidade nos dados. Mesmo não sendo significativo, o feito da adição de DCD aos DLS, os valores negativos do PAG líquido obtido nestes tratamentos indicam um efeito potencial positivo da DCD em mitigar as emissões. Isso ocorreu porque o acúmulo de COT no solo destes tratamentos foi superior às emissões de gases de efeito estufa, evidenciando importante papel do COT do solo na contabilização do PAG (Robertson et al., 2000). Conforme dados apresentados e discutidos no capítulo 1, a adubação mineral reduziu o estoque de C no solo, o que contribuiu para que o PAG líquido fosse aumentado.

Em acordo ao observado no local 1, no local 2 o menor PAG líquido também ocorreu no tratamento em que a injeção foi associada ao uso da DCD (Inj + DCD), o qual superou significativamente os tratamentos testemunha e adubação mineral (NPK). Também no local 2 a adição do inibidor de nitrificação aos DLS reduziu o PAG líquido, sendo que a redução foi de 46% com a aplicação superficial dos DLS e de 74% com a sua injeção no solo, embora não significativamente diferente em ambos os modos de aplicação dos DLS (Quadro 3). Os valores do PAG líquido do local 2 foram superiores aos do local 1 por duas razões principais:

as emissões acumuladas de GEE foram maiores em função das características de solo (maior teor de argila e de C) e o histórico de manejo do local 2 favoreceu a redução dos teores de COT do solo, em relação ao estoque inicial, o que aumentou os valores do PAG.

### **PAG líquido em escala de rendimento**

Quanto ao PAG líquido em escala de rendimento, ele foi calculado com base na produtividade média de grãos de três safras agrícolas de milho em cada local, cujo efeito dos mesmos tratamentos avaliados no presente estudo sobre o acúmulo de N e a produtividade da cultura foi abordado por Miola (2014). Optou-se por calcular o PAG líquido em escala de rendimento considerando apenas o milho, já que a maior parte das emissões de gases de efeito estufa se deu nessa cultura e, também, porque na sucessão de culturas estudadas, o milho é a aquela com maior valor econômico.

Os resultados do PAG líquido em escala de rendimento, calculado com base na relação entre a emissão anual de  $N_2O$  e  $CH_4$  somada à taxa real de acúmulo de COT, convertidos em equivalente  $CO_2$ , e a produtividade de grãos (Quadro 4) indicam que, no local 1, o tratamento testemunha apresentou a maior emissão anual de GEE, em equivalentes  $CO_2$ , por cada Mg de grãos produzida ( $1,11 \text{ Mg eq } CO_2 \text{ Mg}^{-1} \text{ de grãos ano}^{-1}$ ), sem diferir significativamente da adubação mineral ( $NPK = 0,58 \text{ Mg eq } CO_2 \text{ Mg}^{-1} \text{ de grãos ano}^{-1}$ ) e da injeção dos DLS ( $Inj = 0,40 \text{ Mg eq } CO_2 \text{ Mg}^{-1} \text{ de grãos ano}^{-1}$ ). No caso da testemunha, os resultados se justificam porque, embora as emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  tenham sido baixas houve elevada perda de COT do solo e baixa produtividade de grãos de milho (Quadro 4), evidenciando que sistemas pouco produtivos, embora com baixas emissões de GEE, são prejudiciais ambientalmente, com elevado PAG. Com relação à adubação mineral, apesar da produtividade média de grãos de milho ter sido semelhante às produtividades observadas com aplicação de DLS, houve perda elevada de COT, o que fez com que o PAG líquido fosse elevado (Quadro 3). Já no tratamento com injeção dos DLS (*Inj*), o fator responsável por um elevado PAG líquido foi a alta emissão de  $N_2O$ , que não foi suficientemente contrabalanceada pelo aumento na produtividade de grãos de milho.

No local 2, embora não tenha sido observada diferença significativa no PAG líquido em escala de rendimento entre os modos de aplicação dos DLS e nem entre o uso ou não do inibidor de nitrificação se observa que o valor foi 44,3% menor com a injeção do que com a aplicação superficial dos DLS e que a DCD reduziu os valores em 44,3% na aplicação superficial e em 74,4% com a injeção dos DLS. O maior valor para o PAG líquido em escala de rendimento foi observado na testemunha ( $2,66 \text{ Mg eq } CO_2 \text{ Mg}^{-1} \text{ de grãos ano}^{-1}$ ), em função

dos mesmos fatores já mencionados para justificar esse mesmo resultado observado no local 1. Essa ausência de resposta dos tratamentos no local 2 pode ter ocorrido em função das elevadas perdas de COT do solo, as quais foram justificadas com base no histórico de cultivo da área (apresentadas no primeiro capítulo), e que contribuíram para o aumento do PAG líquido.

De maneira geral, as diferenças observadas entre os tratamentos quanto aos valores do PAG líquido baseados em escala de rendimento (Quadro 4) foram próximas daquelas observadas quando o PAG líquido foi calculado em escala de área (Quadro 3). A expectativa de que a injeção dos DLS associada ao uso do inibidor de nitrificação (DCD) fosse capaz de reduzir as perdas de N por volatilização de amônia e desnitrificação e, com isso, favorecesse a adição de biomassa aérea e radicular ao solo pelas culturas, aumentando a produtividade de grãos e diminuindo o PAG líquido em escala de área e rendimento de grãos de milho não foi confirmada devido à alta variabilidade dos dados e da conseqüente ausência de diferença significativa. Contudo, destaca-se a tendência da injeção dos DLS, associada à DCD, promover benefícios ambientais, em relação à adubação mineral, à injeção dos DLS como prática isolada e ao modo tradicionalmente empregado de distribuição dos DLS na superfície do solo, em SPD. Essa tendência observada quando a injeção dos DLS é associada à DCD se deve à redução das emissões gasosas, ao incremento de acúmulo de COT no solo e à manutenção da produtividade de grãos.

#### **4.5 CONCLUSÕES**

O PAG em escala de área é maior na adubação mineral do que quando os DLS são injetados no solo associados à DCD, evidenciando os benefícios ambientais desse último manejo.

As determinações que mais contribuem para o PAG na sucessão aveia-trigo/milho em semeadura direta são, em ordem crescente, a taxa real de acúmulo de COT, a emissão de óxido nitroso e a emissão de metano.

#### **4.6 REFERÊNCIAS**

Aita C, Gonzatto R, Miola ECC, Santos DB, Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, Pujol SB, Giacomini DA, Giacomini SJ. Injection of DCD-treated pig slurry reduced NH<sub>3</sub> volatilization without enhancing soil N<sub>2</sub>O emissions from no-till corn in southern Brazil. *J Environ Qual.* 2014; 43: 789-800. doi:10.2134/jeq2013.07.0301

Artaxo P, Berntsen T, Betts R, Fahey DW, Haywood J, Lean J, Lowe DC, Myhre G, Nganga J, Prinn R, Raga G, Schulz M, Dorland RV. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: *Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 2007; 130–234. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Ball B, McTaggart I, Scott A. Mitigation of greenhouse gas emissions from soil under silage production by use of organic manures or slow-release fertilizer. *Soil Use Manag* 2006;20:287–95. doi: 10.1111/j.1475-2743.2004.tb00371.x

Barros FM, Martinez MA, Matos AT, Neves JCL, Silva DD. Nitrogênio orgânico mineralizável em solo tratado com água residuária da suinocultura. *R Bras Eng Agríc Ambiental*. 2005; 09: 146-49.

Bhandral R, Bolan NS, Saggiar S. Nitrous oxide emission from farm dairy effluent application in grazed grassland. *R C Suelo Nutr Veg*. 2010; 10:22-34. doi: 10.4067/S0718-27912010000100003

Bhattacharyya P, Roy KS, Neogi S, Adhya TK, Rao KS, Manna MC. Effects of rice straw and nitrogen fertilization on greenhouse gas emissions and carbon storage in tropical flooded soil planted with rice. *Soil Till Res*. 2012; 124:119–30. doi: 10.1016/j.still.2012.05.015

Bowman F. The influence of glucose and nitrate concentrations upon denitrification rates in sandy soils. *Soil Biol Biochem*. 1974; 6:297–301.

Carvalho JNC, Avanzi JC, Silva MLN, Mello, CR, Cerri CEP. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Rev Bras Ciênc Solo*. 2010; 34: 277-90. doi.org/10.1590/S0100-06832010000200001

Ceretta CA, Basso CJ, Pavinato PS, Trentin EE, Girotto E. E. Produção de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com a aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Ciência Rural*. 2005; 35: 1287-295. doi: 10.1590/S0103-84782005000600010

Cerri CC, Maia SMF, Galdos MV, Cerri CEP, Feigl BJ, Bernoux M. Brazilian Greenhouse Gas Emissions: The importance of Agriculture and Livestock. *Sci Agric*. 2009; 66: 831-43. doi: 10.1590/S0103-90162009000600017

Chadwick D, Sommer S, Thorman R, Fanguero D, Cardenas L, Amon B, Misselbrook T. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Anim Feed Sci Technol*. 2011; 166–67: 514–31. doi:10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036

Chadwick DR, Pain BF, Brookman SKE. Nitrous oxide methane emissions following application of animal manures to grassland. *J Environ Qual*. 2000; 29: 277-87. doi: 10.2134/jeq2000.00472425002900010035x

Chantigny MH, Rochette P, Angers DA, Massé D, Côté D. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. *Soil Sci Soc Am J*. 2004; 68: 306-12. doi: 10.2136/sssaj2004.306

Comissão de Química e Fertilidade do Solo - CQFSRS/SC. Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10 ed. Porto Alegre, SBSC/Núcleo Regional Sul, 2004. 400p.

Costa FS, Bayer C, Zanatta JÁ, Mielniczuk J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. *R Bras Ci Solo*. 2008; 32: 323-32. doi: 10.1590/S0100-06832008000100030

Davidson EA. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nat Geo*. 2009; 2: 659-62. doi:10.1038/ngeo608

Dell CJ, Meisinger JJ, Beegle DB. Subsurface application of manures slurries for conservation tillage and pasture soils and their impact on the nitrogen balance. *J Environ Qual*. 2011; 40: 352-61. doi:10.2134/jeq2010.0069

Dendooven, L. Greenhouse gas emissions under conservation agriculture compared to traditional cultivation of maize in the central highlands of Mexico. *Sci Total Environ*. 2012; 431: 237–44. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.05.029

Dhadli HS, Brar BS, Kingra PK. Temporal variations in N<sub>2</sub>O emissions in maize and wheat crop seasons: Impact of N-fertilization, crop growth, and weather variables. *J Crop Im*. 2016; 30: 17–31. doi:10.1080/15427528.2015.1095264

Di HJ, Cameron KC. Reducing environmental impacts of agriculture by using a fine particle suspension nitrification inhibitor to decrease nitrate leaching from grazed pastures. *Agric Ecosyst Environ*. 2005; 109: 202–12. doi: 10.1016/j.agee.2005.03.006

Feng J, Chen C, Zhang Y, Song Z, Deng A, Zheng C, Zhang W. Impacts of cropping practices on yield-scaled greenhouse gas emissions from rice fields in China: A meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ*. 2013; 164: 220–28. doi: 10.1016/j.agee.2012.10.009

Gärdenäs AI, Ågren GI, Bird JA, Clarholm M, Hallin S, Ineson P, Kätterer T, Knicker H, Nilsson SI, Näsholm T, Ogle S, Paustian K, Persson T, Stendahl J. Knowledge gaps in soil carbon and nitrogen interactions – From molecular to global scale. *Soil Biology and Biochemistry*. 2011; 43: 702-17. doi: 10.1016/j.soilbio.2010.04.006

Gutiérrez AS, Eras JJC, Billen P, Vandecasteele, C. Environmental assessment of pig production in Cienfuegos, Cuba: alternatives for manure management. *J Clean Produc*. 2016; 112: 2518-528. doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.082

Hansen MN, Sommer SG, Madsen NP. Reduction in ammonia emission by shallow slurry injection: injection efficiency and additional energy demand. *J Environ Qual*. 2003; 32: 1099–104. doi:10.2134/jeq2003.1099

Huijsmans, JFM, Hol JMG, Vermeulen GG. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmos Environ*. 2003; 37: 3669-680. doi:10.1016/S1573-5214(01)80021-X

IPCC. Carbon dioxide capture and storage. METZ, B.; DAVIDSON, O.; CONINCK, H.; LOOS, M.; MEYER, L. (Eds). Cambridge University press, New York, 2005.431 p.

IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

IPCC. Climate change 2001: the scientific basis. United Kingdom: Cambridge University Press, 2001. 881p.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Working group II contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Technical Report. Cambridge University Press, Cambridge, UK/New York, USA. 2014

Johnson JMF, Reicosky DC, Allmaras RR, Sauer TJ, Venterea RT, Dell CJ. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. *Soil Till Res.* 2005; 83: 73–94. doi:10.1016/j.still.2005.02.010

Li LJ, Han XZ, You MY, Horwath WR. Nitrous oxide emissions from Mollisols as affected by long-term applications of organic amendments and chemical fertilizers. *Sci Total Environ.* 2013; 452–453: 302–08. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.03.002

Linquist B, Groenigen KJV, Adviento-Borbe MA, Pittelkow C, Kessel CV. An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops. *Glob Change Biol.* 2012; 18: 194–209. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02502.x

Lovanh N, Warren J, Sistani K. Determination of ammonia and greenhouse gas emissions from land application of swine slurry: A comparison of three application methods. *Bioresour Technol.* 2010; 101: 1662–667. doi: 10.1016/j.biortech.2009.09.078

Lv J, Liu X, Liu H, Wang X, Li K, Tian C, Christie P. Greenhouse gas intensity and net annual global warming potential of cotton cropping systems in an extremely arid region. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 2014; 98: 15–26. doi: 10.1007/s10705-0

Ma YC, Kong XW, Yang B, Zhang XL, Yan XY, Yang JC, Xiong ZC. Net global warming potential and greenhouse gas intensity of annual rice–wheat rotations with integrated soil–crop system management. *Agric Ecosyst Environ.* 2013; 164: 209–219. doi: 10.1016/j.agee.2012.11.003.

Machado PLOA. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. *Quim Nova.* 2005; 28: 329–334. doi: 10.1590/S0100-40422005000200026

Meijide A, Díez JA, Sánchez-Martín L, López-Fernández S, Vallejo A. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. *Agric Ecosyst Environ.* 2007; 121:383–94. doi:10.1016/j.agee.2006.11.020

Meki MN, Kemanian AR, Potter SR, Blumenthal JM, Williams JR, Gerik TJ. Cropping system effects on sorghum grain yield, soil organic carbon, and global warming potential in central and south Texas. *Agric Syst.* 2013; 117: 19–29. doi: 10.1016/j.agry.2013.01.004

Miola ECC. Estratégias para reduzir as emissões gasosas e melhorar o aproveitamento do nitrogênio de dejetos de suínos pelo milho em plantio direto [tese]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2014.

- Mkhabela MS, Gordon R, Burton D, Madani A, Hart W, Elmi, A. Ammonia and nitrous oxide emissions from two acidic soils of Nova Scotia fertilized with liquid hog manure mixed with or without dicyandiamide. *Chemosphere*. 2006; 65: 1381-387. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.04.062
- Moreira FMS, Siqueira, JO. *Microbiologia e bioquímica do solo*. 2. ed. atual. e ampl. Lavras: Editora UFLA, 2006.
- Nemecek T, Weiler K, Plassmann K, Schnetzer J, Gaillard G, Jefferies D, García-Suárez T, King H, Canals LM. Estimation of the variability in global warming potential of worldwide crop production using a modular extrapolation approach. *J Clean Prod*. 2012; 31:106-17. doi: 10.1016/j.jclepro.2012.03.005
- Noll M, Frenzel P, Conrad R. Selective stimulation of type 1 methanotrophs in a rice paddy soil by urea fertilization revealed by RNA-based stable isotope probing. *FEMS Microb Ecol*. 2008; 65: 125-32. doi: 10.1111/j.1574-6941.2008.00497.x
- Perälä P, Kapuinen P, Esala M, Tyynelä S, Regina K. Influence of slurry and mineral fertilizer application techniques on N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes from a barley field in southern Finland. *Agric Ecosyst Environ*. 2006; 117:71-8. doi:10.1016/j.agee.2006.03.027
- Pereira BD, Maia JCS, Camilo TR. Eficiência técnica na suinocultura: efeito dos gastos com o meio ambiente e da renúncia fiscal. *R Bras Eng Agríc Ambiental*. 2008; 12: 200-04. doi: 10.1590/S1415-43662008000200013
- Petersen SO, Nielsen TH, Frostega RD A, Olesen T. Oxygen uptake, carbon metabolism, and denitrification associated with manure hot-spots. *Soil Biol.Biochem*. 1996; 28: 341-49.
- Petersen SO, Nissen HH, Lund I, Ambus P. Redistribution of slurry components as influenced by injection method, soil, and slurry properties. *J. Environ. Qual*. 2003; 32: 2399-409.
- Robertson GP, Paul EA, Harwood RR. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to radiative forcing of the atmosphere. *Science*. 2008; 289: 1922-925. doi: 10.1126/science.289.5486.1922
- Rochette P, Bertrand N. Soil air sample storage and handling using polypropylene syringes and glass vials. *Can. J. Soil. Sci*. 2003; 83:631-37. doi: 10.4141/S03-015
- Rochette P, Hutchinson GL. 2005. Measuring soil respiration using chamber techniques. Pages 227-266 in J. Hatfield and J.M. Baker, eds. *Micromet studies of the soil-plant-atmosphere continuum*. ASA monograph, Madison, WI.
- SEEG - Documento de análise [recurso eletrônico]: evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2013): setor agropecuário / Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola (IMAFLOA). – São Paulo: Observatório do Clima, 2015. 57 p.
- Singh J, Saggarr J, Bolan NS, Zaman M. The role of inhibitors in the bioavailability and mitigation of nitrogen losses in grassland ecosystems. *Dev Soil Sci*. 2008; 32: 329-62. doi:10.1016/S0166-2481(07)32015-1

Smith E, Gordon RJ, Bourque CPA, Campbell AJ. Comparison of three simple field methods for ammonia volatilization from manure. *Can J Soil Sci.* 2000; 87: 469-77. doi: 10.4141/CJSS06038

Smith KA, Thomson PE, Clayton H, McTaggart IP, Conen F. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmos Environ.* 1998; 32: 3301-309. doi: 10.1016/S1352-2310(97)00492-5

Subbarao GV, Ito O, Sahrawat KL, Berry WL, Nakahara K, Ishikawa T, Watanabe T, Suenaga K, Rondon M, Raio IM. Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems - challenges and opportunities. *Cr Rev Plant Sci.* 2006; 25: 303-35. doi:10.1080/07352680600794232

Sylvia DM, Fuhrmann JJ, Peter G, Zuberer DA. Principles and applications of soil microbiology. New Jersey: Prentice-Hall, Inc., 550 p., 1998.

Tedesco MJ. Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: UFRGS, 174p, 1995. (Boletim técnico, 5).

Thangarajan R, Bolan NS, Tian G, Naidu R, Kunhikrishnan A. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. *Sci Total Environ.* 2013; 465: 72-96. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.031

Thompson RB, Meisinger JJ. Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the Mid-Atlantic USA. *J Environ Qual.* 2002; 31: 1329-338. doi:10.2134/jeq2002.1329

Thomsen IK, Pedersen AR, Nyord T, Petersen SO. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N<sub>2</sub>O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agr Ecosyst Environ.* 2010; 136: 227-35. doi: 10.1016/j.agee.2009.12.001

Vallejo A, García-Torres L, Díez JA, Arce A, López-Fernández S. Comparison of N losses (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N<sub>2</sub>O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. *Plant Soil.* 2005; 272: 313-25. doi:10.1007/s11104-004-5754-3

Vallejo, A., Skiba UM, García-Torres L, Arce A, López-Fernández S, Sánchez-Martín L. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biol. Biochem.* 2006; 38:2782-793. doi:10.1016/j.soilbio.2006.04.040

Velthof GL, Kuikman PJ, Oenema O. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biol Fert Soils.* 2003; 37: 221-30. doi: 10.1007/s00374-003-0589-2

Velthof GL, Mosquera J. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agr Ecosyst Environ.* 2011; 140: 298-308. doi: 10.1016/j.agee.2010.12.017

Webb J, Pain B, Bittman S, Morgan J. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response – A review. *Agr Ecosyst Environ.* 2010; 137: 1-2. doi: 10.1016/j.agee.2010.01.001

Wulf S, Maeting M, Clemens J. Application technique and slurry cofermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. *J Environ Qual*. 2001; 31: 1795-801. doi: 10.2134/jeq2002.1795

Xue X, Pang Y, Landis AE. Evaluating agricultural management practices to improve the environmental footprint of corn-derived ethanol. *Renew Energ*. 2014; 66: 454-60. doi: 10.1016/j.renene.2013.12.026

Zou J, Huang Y, Zong L, Zheng X, Wang Y. Carbon dioxide, methane, and nitrous oxide emissions from a rice-wheat rotation as affected by crop residue incorporation and temperature. *Adv Atmos Sci*. 2004; 215: 691–98. doi: 10.1007/BF02916366

**Quadro 1.** Cronograma das operações realizadas nos locais 1 e 2.

Operações	Local 1						Local 2				
	Aveia	Milho	Aveia	Milho	Aveia	Milho	Milho	Aveia	Milho	Trigo	Milho
	2011	2011-12	2012	2012-13	2013	2013-14	2011-12	2012	2012-13	2013	2013-14
Aplicação do DLS	11/08/11	15/11/11	03/07/12	27/10/12	20/06/13	23/11/13	01/12/11	12/06/12	20/11/12	06/06/13	12/12/13
Semeadura	12/08/11	17/11/11	03/07/12	30/10/12	23/06/13	26/11/13	03/12/11	12/06/12	22/11/12	08/06/13	16/12/13
Aplicação N-uréia											
Pré-semeadura	11/08/11	15/11/11	03/07/12	27/10/12	20/06/13	23/11/13	03/12/11	12/06/12	22/11/12	06/06/13	16/12/13
1ª cobertura	21/09/11	15/12/11	13/08/12	26/11/12	05/08/13	05/01/14	05/01/12	24/07/12	14/12/12	11/07/13	20/01/14
2ª cobertura	14/10/11	-	10/09/12	17/12/12	02/09/13	-	-	-	-	-	-
Colheita - matéria seca	04/11/11	-	08/10/12	-	10/10/13	-	-	29/09/12	-	-	-
Colheita - grãos	-	16/04/12	-	17/04/13	-	04/04/14	23/04/12	-	27/04/13	05/11/13	15/04/14

**Quadro 2.** Dose de dejetto líquido de suíno (DLS) em cada local e cultura e principais características dos DLS aplicados, quanto ao valor de pH e aos teores de matéria seca (MS), nitrogênio total (Nt), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrogênio orgânico (No) e carbono total (Ct) (dados expressos em base úmida).

Cultivo	Dose	MS	Nt	NAT	No	Ct	C/N	pH
	$\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$							
<i>Local 1</i>								
Aveia <sub>2011</sub>	40,3	13,4	3,36	2,51	0,85	3,84	1,14	7,8
Milho <sub>2011-12</sub>	46,0	20,9	3,26	2,45	0,81	6,05	1,85	8,2
Aveia <sub>2012</sub>	34,2	31,9	3,66	2,72	0,94	10,81	2,95	6,1
Milho <sub>2012-13</sub>	57,3	16,5	2,69	2,17	0,52	5,60	2,08	7,1
Aveia <sub>2013</sub>	36,6	33,9	4,05	2,90	1,15	9,93	2,45	6,9
Milho <sub>2013-14</sub>	54,5	13,8	3,45	2,60	0,85	5,20	1,50	7,9
<i>Local 2</i>								
Milho <sub>2011-12</sub>	50,0	27,0	2,99	2,35	0,64	7,02	2,30	8,2
Aveia <sub>2012</sub>	40,0	37,0	3,90	2,80	1,10	12,81	3,28	6,1
Milho <sub>2012-13</sub>	49,5	23,0	3,28	2,42	0,86	7,33	1,82	7,2
Trigo <sub>2013</sub>	40,0	41,1	3,76	2,75	1,01	10,79	2,87	6,9
Milho <sub>2013-14</sub>	50,0	23,0	3,30	2,60	0,70	8,20	2,48	7,6

**Quadro 3.** Média anual das emissões acumuladas de metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), emissão de gases de efeito estufa (GEE), taxa real de acúmulo de carbono orgânico total (TRAC) do solo e potencial de aquecimento global (PAG) líquido nos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup+DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj+DCD) nos locais 1 e 2.

Tratamentos	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	Emissão de	TRAC	PAG líquido**
	kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>		GEE*	kg eq CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	
				Mg eq CO <sub>2</sub> ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	
<i>Local 1</i>					
Testemunha	-0,12 a	0,79 e	232,78 e	-4.009,97 bc	4,24 ab
NPK	-1,30 bc	2,35 d	670,02 d	-4.142,22 c	4,81 a
Sup	-0,65 abc	4,48 b	1.320,71 b	665,42 abc	0,65 ab
Sup+DCD	-1,43 c	2,77 cd	791,41 cd	801,24 ab	-0,009 ab
Inj	-0,47 ab	16,57 a	4.926,74 a	1.363,38 a	3,56 ab
Inj+DCD	-0,08 a	3,44 c	1.025,89 c	1.610,11 a	-0,58 b
C.V. (%)	88,9	12,0	12,2	46,0	152,5
<i>Local 2</i>					
Testemunha	-0,10 ab	2,89 d	860,78 d	-11.030,02 c	11,89 a
NPK	-0,43 abc	4,63 d	1.369,86 d	-6.287,29 bc	7,65 ab
Sup	1,03 a	11,82 b	3.549,88 b	-2.819,71 ab	6,36 abc
Sup+DCD	-1,19 cd	9,67 c	2.851,70 c	-568,18 ab	3,42 bc
Inj	-1,52 cd	19,88 a	5.888,62 a	1.644,32 a	4,24 bc
Inj+DCD	-1,63 d	12,00 b	3.535,46 b	2.413,22 a	1,12 c
C.V. (%)	153,7	13,2	13,7	37,3	64,9

\* Emissão de GEE (kg eq CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) = (CH<sub>4</sub> x 25) + (N<sub>2</sub>O x 298)

\*\* PAG líquido (Mg eq CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) = (CH<sub>4</sub> x 25) + (N<sub>2</sub>O x 298) – (44/12 x TRAC)

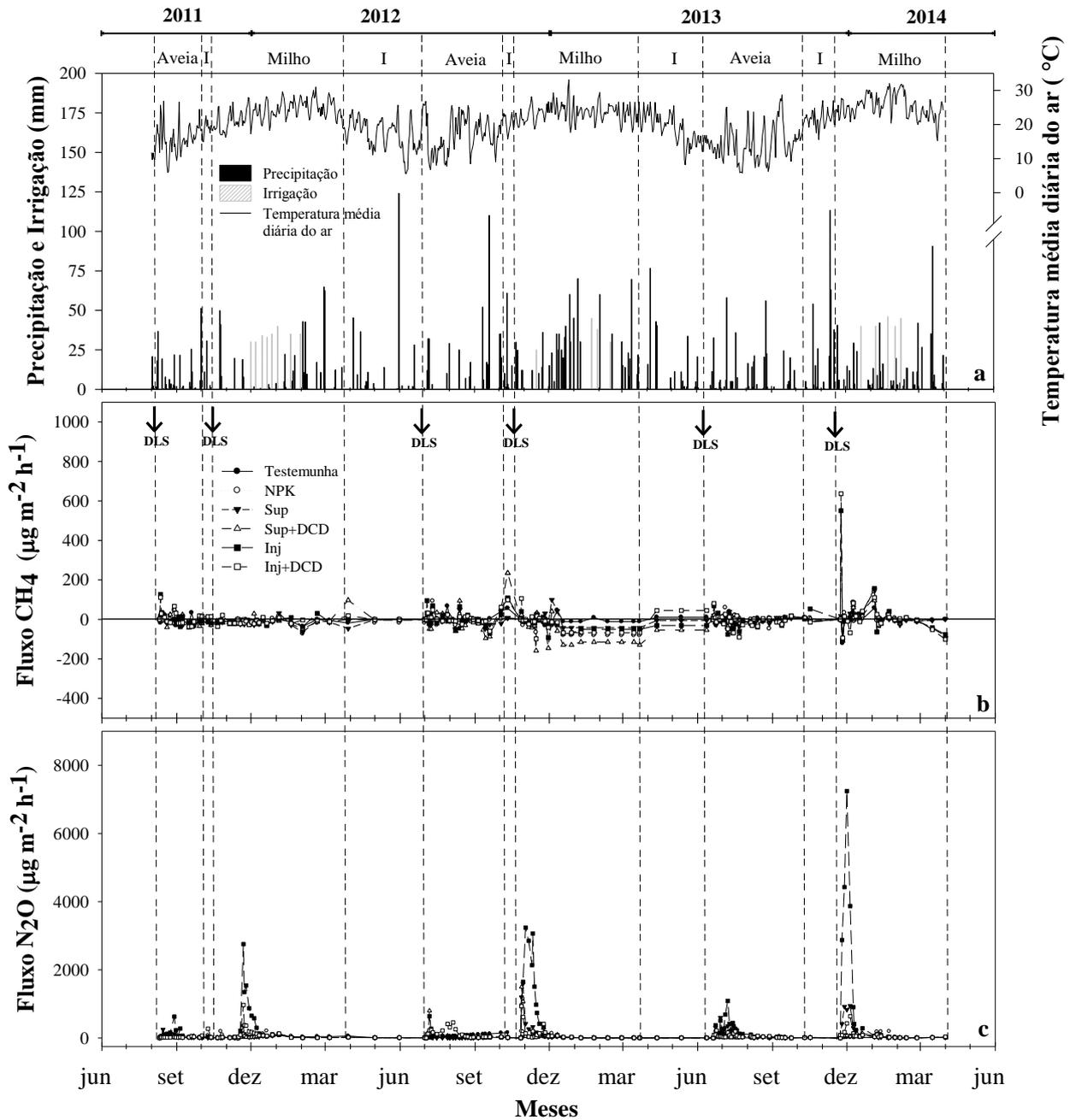
Letras diferentes na coluna indicam diferença significativa entre os tratamentos (teste LSD; p < 0,05).

**Quadro 4.** Produtividade anual, média anual de grãos de milho e potencial de aquecimento global (PAG) líquido em escala de rendimento nos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup+DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj+DCD) nos locais 1 e 2.

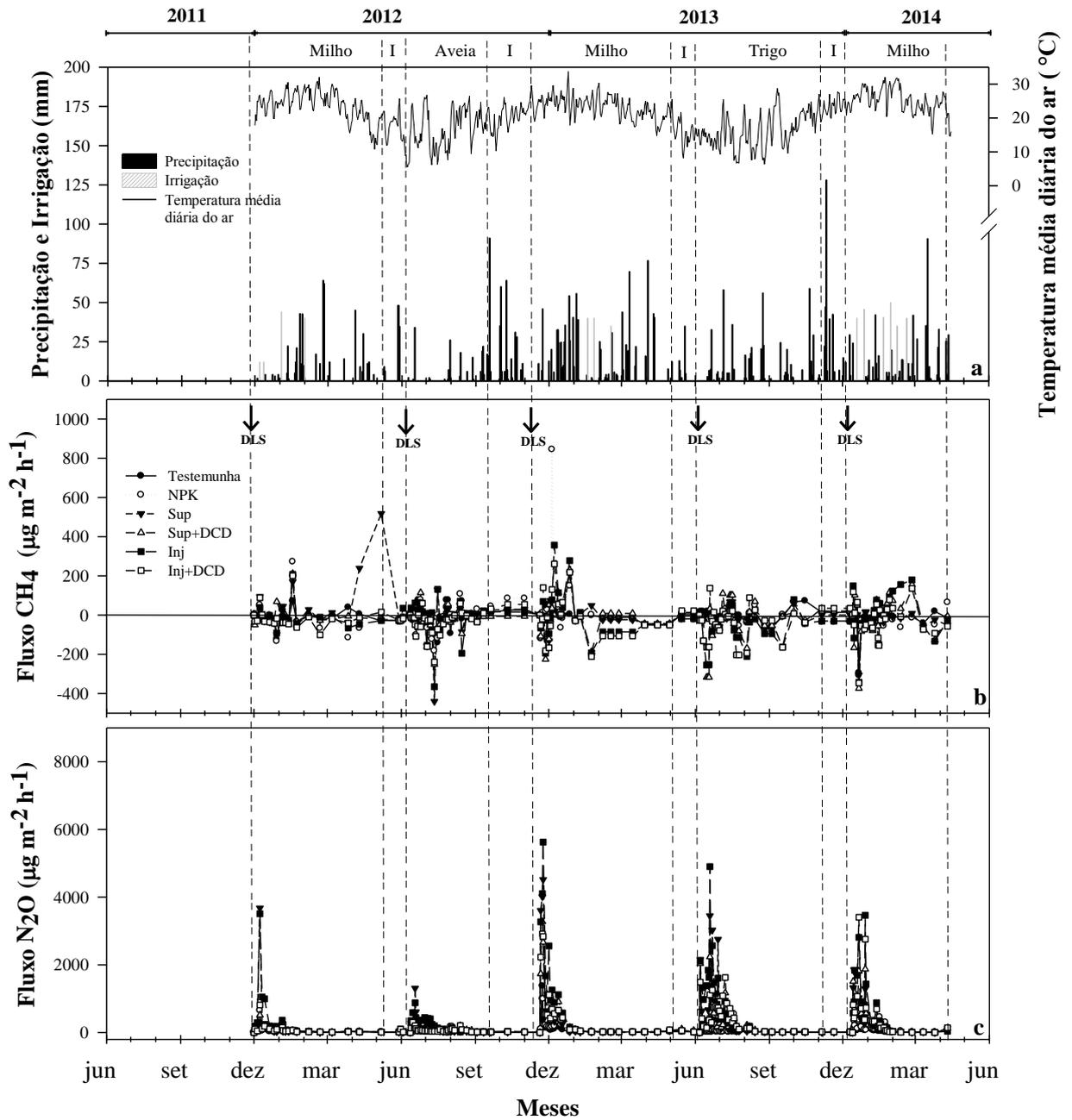
Tratamentos	Produtividade de grãos de milho				PAG líquido em escala de rendimento *
	2011/12	2012/13	2013/14	Média anual	Mg eq CO <sub>2</sub> Mg <sup>-1</sup> de grãos ano <sup>-1</sup>
	Mg ha <sup>-1</sup>			Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	
<i>Local 1</i>					
Testemunha	5,5 d	4,9 b	2,7 b	4,2 c	1,11 a
NPK	10,4 a	10,7 a	4,8 a	8,6 ab	0,58 ab
Sup	8,6 bc	11,3 a	5,2 a	8,3 ab	0,07 b
Sup+DCD	8,2 c	10,6 a	5,0 a	7,9 b	0,04 b
Inj	10,3 ab	11,4 a	5,0 a	8,9 a	0,40 ab
Inj+DCD	9,4 abc	11,3 a	5,5 a	8,7 ab	-0,03 b
C.V. (%)	13,2	8,5	17,4	7,4	131,5
<i>Local 2</i>					
Testemunha	5,9 d	4,5 c	3,6 c	4,6 c	2,66 a
NPK	9,6 bc	10,6 ab	8,1 b	9,4 b	0,79 b
Sup	9,8 abc	10,5 ab	8,0 b	9,4 b	0,70 b
Sup+DCD	8,9 c	9,9 b	7,8 b	8,9 b	0,39 b
Inj	11,0 ab	12,2 a	8,3 ab	10,7 a	0,39 b
Inj+DCD	11,6 a	11,8 a	9,5 a	10,9 a	0,10 b
C.V. (%)	13,2	12,0	7,8	7,3	67,2

\* PAG líquido em escala de rendimento (Mg eq. CO<sub>2</sub> Mg<sup>-1</sup> de grãos ano<sup>-1</sup>) = PAG líquido / média anual de produtividade de grãos de milho.

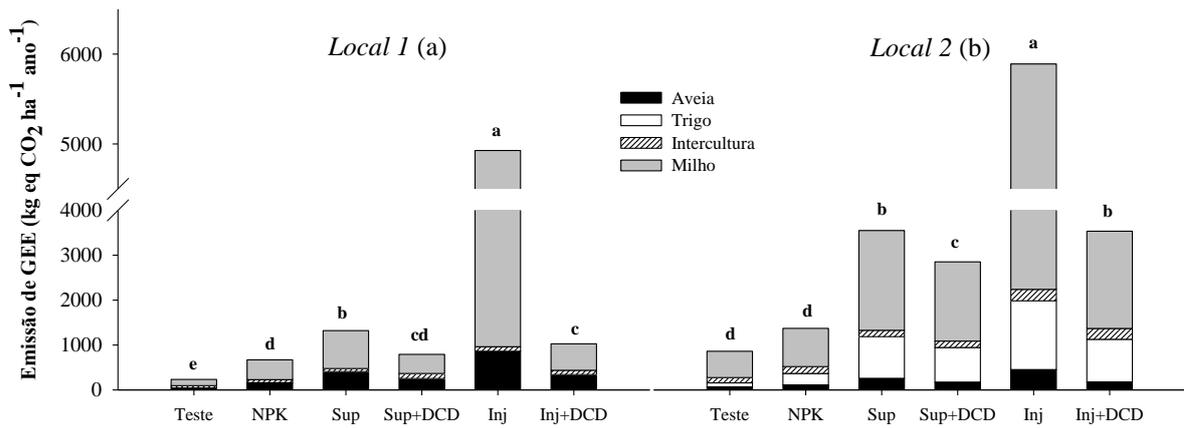
Letras diferentes na coluna indicam diferença significativa entre os tratamentos (teste LSD; p < 0,05).



**Figura 1.** Precipitações, irrigações e temperatura média diária do ar (a); variações sazonais dos fluxos de metano (CH<sub>4</sub>) (b) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (c) na sucessão aveia-milho após a aplicação dos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup+DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj+DCD) no local 1 durante 11/08/2011 a 31/03/2014. I representa o período interculturas.



**Figura 2.** Precipitações, irrigações e temperatura média diária do ar (a); variações sazonais dos fluxos de metano (CH<sub>4</sub>) (b) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (c) na sucessão aveia/trigo-milho após a aplicação dos tratamentos testemunha, adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup+DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj+DCD) no local 2 durante 01/12/2011 a 09/04/2014. I representa o período interculturas.



**Figura 3.** Contribuição das culturas de aveia, trigo e milho e do período interculturas na emissão anual de gases de efeito estufa nos tratamentos testemunha (Teste), adubação mineral (NPK), dejetos em superfície (Sup), dejetos em superfície com dicianodiamida (Sup + DCD), dejetos injetados (Inj) e dejetos injetados com dicianodiamida (Inj + DCD) nos locais 1 (a) e 2 (b). Letras diferentes minúsculas indicam diferença significativa (teste LSD;  $p < 0,05$ ).

## 5 DISCUSSÃO GERAL

Os resultados apresentados no artigo I e II mostram que quando a adubação mineral é confrontada à orgânica com DLS, a primeira apresenta menor adição de C ao solo, no entanto devido à baixa emissão de GEE por esse tratamento, o PAG líquido e em escala de rendimento não diferiu entre as fontes. O efeito dos DLS à adição de C ao solo, apresentados no artigo 1, mostrou-se ocorrer de forma indireta por meio do incremento da produção vegetal, já que de forma direta esse contribuiu com apenas 10% do C total adicionado ao solo ao longo de ambos os experimentos, com seis (local 1) e cinco (local 2) sucessivas aplicações. Os modos de aplicação de DLS não diferiram quanto à adição de C ao solo, mostrando que apesar da conhecida diferença entre as perdas de N nesses sistemas (aplicação superficial com elevada volatilização de  $\text{NH}_3$  e injeção com elevada emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ ) (AITA et al., 2014) o N disponível no solo foi capaz de suprir a demanda nutricional das plantas. A adição de DCD, cuja expectativa era de que ao preservar o N na forma amoniacal pudesse incrementar a produção e o conseqüente fornecimento de C ao solo, não foi confirmada.

O estoque de COT do solo, quando constatado incremento, ocorreu na camada mais superficial (profundidade 0,00 - 0,05 m no local 1 e profundidades 0,025 - 0,05 m e 0,05 - 0,10 m no local 2), o que atendia ao esperado e repertoriado na literatura para condição de semeadura direta. Os maiores estoques foram observados nos tratamentos que envolviam a injeção do solo (com e sem DCD) em comparação à adubação mineral e testemunha. Dois fatos podem estar relacionados a essa observação: i) o fato dos DLS serem depositados em sulcos de até cerca de 0,10 m pode ter favorecido o acúmulo de C nessa camada de solo; ii) a mobilização do solo nessa região do sulco pode ter desestruturado o solo e reduzido sua densidade, de forma que, ao se corrigir a densidade final do solo no respectivo tratamento com relação à condição inicial do solo, acrescentou-se massa ao mesmo, impactando no cálculo do estoque. Mesmo com essas razões, que poderiam impactar em maior estoque de COT no tratamento injetado, não se pode perceber diferenças entre os modos de aplicação de DLS quando ao acúmulo e taxa real de acúmulo de COT. Com relação à taxa aparente de acúmulo, cálculo feito relacionando o acúmulo do tratamento em questão e da testemunha, percebeu-se que, no local 1, o solo atuou como fonte de C na adubação mineral. No entanto, não se observou diferença entre os modos de aplicação de DLS e suas associações com DCD para essa variável.

Uma importante consideração a ser feita é o tempo de condução do experimento e ao histórico de manejo das áreas. A duração de 3 anos, apesar de ser um excelente tempo para o curso de doutorado, é tida como a médio prazo para a literatura. Assim, há necessidade de mais estudos os quais sejam conduzidos, se possível, por décadas. Quanto ao histórico das áreas, há diferença entre os locais como abordado no artigo I. De forma que, não podem ser feitas generalizações quanto aos resultados obtidos neles, pois é preciso tempo para que um novo equilíbrio de taxa de acúmulo de COT no solo seja atingido.

Utilizando os dados obtidos na taxa real de acúmulo de COT nos respectivos tratamentos, expressas no artigo I, e integralizando-a com as emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>, convertidas a equivalentes CO<sub>2</sub>, para estimar o potencial de aquecimento global (PAG), no artigo II, observou-se que a taxa de acúmulo de COT no solo é o fator que mais impacta no PAG. Em ordem crescente, segue o N<sub>2</sub>O e, por último, com menor importância, já que o solo atuou como dreno, o CH<sub>4</sub>.

Na sucessão aveia-trigo/milho a cultura que mais contribuiu com emissão de N<sub>2</sub>O, foi o milho devido às condições climáticas (elevada temperatura média do ar e necessidade de irrigação freqüente) da sua estação de cultivo. Também, por ser essa a cultura conduzida com vistas ao retorno econômico na propriedade rural, calculou-se o PAG em escala de rendimento de grãos de milho (artigo II).

Quanto ao PAG líquido em escala de área, as diferenças entre os modos de aplicação dos DLS e o uso ou não de DCD não foram significativas, muito embora a injeção dos DLS tenha resultado em um PAG líquido aproximadamente 5,5 vezes maior do que a sua aplicação na superfície no solo e a adição de DCD aos DLS (Sup + DCD e Inj + DCD). Mesmo não sendo significativo o feito da adição de DCD aos DLS, os valores negativos do PAG líquido obtido nestes tratamentos (no local 1) indicam um efeito potencial positivo da DCD em mitigar as emissões. Isso ocorreu porque o acúmulo de COT no solo destes tratamentos foi superior às emissões de gases de efeito estufa, evidenciando importante papel do COT do solo na contabilização do PAG (ROBERTSON et al., 2000).

Os resultados do PAG líquido em escala de rendimento indicam que, no local 1, o tratamento testemunha apresentou a maior emissão anual de GEE, em equivalentes CO<sub>2</sub>, por cada Mg de grãos produzida (1,11 Mg eq CO<sub>2</sub> Mg<sup>-1</sup> de grãos ano<sup>-1</sup>), sem diferir significativamente da adubação mineral (NPK = 0,58 Mg eq CO<sub>2</sub> Mg<sup>-1</sup> de grãos ano<sup>-1</sup>) e da injeção dos DLS (Inj = 0,40 Mg eq CO<sub>2</sub> Mg<sup>-1</sup> de grãos ano<sup>-1</sup>). Também nesse local, valor negativo foi observado no tratamento Inj + DCD (-0,03 Mg eq CO<sub>2</sub> Mg<sup>-1</sup> de grãos ano<sup>-1</sup>),

indicando que nas condições do estudo esse tratamento foi capaz de manter o rendimento da cultura e ao mesmo tempo mitigar emissões de GEE, incrementando o COT do solo.

Assim, destaca-se que a injeção dos DLS associada à DCD é uma alternativa promissora, do ponto de vista agrônomo e ambiental, para os solos manejados sob SPD. Outros trabalhos, que foram conduzidos nas mesmas condições do presente estudo, reforçam essa afirmativa (Miola, 2014; Gonzatto, 2016). Porém, futuros estudos devem contemplar uma avaliação do PAG mais ampla, abrangendo as emissões indiretas de  $N_2O$  através da volatilização de  $NH_3$ , como também os gastos energéticos com as operações e insumos agrícolas, na qual se contabilize os gastos com transporte e aplicação de DLS ao solo (nos diferentes modos de aplicação), produção do inibidor de nitrificação e custos da adubação mineral.

## 6 CONCLUSÕES GERAIS

A partir dos resultados obtidos nos dois experimentos que compõe o presente trabalho conclui-se que:

1. Não foi possível detectar diferença entre os modos de aplicação de DLS e sua combinação com a DCD quanto ao acúmulo de COT no solo.
2. A injeção de DLS+DCD, quando comparada à adubação mineral (NPK) e com a testemunha, proporciona maior adição de C via biomassa das culturas e maior acúmulo de COT, na sucessão aveia-trigo/milho.
3. Independente do modo de aplicação e da combinação com DCD, a adubação orgânica com DLS aumenta o acúmulo de COT no solo quando comparada à adubação mineral (NPK).
4. A taxa real de acúmulo de COT no solo, convertida em equivalente  $\text{CO}_2$ , é a mensuração que mais impacta no PAG, seguida pela emissão acumulada de  $\text{N}_2\text{O}$ .
5. Tanto nos tratamentos com adubação mineral quanto orgânica, o solo atuou como dreno de  $\text{CH}_4$ , evidenciando que na sucessão aveia/trigo-milho em sistema plantio direto esse gás apresenta pouca influência sobre o PAG.
6. O PAG em escala de área é maior na adubação mineral do que quando os DLS são injetados no solo associados à DCD, evidenciando os benefícios ambientais dessa última prática.
7. Elevados valores de PAG em escala de rendimento de grãos de milho são observados no tratamento testemunha, sem que haja diferença, para essa estimativa, entre adubação orgânica e mineral.

## REFERÊNCIAS

AITA C. et al. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in southern Brazil. **J Environ Qual.**, v. 43, n. 3, Jun. 2014. Disponível em: <<https://dl.sciencesocieties.org/publications/jeq/abstracts/43/3/789?access=0&view=pdf>>. Acesso em 20 ago. 2014. DOI:10.2134/jeq2013.07.0301

ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P. Effect of liquid swine manure rate, incorporation, and timing of rainfall on phosphorus loss with surface runoff. **J Environ Qual.**, v. 37, n. 1, Mar. 2007. Disponível em: <<https://dl.sciencesocieties.org/publications/jeq/abstracts/37/1/125?access=0&view=pdf>>. Acesso em 20 jan. 2013. DOI: 10.2134/jeq2007.0125

AMADO, T. J. C. et al. Potential of Carbon Accumulation in No-Till Soils with Intensive Use and Cover Crops in Southern Brazil. **J Environ Qual.**, v. 35, n. 4, Jun. 2006. Disponível em: <<https://dl.sciencesocieties.org/publications/jeq/abstracts/35/4/1599?access=0&view=pdf>>. Acesso em: 6 jun. 2013. DOI:10.2134/jeq2005.0233.

BALL COELHO, B. R. et al. Zonejection: Conservation Tillage Manure Nutrient Delivery System. **Agron J.**, v. 101, n. 1, 2009. Disponível em: <<https://dl.sciencesocieties.org/publications/aj/abstracts/101/1/215?access=0&view=pdf>>. Acesso em: 6 jun. 2013. DOI:10.2134/agronj2008.0001x.

BERENGUER, P. et al. Fertilisation of irrigated maize with pig slurry combined with mineral nitrogen. **Eur J Agron.**, v. 28, n. 4, 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S116103010800018X>>. Acesso em: 6 jun. 2013. DOI:10.1016/j.eja.2008.01.010

CERETTA, C. A. et al. Produtividade de grãos de milho, produção de MS e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Cienc. Rural**, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, 2005. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-84782005000600010&script=sci\\_abstract&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-84782005000600010&script=sci_abstract&tlng=pt)>. Acesso em: 6 jun. 2013. DOI: 10.1590/S0103-84782005000600010.

CHANTIGNY, M. H. et al. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. **Soil Sci Soc Am J.**, v. 68, n. 1, 2004. Disponível em: <<https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/68/1/306>>. Acesso em: 15 Jul. 2012. DOI:10.2136/sssaj2004.3060

DAMASCENO, F. **Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso.** 2010. 121 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

DAUDÉN, A.; QUÍLEZ, D. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. **Eur J Agron.**, v. 21, n. 1. Jun. 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S116103010300056X>>. Acesso em: 15 Jul. 2012. DOI:10.1016/S1161-0301(03)00056-X

DELL, C. J. et al. Low-Disturbance Manure Incorporation Effects on Ammonia and Nitrate Loss. **J Environ Qual.**, v. 41, n. 3, Jun. 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22565274>>. Acesso em: 20 Jun. 2012. DOI:10.2134/jeq2011.0327.

FENG, J. et al. Impacts of cropping practices on yield-scaled greenhouse gas emissions from rice fields in China: A meta-analysis. **Agric Ecosyst Environ.**, v. 164, Jan. 2013. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880912003842>>. Acesso em: 15 Jan. 2014. DOI: 10.1016/j.agee.2012.10.009

GONZATTO, R. **Injeção de dejetos de suínos no solo em plantio direto associada a um inibidor de nitrificação: efeito nas emissões de óxido nitroso e amônia.** 2012. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

GONZATTO R. et al. Injection and nitrification inhibitor improve the recovery of pig slurry ammonium nitrogen in grain crops in Brazil. **Agron J.**, v. 108, n. 3, Mai. 2016. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/299355566\\_Injection\\_and\\_Nitrification\\_Inhibitor\\_Improve\\_the\\_Recovery\\_of\\_Pig\\_Slurry\\_Ammonium\\_Nitrogen\\_in\\_Grain\\_Crops\\_in\\_Brazil](https://www.researchgate.net/publication/299355566_Injection_and_Nitrification_Inhibitor_Improve_the_Recovery_of_Pig_Slurry_Ammonium_Nitrogen_in_Grain_Crops_in_Brazil)>. Acesso em: 10 Jun. 2016. DOI: 10.2134/agronj2015.0462

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Efetivo de suínos. Disponível em:<<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/ppm2010.pdf>>. Acesso em: 10 de agosto de 2011.

KUNZ, A. et al. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, Set./Dez. 2005. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/121763/1/TECNOLOGIAS.pdf>>. Acesso em: 20 Mar. 2013.

LOVANH, N. et al. Determination of ammonia and greenhouse gas emissions from land application of swine slurry: A comparison of three application methods. **Bioresource Technol.**, v. 101, n. 6, Mar. 2010. Disponível em:<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852409013297>>. Acesso em: 20 Fev. 2013. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.09.078

MAGUIRE, R. O. et al. Novel Manure Management Technologies in No-Till and Forage Systems: Introduction to the Special Series. **J Environ Qual.**, v. 40, n. 2, Mar./Abr. 2011. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21520734>>. Acesso em: 20 Ago. 2013. DOI:10.2134/jeq2010.0396.

MAGUIRE, R. O. et al. Manure Application Technology in Reduced Tillage and Forage Systems: A Review. **J Environ Qual.**, v. 40, n. 2, Mar./Abr. 2011. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21520735>>. Acesso em: 20 Ago. 2013. DOI:10.2134/jeq2009.0228.

MAILLARD, E.; ANGERS, D. A. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. **Glob Change Biol.**, v. 20, n. 2, Fev. 2014. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.12438/abstract>>. Acesso: 27 Jun. 2014. DOI:10.1111/gcb.12438

MIOLA E. C. C. **Estratégias para reduzir as emissões gasosas e melhorar o aproveitamento do nitrogênio de dejetos de suínos pelo milho em plantio direto.** 2014. 114 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

ROBERTSON, G. P. et al. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science.*, v. 298, n. 5489, Set. 2000. Disponível em: < <http://science.sciencemag.org/content/289/5486/1922>>. Acesso em: 18 Set. 2013. DOI: 10.1126/science.289.5486.1922

ROCHETTE, P. et al. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Can J Soil Sci.**, v. 81, n. 4, Ago. 2001. Disponível em: < <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.4141/S00-044#.V2wlddIrLIU>>. Acesso em: 15 Abr. 2012. DOI: 10.4141/S00-044

SCHERER, E. E. et al. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas da Região Oeste Catarinense. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 34, n. 4, Jul./Ago. 2010. Disponível em: < [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0100-06832010000400034](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832010000400034)>. Acesso em: 15 Abr. 2012. DOI: 10.1590/S0100-06832010000400034

SEGANFREDO, M. A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo?. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v.16, n.3, p. 129-141, 1999.

USDA – United States Department of agriculture. Disponível em: <[http://www.usda.gov/wps/portal/usda/usdahome?navid=ANIMAL\\_PRODUCTION](http://www.usda.gov/wps/portal/usda/usdahome?navid=ANIMAL_PRODUCTION)>. Acesso em 10 de janeiro de 2014.