

**CAMILA ROSANA WUADEN**

**ESTOQUES E FRAÇÕES DE CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO  
SOB ADUBAÇÃO ORGÂNICA E SISTEMAS DE PREPARO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso  
Co-Orientador: Dra. Cláudia Guimarães Camargo Campos

**LAGES  
2018**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com  
auxílio do programa de geração automática da  
Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC

Wuaden, Camila Rosana

Estoques e frações de carbono e nitrogênio do  
solo sob adubação orgânica e sistemas de preparo /  
Camila Rosana Wuaden. - Lages , 2018.

94 p.

Orientador: Rodrigo da Silveira Nicoloso

Co-orientadora: Claudia Guimarães Camargo Campos  
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado  
de Santa Catarina, Centro de Ciências  
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em  
Ciências Ambientais, Lages, 2018.

1. Sequestro de carbono. 2. Plantio direto. 3.  
Composto orgânico. I. Nicoloso, Rodrigo da Silveira.  
II. Campos, Claudia Guimarães Camargo. , .III.  
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de  
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação  
em Ciências Ambientais. IV. Título.


**CAMILA ROSANA WUADEN**

**ESTOQUES E FRAÇÕES DE CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO  
SOB ADUBAÇÃO ORGÂNICA E SISTEMAS DE PREPARO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

**Banca examinadora:**

Orientador:


  
\_\_\_\_\_  
(Prof. Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso)  
UDESC

Co-orientador:

  
\_\_\_\_\_  
(Prof. Dra. Claudia Guimarães Camargo Campos)  
UDESC

Membros:

  
\_\_\_\_\_  
(Prof. Dr. Paulo Cezar Cassol)  
UDESC

  
\_\_\_\_\_  
(Prof. Dr. Juliano Corrulli Correa)  
EMBRAPA

**Lages, 30 de maio de 2018**



*Dedico este trabalho, com todo meu amor, à Lolita do Carmo Debastiani Wuaden, minha "Mamis" querida, e tem que ser com o nome completo, você sempre fez questão. Você, ou melhor dizendo a Senhora, sempre foi um grande exemplo pra mim, me ensinando a ser uma pessoa responsável, comprometida e honesta, que respeita a natureza e o próximo. Além de me dar a vida, de me ensinar a dar os primeiros passos e também me ensinar a fazer títulos incríveis, foi quem me instigou para seguir neste mundo da pesquisa, como minha professora de ciências e biologia. Seu tempo aqui conosco foi breve e sua partida me deixou sem chão, mas sigo com você em meu coração, lutando um pouco cada dia para reencontrar meu caminho e buscar meus sonhos, sendo um guerreira, como você me ensinou a ser, até no um dia. aguardo ansiosamente pelo nosso reencontro.*



## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por estar sempre junto de mim, iluminando e guiando meu caminho.

Aos meus pais Nivaldo e Lolita (*in memoriam*) meus maiores exemplos de vida, muito obrigado por todo carinho, amor, apoio, incentivo e força diante dos obstáculos. Minha mãe, sei que segues iluminando o meu caminho. As minhas irmãs Ana Flávia e Isabela, pelo apoio, incentivo e amizade. Ao Douglas, pelo apoio, incentivo, companheirismo e carinho. Amo todos vocês!

Aos bolsistas de iniciação científica, Adriana, Morgana e Inara e aos funcionários da Embrapa Suínos e Aves pela ajuda, companheirismo e momentos de descontração durante os trabalhos. A participação de vocês foi fundamental para o bom desenvolvimento deste trabalho. Aos amigos e colegas estagiários da Embrapa Suínos e Aves, pelos momentos de descontração: Carina, Adriana, Lana, Larisa, Letícia, Inara, Morgana.

Aos colegas de mestrado, Sandy, Franccielli, Laís, Pâmela, Liliane, e em especial a Fabiane e a Camila, por todo incentivo e ajuda inestimável para a realização deste trabalho

Agradeço também ao meu orientador Dr. Rodrigo pela orientação, pela paciência, pelos ensinamentos e pela disponibilidade sempre que precisei. A minha coorientadora Dra. Claudia por toda ajuda e incentivo. E aos demais professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

A Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela oferta do Mestrado. À FAPESC e ao FUNDES pela concessão da bolsa de estudos e a Embrapa Suínos e Aves pelo suporte financeiro para execução dos experimentos do projeto de pesquisa.

A todos aqueles que contribuíram direta e indiretamente neste período de mestrado, muito obrigada!





*“Procure a sabedoria e aprenda a escrever os capítulos mais importantes de sua história nos momentos mais difíceis de sua vida.” Augusto Cury.*



## RESUMO

A conversão de áreas de campo nativo e florestas para a agricultura sob preparo intensivo reduziram historicamente os estoques de matéria orgânica do solo em até 65%. O manejo do solo sob plantio direto pode restaurar os estoques de C e N do solo em resposta a redução do preparo e maior proteção da matéria orgânica em agregados de solo. Os fertilizantes orgânicos também podem aumentar o aporte de C e N ao solo promovendo maiores taxas de acúmulo de C e N no solo, especialmente quando associados ao sistema plantio direto. O objetivo deste estudo foi avaliar estoques, frações e a proteção física do carbono e nitrogênio em um Nitossolo sob diferentes fontes de fertilizantes e sistemas de preparo do solo. O estudo foi conduzido a campo onde foram testados dois sistemas de preparo de solo: (a) sistema de preparo convencional (PC) e (b) sistema plantio direto (PD); e quatro fontes de fertilizantes para aplicar 140 kg N-total ha<sup>-1</sup> para a cultura do milho: (1) ureia (MIN), (2) dejetos líquidos de suínos (DLS), (3) efluente de biodigestor (BIO), e (4) dejetos de suíno tratado por compostagem (COMP), além de um tratamento sem adubação (CTR). O sistema de culturas empregado foi o milho (*Zea mays* L.) no verão e no inverno aveia-preta (*Avena strigosa* (L.) Scrib.). O delineamento experimental foi em blocos ao acaso dispostos com parcelas subdivididas com quatro repetições. Foram determinados o aporte de C e N ao solo, via fertilizantes e parte aérea das culturas avaliadas. Os estoques de C e N total no solo foram determinados na camada 0-60 cm do solo e as frações particulado e associado à minerais na camada 0-30 cm. A proteção física do C e N em frações estáveis de agregados de solo foi avaliada na camada 0-5 cm de solo. O preparo convencional do solo reduziu os estoques de C e N em todas as frações testadas em relação aos estoques originais do campo nativo. O sistema PD aumentou os estoques de C e N total e particulado na camada superficial do solo (0-5 cm) e reduziu as perdas observadas nas camadas subsuperficiais em relação ao PC. Após 5 anos, não houveram diferenças significativas nos estoques de C e N no solo entre as fontes de fertilizantes testadas, visto que o maior aporte de C pelo COMP foi parcialmente compensado pela menor produção de biomassa e aporte de C pelo milho adubado com o COMP. O PD aumentou a proporção de macroagregados (> 250 µm) estáveis na camada 0-5 cm do solo em relação ao PC. A associação do PD com MIN e especialmente com COMP aumentou a concentração de C e N nas diferentes frações de agregados em relação ao solo sob PC. A manutenção do sistema plantio direto e adubação orgânica pode aumentar no longo prazo os estoques de C e N no solo e, ao menos, evitar as perdas de C e N observadas nas camadas subsuperficiais devido a conversão de áreas de campo nativo para agricultura.

**Palavras-chave:** Sequestro de carbono. Plantio direto. Composto Orgânico.



## ABSTRACT

The conversion of grasslands and forests areas to agriculture under intensive soil tillage had historically decreased the soil organic matter stocks by up to 65%. The use of no-tillage can recover soil C and N stocks in response to decreasing soil disturbance and increasing organic matter protection within soil aggregates. Organic fertilizers can also increase C and N inputs thus promoting greater soil C and N accumulation, especially when associated to no-tillage. The objective of this study was to assess soil C and N stocks, fractions and protection in a Nitisol under contrasting soil tillage systems and nitrogen sources. The cropping system was maize (*Zea mays* L.) in the summer and black-oats (*Avena strigosa* (L.) Scrib.) in the winter. The experimental design was split-plots in randomized blocks with four replications. We tested two tillage systems: (a) conventional tillage (CT), and (b) no-tillage (NT); and four fertilizer sources to add 140 kg total-N ha<sup>-1</sup> for maize: (1) urea (MIN), (2) pig slurry (PS), (3) digested pig slurry (DS), (4) composted pig slurry (CS), besides a control without N (CTR). We evaluated the C and N inputs by fertilizers and aboveground biomass of maize and black-oats. The soil C and N stocks were measured in the 0-60 cm soil layer, while the C and N particulate and mineral associated fractions were assessed to a 30 cm depth. The physical protection of soil C and N within stable aggregate size fractions was evaluated in the 0-5 cm soil layer. The use of conventional tillage decreased soil C and N in all tested fractions in comparison with original stocks from grassland soil. The NT system increased the total and particulate C and N in the soil surface (0-5 cm) and at least decreased the losses observed in subsurface soil layers under CT. After 5 years, we did not find significant differences on soil C and N among the tested fertilizer sources, since the greater C input by CS was partially offset by lower biomass production and C inputs by maize. The use of NT increased the proportion of stable macroaggregates (> 250 µm) in the 0-5 cm soil layer in comparison with CT. The association of NT with MIN and especially CS increased the concentration of C and N within aggregate fractions in comparison with CT. The maintenance of NT with organic fertilization may increase on the long-term soil C and N stocks at least offsetting C and N losses verified in subsurface soil layers due to the conversion of grassland soils to agriculture.

**Key-words:** Carbon sequestration. No-till. Organic compost.



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Dados meteorológicos observados entre janeiro/2012 e junho/2017.....	45
Figura 2 - Croqui do experimento retratando a disposição dos tratamentos.....	47
Figura 3 - Mesa agitadora para peneiramento por via úmida.....	52
Figura 4 - Estoque de C e N em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.....	58
Figura 5 - Estoque de C e N em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob adubação de cinco fertilizantes.....	59
Figura 6 - Mudanças no estoque de C e N em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.....	60
Figura 7 - Estoques de COP e NP em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.....	63
Figura 8 - Mudanças no estoque de COP e NP em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.....	63
Figura 9 - Estoques de COs+a e Ns+a em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.....	65
Figura 10 - Mudanças no estoque do Cs+a e Ns+a em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.....	65
Figura 11 - Conteúdo de C e N nos agregados na camada de solo de 0-5 cm em um Nitossolo do Sul do Brasil, de acordo com diferentes sistemas de preparo e fontes de N (fertilizantes).....	68





## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Taxa de aplicação e características dos fertilizantes usados nos tratamentos durante todos os anos do estudo.....	48
Tabela 2 - Produção de biomassa do milho e da aveia preta, em cada ano de cultivo.....	87
Tabela 3 - Aporte de C pela biomassa do milho, biomassa da aveia preta e pelo fertilizante, durante cada ano de cultivo, em Mg/ha.....	88
Tabela 4 - Aporte de N pela biomassa do milho, biomassa da aveia preta e pelo fertilizante, durante cada ano de cultivo, em kg/ha.....	90
Tabela 5 - Dados meteorológicos observados entre Janeiro/2012 à Junho/2017.....	93



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AC	Agricultura conservacionista
BIO	Efluente de Biodigestor
COMP	Composto orgânico
COP	Conferência das Partes
COS	Carbono orgânico do solo
COT	Carbono orgânico total
CTR	Controle
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DLS	Dejeto líquido de suínos
DQO	Demanda química de oxigênio
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EM-ME	Eficiência Microbiana-Matrix de Estabilização
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
FEBRAPDP	Federação Brasileira de Plantio Direto e Irrigação
GEE	Gases do efeito estufa
IC	Índice de colheita
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LCA	Agricultura de baixo carbono
MG	Macroagregados grandes
Mi	Microagregados
MIN	Ureia
MOS	Matéria orgânica do solo
MP	Macroagregados pequenos
MS	Matéria seca
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NT	Nitrogênio total
PC	Preparo convencional
PD	Plantio direto
pH	Potencial hidrogeniônico
PR	Preparo reduzido
s+a	Silte+argila
SC	Santa Catarina
SEEG	Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa
SV	Sólidos voláteis



## LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
<	Menor
>	Maior
°C	Grau Celsius
C	Carbono
Ca	Cálcio
CH <sub>4</sub>	Metano
cm	Centímetro
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
Cu	Cobre
g	Gramma
GtCO <sub>2</sub> e	Gigatoneladas de dióxido de carbono equivalente
Ha	Hectare
K	Potássio
kg	Quilograma
L	Litro
m	Metros
m <sup>2</sup>	Metro quadrado
m <sup>3</sup>	Metro cúbico
Mg	Megagrama
mg	Miligramma
Mg	Magnésio
mm	Milímetro
N	Nitrogênio
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso
N-NH <sub>4</sub>	Nitrogênio amoniacal
N-NO <sub>2</sub>	Nitrito
N-NO <sub>3</sub>	Nitrato
P	Fósforo
Pg	Petagrama
ppm	Partes por milhão
Zn	Zinco
Mm	Micrometro



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>25</b>
1.1	DINÂMICA DO CARBONO NO SOLO.....	28
1.1.1	Influência do sistema de preparo do solo na dinâmica do carbono .....	30
1.1.2	Influência dos fertilizantes na dinâmica do carbono .....	32
1.2	DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SOLO .....	38
1.3	CARACTERÍSTICAS DOS DEJETOS SUÍNOS BRUTO E SISTEMAS DE TRATAMENTO .....	38
1.4	HIPÓTESE .....	41
<b>2</b>	<b>OBJETIVO</b> .....	<b>43</b>
2.1	OBJETIVO GERAL .....	43
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	43
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>45</b>
3.1	ÁREA EXPERIMENTAL .....	45
3.2	TRATAMENTOS E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	46
3.3	AMOSTRAGEM E ANÁLISES DE PLANTAS .....	49
3.4	AMOSTRAGEM E ANÁLISES DE SOLOS.....	51
3.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	53
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>55</b>
4.1	APORTES DE CARBONO E NITROGÊNIO AO SOLO E COMPOSIÇÃO DO RESÍDUO (DEJETOS E PLANTA) .....	55
4.2	MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO.....	57
4.2.1	Mudanças nos estoques de carbono total e nitrogênio total no solo .....	57
4.2.2	Mudanças nos estoques de carbono particulado e nitrogênio particulado no solo .....	62
4.2.3	Mudanças nos estoques de carbono e nitrogênio na fração silte + argila no solo .....	64
4.3	CLASSES DE TAMANHO DE AGREGADOS E PROTEÇÃO DO CARBONO E NITROGÊNIO EM AGREGADOS DE SOLO. ....	66
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>71</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>73</b>
	<b>APÊNDICE A – Dados anuais do experimento</b> .....	<b>87</b>
	<b>ANEXO A – Dados meteorológicos</b> .....	<b>93</b>





## 1 INTRODUÇÃO

O carbono, um dos elementos base para a existência da vida, é o quarto elemento químico mais abundante no planeta. Este é armazenado principalmente nos oceanos e lagos (40.000 Pg C), nas formações geológicas (5.000 Pg C), no solo (2.400 Pg C), na atmosfera (760 Pg C) e na vegetação (550 Pg C) (IPCC, 2007). Os maiores reservatórios estão nos oceanos e nas camadas geológicas, contudo os fluxos naturais (transferências de C de um reservatório para outro) do ciclo biogeoquímico do carbono ocorrem principalmente entre a atmosfera, oceano e a biosfera terrestre (PACHECO et al., 1990).

Desde o início da revolução industrial (1750), as atividades antrópicas passaram a interferir neste ciclo, liberando grandes quantidades de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) na atmosfera, causando perturbações no ciclo global do carbono. O aumento das emissões antrópicas de  $\text{CO}_2$ , além de outros gases como o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), causam a intensificação do efeito estufa, promovendo o aumento da temperatura média do ar, interferindo no sistema climático global (IPCC, 2014). Como consequência do aumento da média global de temperatura, vários efeitos já estão sendo relatados, como o degelo de calotas polares, a elevação da temperatura, da acidificação e também do nível dos oceanos, além da ocorrência frequente e intensa de eventos extremos (NASA, 2017).

Em níveis mundiais a principal atividade que contribuiu para o aumento da concentração de  $\text{CO}_2$  na atmosfera é a queima de combustíveis fósseis (petróleo, carvão e gás natural) e a produção de cimento, responsáveis por emitir  $375 \pm 30$  Pg C, entre os anos de 1750 até 2011. A segunda principal fonte de emissões antropogênicas de  $\text{CO}_2$  para a atmosfera é causada pela mudança no uso da terra (principalmente desmatamento). As emissões líquidas cumulativas de  $\text{CO}_2$ , resultantes da mudança do uso da terra entre 1750 e 2011, são estimadas em aproximadamente  $180 \pm 80$  Pg C (BURNEY et al., 2010; IPCC, 2014).

As emissões globais de  $\text{CO}_2$  contribuem com cerca de 78% do total dos gases do efeito estufa (GEE). Já no Brasil, no ano de 2015, a emissão de  $\text{CO}_2$  correspondeu a 70% das emissões de GEE. Em um histórico de emissões nacionais brutas de GEE, entre os anos de 1990 e 2015, estas foram de 1,86 bilhão de toneladas de gás carbônico equivalente ( $\text{GtCO}_2\text{e}$ ) para 1,92  $\text{GtCO}_2\text{e}$ , representando um aumento de 3,5% nas emissões (SEEG, 2017). Durante este mesmo período

(1990-2015), as emissões globais cresceram mais de 35%, (JANSSENS-MAENHOUT, 2017).

Em níveis nacionais a principal fonte de emissões de GEE ocorre pela mudança de uso da terra (desmatamento, reflorestamento, práticas agrícolas), que corresponde a 46% do total, oriundos principalmente do desmatamento na Amazônia e no Cerrado. A contribuição dos outros setores é menor, sendo que a energia é responsável por 24% das emissões, seguida pelo setor agropecuário com 22%, pelos processos industriais com 5% e pelos resíduos com 3%. Relacionando os dados com a atividade econômica que originam as emissões, o setor agropecuário é responsável por 69% do total. Deste valor, a maior parte é de forma indireta, resultado da conversão de florestas em áreas de pastagem e agricultura, e outra parcela é proveniente diretamente do setor agropecuário, como pela fermentação entérica e pelo manejo dos solos (SEEG, 2017).

Ao longo da história a atividade agrícola contribuiu com mudanças nos estoques de carbono terrestre. Uma estimativa histórica simulando um mundo sem a agricultura revelou que esta atividade foi responsável pela perda de 133 Pg C nos primeiros 2 m de profundidade do perfil do solo, e que a taxa de perda se intensificou nos últimos 200 anos (SANDERMAN et al, 2017).

Porém em alguns locais a agricultura foi responsável por pequenos ganhos líquidos. Os maiores percentuais de perdas estão relacionados principalmente com grandes áreas de cultivo e pastagem degradadas. Esta análise demonstra a necessidade de recuperação de áreas degradadas e o potencial de recuperar parte do carbono perdido, melhorando a qualidade do solo, a segurança alimentar e contribuindo com o sequestro de carbono no solo (SANDERMAN et al, 2017). Desta forma, os solos agrícolas também podem desempenhar papel importante na mitigação das mudanças climáticas, drenando CO<sub>2</sub> atmosférico para o solo (ROBERTSON et al., 2000).

O C fica armazenado principalmente na matéria orgânica do solo, que é o local onde existe o maior estoque terrestre desse elemento. Desta forma os solos têm papel fundamental nesta dinâmica, dependendo, contudo, da forma de uso e manejo, onde este pode tornar-se um local de emissão ou de armazenamento de C (BAYER, 2011). Práticas agrícolas que elevam a quantidade de resíduos vegetais, como a agricultura conservacionista, aumentam o aporte de C no solo e são considerados formas importantes para aumentar a eficiência do solo em drenar CO<sub>2</sub>

atmosférico e mitigar o aquecimento global (BAYER et al., 2000; BAYER et al., 2006). O valor total de C orgânico armazenado no solo em agroecossistemas é resultado do equilíbrio entre as entradas de C, principalmente, a partir de resíduos de culturas (parte aérea e raízes), e as perdas de C geradas pela decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) por ação dos microrganismos (FUENTES et al., 2012).

A adoção da agricultura conservacionista (AC), que prevê a perturbação mínima do solo, a cobertura permanente do solo e a rotação de culturas, é uma forma importante para melhorar a qualidade do solo e promover a adaptação e mitigação das alterações climáticas. Um pilar importante da AC é o plantio direto (PD), o qual visa minimizar a perturbação do solo. A adoção do PD e o aumento das entradas de C podem reconstruir os estoques de carbono orgânico do solo (COS), esgotados em solos de uso intensivos (FABRIZZI et al., 2009).

O sequestro de C no solo é considerado uma estratégia sustentável que pode ser implantada de forma imediata, afim de mitigar as alterações climáticas globais, podendo ser considerada como técnica de auxílio prévio e complementar até que outras tecnologias com baixa emissão de carbono se tornem viáveis. Diante disso, na COP21 (Conferência das Partes), em Paris, foi lançada uma iniciativa chamada 4 por 1.000, que tem como objetivo promover uma boa gestão do solo para aumentar o COS do mundo todo. Essa iniciativa pode compensar cerca de 30% das emissões globais de GEE, além de contribuir com a segurança alimentar e o desenvolvimento sustentável (LAL et al., 2015; MINASNY et al., 2017).

Um estudo realizado por Minasny et al. (2017), verificou que as 20 regiões do mundo verificadas neste, tem capacidade de alcançar a iniciativa 4 por 1.000, se adotadas práticas conservacionistas de manejo e ainda com possibilidade de resultados melhores do que o proposto. A autora ainda observou que os solos com baixo estoque inicial de COS, obtiveram altas taxas de sequestro de C, outrora, em locais saturados de C, não houve sequestro.

Sá et al. (2017), ao realizar estudo utilizando um método de análise de cenário futuro, somente com a adoção de práticas da agricultura de baixo carbono (LCA), verificou que a América do Sul tem o potencial de compensar 8,24 Pg C entre 2016 e 2050. A estimativa de compensação de cada atividade da LCA corresponde a 31,0% por restauração de pastagens degradadas, 25,6% por sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta, 24,3% por sistemas de cultivo em sistema

plantio direto, 12,8% por floresta plantada, 4,7% pela fixação biológica de N e 2,0% pela reciclagem dos resíduos orgânicos. O tempo de retorno de C do ecossistema para perdas C históricas da América do Sul, através de estratégias de LCA, pode ser de 56 a 188 anos. Além disso a adoção de LCA também pode aumentar a produção de alimentos em 615 Mton ou 17,6 Mton ano<sup>-1</sup> e também aumentar a produção de carne em 56 Mton ou 1,6 Mton ano<sup>-1</sup>, entre 2016 e 2050.

Devido a aptidão agrícola brasileira, o país possui extensas áreas cultivadas, o que lhe confere um grande potencial para ser um importante dreno mundial de CO<sub>2</sub>, pois, além das extensas áreas com florestas, reflorestamento e pastagem, possui uma grande área com o plantio direto (31 milhões de ha), manejo que presa pela mínima mobilização do solo, o que contribui com o sequestro de quantidades significativas de CO<sub>2</sub> no solo (BAYER et al., 2000; FEBRAPDP, 2017).

## 1.1 DINÂMICA DO CARBONO NO SOLO

O solo é considerado um reservatório de C muito importante por desempenhar papel central no ciclo global de C. Pequenas mudanças no estoque de carbono orgânico total (COT) do solo, que é o principal constituinte (aproximadamente 58%) da matéria orgânica do solo (MOS), podem impactar significativamente na concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera (STOCKMANN et al., 2013). Desta forma, a MOS tem papel fundamental nesta dinâmica, porém dependendo a forma de uso e manejo do solo, este pode tornar-se um local de emissão ou de armazenamento de carbono (LAL, 2010).

A MOS tem potencial para ser utilizada como um parâmetro de qualidade do solo, pois quanto maior a sua quantidade, melhores são as características química, físicas e biológicas desse ambiente. A MOS tem como função contribuir com os processos de ciclagem e retenção de nutrientes, agregação do solo, dinâmica da água, e como fonte essencial de energia para a atividade biológica (BAYER; MIELNICZUK, 2008; MIELNICZUK, 1999). Solos em que ocorre pouco revolvimento e há grande quantidade de resíduos vegetais sobre a superfície, possuem uma tendência maior de conter elevados teores de matéria orgânica e, conseqüentemente, elevadas taxas de carbono orgânico. A oxidação biológica da MOS, interfere nesses processos e funções. Dependendo da forma de carbono orgânico presente em sua composição e das condições ambientais, essa atividade

biológica pode desencadear processos que resultam na sua degradação ou no seu armazenamento (TEBRUGGE; DURING, 1999).

A principal forma de entrada de C nos sistemas agrícolas é pelos resíduos culturais e por alguns tipos de fertilizantes. Para que ocorra a transformação do C dessas fontes em MOS é essencial a atuação dos microrganismos decompositores (COTRUFO et al., 2013). A taxa de decomposição é influenciada por diversos fatores, como a atividade e biodiversidade dos organismos decompositores, tamanho e localização do resíduo no solo, características físico-químicas do solo (textura, pH, porosidade, temperatura, umidade) e características bioquímica do material (FIERER et al., 2003; JOHNSON et al., 2007; COTRUFO et al., 2013; REDIN et al., 2014).

Os parâmetros que definem a qualidade do C aportado pelos resíduos são o teor de N (relação C/N), a fração solúvel e as concentrações de celulose, hemicelulose, lignina, lipídios e polifenóis, sendo que resíduos com alto teor de N e ricos em fração solúvel são classificados como de alta qualidade (alta fração lábil) (PRESCOTT, 2010). Resíduos com menor relação C/N e menores concentrações de compostos, como lignina e taninos, são propensos a uma decomposição mais rápida, já resíduos com elevada relação C/N e altas concentrações de compostos resistentes tendem a ter uma taxa de decomposição mais lenta, com baixa liberação de N mineral (POTTHAST et al., 2010; PUTTASO et al., 2011). Alguns estudos indicam que resíduos com altas concentrações de lignina e de tanino, com alta recalcitrância, podem incorporar maiores quantidade de C no solo via estabilização bioquímica (STEVENSON, 1994).

Após a decomposição, o que determina o destino do C, é sua interação com a matriz do solo, onde pode ser estabilizado no solo por mecanismos físicos, químicos e bioquímicos (SIX et al., 2002). Diversos estudos indicam que associação mineral do C, é a forma mais eficaz de estabilização da MOS. Desta forma, a textura do solo influencia a estabilização do C através das forças das ligações organominerais e promoção da agregação do solo. Os mecanismos de proteção física e química dos componentes orgânicos e minerais são controlados pela quantidade e qualidade das partículas de silte e argila (COTRUFO et al., 2013; SIX et al., 2002; VON LUTZOW et al., 2006). Solos com textura mais fina, ou seja, com teores maiores de argila, geralmente, possuem maior teor de C orgânico e N (CHIVENGE et al., 2011). Por outro lado, solos com maior fração de areia tendem a apresentar menor acúmulo de

matéria orgânica, em função da menor proteção física e química da MOS (PUTASSO, 2011).

À busca por práticas de manejo capazes de manter ou aumentar o estoque de C no solo ganham destaque, como o manejo conservacionista, a adoção do sistema plantio direto e uso de dejetos de animais como fertilizante, visando a reciclagem do C e de outros nutrientes para produção de grãos e forragem (DIEKOW et al., 2005; NAYAK et al., 2012, MAILLARD et al., 2015).

### 1.1.1 Influência do sistema de preparo do solo na dinâmica do carbono

A mudança de uso do solo é um fator que está diretamente ligado com o estoque de C do solo e a sua distribuição no perfil. Em solos não perturbados, como na vegetação nativa, há um equilíbrio entre a entradas de material orgânico e as perdas de C, o que permite maior estabilidade do teor de carbono nesses locais (VEZZANI; MIELNICZUK, 2011).

Por outro lado, práticas agrícolas que usam arados, grades e escarificadores, como no plantio convencional, degradam a estrutura do solo. O revolvimento do solo causa rompimento dos agregados, mudanças na temperatura, no teor de umidade e no teor de oxigênio do solo, o que pode acelerar a oxidação da matéria orgânica agravando as emissões de CO<sub>2</sub>, ocasionando perdas significativas e até mesmo o esgotamento do estoque de carbono (BABUJIA et al., 2010; SÁ et al., 2013). Isto ocorre, devido ao carbono, que antes estava protegido no interior dos agregados, ficar exposto a maiores quantidades de oxigênio e a temperaturas mais altas, fatores que impulsionam a atividade dos microrganismos decompositores, principalmente após o preparo do solo (BEARE et al., 1994). A intensidade do preparo do solo também influencia diretamente nas perdas de COS para a atmosfera (LA SCALA et al., 2001) e também deixa o solo mais desprotegido, favorecendo o processo de erosão, ocasionando maior perda de carbono (BERTOL et al., 2003; OLSON et al., 2016). Outros processos que causam a degradação do solo, como o desmatamento, superpastejo e a exploração intensiva também contribuem com as perdas de carbono (AGUIAR et al., 2006).

O sistema plantio direto, por suas características de não revolvimento do solo e pela permanência dos resíduos culturais em superfície contribui com o acúmulo de C orgânico, devido a proteção física da matéria orgânica existente nos agregados

(SIX et al., 1999; BAYER et al., 2000; LOVATO et al., 2004). Além do sistema de preparo do solo, essa dinâmica é influenciada por diversos fatores, como o clima, a temperatura, a precipitação, a textura e a mineralogia do solo. Solos que possuem textura fina e são mal-drenados, tem melhores condições de elevar o teor de C, locais com temperatura mais baixas também apresentam essa característica, devido a redução da decomposição da matéria orgânica (COSTA et al., 2008; OLIVEIRA et al., 2008).

Em um estudo realizado por Pinheiro et al. (2015) em solos tropicais, demonstrou-se que a acumulação de MOS foi maior no PD do que no PC, mesmo quando houve baixa entrada de resíduos de colheita. Após seis anos de cultivo com leguminosas, o estoque de carbono foi maior no PD na camada de 0-10 cm, do que no PC. Em todos os tratamentos a maior parte do carbono orgânico estava na fração pesada, mais que 55%. O carbono orgânico associado as frações de areia foi mais sensível em comparação com aquele associado as partículas de silte e argila, sendo este um indicador de qualidade do solo.

Conforme Nicoloso (2009, 2016), a maior capacidade de formação e manutenção de macroagregados no solo sob PD, é o mecanismo que permite maior acúmulo de COT. A frequente quebra dos agregados de solo pelo preparo é o fator que contribui para a saturação de C nas camadas em um nível inferior, se comparado com o PD. O mesmo autor ainda relata que, no solo sob PD, ocorre acúmulo de C em camadas inferiores do solo após a saturação da camada superficial, processo este que não se verificou sob preparo reduzido (PR).

Desta forma, é importante a realização de estudos a longo prazo, em diferentes condições de clima, solo e manejo, visando a ampliação de informações, para especificar as particularidades de cada situação e desta forma aperfeiçoar os conhecimentos e técnicas sobre o manejo conservacionista e o sequestro de carbono no solo.

### 1.1.2 Influência dos fertilizantes na dinâmica do carbono

O uso de dejetos de animais como fertilizantes é uma prática de ciclagem de nutrientes já usada a muito anos para melhorar as propriedades do solo, sendo que países como a China, Japão e Coreia adotam essa prática há mais de 4.000 anos (HAYNES, 1984; SILESHI et al., 2016). A ciclagem de nutrientes por meio do uso de fertilizantes orgânicos oriundos da suinocultura também pode contribuir significativamente com o aumento dos estoques de carbono orgânico no solo (MAFRA et al., 2015).

O Brasil é o quarto maior produtor mundial de suínos e os estados do Sul do país são responsáveis pelo abate de 69,3% da produção nacional de suínos, onde, Santa Catarina lidera o ranking, concentrando 26,35 % do abate nacional e 37,90 % das exportações (ABPA, 2017). Sistemas de criação cada vez mais intensivos, associados ao melhoramento genético, nutrição animal e melhorias nas instalações e equipamentos, aumentam a produção e o retorno econômico da atividade, porém por consequência ocorre um crescimento no volume de resíduo produzido.

Os dejetos suínos são constituídos fezes, urina e dejetos líquidos (água de limpeza e higiene e as perdas de água pelos bebedouros). De acordo com a Instrução Normativa n.11 (IN-11/FATMA), de 05/11/2014, há uma estimativa do volume diário de dejetos líquidos produzido por animal em cada sistema de produção de suínos. No ciclo completo é estimado um volume de 47,1 L/animal/dia, na unidade de produção de leitões 22,8 L/animal/dia, na unidade de produção de desmamados 16,2 L/animal/dia, nos crechários 2,3 L/animal/dia e na unidade de terminação 4,5 L/animal/dia.

A elevada produção de dejetos suínos, resultantes do sistema intensivo de produção destes animais e concentração das unidades produtoras em algumas regiões do país é o maior problema ambiental enfrentado pela atividade suinícola no país (ORRICO JÚNIOR et al., 2010). Atualmente, o principal destino dos dejetos de suínos no Brasil é o seu uso agrícola na sua forma original - "in natura" (BENITES et al., 2010).

O uso, sem critérios técnicos, que permita o aproveitamento eficiente dos nutrientes, resulta em grandes perdas, sobretudo do nitrogênio. Além da perda de nutrientes, o uso agrícola de resíduos sem critérios técnicos pode resultar em emissão significativa de gases de efeito estufa (AITA et al., 2014; BENITES et al.,



2010), além da contaminação das águas superficiais e sub superficiais (SANTOS et al., 2012).

O manejo e reciclagem adequada dos dejetos de suínos tem apresentado resultados significativos, quanto ao uso desse resíduo como fertilizante em lavouras. Devido à elevada carga de nutrientes, como fósforo (P), potássio (K) e nitrogênio (N) e também ser fonte de C, os dejetos de suínos podem complementar ou até substituir a adubação mineral (CARDOSO et al., 2015; SEGANFREDO, 1999).

Estudos mostram que a adubação realizada com dejetos de animais, sozinhos ou associados com fertilizante mineral, possuem maior capacidade em elevar o estoque de COS, do que somente o uso de fertilizante mineral (MAFRA et al., 2014). Outro efeito é a combinação da adubação orgânica com o PD, que é capaz de promover uma recuperação mais rápida das reservas de COS (NICOLOSO et al., 2016). Além disso, a acumulação de COS depende ainda da qualidade da matéria orgânica do fertilizante (ou seja, da sua recalcitrância). Fertilizantes orgânicos constituídos com maior teor de matéria seca (MS) e com maior relação C:N, como os dejetos que estão na forma sólida, aportam maiores quantidades de carbono, e causam um efeito positivo mais elevado no COS do que o uso de dejetos líquidos (DOMINGO-OLIVÉ et al., 2016; ROMANYÁ et al., 2012).

O aporte de C e a mínima mobilização do solo são as duas estratégias para a promoção do sequestro de C em solos agrícolas. Os efeitos do uso de dejetos de animais no solo são os mais diversos e de grande importância, sendo muitos deles influenciados direta ou indiretamente pelo C adicionado ao solo (RODRIGUES, 2017). É recomendável a reciclagem de dejetos de gado em agroecossistemas, para substituir parcialmente a entrada de nitrogênio sintético N e para reduzir a degradação ambiental associada à adubação nitrogenada sintética, o que também pode afetar a segurança alimentar e as emissões de gases de efeito estufa (GEE) pelo solo (XIA et al., 2017).

O uso de dejetos de animais como cama sobreposta de suínos e dejetos líquidos de bovinos são mais efetivos do que o dejetos líquidos de suínos no incremento no estoque de C no solo, além dos dejetos animais promovem maiores estoques de C no solo, quando comparados ao uso de fertilizantes minerais (RODRIGUES, 2017). O mesmo autor ainda afirma que a utilização de dejetos de animais, em especial a cama sobreposta de suínos e o dejetos líquidos de bovinos, a longo prazo, favorecem o incremento de C, inclusive em frações estáveis da MOS, especialmente pela

proteção da MOS pelo acúmulo de C em complexos organo-minerais e pela oclusão de C em agregados.

Giacomini e Aita (2008), ao avaliarem três materiais orgânicos (palha, palha + dejetos líquidos de suínos e palha + cama sobreposta de suínos) e dois modos de aplicação (incorporado e superfície do solo), verificaram que não houve diferença entre os tratamentos apesar de o aporte de C pela cama sobreposta ter sido 2,3 vezes superior ao aporte de C pelos dejetos líquidos. Os autores ponderam que estes resultados indicariam que a cama sobreposta pode contribuir para o aumento dos estoques de matéria orgânica do solo promovendo assim sequestro de C no solo.

Nicoloso (2009) verificou que a adição de composto orgânico de dejetos bovinos ao solo, promoveu aumento dos estoques de C em um Chernossolo da região central dos Estados Unidos superior ao verificado no tratamento com adubação mineral. A taxa de sequestro observada com o uso do composto no solo sob plantio direto (PD) foi de 2,86 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, ou o equivalente a 10,48 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, enquanto que a taxa de sequestro de C no tratamento com adubação mineral foi de apenas 0,63 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> ou 2,31 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Neste experimento, o solo já vinha recuperando seus estoques de C pela aplicação de dejetos frescos de bovinos durante 10 anos (maior teor de C do que dejetos de suínos), quando se passou a utilizar o composto de dejetos bovinos como fonte de N ao milho. Posteriormente, após cinco anos de aplicações de composto ao solo (5,2 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) sob PD, houve um incremento de 14,3 Mg C ha<sup>-1</sup> na camada de 0-0,30 m do solo, enquanto que sob preparo reduzido (PR) não houve acúmulo de C no solo. A diferença verificada entre PD e PR sob adubação com composto orgânico pode ser creditada a pequena proteção do C no solo sob preparo reduzido, que destrói os agregados de solo e expõe o C à atividade biológica e a reemissão para a atmosfera na forma de CO<sub>2</sub>.

Ao realizar meta-análise global de 141 estudos, Xia et al. (2017) verificaram que ao substituir adubo sintético por dejetos de bovino (com taxa de N equivalente), o sequestro anual de carbono orgânico do solo foi significativamente aumentado em 699,6 e 401,4 kg C ha<sup>-1</sup> anos<sup>-1</sup> em terras altas e arrozais, respectivamente. Em termos de balanço líquido de carbono do solo, substituir o dejetos por fertilizante mineral aumentou o estoque de carbono. Esses resultados sugerem que a reciclagem de dejetos de suínos em agroecossistemas melhora a produtividade das

culturas, reduz a poluição do N e aumenta o armazenamento de carbono orgânico do solo (XIA et al., 2017).

Materiais orgânicos, como dejetos de suíno podem também alterar aspectos funcionais da MOS, interferindo em frações lábeis ou estáveis, o que pode implicar na durabilidade do seu efeito quanto à retenção de carbono atmosférico, bem como nas modificações em propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (ANDRADE, 2013). Andrade (2013), em estudo que avaliou a dinâmica do carbono no solo pela adição de esterco e uso agrícola, concluiu que os teores de carbono orgânico foram menores nas áreas cultivadas, comparativamente ao solo sob vegetação natural, fortalecendo a teoria de que o uso agrícola desencadeia o processo de degradação e perda de carbono.

Mafrá (2013) avaliou o Índice de Manejo de Carbono (IMC), que é composto pelo índice de compartimento (ou estoque) de carbono e pelo índice de labilidade, em solo (mata e área cultivada) submetido à aplicação anual de doses de dejetos suíno. A labilidade do C da mata foi 1,5 a 3,5 vezes maiores que dos outros tratamentos que, segundo a autora, se deve à maior acumulação de C na forma de COP, favorecidas por condições como: ausência total de manejo, tráfego de pessoas e máquinas, dessecamentos, menor amplitude térmica diária, ausência de insolação direta, queda constante de folhas e ramos, crescimento maciço de raízes próximo a superfície do solo que dão ao solo da mata vantagem sobre o solo sob cultivo anual quanto à capacidade de estocar C orgânico na forma lábil.

Dentre os aspectos negativos do uso agrícola de resíduos inadequado está a geração de gases do efeito estufa, como o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), que é produzido a partir da ação dos microrganismos heterotróficos ao degradarem materiais orgânicos, adicionados recentemente no solo ou como a matéria orgânica nativa do solo que se encontra protegida e exposta pela ação do preparo do solo (ARENHARDT, 2016). Ao aplicar dejetos ao solo (fonte de matéria orgânica) proporciona-se um aumento da atividade microbiana e com rápida resposta na emissão de  $\text{CO}_2$  (AITA et al., 2006; CHANTIGNY et al., 2001), pois trata-se de uma fonte rica em carbono lábil e N disponível de fácil decomposição. Em contrapartida à emissão de  $\text{CO}_2$ , estudos de longo prazo buscam comprovar que a fertilização orgânica proporciona acúmulo de carbono no solo a longo prazo (ARENHARDT, 2016).

Para Christensen (2000), avaliar mudanças causadas no solo pelo uso de dejetos de animais apenas no estoque de COS não remete a natureza ou persistência dos dejetos, pois a matéria orgânica do solo (MOS) não é homogênea em termos de natureza, dinâmica e função no ambiente. No tocante, tem-se empregado nas últimas décadas a separação e quantificação de compartimentos da MOS, para avaliar os efeitos do uso dejetos de animais como fonte de adubação em frações da MOS. Nesse sentido, a separação e quantificação de compartimentos da MOS através do emprego métodos de fracionamento físico tem sido usado nas últimas décadas para avaliar os efeitos do uso dejetos de animais como fonte de adubação em frações da MOS (MAILARD et al., 2015).

Autores têm focado seus estudos em avaliar o efeito dos dejetos em frações mais lábeis da MOS porque essas frações são vistas como indicadores precoces de mudanças na MOS causadas pelas práticas agrícolas de manejo do solo. Porém, é perceptível a escassez de estudos que avaliem o efeito dos dejetos de animais em frações mais estáveis da MOS, principalmente comparando tipos de dejetos e fertilizante mineral e estudos que avaliem o efeito de dejetos líquidos no estoque de COS, principalmente dejetos líquidos de suínos (RODRIGUES, 2017).

Grave et al. (2015), em estudo conduzido no Sul do Brasil, avaliou a emissão de  $\text{CO}_2$  de um Nitossolo por mais de 64 dias para inferir impactos dos níveis contrastantes de perturbação do solo na decomposição de fertilizantes orgânicos, além de verificar se a aplicação de fertilizantes orgânicos recalcitrantes C-ricos (anaeróbios digeridos ou dejetos de suíno compostado) em solos não perturbados (plantio direto) pode diminuir a emissão de  $\text{CO}_2\text{-C}$  do solo em relação aos solos perturbados (plantio convencional) alterado com dejetos de suíno bruto ou ureia promovendo assim o sequestro de solo C. A partir dos resultados foi possível ponderar que as emissões de  $\text{CO}_2\text{-C}$  a curto prazo de um Nitossolo foram aumentadas pela perturbação intensiva do solo. A elevada inserção de N mineral através de fertilizantes minerais ou orgânicos aumentam a decomposição de resíduos de culturas e a emissão de  $\text{CO}_2\text{-C}$  do solo. A inserção de C extra-lábil através da alteração dejetos de suíno bruto elevou as emissões de  $\text{CO}_2\text{-C}$  do solo, resultando em maiores perdas de  $\text{CO}_2\text{-C}$  do que observadas com outros fertilizantes. No entanto, a inserção de C recalcitrante no dejetos de suíno anaerobicamente digerido e no dejetos de suíno compostado teve contribuição direta limitando as emissões de  $\text{CO}_2\text{-C}$  dos solos perturbados e não perturbados. O aumento positivo de C com

alteração de dejetos de suíno compostado apresenta um potencial genuíno para uma acumulação substancial de C orgânico do solo sobre a fertilização mineral, compensando o aumento das emissões de CO<sub>2</sub>-C em comparação com os solos alterados de dejetos suíno bruto.

Já Rodrigues (2017), em estudo comparativo, observou que o uso de dejetos de animais, como cama sobreposta de suínos é mais efetivo que o uso de dejetos líquidos de suínos ou de fertilizantes minerais no incremento no estoque de C no solo. O mesmo autor ainda observa que a utilização da cama sobreposta de suínos a longo prazo, favorece o incremento de C, inclusive em frações estáveis da MOS, especialmente pela proteção da MOS pelo acúmulo de C em complexos organominerais e pela oclusão de C em agregados. Essa maior estabilização da matéria orgânica no solo tem grande importância nas condições do ambiente para o crescimento de plantas, bem como representa maior potencial para sequestro de carbono no solo, com impactos positivos do ponto de vista ambiental.

Mafera et al. (2014) ao estimar taxas de acúmulo de C orgânico em Latossolo Vermelho adubado com adubo solúvel e dejetos líquidos de suíno e cultivado em plantio direto, observou que o dejetos líquidos de suíno aplicado como fertilizante em cultivos sucessivos de milho e aveia-preta, em plantio direto, em doses a partir de 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> por ano, aumenta a taxa de fixação de carbono no solo comparativamente à adubação normalmente recomendada com N, P e K de fontes solúveis. Com base no incremento dos estoques de C orgânico, em função da quantidade de C total adicionado pelo dejetos líquidos de suíno e pela fitomassa dos cultivos sucessivos de milho e aveia-preta, em Latossolo em plantio direto, as taxas de humificação e mineralização de C no solo são de aproximadamente 17 e 1,1%, respectivamente. O cultivo de milho e aveia-preta em Latossolo Vermelho sem adubação diminui o estoque de C orgânico, pois não adiciona a quantidade mínima de C necessária para manter o estoque inicial de 4,1 mg ha<sup>-1</sup> por ano, para esse solo.

Powlson et al. (2012) em estudo realizado na Inglaterra e no País de Gales, concluíram que há uma margem muito limitada para mitigação adicional da mudança climática nesses países, aumentando os estoques de carbono em solos agrícolas, seja através de uma maior aplicação de plantio direto ou reduzido ou através de aplicações aumentadas de materiais orgânicos para o solo. Isso é devido a questões regionais, dentre elas, no caso de plantio, a necessidade de combinar lavoura reduzida com lavoura de inversão periódica; já no que diz respeito a utilização de

materiais orgânicos, um dos principais fatores é que os materiais disponíveis nas maiores quantidades já foram utilizados em grande medida. A sua adição existente ao solo já está mantendo os estoques de COS e há muito pouca margem para aumentar a utilização.

## 1.2 DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SOLO

A dinâmica do nitrogênio no solo ocorre de forma complexa, pois é um elemento que encontra-se em diferentes formas químicas e participa de diversas reações e processos, além de ser um dos nutrientes exigidos em maior quantidade pela maioria das plantas (SARDÁ, 2016). Mais de 95% do N do solo encontra-se complexado na forma orgânica. Para tornar-se disponível para plantas é necessário que seja mineralizado (transformação de N orgânico à N mineral), processo que depende da natureza química da matéria orgânica, mas fundamentalmente de sua proteção física em função de sua interação com partículas minerais coloidais e da intensidade de revolvimento do solo. (CERETTA, 1995; 1998).

A mineralização do N que está na matéria orgânica do solo é realizada pelos microrganismos que necessitam deste elemento como fonte de energia e o excesso é liberado dentro do solo para o crescimento das plantas. Além da atividade microbiana, a taxa de mineralização depende de outros fatores como tipo de solo e condições ambientais (RHODEN et al., 2006). Em algumas condições, pode ocorrer o inverso, a transformação de N inorgânico para N orgânico, este processo demonstra-se imobilização (INSTITUTO DA POTASSA & FOSFATO, 1998).

O estoque de total de N no solo pode aumentar através fixação biológica atmosférica, pelas chuvas e pela adubação orgânica e mineral. Já as perdas ocorrem devido ao processo de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ), emissão de  $\text{N}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , erosão e exportação pelas culturas (SCHULTEN; SCHNITZER, 1998). Destas perdas de N no solo, 72% do total perdido é devido à lixiviação e desnitrificação (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

## 1.3 CARACTERÍSTICAS DOS DEJETOS SUÍNOS BRUTO E SISTEMAS DE TRATAMENTO

O sistema produtivo das granjas de suínos gera efluentes com alta carga orgânica devido, principalmente, à concentração de animais em espaços confinados

e alimentação com alto teor de proteínas, que não são totalmente assimiladas pelos animais (BARTHEL, 2007). As variações quantitativas e qualitativas dos dejetos produzidos estão basicamente associadas ao manejo utilizado, onde o volume de efluente assim como sua composição química dependem de inúmeros fatores (CARMO JR., 1998).

O rebanho industrial de suínos brasileiro gera anualmente uma estimativa de 105 milhões de m<sup>3</sup> de dejetos suíno. Esse resíduo contém cerca de 36.000 mg de N, 150.000 mg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 160.000 mg de K<sub>2</sub>O e 2.200.000 mg de C (BENITES et al., 2010). Dal Mago (2009) realizou pesquisa em dez granjas de unidade de produção de leitões e terminação, localizadas no oeste do Estado de Santa Catarina onde foram coletadas amostras líquidas de dejetos. As amostras apresentaram pH alcalino, em média 7,82; DQO elevada, em média 46.600 mg/L; Sólidos Totais também elevados, 37.890 mg/L, em média; e concentrações de Sólidos Voláteis de 26.240 mg/L.

Em estudo realizado por Scherer (2002), em 120 esterqueiras da região Oeste Catarinense, observou-se grande variação no teor de nutrientes e na qualidade fertilizante nos dejetos suínos armazenados. Grande parte das amostras coletadas apresentou alto teor de água e baixo teor de nutrientes NPK, inferior ao desejado para utilização econômica desse fertilizante. Aproximadamente metade das amostras coletadas tinha menos de 2% de matéria seca, enquanto a média final de todas as amostras analisadas ficou em 3%, valor abaixo do padrão de 6% de matéria seca, normalmente apresentado por dejetos suíno com boa qualidade fertilizante. No geral, as amostras com baixo teor de matéria seca também apresentam baixa concentração de C orgânico e nutrientes, em média a soma de N, P e K fica em torno de 6,8 kg m<sup>-3</sup> (SCHERER, 2002).

Conforme Choi (2007) as fezes são a origem de 90% da matéria orgânica do dejetos e 77% do fósforo total, enquanto a urina acrescenta 65% do nitrogênio total e 55% do potássio. Em relação à produção de dejetos por animal, animais de 50 kg produzem maior volume de dejetos, e animais de 75 kg geram dejetos com maiores cargas de DBO, nitrogênio e fósforo (CHOI, 2007).

Os elevados teores de nutrientes, principalmente o N e o P, contidos nos dejetos de suínos, quando reutilizados para fins agronômicos podem melhorar as propriedades físicas e as características químicas e biológicas do solo (SCHERER et al., 2007). Além de fornecer nutrientes, a aplicação de dejetos diminui a densidade e a

resistência do solo à penetração, e aumenta a capacidade de retenção de água, o conteúdo de C orgânico e a atividade microbiana (MOSADDEGHI et al., 2009). Contudo, quando há a excessiva produção de dejetos, há também a excreção de altas doses de P e N (AITA et al., 2006; CERETTA et al., 2005) em formas não-assimiláveis pelas plantas e pelo solo, que, quando lançadas diretamente no meio ambiente, tornam-se agentes poluidores (SEIDEL et al., 2010).

A sustentabilidade nos sistemas de produção agrícola tem recebido destaque, sendo assim, fundamental a necessidade do tratamento e manejo adequado dos dejetos de suínos, retornando-os aos sistemas de produção (SEIDEL et al., 2010). Devido ao potencial de contaminação e poluição dos dejetos suínos, quando utilizadas dosagens elevadas no solo, alternativas de tratamento dos dejetos, previamente a sua utilização para fins agrícolas, permitem adequar esse efluente ao uso requerido.

O correto manejo e tratamento dos dejetos suínos devem ser considerados parte do processo produtivo, exigindo critérios técnicos para a escolha da tecnologia e do nível de tratamento desejado (KUNZ et al., 2005). O armazenamento do dejetos de suínos em esterqueiras é a alternativa para gerenciamento dos resíduos de suínos mais comumente utilizada. De acordo com Kunz et al. (2005) o tempo de armazenamento recomendado para uma certa estabilização da matéria orgânica e inativação de patógenos gira em torno de 120 dias, para posterior aplicação no solo. Dentre as alternativas tecnológicas utilizadas estão os biodigestores, as lagoas de tratamento de dejetos de suínos (PERDOMO et al., 2003), a compostagem de dejetos líquidos e o sistema de criação de suínos em cama sobreposta (OLIVEIRA; NUNES, 2002).

No Brasil, as tecnologias mais difundidas de tratamento dos dejetos de suínos são os biodigestores e a compostagem (KUNZ et al., 2009). Os biodigestores, permitem a agregação de valor ao resíduo mediante a utilização do biogás (PERDOMO et al., 2003). A decomposição anaeróbica dos dejetos, produz principalmente  $\text{CH}_4$ , que é capturado e convertido em energia, utilizada para produção de calor ou energia elétrica. Neste processo ocorre a redução da carga orgânica do efluente, porém o conteúdo de NPK se mantém (KUNZ et al., 2009), caracterizando um efluente com alto poder poluidor, mas que apresenta boas características para ser utilizado como um fertilizante, desde que usado de forma adequada.



O tratamento dos dejetos por compostagem resulta da mistura dos dejetos brutos com um substrato, como maravalha ou serragem, que possui alta relação C/N. Para formar o composto orgânico, ocorre uma mineralização parcial do material orgânico, gerando um produto com alta relação C/N (ANGNES et al., 2013), capaz de aportar ao solo maior quantidade de C orgânico do que os dejetos líquidos. Além disso, ocorre a redução no teor de água e de odores, quando comparado com o manejo na forma líquida, o composto pode ser armazenado e transportado a locais mais distantes, pois o produto final é na forma sólida (SARDÁ, 2009).

A associação do manejo de solo conservacionista com a adubação orgânica com composto de dejetos suínos pode ser uma estratégia importante para potencializar o papel do tratamento dos dejetos suínos e do solo agrícola como alternativas de mitigação de GEE. Neste sentido, o processo de translocação de carbono de camadas superficiais de solo saturadas com COT para camadas subsuperficiais com maior déficit de C, pode ser um processo de grande importância para a estabilização do C em camadas mais superficiais do solo que são menos influenciadas por mudanças de manejo de solo e também para a continuidade do processo de sequestro de C em solos agrícolas que pode apresentar um potencial superior ao que hoje se verifica conforme a literatura disponível. Além disso, quando realizado manejo adequado dos dejetos de suínos, os mesmos trazem benefícios às propriedades do solo onde são dispostos e aos produtores rurais, ao utilizarem um fertilizante orgânico, que em várias situações se mostra mais eficiente que um fertilizante industrial. Contudo, há de se observar as questões particulares de cada região, no que tange a utilização de resíduos orgânicos e também do manejo do solo com adição desses resíduos.

#### 1.4 HIPÓTESE

O uso de fertilizantes orgânicos aumenta os estoques de carbono e nitrogênio do solo em comparação aos solos adubados com fertilizantes minerais e promove sequestro de carbono (balanço positivo), quando associado ao uso de sistemas conservacionistas de preparo do solo (plantio direto).

O uso do composto orgânico de dejetos de suínos sob sistema plantio direto aumenta os estoques de carbono e nitrogênio particulado do solo, a estabilidade e o

teor de carbono e nitrogênio nos agregados do solo em comparação aos fertilizantes minerais ou orgânicos lábeis (dejetos líquidos de suínos).

## 2 OBJETIVO

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os estoques de carbono e nitrogênio em um Nitossolo, após cinco anos, de um cultivo de sucessão milho/aveia-preta sob diferentes fontes de fertilizantes minerais (ureia) e orgânicos (dejeito líquido de suínos, efluente de biodigestor e composto orgânico) e sistemas de preparo do solo (preparo convencional e plantio direto).

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos do trabalho foram:

- a) determinar os aportes de carbono e nitrogênio ao solo pelos sistemas de culturas (parte aérea e raízes) e fertilizante orgânicos sob diferentes sistemas de preparo;
- b) determinar os estoques de carbono orgânico e nitrogênio total na camada 0-60 cm do solo;
- c) determinar os estoques de carbono e nitrogênio associados às frações particuladas ( $>53 \mu\text{m}$ ) e silte+argila ( $<53 \mu\text{m}$ ) na camada 0-30 cm do solo;
- d) determinar a estabilidade de agregados e os teores de carbono e nitrogênio associados às diferentes classes de tamanhos de agregados na camada 0-5 cm do solo;
- e) determinar taxas de acúmulo de carbono e nitrogênio total no solo em função das fontes de fertilizantes e sistemas de preparo.

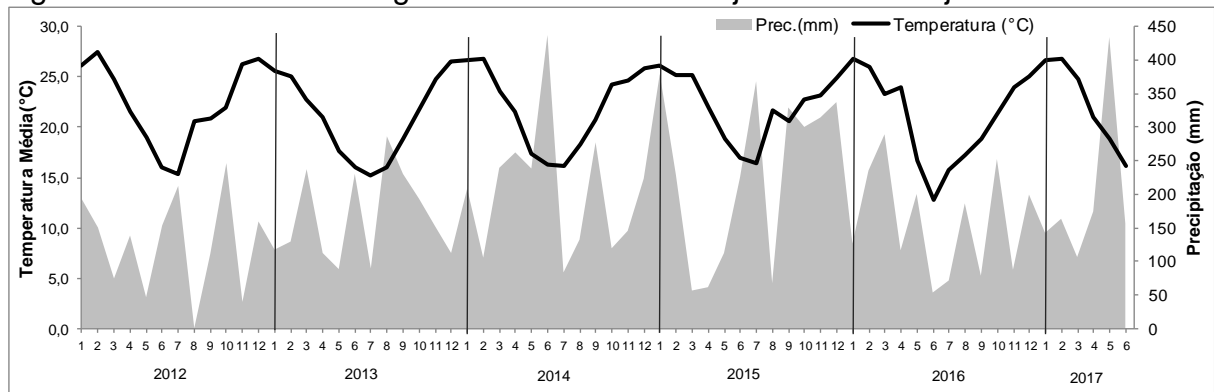


### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 ÁREA EXPERIMENTAL

A área experimental está localizada na Embrapa Suínos e Aves em Concórdia/SC (27°18'53"S, 51°59'25"O). O clima do local, de acordo com a classificação de Köppen, é mesotérmico subtropical úmido (Cfa), com temperatura média anual de 18°C e precipitação média anual de 1.800 mm. A temperatura média nos meses mais frios (junho-agosto) é de 14°C e a temperatura média dos meses mais quentes (dezembro-fevereiro) é de 23°C (WREGE et al., 2012). As precipitações são normalmente bem distribuídas ao longo do ano, mas é frequente a ocorrência de estiagens, especialmente durante o verão (Figura 1). Os dados de precipitação (volume acumulado por dia), temperatura (média diária, média das máximas e média das mínimas) e umidade relativa do ar (média diária) observados entre janeiro de 2012 e junho de 2017 foram registrados na estação meteorológica da Embrapa Suínos e Aves, distante cerca de 200 m do local do experimento (ANEXO 1)

Figura 1 - Dados meteorológicos observados entre janeiro/2012 e junho/2017.



Fonte: Estação Agrometeorológica da Embrapa Suínos e Aves, adaptado pela autora, 2018.

O solo foi classificado como Nitossolo Vermelho distroférrico (EMBRAPA, 2013). A área era mantida sob pastagem natural composta predominantemente por uma mistura de gramíneas perenes até março/2012. A pastagem natural foi dessecada com a aplicação de glifosato em abril/2012. Em seguida foram aplicadas 2 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário para correção da acidez do solo. O calcário foi incorporado com uma operação de arado de três discos de 76,2 cm de diâmetro operando à 20-25 cm de profundidade e duas passagens de grade niveladora com 20 discos de

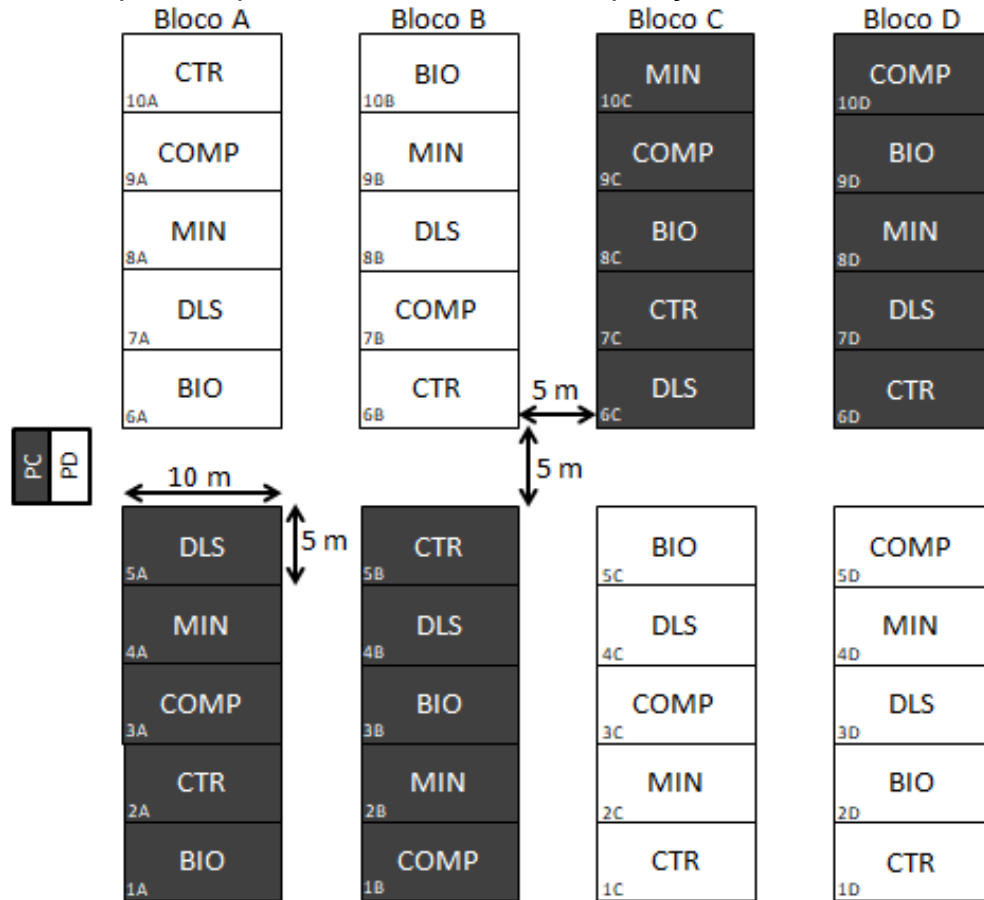
50,8 cm de diâmetro operando à aproximadamente 10 cm de profundidade. Ainda no mês de abril/2012, foi implantada a cultura de aveia-preta (*Avena strigosa* L. (Scherb)) para formação de palhada. Para tanto, foram utilizadas 80 kg ha<sup>-1</sup> de sementes de aveia-preta distribuídos por uma semeadora equipada com disco duplos defasados em linhas espaçadas por 20 cm. Em outubro/2012, a camada superficial do solo (0-10 cm) foi amostrada para caracterização de granulometria e fertilidade com o uso de trado calador. Os teores de argila, silte e areia foram de 250, 460 e 290 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente (EMBRAPA, 1997). O solo apresentou os seguintes parâmetros químicos: pH-H<sub>2</sub>O<sub>(1:1)</sub> 5,3, pH-SMP 5,8, Al<sup>3+</sup> 0,3 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, matéria orgânica 39,0 g kg<sup>-1</sup>, P<sub>Mehlich-1</sub> 6,6 mg dm<sup>-3</sup>, K<sub>Mehlich-1</sub> 249,6 mg dm<sup>-3</sup>, Ca 7,5 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, Mg 3,3 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, CTC 11,9 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> e saturação de base de 68% (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO., 2004).

### 3.2 TRATAMENTOS E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O experimento foi iniciado em outubro/2012 com a primeira aplicação dos tratamentos e a implantação da cultura do milho (*Zea mays* L.). Nas parcelas principais, com dimensões de 10x25 m (comprimento x largura), foram utilizados dois sistemas de preparo de solo: preparo convencional (PC) e plantio direto (PD). No PC o solo foi revolvido com os equipamentos, descritos anteriormente, por meio de uma passagem de arado de discos e duas passagens de grade niveladora antes da semeadura do milho e com apenas duas passagens de grade niveladora antes da semeadura da cultura da aveia-preta. No PD as culturas do milho e aveia-preta foram implantadas sem nenhum preparo de solo. As subparcelas mediram 10x5 m (comprimento x largura), onde foram aplicadas diferentes fontes de fertilizantes: mineral (MIN), dejetos líquidos de suínos (DLS), efluente de biodigestor (BIO) e composto orgânico (COMP), além de um tratamento controle sem adubação (CTR).

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com parcelas subdivididas e quatro repetições (Figura 2). O sistema de culturas empregado em todas as parcelas e em todos os anos foi o milho/aveia-preta (verão/inverno). O milho foi semeado entre 15 de setembro e 31 de outubro, conforme as condições de clima em cada ano. A aveia-preta é semeada entre 15 de março e 15 de abril e dessecada quando em pleno florescimento ou até cerca de 20 dias antes da semeadura do milho.

Figura 2 - Croqui do experimento retratando a disposição dos tratamentos.



Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

Os fertilizantes orgânicos utilizados neste trabalho foram obtidos nas granjas de terminação de suínos da Embrapa Suínos e Aves. O DLS foi coletado em tanques anaeróbicos onde eram armazenados sem nenhum tratamento. O BIO foi coletado na saída de um biodigestor anaeróbico de fluxo ascendente de tratamento de dejetos líquidos de suínos (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009). O COMP foi coletado em uma unidade de compostagem de dejetos líquidos de suínos, onde estes foram misturados com serragem e maravalha e submetidos à compostagem aeróbia, por aproximadamente 150 dias (ANGNES et al., 2013).

Nos fertilizantes orgânicos foram analisados e determinados os teores de matéria seca (MS) à 65°C, carbono (C) e nitrogênio total (N-total) por combustão seca, nitrogênio total (NTK) e nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) por Kjeldahl, nitrato (N-NO<sub>3</sub>) e nitrito (N-NO<sub>2</sub>) por injeção em fluxo, fósforo (P) por espectrofotometria, potássio (K) por espectrometria por plasma, cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu)

e zinco (Zn) por absorção atômica e pH por potenciometria (Tabela 1). Todos os métodos de extração e análises seguiram protocolos padrão (BRASIL, 2014).

Tabela 1 - Taxa de aplicação e características dos fertilizantes usados nos tratamentos durante todos os anos do estudo.

Material	Características											Taxa aplicação m <sup>3</sup> /ha <sup>-1</sup>
	Ano	MS %	SV	COT	NT	N-Org	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	C/N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	
							Kg m <sup>-3</sup>					
DLS <sup>1</sup>	2012	7,4	45,9	29,0	4,4	1,7	2,7	ND	6,6	115,0	80,2	31,7
	2013	ND	ND	15,6	4,1	0,9	3,2	ND	3,8	115,0	76,7	34,1
	2014	ND	17,2	9,3	3,0	1,0	2,0	ND	3,1	115,0	94,9	46,9
	2015	ND	112,1	51,5	5,7	2,4	3,3	ND	9,1	115,0	76,7	24,7
	2016	ND	11,8	6,1	2,4	0,8	1,6	ND	2,6	115,0	76,7	59,1
	2017	9,9	ND	38,0	5,8	2,7	3,1	ND	6,6	115,0	76,7	24,2
BIO <sup>1</sup>	2012	6,5	38,4	17,7	5,2	2,5	2,6	ND	3,4	196,4	76,7	27,1
	2013	ND	ND	6,3	2,6	0,5	2,1	ND	2,5	115,0	79,0	54,8
	2014	ND	8,0	4,3	1,9	0,5	1,3	ND	2,3	115,0	78,8	75,6
	2015	ND	7,1	4,0	1,9	0,3	1,6	ND	2,2	115,0	85,7	74,5
	2016	ND	4,2	1,9	1,8	0,2	1,6	ND	1,1	115,0	76,7	78,7
	2017	0,8	ND	2,3	1,8	0,2	1,6	ND	1,2	115,0	80,0	76,0
		%					g/kg					Mg/há
COMP <sup>2</sup>	2012	29,1	ND	317,0	16,6	15,1	1,2	0,2	19,1	211,0	192,0	29,0
	2013	47,3	ND	249,6	23,6	23,5	0,1	0,0	10,6	306,6	76,7	12,5
	2014	43,9	ND	378,0	21,6	19,8	0,8	1,0	17,5	155,9	86,8	14,8
	2015	42,0	ND	325,1	18,3	18,2	0,1	0,0	17,8	290,0	87,1	18,3
	2016	30,0	ND	299,0	17,5	17,0	0,0	0,5	17,1	228,6	104,7	26,7
	2017	34,7	ND	267,5	15,7	ND	ND	ND	17,0	321,6	90,6	25,7

Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

DLS: dejetos líquidos de suínos; BIO: digestato de biodigestor e COMP: compostagem de dejetos líquidos de suíno; ND: não determinado; MS: massa seca; SV: sólidos voláteis; COT: carbono orgânico total; NT: nitrogênio total; N-Org: nitrogênio orgânico; NH<sub>4</sub>-N: nitrogênio amoniacal; NO<sub>3</sub>-N: nitrogênio nítrico; C/N: razão carbono total/nitrogênio total..

<sup>1</sup> resultados expressos em base natural.

<sup>2</sup> resultados expressos em base seca.

Os fertilizantes foram distribuídos na superfície do solo após a dessecação da aveia preta em todas as parcelas e das operações de preparo do solo nas parcelas do tratamento PC. Todos os tratamentos receberam a mesma dose de N-total (140 kg N ha<sup>-1</sup>), com exceção do tratamento CTR que não recebeu adubação. A dose de N foi dimensionada para uma expectativa de produtividade de 8.7 Mg ha<sup>-1</sup> de grãos de milho (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004), valor este



relatado como médio na região. Para tanto, a dose aplicada de cada fertilizante foi calculada conforme a sua concentração de N-total e teor de MS. Este procedimento ocasionou que diferentes quantidades de P e K fossem aplicados ao solo de acordo com a fonte de fertilizante. Desta maneira, sempre que a quantidade destes nutrientes aplicado via fertilizantes orgânicos era inferior a demanda destes nutrientes, calculada em função da expectativa de produtividade de grão de milho, a quantidade faltante era suplementada com a aplicação de fertilizantes minerais (superfosfato triplo e cloreto de potássio). Assim todos os tratamentos, com exceção do CTR, receberam no mínimo  $140 \text{ kg N ha}^{-1}$ ,  $115 \text{ kg de P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$  e  $77 \text{ kg de K}_2\text{O ha}^{-1}$  (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004).

Após a aplicação dos fertilizantes, estes eram incorporados ao solo com uma passagem de grade niveladora nas parcelas do tratamento PC. O milho era semeado com semeadora equipada com disco de corte, facão sulcador e discos duplos defasados em linhas espaçadas por 80 cm. A população de plantas utilizada foi de 60.000-65.000 plantas  $\text{ha}^{-1}$ . O milho foi colhido mecanicamente e os resíduos da cultura permaneciam nas parcelas. A cultura da aveia-preta não recebia qualquer aplicação de fertilizantes. Todos os demais tratamentos culturais seguiram as recomendações técnicas usuais de cada cultura.

### 3.3 AMOSTRAGEM E ANÁLISES DE PLANTAS

O milho foi amostrado anualmente em dois momentos: na maturação fisiológica dos grãos e no momento da colheita. Na maturação fisiológica dos grãos, foi realizada a coleta de quatro plantas de milho cortadas rente ao solo aleatoriamente no interior das subparcelas. Os grãos foram separados do restante da planta e ambas as amostras foram secas a  $65^\circ\text{C}$  até peso constante. No momento da colheita, para determinar a produtividade de grãos de milho foi realizado a coleta das espigas das plantas de milho presentes em dois metros lineares em três locais da subparcela, compondo então uma amostra composta por subparcela. Os grãos foram removidos das espigas, pesados, e uma subamostra foi seca a  $65^\circ\text{C}$  até peso constante para determinação da umidade. A produtividade do milho foi então expressa por unidade de área ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) e com teor de umidade de grãos ajustado para 13%. Esses dados foram utilizados para a determinação do índice de colheita (IC), que é a razão entre a massa de grãos e parte aérea (colmo,

folhas e sabugos) da planta. O IC foi então calculado por  $IC = G/(G + PA)$ , onde G e PA são a massa de grãos e da parte aérea, respectivamente, em kg. A massa de grãos seca foi utilizada para calcular a massa da parte aérea do milho por unidade de área ( $Mg\ ha^{-1}$ ) em função do IC.

A aveia-preta foi amostrada anualmente, no momento do seu pleno florescimento ou logo antes da sua dessecação, para determinação da massa de parte aérea. As plantas de aveia-preta foram cortadas rente ao solo de cada subparcela em uma área de  $0,25\ m^2$  delimitada por um quadrado metálico. As amostras de aveia-preta foram secas a  $65^\circ C$  até peso constante e a massa de parte aérea foi expressa por unidade de área ( $Mg\ ha^{-1}$ ).

No ano de 2014, por ocasião da maturação fisiológica do milho, foram abertas trincheiras na margem de cada subparcela dos tratamentos PC MIN e PD MIN para coleta de amostras das raízes.

As amostras foram coletadas em blocos de solo de 80 cm de largura e 50 cm de comprimento nas camadas 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade. Os blocos de solo foram coletados de modo que a linha do milho estivesse centralizada em relação a sua largura. A área amostrada continha 3-4 plantas de milho. A parte aérea do milho foi coletada e os blocos de solo foram desagregados manualmente de forma a preservar a integridade das raízes. O solo aderido às raízes foi removido lavando o material com água sobre uma peneira com malha de 2 mm. A parte aérea e as raízes foram secas a  $65^\circ C$  até peso constante. As razões entre a massa de raízes e parte aérea determinados nesta amostragem foram então extrapoladas para os demais tratamentos e anos a fim de se determinar a massa de raízes em cada ano. Todas as amostras de parte aérea, grãos e raízes foram analisadas em laboratório para determinação dos seus teores de C, N, P e K utilizando as mesmas metodologias descritas anteriormente.

### 3.4 AMOSTRAGEM E ANÁLISES DE SOLOS

O solo foi amostrado em março/2012 e novamente em março/2017 utilizando-se um trado hidráulico para coleta de dois cilindros indeformados de solo com 5 cm de diâmetro até pouco mais de 60 cm de profundidade em cada subparcela. Cada cilindro foi imediatamente medido e separado nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40 e 40-60 cm, com o cuidado de se evitar a contaminação entre camadas. As duas subamostras de cada camada foram reunidas em uma amostra composta por subparcela. As amostras foram pesadas e subamostras de aproximadamente 10 g foram secas a 105°C até peso constante para determinação da umidade. O teor de umidade do solo foi utilizado para determinar a massa seca da amostra integral e com esta foram calculadas a densidade e a massa de solo em cada camada por unidade de área ( $\text{Mg m}^3$  e  $\text{Mg ha}^{-1}$ ). O restante das amostras foram desagregadas manualmente, secas ao ar, peneiradas a 2 mm, raízes e fragmentos de plantas foram removidos e, então, as amostras foram homogeneizadas e armazenadas para posterior análise.

Subamostras de aproximadamente 5 g foram moídas em gral de ágata e posteriormente analisadas para determinação dos teores de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) por combustão seca (CHNS-O Flash 2000, Thermo Scientific, Estados Unidos). Outras subamostras foram utilizadas para fracionamento granulométrico conforme metodologia descrita por Cambardella & Elliott (1992). Brevemente, 20 g de solo foram dispersos em frascos com volume total de 100 mL contendo 60 mL de solução de hexametáfosfato de sódio ( $5 \text{ g L}^{-1}$ ). Os frascos foram agitados durante 16 horas e o solo disperso foi peneirado à 53  $\mu\text{m}$  com auxílio de um jato de água destilada. A fração de solo retida na peneira ( $>53 \mu\text{m}$ ) foi transferida para uma bandeja de alumínio e seca a 65°C até peso constante. A fração de solo que passou pela peneira ( $<53 \mu\text{m}$ ) foi coletada em outras bandejas de alumínio e também foram secas a 65°C até peso constante. As duas frações foram então moídas em gral de ágata e posteriormente analisadas para determinação dos teores de carbono e nitrogênio do solo por combustão seca. O carbono e nitrogênio da fração  $>53 \mu\text{m}$  foram então denominados carbono orgânico e nitrogênio particulado (COP e NP). O carbono e nitrogênio da fração  $<53 \mu\text{m}$  foram denominados carbono orgânico e nitrogênio, na fração silte+argila, (Cs+a e Ns+a). Os estoques de COT e NT e demais frações granulométricas foram então calculados em massas

equivalentes de solo (WENDT; HAUSER, 2013), tendo como referência cada camada de solo determinadas em 2012.

Amostras da camada 0-5 cm do solo foram também coletadas em blocos de 20 cm x 20 cm em março/2017 nas quatro repetições das subparcelas dos tratamentos PC CTR, PC MIN, PC COMP, PD CTR, PD MIN e PD COMP. Estas amostras foram utilizadas para avaliar a proteção física do COT e NT em diferentes classes de tamanho de agregados de solo estáveis em água obtidos por peneiramento úmido, conforme metodologia descrita por Gulde et al. (2008). As amostras foram desagregadas manualmente até que todo o solo passasse por uma peneira com malhas de 8 mm. O solo peneirado foi então seco ao ar, raízes e fragmentos grosseiros de plantas foram removidos e as amostras foram armazenadas em recipientes rígidos para evitar a sua fragmentação. Pesou-se cerca de 40 g de cada amostra que foram então distribuídas uniformemente sobre uma peneira de 12.7 cm de diâmetro e malha de 2.000  $\mu\text{m}$  previamente montada em uma mesa agitadora para peneiramento por via úmida (TE-3300, Tecnal, Brasil) com baldes plásticos de 10 L (Figura 3).

Figura 3 - Mesa agitadora para peneiramento por via úmida.



Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

Nesse procedimento, parte do solo passa diretamente pela peneira e fica retido no fundo do balde. Lentamente foi adicionada água destilada, pelas laterais do balde, até cerca de 2 cm acima do nível da malha da peneira, cobrindo todo o solo com água. As amostras permaneceram então em repouso durante 5 minutos. Este procedimento tem por objetivo saturar os agregados com água de modo que a pressão causada pelo ar preso no interior dos agregados promova a ruptura dos agregados instáveis na amostra (OR, 1996). Todas as raízes e outros fragmentos de

plantas >2 mm que flutuaram após a adição da água foram removidos, pois não são considerados parte da matéria orgânica do solo. Os agregados estáveis em água foram então separados pela oscilação vertical da peneira emergindo e submergindo na água por 50 vezes em dois minutos. Os agregados estáveis em água que ficaram retidos na peneira foram então transferidos com o auxílio de um jato de água destilada para uma bandeja de alumínio. O restante do solo e a água retido no balde foram então transferidos para uma peneira com malha de 250  $\mu\text{m}$  e posteriormente para outra peneira com malha de 53  $\mu\text{m}$ , ambas montadas na mesa agitadora e repetindo-se os procedimentos descritos anteriormente. O solo que passou pela última peneira, de 53  $\mu\text{m}$ , foi mantido no balde por 48 h até que todo o solo houvesse decantado. A água foi descartada com cuidado e o solo foi transferido para uma bandeja de alumínio. As amostras foram então secas a 65°C até peso constante. Este procedimento isolou quatro frações de tamanhos de agregados estáveis em água: macroagregados grandes (MG, >2.000  $\mu\text{m}$ ), macroagregados pequenos (MP, 250-2.000  $\mu\text{m}$ ), microagregados (mi, 53-250  $\mu\text{m}$ ), e a fração silte+argila (s+a, <53  $\mu\text{m}$ ). Este procedimento foi realizado em triplicata formando uma amostra composta para cada repetição dos tratamentos. Subamostras com aproximadamente 2g foram moídas com gral de ágata e posteriormente analisadas para determinação dos teores de carbono e nitrogênio do solo por combustão seca.

Outras subamostras com aproximadamente 2-4 g foram utilizadas para a determinação do teor de areia nas classes de agregados >53  $\mu\text{m}$  (ELLIOTT et al., 1991). Para tanto, as subamostras foram dispersas em 10-20 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5 g L<sup>-1</sup>) e agitadas durante 4 h. O solo disperso foi peneirado à 53  $\mu\text{m}$  com auxílio de um jato de água destilada. A fração de solo retida na peneira (>53  $\mu\text{m}$ ), correspondendo a fração areia, foi transferida para uma bandeja de alumínio e seca a 65°C até peso constante. O teor de areia foi utilizado para corrigir a massa e a concentração de carbono e nitrogênio de cada classe de agregados, se obtendo agregados estáveis em água livres de areia.

### 3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram submetidos a análise de variância, com ou sem medidas repetidas (ANOVA ou RM-ANOVA), considerando os efeitos de bloco, preparo de solo como parcelas principais, fertilizantes como subparcelas, tempo como

subparcelas (quando aplicável) e a interação entre os fatores utilizando SAS PROC MIXED (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). Foram avaliados três modelos de estrutura de covariância para RM-ANOVA [(produto direto desestruturado (UN@UN), produto direto autorregressivo (UN@AR(1)) e produto direto simetria composta (UN@CS))] usando o método de Máxima Verossimilhança Restrita (REML) e selecionando o modelo com menor valor AIC (critério de informação Akaike) (LITTELL; PENDERGAST; NATARAJAN, 2000). Todas as análises foram realizadas por camada de solo. Foi utilizado o comando LSMEANS com o teste t protegido para avaliar as diferenças entre as médias quando da interação de sistemas de preparo e fontes de N no mesmo ano de amostragem, e o teste F para avaliar diferenças entre anos de amostragem para a interação dos mesmos fatores. Todos os resultados foram considerados estatisticamente significantes quando  $P < 0.05$ .

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 APORTES DE CARBONO E NITROGÊNIO AO SOLO E COMPOSIÇÃO DO RESÍDUO (DEJETOS E PLANTA)

O aporte de C e de N ao solo pelos sistemas de culturas e fertilizantes foi determinado anualmente para o período 2012-2017 (Tabela 2). Nos tratamentos CTR e MIN não houve aporte de C via fertilizantes. Já para os tratamentos com adubos orgânicos, o aporte médio anual de C seguiu a ordem COMP>DLS>BIO com 2,3; 0,7 e 0,3 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente.

O tratamento dos dejetos por biodigestão pode reduzir o teor de C dos dejetos em até 99% (HIGARASHI et al., 2007), sendo este processo caracterizado pela degradação do material orgânico sob anaerobiose, onde o C é emitido na forma de metano e dióxido de carbono (KUNZ et al., 2009). Já o tratamento dos dejetos por compostagem requer a mistura dos dejetos brutos com um substrato (maravalha/serragem), que possui alta relação C/N (ANGNES et al., 2013). Neste processo ocorre a mineralização parcial do material orgânico, gerando um composto orgânico com maior relação C/N do que os dejetos e, portanto, aportando ao solo maior quantidade de C do que os dejetos líquidos. Neste sentido, o aporte de C via fertilizantes verificado no tratamento COMP foi cerca de 3 vezes superior ao tratamento DLS e quase 8 vezes maior do que no tratamento BIO.

O aporte de N total pelos fertilizantes foi igual em todos os tratamentos que receberam adubação (140 Kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), com exceção para o tratamento CTR, que não recebeu qualquer aplicação de fertilizantes. Porém, a forma química com que o N se encontrava em cada fertilizante era distinta (Tabela 2). No tratamento DLS, o teor de N-NH<sub>4</sub> variou entre 53 e 78% (média de 64%) do teor de N total do dejetos. Estes valores são similares aos reportados para DLS em estudos anteriores, onde em média o DLS tem 60% de N-NH<sub>4</sub> (AITA et al., 2006, SCHERER et al., 2007). Nos tratamentos BIO e COMP, os teores médios de N na forma mineral representaram 77% e 4%, respectivamente, dos teores de N total destes resíduos. Portanto, a mineralização do N orgânico durante o processo de biodigestão (KUNZ et al., 2009) aumentou a disponibilidade de N-NH<sub>4</sub> do BIO em relação ao DLS, o que teoricamente aumentaria a disponibilidade de N para as culturas adubadas com este efluente. Por outro lado, o tratamento dos dejetos por compostagem reduziu drasticamente a proporção de N mineral (N-NH<sub>4</sub> e N-NO<sub>3</sub>) em relação aos outros

dejetos. Este resultado pode ser atribuído tanto a imobilização de N pela biomassa microbiana quanto às perdas de N por volatilização de amônia e nitrificação/desnitrificação durante ao processo de compostagem (ANGNES et al., 2013). De qualquer maneira, uma menor proporção de N na forma mineral pode limitar a eficiência deste fertilizante em suprir N para as culturas, considerando-se que o aporte de N total foi similar em todos os tratamentos que receberam adubação (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. COMISSAO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, 2004).

Tabela 2 - Aporte anual de C e N ao solo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo e cinco fertilizantes (2012 - 2017).

Fonte	Preparo	Fertilizante					Média
		CTR	MIN	DLS	BIO	COMP	
		----- Aporte C (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> ) -----					
Fertilizante	PC/PD	0	0	0,7	0,3	2,3	N/C
Milho	PC	4,9	5,5	5,7	5,7	5,1	5,4 ns
	PD	4,2	5,3	5,5	5,7	4,6	5,1
	Média	4,5 c <sup>1</sup>	5,4 ab	5,6 a	5,7 a	4,9 bc	5,2
Aveia preta	PC	1,7	1,7	1,8	2	1,7	1,8 ns
	PD	1,6	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8
	Média	1,7 ns	1,7	1,8	1,9	1,8	1,8
Total	PC	6,6	7,2	8,2	8	9,1	7,8 ns
	PD	5,8	7,1	8,1	7,8	8,7	7,5
	Média	6,2 d <sup>1</sup>	7,1 c	8,1 ab	7,9 bc	8,9 a	7,6
		----- Aporte N (Kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> ) -----					
Fertilizante	PC/PD	0	140	140	140	140	N/C

CTR: controle sem adubação; MIN: fertilizante mineral; DLS: dejetos líquidos de suínos; BIO: efluente de biodigestor; COMP: composto orgânico; PC: preparo convencional; PD: plantio direto; ns: não houve diferença pelo teste F; <sup>1</sup> Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Holm-Sidak (P<0,05).

Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

Não houve interação entre os efeitos simples de sistema de preparo e fontes de N quanto a produção de biomassa do milho, detalhados na Tabela 2 como o aporte média anual de C por ambas as culturas no período 2012-2017. Também não foram observadas diferenças significativas entre sistemas de preparo do solo quanto ao aporte médio de C para ambas as culturas. No entanto, na média entre os dois sistemas de preparo, apenas para a cultura do milho foram observadas diferenças significativas entre os fertilizantes. Neste caso, o aporte de C foi maior nos



tratamentos BIO, DLS e MIN, porém o MIN não diferiu do COMP, e o COMP não diferiu do CTR.

A menor produção de biomassa do milho no COMP está relacionada com a característica recalcitrante deste fertilizante, que apresenta alta relação C/N. O processo de compostagem, reduz a taxa de mineralização da matéria orgânica e promove a imobilização do C e N no solo, com potencial reflexo no aumento do estoque de MOS (GRAVE et al., 2015), mas limita a eficiência agrônômica do COMP em fornecer nitrogênio para a cultura do milho, pois o aporte de N mineral foi menor (Tabela 1). Já resíduos com menor relação C/N e menores concentrações de compostos como lignina e taninos, são propensos a uma decomposição mais rápida, com alta liberação de N mineral (POTTHAST et al., 2010; PUTTASO et al., 2011), o que permite melhor desenvolvimento da cultura a curto prazo, pois esta forma de N é mais solúvel. O aporte de C pela aveia preta também foi similar em todos os tratamentos testados, indicando que o efeito residual nos tratamentos que receberam adubação foi limitado, independente do sistema de preparo de solo.

Considerando o somatório das culturas e fertilizantes, o aporte total de C no tratamento com COMP foi maior em relação aos tratamentos BIO, MIN e CTR e semelhante ao tratamento DLS (Tabela 2). O aporte médio total de C nos tratamentos sob adubação orgânica COMP, DLS e BIO foi superior em 1,8, 1,0 e 0,8 Mg C ha<sup>-1</sup> ano, se comparado ao tratamento com adubação mineral (MIN) e 2,7, 1,9 e 1,7 Mg C ha<sup>-1</sup> ano se comparado ao tratamento controle sem adubação (CTR), respectivamente. No entanto, verificou-se que o maior aporte de C via fertilizante, no tratamento COMP, foi parcialmente compensado pela menor produção de biomassa e aporte de C pelo milho neste tratamento.

## 4.2 MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO

### 4.2.1 Mudanças nos estoques de carbono total e nitrogênio total no solo

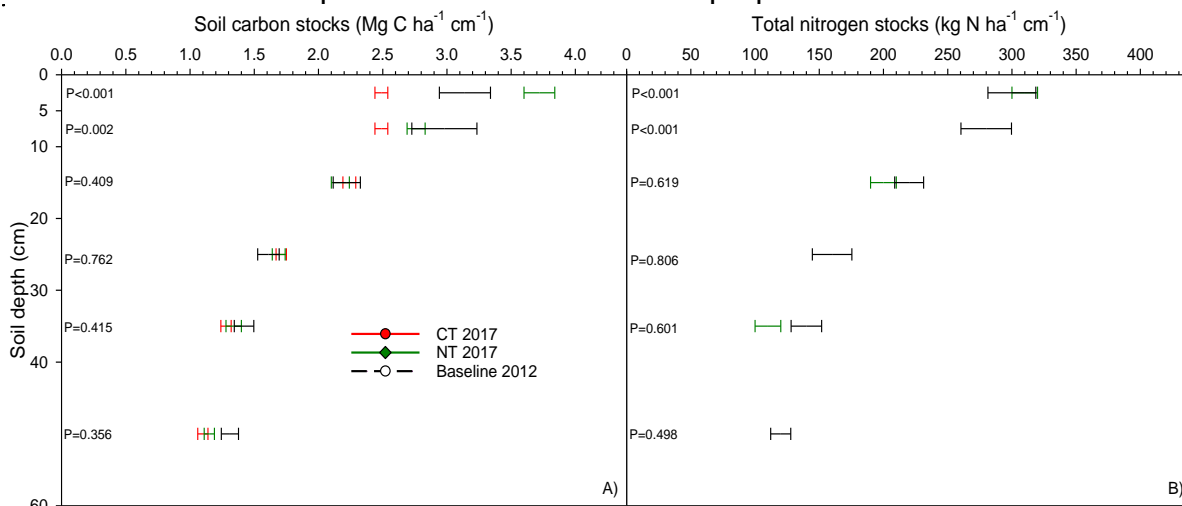
A mudança no estoque de C e N no solo está relacionada, por um lado, com a quantidade de C e N que é aportado ao solo através da produção de biomassa (parte aérea e raízes) e retorno dos resíduos culturais ao solo, assim como ao aporte externo de C via fertilizantes orgânicos. Por outro lado, os estoques de C e N também são regulados pelas taxas de mineralização da matéria orgânico do solo

que são afetadas pelos sistemas de preparo, quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos aportados ao solo.

Em estudo realizado por Rasmussen e Collins (1991), os autores verificaram que o aumento nos estoques de C no solo foi influenciado pela adição de diferentes resíduos de culturas e também pela aplicação de dejetos de animais durante 40 anos, onde o aumento do estoque ocorreu principalmente pela maior produção de biomassa vegetal.

O preparo do solo (PC) aumenta a taxa de mineralização da MOS na camada afetada pelo preparo (BAYER et al., 2006; BABUJIA et al., 2010). Isso coincide com a perda de C e N que foi observada na camada 0-5 cm e 5-10 cm (Figura 4) no PC. Na camada 10-20 cm, os estoques não foram afetados no PC pois o preparo mistura C das culturas e fertilizantes nessa camada, compensando as perdas. No PD, a maior parte do aporte de C fica restrito na superfície do solo (0-5 cm), devido ao aporte pela parte aérea das culturas e pelos fertilizantes, o que aumenta o estoque C na média dos tratamentos sob PD. Quanto ao N, o PD manteve os estoques de N devido a menor mineralização da MOS, em comparação com PC, que reduziu. Não houve mudança significativa de C e N abaixo de 10 cm.

Figura 4 - Estoque de C e N em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.



CT = PC: preparo convencional; NT = PD: plantio direto

Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

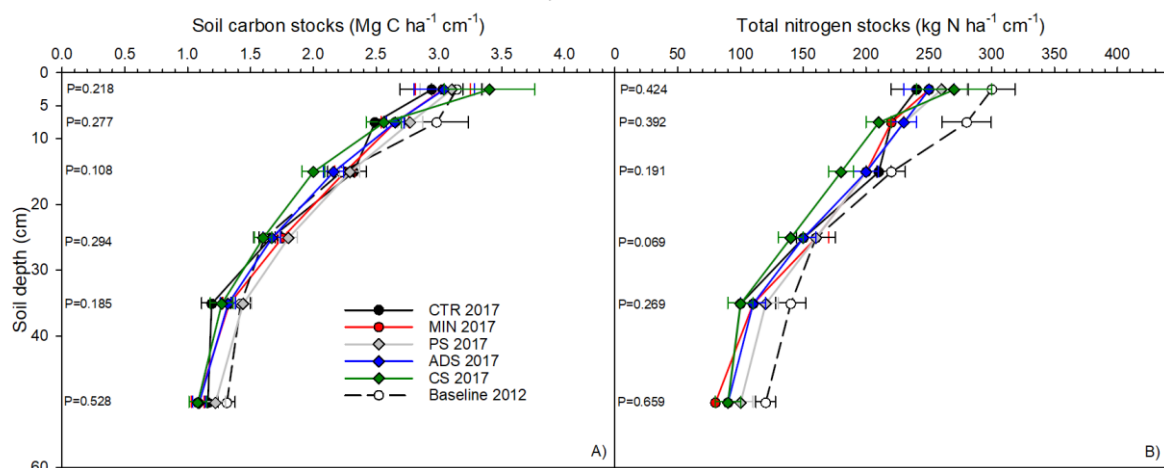
Em sistemas de preparo do solo sem revolvimento, como o PD, observa-se que o C fica estocado principalmente na superfície (0-5 cm) e é distribuído em um gradiente decrescente para as camadas subsuperficiais do solo (SÁ et al., 2001;

BAYER et al., 2001). Em um estudo de longa duração, realizado por Olson et al. (2014), também ocorreram perdas de C e N em profundidade. De acordo com os autores isso aconteceu, pois, os sistemas agrícolas com culturas anuais não aportam quantidade suficiente de raízes nas camadas mais profundas para manter C e N. Por isso, é importante manter monitoramento no longo prazo nesses locais, para esclarecer a dinâmica do C e do N na superfície e também em profundidade.

No que tange aos estoques de C e N no solo, de acordo com as fontes de N, não houve diferença entre os fertilizantes, independente do sistema de preparo do solo (Figura 5), resultado esse que possivelmente é devido ao estudo ser recente, de apenas 5 anos.

De acordo com a hipótese levantada neste estudo, esperava-se que um incremento significativo nos estoques de C e N no tratamento COMP, devido ao maior aporte de C e recalitrância desse fertilizante. No entanto, o maior aporte de C pelo COMP foi compensado pela menor produtividade de milho e aveia com menor aporte de C pelas culturas, igualando os resultados. Há uma tendência, no entanto do COMP aumentar C e N. Isso deve ser confirmado com novas avaliações nos próximos anos.

Figura 5 - Estoque de C e N em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob adubação de cinco fertilizantes.



CTR = CTR: controle sem adubação; MIN = MIN: fertilizante mineral; PS = DLS: dejetos líquidos de suínos; ADS = BIO: efluente de biodigestor; CS = COMP: composto orgânico.

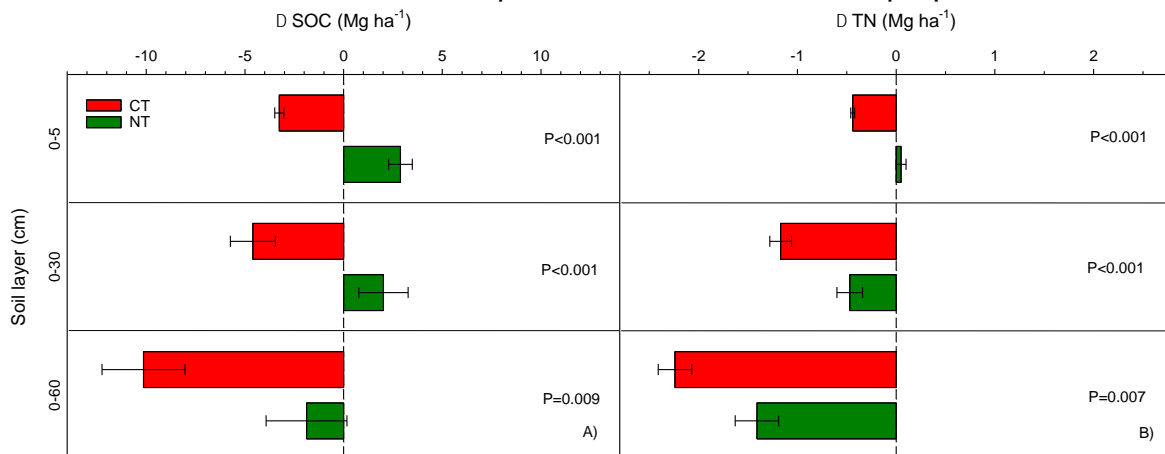
Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

Ao avaliar o incremento no estoque de C no solo, em sistema plantio direto, comparando diferentes fertilizantes, em um experimento de longa duração (12 anos), Rodrigues (2017) observou diferença entre os tratamentos, sendo que o uso de

cama sobreposta de suínos e dejetos líquidos de bovinos foram mais efetivos do que o dejetos líquidos de suínos, no incremento no estoque de C no solo. Além disso, os dejetos animais promoveram maiores estoques de C no solo, quando comparados ao uso de fertilizantes minerais (RODRIGUES, 2017). Mafra et al. (2014), também obtiveram resultados que evidenciam a maior capacidade da adubação realizada com dejetos de animais, sozinhos ou associados com fertilizante mineral, em elevar o estoque de COS, do que somente o uso de fertilizante mineral.

Quando analisada a associação entre C e N e os fertilizantes utilizados no experimento, não foi verificada diferença entre os tipos de fertilizantes, logo, as análises foram direcionadas para o efeito do preparo do solo e o estoque de C e N. A Figura 6 demonstra as mudanças no estoque de C e N de acordo com o sistema de preparo. O sistema PD promoveu acúmulo de C apenas na camada 0-5 cm, no entanto, este incremento na camada superficial manteve-se significativo até a camada 0-30 cm. O balanço de C na camada 0-60 cm indica que não houve mudança significativa no estoque de C no solo sob PD. Para o solo sob PC, houveram perdas significativas de C para todas as camadas avaliadas em relação aos estoques de C medidos em 2012 ou mesmo quando comparados com o sistema PD em 2017. Da mesma maneira, as diferenças dos estoques de N entre os sistemas de preparo foram significativos para todas as camadas avaliadas, porém o sistema PD está mantendo o N na superfície (0-5 cm) e os dois sistemas estão perdendo em profundidade.

Figura 6 - Mudanças no estoque de C e N em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.



CT = PC: preparo convencional; NT = PD: plantio direto; SOC =COS: carbono orgânico do solo; TN = NT = nitrogênio total

Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

Pequenas variações na concentração de C e N nas camadas amostradas com maior espessura afetam bastante os estoques calculados no perfil. No entanto, tanto o C, quanto o N apresentaram tendência de redução na camada 0-60 cm, dados que corroboram com resultados encontrados por Olson et al. (2014). Desta forma, é necessário realizar novas avaliações nos próximos anos, para monitorar essa tendência e também para verificar se o ganho de C e N na superfície do PD compensa perdas em profundidade.

Comumente, os estudos que avaliam dinâmica de C e N no solo são realizados em áreas que tem um longo histórico de agricultura de PC, portanto já degradados. Já o experimento em análise neste estudo foi implantado em área de campo nativo com sistema radicular profundo, o que pode explicar as perdas que ocorreram nestes anos, devido ao campo nativo possuir elevados estoques iniciais de C e N em comparação com áreas de agricultura (SANDERMAN et al., 2017). De qualquer forma, é importante observar que tratando-se de sistemas de preparo do solo o PD foi superior ao PC, pois quando não aumentou, pelo menos reduziu perdas de C e N no solo.

No PD, como ocorre a mínima perturbação do solo, o COT e o novo C adicionado ficam mais protegidos, pois essa prática de manejo reduz a taxa de mineralização da MOS, se comparado ao PC (BAYER et al., 2006). Desta forma, PD é considerado um sistema de manejo que conserva mais o C do solo, indicando que a eliminação do revolvimento do solo é uma prática importante na recuperação de solos degradados. Em geral, para que o solo atue como um dreno de CO<sub>2</sub> atmosférico, de acordo com Lovato et al. (2004), são necessárias elevadas adições de C via resíduos vegetais, complementadas por mecanismos que estabilizem o C adicionado na forma de MOS.

A maior perda de C no PC ocorre pois o revolvimento do solo estimula a mineralização da matéria orgânica do solo (BABUJIA et al., 2010), além de deixar o solo desprotegido favorecendo a ocorrência de erosão, que é um processo que também pode alterar os estoques de C no solo, podendo causar perdas significativas de COS, e em casos severos, afetar a produtividade e o uso eficiente de insumos (OLSON et al., 2016).

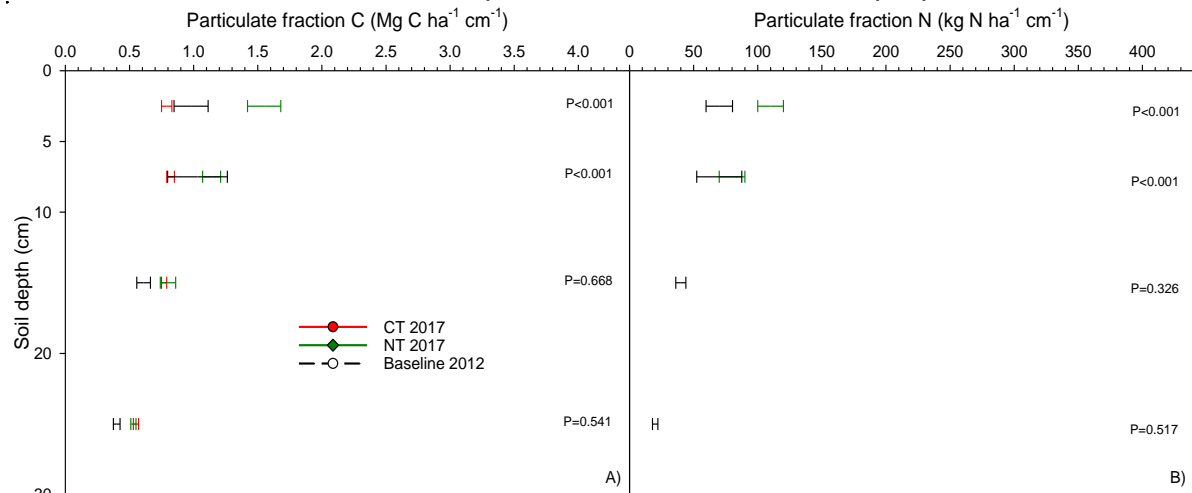
#### 4.2.2 Mudanças nos estoques de carbono particulado e nitrogênio particulado no solo

O COP e o NP constituem uma fração da MOS e equivalem às partículas com diâmetro maior que  $53\mu\text{m}$  e portanto correspondem à fração areia do solo (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992). O COP e NP são caracterizados como partículas derivadas de resíduos de plantas e hifas em estágios iniciais de degradação, que ainda mantém estruturas celulares reconhecíveis (GOLCHIN et al., 1994). O COP e NP representam uma fração do C e do N mais jovem derivada da decomposição parcial do resíduos vegetais e fertilizantes. Portanto, são mais sensíveis a mudanças do manejo que a fração silte+argila, sendo considerado um indicador para verificar o efeito do manejo em curto prazo (BAYER et al., 2001, 2002). Loss et al. (2009), trabalhando em um Argissolo com diferentes usos, observaram que o teor de COP é o melhor indicativo de qualidade da MOS em relação às alterações de manejo a curto prazo.

Neste sentido, avaliando os estoques de COP foi observada a mesma tendência do C total, os estoques estão aumentando no PD e diminuindo no PC, principalmente na superfície (Figura 7). O valor inicial de C na camada 0-5 inicialmente, em 2012, era de aproximadamente  $1,0 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ , após o preparo do solo no PC esse valor caiu para aproximadamente  $0,8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$  e no PD o estoque dobrou, em apenas 5 anos, foi para aproximadamente  $1,5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ . Os estoques de NP também estão crescendo no PD e reduzindo no PC em comparação com a linha base, nas camadas superficiais. Nas camadas inferiores ( $>10 \text{ cm}$ ) não houve mudanças significativas entre os estoques de COP e NP entre PC e PD.

Em todos os tratamentos os teores de C e N da fração particulada decresceram em profundidade, mostrando que o carbono dessa fração é fortemente influenciado pelos sistemas de preparo, resíduos vegetais e fertilizantes adicionados recentemente na superfície do solo. Mesmo não havendo diferença entre os aportes de C e N nos sistemas PC e PD (Tabela 2), houve diferença no acúmulo de COP e NP nas camadas superficiais do solo entre PC e PD, isso indica que o sistema de preparo do solo adotado tem grande influencia no acúmulo de C e N. Este estudo mostrou que, quando adota-se PD a uma tentativa no aumento do estoque de COP e NP nas camadas superficiais.

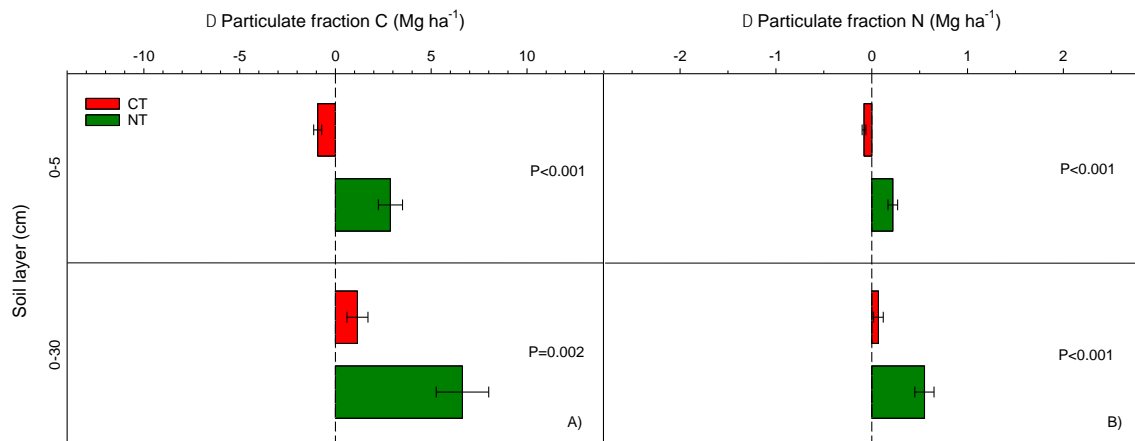
Figura 7 - Estoques de COP e NP em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo



CT = PC: preparo convencional; NT = PD: plantio direto  
 Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

As mudanças no estoque de COP e NP podem ser verificadas na Figura 8. Observa-se que a mudança de estoque teve diferença entre os sistemas de preparo em todas as camadas avaliadas, de 0-5 cm e 0-30 cm. O sistema PD acumulou C e N significativamente, enquanto o sistema PC, na camada de 0-5 cm, perdeu C e N e, na camada de 0-30 cm, acumulou C e manteve a quantidade N. Mesmo que no somatório das camadas 0-30 o PC também acumulou COP, é possível perceber que o PD foi muito superior acumulando aproximadamente 7 Mg C ha<sup>-1</sup>, em relação a linha base, contra aproximadamente 1,5 Mg C ha<sup>-1</sup> do PC.

Figura 8 - Mudanças no estoque de COP e NP em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.



CT = PC: preparo convencional; NT = PD: plantio direto  
 Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

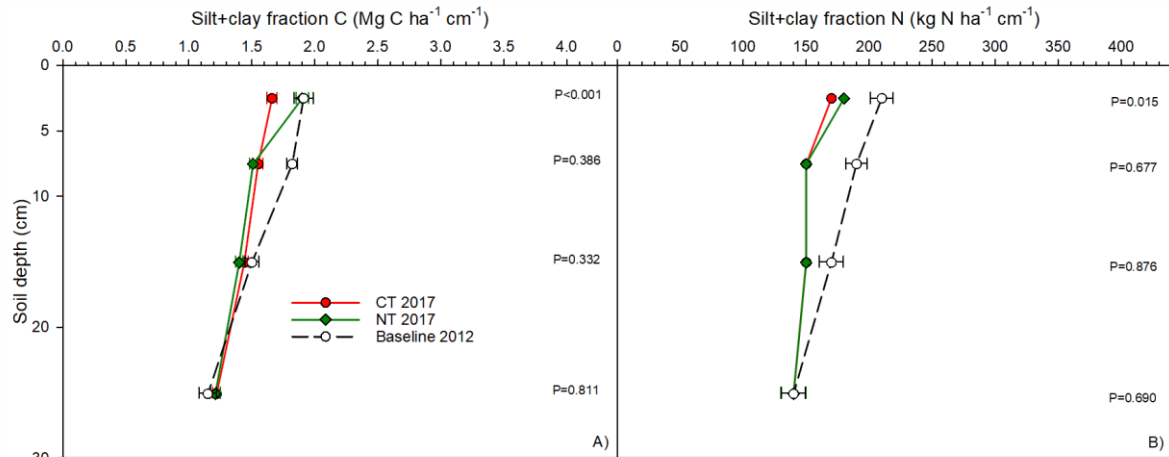
Essa fração particulada da MOS possui uma taxa de ciclagem maior e tem menor tempo de permanência no solo, de semanas a meses. O que determina o período de permanência dos resíduos no solo é a natureza dos materiais orgânicos e à proteção física desempenhada pelos agregados (GOLCHIN et al., 1994). Por isso, manejos que diminuam essa proteção física, como o PC, podem acelerar o processo de mineralização da MOS, refletindo negativamente nos estoques de COP e NP.

#### 4.2.3 Mudanças nos estoques de carbono e nitrogênio na fração silte + argila no solo

Nos estoques de C e N na fração silte + argila, obteve-se diferenças entre os sistemas de preparo na camada de 0-5 cm (Figura 9). O PD manteve os níveis de C na camada de 0-5 cm, enquanto o PC apresentou reduções na mesma camada. Nas outras camadas os dois sistemas de preparo tiveram comportamento semelhante, na camada de 5-15 cm perderam C, e depois mantiveram a quantidade inicial (Figura 9A). O N apresentou reduções maiores nas primeiras camadas, seguindo a mesma tendência para os dois sistemas de cultivo (Figura 9B). A fração silte+argila corresponde a fração da MOS que possui diâmetro menor que  $53\mu\text{m}$ , e representa a MOS em estágio avançado de decomposição, sendo mais estável, e com maior tempo de residência no solo, do que a fração particulada (CHRISTENSEN, 2000). Isso justifica os resultados encontrados neste estudo, pois a área onde foi implantado o experimento era de campo nativo e o uso agrícola neste caso está degradando o C e o N que estava nesta fração mais estável. Vale ressaltar, que a diferença entre os sistemas de preparo do solo nesta fração, silte+argila, vão ser evidências num período mais longo, quando o COP e NP que hoje estão em maior quantidade no PD, se tornarem estáveis, e passarão a fazer parte dessa fração de solo.



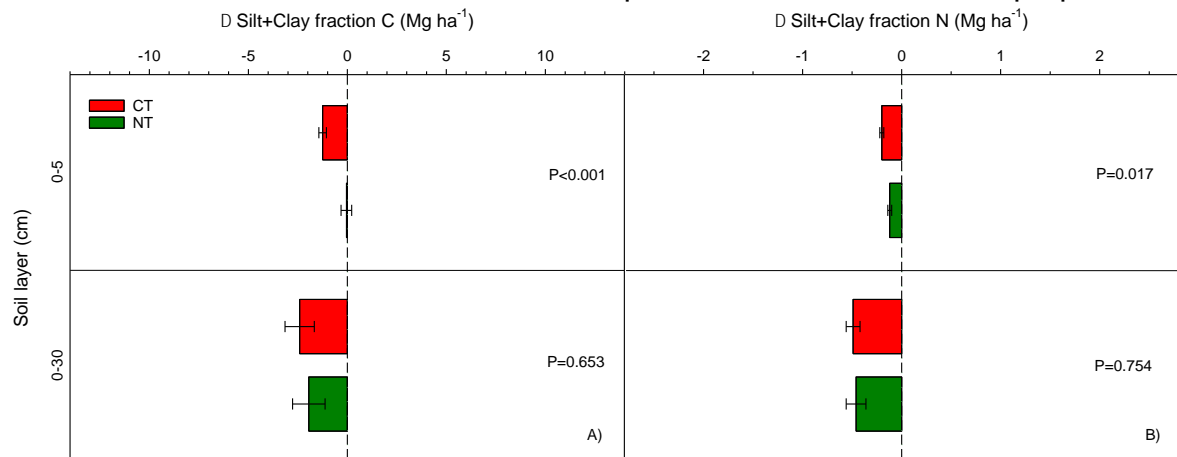
Figura 9 - Estoques de CO<sub>s</sub>+a e N<sub>s</sub>+a em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.



CT = PC: preparo convencional; NT = PD: plantio direto  
 Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

Na Figura 10, são apresentadas as mudanças no estoque de C e N na fração silte+argila, de acordo com os sistemas de preparo. Nela, é possível observar que o PD na camada 0-5 está mantendo C na fração silte+argila, e está perdendo C e N em todas as outras camadas e sistemas de preparo do solo. Já o PC está perdendo C e N na fração silte+argila em todas as camadas.

Figura 10 - Mudanças no estoque do C<sub>s</sub>+a e N<sub>s</sub>+a em Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta sob dois sistemas de preparo.



CT = PC: preparo convencional; NT = PD: plantio direto  
 Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

As maiores perdas de C e N ocorreram na fração silte+argila, principalmente no PC (Figura 9 e 10). Isso pode, conforme mencionado anteriormente, ter sido ocasionada pela conversão do campo nativo para lavoura, onde os aportes de C não estão conseguindo compensar perdas, devido ao teor alto de C que havia no

solo inicialmente. Andrade (2013), constatou que a mudança de uso do solo inicialmente com mata nativa para área agrícola pode diminuir os teores de C associado a fração silte+argila devido a ruptura dos agregados nas áreas cultivadas, ocasionando a exposição do carbono à ação microbiana.

#### 4.3 CLASSES DE TAMANHO DE AGREGADOS E PROTEÇÃO DO CARBONO E NITROGÊNIO EM AGREGADOS DE SOLO.

O sistema plantio direto, por proporcionar uma mínima mobilização do solo e aporte contínuo de carbono na superfície do solo, pode aumentar a quantidade de agregados estáveis no solo, e conseqüente aumento da proteção do C e N pelos agregados (SIX et al., 2002, GULDE et al., 2008). Neste sentido, Foi analisada a quantidade de agregados e a concentração de C/N nas frações estáveis de agregados do solo. Esta análise foi realizada apenas na camada de 0-5 cm, por ser a camada que apresentou maiores diferenças entre os tratamentos, tanto no que se refere aos sistemas de preparo, quanto aos fertilizantes aplicados (Tabela 3; Figura 11).

Não houve interação entre os efeitos simples de sistemas de preparo e fontes de N quanto a distribuição das frações de agregados de solo (Tabela 3). Tampouco houveram diferenças significativas entre as fontes de fertilizantes testadas: CTR, MIN e COMP. No entanto, o solo sob PD apresentou mais do que o dobro de agregados grandes (58%) (>2.000  $\mu\text{m}$ ) do que o solo sob PC (25%). O aumento da proporção de macroagregados grandes, no solo sob PD, se deu pela redução da proporção das demais frações de agregados testadas. Nicoloso (2009; 2016) também verificaram maior proporção de macroagregados no solo sob PD em Latossolo do sul do Brasil e Chernossolo na região central dos Estados Unidos. O mecanismo que permite maior acúmulo de COT está relacionado com o não revolvimento do solo, que reduz a decomposição da matéria orgânica do solo e favorece a sua estabilização pela formação de agregados mais estáveis (VEZZANI; MIELNICKZUK, 2011), além de alto aporte de biomassa.

Tabela 3 - Distribuição dos agregados estáveis em água afetados pelos sistemas de preparo e fonte de N (fertilizantes), em um Nitossolo após cinco anos de cultivo da sucessão milho-aveia preta.

Tratamento	Agregados de solo estáveis em água ( $\mu\text{m}$ )			
	< 53	53-250	250-2.000	> 2.000
	----- g 100 g <sup>-1</sup> solo -----			
PC CTR	7,5	14,9	56,8	20,9
PC MIN	7,8	13,7	54,1	24,4
PC COMP	6,9	11,8	50,8	30,5
PD CTR	4,3	5,3	39,1	51,3
PD MIN	3,1	3,9	34,1	58,9
PD COMP	3,7	7,3	24,7	64,3
PC (média)	7,4 <b>a</b> <sup>1</sup>	13,4 <b>a</b>	53,9 <b>a</b>	25,3 <b>b</b>
PD (média)	3,7 <b>b</b>	5,5 <b>b</b>	32,6 <b>b</b>	58,2 <b>a</b>
CTR (média)	5,8 <b>ns</b>	10,0 <b>ns</b>	48,0 <b>ns</b>	36,1 <b>ns</b>
MIN (média)	5,5	8,8	44,1	41,6
COMP (média)	5,3	9,5	37,8	47,4

CTR: controle sem fertilizante; MIN: fertilizante mineral; COMP: composto orgânico; PC: preparo convencional; PD: plantio direto; ns: não houve diferença pelo teste F; <sup>1</sup> Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Holm-Sidak ( $P < 0,05$ ).

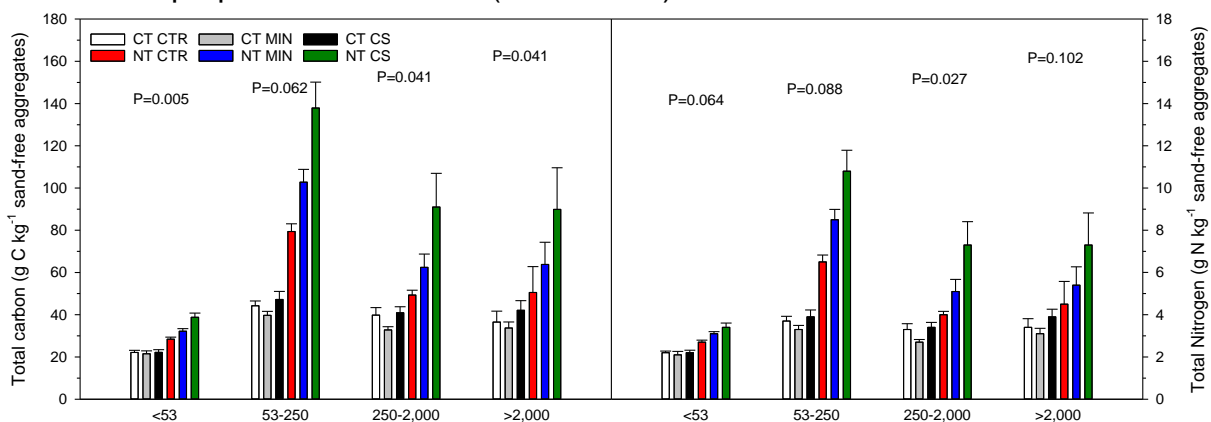
Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

No PC, a maior proporção de agregados estáveis foi encontrada na fração 250-2.000  $\mu\text{m}$  (53,9%), indicando que o preparo frequente do solo limita a formação de macroagregados grandes (GULDE et al., 2008; NICOLOSO, 2009; SIX et al., 2002). No entanto, também no acumulado das frações de agregados > 250  $\mu\text{m}$  o sistema PD teve maior proporção de agregados estáveis do que o PC (90,8% e 79,2%, respectivamente) (Tabela 3), o que impactou significativamente a concentração (e a proteção de C) nas diferentes classes de agregados (Figura 11). O menor acúmulo de C e de N, no PC, está associado ao fato de que nesse sistema ocorrem maiores perturbações na estrutura do solo ocasionando perdas significativas do estoque de carbono e de nitrogênio, (BABUJIA et al., 2010; SÁ et al., 2013), principalmente na camadas superficiais, como foi verificado neste estudo (figura 4). Isto ocorre, devido ao carbono, que antes estava protegido no interior dos agregados, ficar exposto a maiores quantidades de oxigênio e a temperaturas mais altas, fatores que impulsionam a atividade dos microrganismos decompositores, principalmente logo após o preparo do solo (BEARE et al., 1994).

A concentração de C e N foi menor sob PC em relação ao PD em todas as classes de agregados testadas (Figura 11). Ainda, sob PC não houveram diferenças

significativas nas concentrações de C e N entre as fontes de N testadas. No entanto, as concentrações de C e N seguiram a seguinte hierarquia para as frações de agregados > 53 µm entre as fontes de N testadas sob PD: COMP>MIN>CTR. Isto indica que o maior aporte de C e N ao solo nos tratamentos que receberam adubação (MIN e COMP) resultaram em maior acúmulo de C e N nestas frações de agregados estáveis. Ainda, o uso do COMP com elevada adição de C e N recalcitrante promoveu os maiores teores de C e N nas diferentes frações de agregados, conforme observado em outros estudos (GULDE 2008, NICOLOSO, 2009). A utilização de dejetos de animais, em especial a cama sobreposta de suínos e o dejetos líquido de bovinos, a longo prazo, favorecem o incremento de C, inclusive em frações estáveis da MOS, especialmente pela proteção da MOS pelo acúmulo de C em complexos organo-minerais e pela oclusão de C em agregados (RODRIGUES, 2017).

Figura 11 - Conteúdo de C e N nos agregados na camada de solo de 0-5 cm em um Nitossolo do Sul do Brasil, de acordo com diferentes sistemas de preparo e fontes de N (fertilizantes).



CTR = CTR: controle sem fertilizante; MIN = MIN: fertilizante mineral; CS = COMP: composto orgânico; CT = PC: preparo convencional; NT = PD: plantio direto

Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

Com esses resultados é possível afirmar que, nas condições desse estudo, para o sistema de PD, a fertilização utilizando resíduos orgânicos aumentou a proporção de macroagregados estáveis no solo e a proteção física do C e do N no interior destes agregados. Portanto, a manutenção do sistema PD e aporte contínuo de resíduos orgânicos ao solo favorece a estabilização do C e do N no solo pela proteção física da matéria orgânica nos agregados (BAYER et al., 2006; GULDE et al., 2008; LOVATO et al., 2004; SIX et al., 2002) e no longo prazo, pode promover

significativo incremento dos estoques de C e N totais do solo ( MAFRA et al., 2014; NICOLOSO, 2009; RODRIGUES, 2017) com reflexos positivos para a qualidade do solo e mitigação das mudanças climáticas (LAL et al., 2015; MINASNY et al., 2017).



## 5 CONCLUSÕES

O PC do solo reduziu os estoques de C e N, após 5 anos, em todas as frações testadas em relação aos estoques originais do campo nativo. O sistema PD aumentou os estoques de C e N total e particulado na camada superficial do solo (0-5 cm) e reduziu as perdas observadas nas camadas subsuperficiais em relação ao PC.

Após 5 anos, não houveram diferenças significativas nos estoques de C e N no solo entre as fontes de fertilizantes testadas, visto que o maior aporte de C pelo COMP foi parcialmente compensado pela menor produção de biomassa e aporte de C pelo milho adubado com o COMP.

O PD aumentou a proporção de macroagregados (> 250  $\mu\text{m}$ ) estáveis na camada 0-5 cm do solo em relação ao PC. A associação do PD com MIN e especialmente com COMP aumentou a concentração de C e N nas diferentes frações de agregados em relação ao solo sob PC.

A manutenção do sistema plantio direto e adubação orgânica pode aumentar no longo prazo os estoques de C e N no solo e evitar as perdas de C e N observadas nas camadas subsuperficiais devido a conversão de áreas de campo nativo para agricultura.





## REFERÊNCIAS

AGUIAR, M. I. et al. Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas agroflorestais no município de Sobral, CE. **Revista Ciência Agronômica**, Ceará, v. 37, n.3, p. 270-278, 2006.

AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [Viçosa], v. 30, n. 5, p. 901-910, 2006

AITA, C. et al. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [Viçosa], v. 30, n. 1, p. 149–161, 2006.

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. **Journal Environment Quality**, [S.I.] v. 43, p. 789–800, 2014.

AMADO, T.J.C. et al. Culturas de cobertura, acúmulo de nitrogênio total no solo e produtividade de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [Viçosa], v.23, p. 679-686, 1999.

AMADO, T.J.C. et al. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [Viçosa], v.25, p. 189-197, 2001.

ANDRADE, A. P. **Estoque e frações de carbono e atributos físicos em Nitossolo Vermelho relacionados à aplicação de esterco em sistemas de produção**. 2013. 86 ~[p. Tese (Doutorado em Manejo do Solo)–Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, Lages, 2013.

ANGNES, G. et al. Correlating denitrifying catabolic genes with N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, [S.I.], v. 140, p. 368–375, 2013.

ARENHARDT, H. M. **Emissões de gases de efeito estufa em resposta ao modo de aplicação de dejetos de suínos e ao uso de inibidor de nitrificação na sucessão trigo/milho em latossolo**. 2016. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Santa Maria, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL (ABPA). Relatório anual 2017. 2017. 133p

BABUJIA, L. C. et al. Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. **Soil Biology & Biochemistry**, [S.l.], v. 42, n. 12, p. 2174–2181, 2010

BARTHEL, L. **Lagoas de alta taxa, maturação e aguapés em sistema de tratamento de dejetos suínos: avaliação de desempenho e dinâmica planctônica**. 2007. 175 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental)-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

BAYER, C. et al. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na Agricultura Conservacionista. **Tópicos Ci. Solo**, [S.l.], v. 7, p. 55-118, 2011

BAYER, C. et al. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, [Amsterdam], v.86, p. 237-245, 2006.

BAYER, C. et al. Changes in soil organic matter fractions under subtropical No-Till cropping systems. **Soil Science Society of American Journal**, [S.l.], v. 65, p. 1473-1478. 2001.

BAYER, C. et al. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, [Amsterdam], v.54, p. 101-109, 2000.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo – ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, p. 7-18, 2008.

BEARE, M. H. et al. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. **Soil Science Society of America Journal**, [S.l.], Madison, v. 58, n. 3, p. 787-795, 1994.

BENITES, V.M. et al. Production of granulated organomineral fertilizer from pig slurry and poultry litter in Brazil. Congress, Anais, 15th World Fertilizer Congress of the International Scientific Centre For Fertilizers (Ciec), 2010.

BERTOL, I. et al. Nutrients losses by water erosion. **Scientia Agricola**, [Piracicaba], v. 60, n. 3, p. 581-586, 2003.

BRASIL. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos**. Brasília: MAPA/SDA/CGAL, 2014

BURNEY, J. A.; DAVIS, S. J.; LOBELL, D. B. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. **PNAS**, v.107, n.26, p.12052-12057, 2010.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. **Soil Science Society of America Journal**, [S.I.], v. 56, n. 3, p. 777–783, 1992.

CARDOSO, B.F.; OYAMADA, G.C.; SILVA, C.M. Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos de Suínos no Brasil. **Desenvolvimento em questão**, [Ijuí], v.13, n.32, p.127, 2015.

CARMO JR., G. N. R. Aplicabilidade do reator anaeróbico de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para o tratamento de resíduos líquidos da suinocultura. 1998. 69f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1998.

CERETTA, C. A. et al. Dejeito líquido de suínos: I-Perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, [Santa Maria], v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A. Adubação nitrogenada no sistema plantio direto: sucessão aveia/milho. In: **II Curso sobre aspectos básicos de fertilidade e microbiologia do solo no sistema plantio direto**. Editora Aldeia Norte, Passo Fundo, p. 12-25, 1998.

CERETTA, C. A. Fracionamento de N orgânico, substâncias húmicas e caracterização de ácidos húmicos de solo em sistemas de cultura sob plantio direto. 1995. 127f. Tese (Doutorado em Agronomia)—Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995.

CHANTIGNY, M.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. **Canadian Journal of Soil**, 2001.

CHIVENGE, P. et al. Comparison of organic versus mineral resource effects on short-term aggregate carbon and nitrogen dynamics in a sandy soil versus a fine textured soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [S.l.], v. 140, p. 361-371, 2011.

CHOI, E. Piggery Waste Management: Towards a Sustainable Future. IWA Publishing: Londres, 2007. 174p

CHRISTENSEN, B. T. Organic matter in soil: structure, function and turnover. Tjele: DIAS, 2000. 95 p. (DIAS Report. Plant Production, 30)

COSTA, F. S. et al. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [Viçosa], v.32, p.323-332, 2008.

COTRUFO, M.F. et al. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter. **Global Change Biology**, [S.l.], p.19, v. 988-995, 2013

DAL MAGO, A. Avaliação de biodigestores com o uso de dejetos de suínos, em braço do norte e em concórdia.2009. 152f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

DIEKOW, J. et al. 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.** [S.l.], v.81, p. 87-95, 2005;

DOMINGO-OLIVÉ, F. et al. Long term application of dairy cattle manure and pig slurry to winter cereals improves soil quality. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [S.l.], v. 104, p. 39–51, 2016

ELLIOTT, E. T. et al. Organic matter contained in soil aggregates from a tropical chronosequence: correction for sand and light fraction. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [S.l.], v. 34, n. 1–4, p. 443–451, 1991.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. [S.l: s.n.].2017.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2013.

FABRIZZI, K.P. et al. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: effect of native and agroecosystems. **Biogeochem.** [S.l.], v.18, p.147–163, 2009

FIERER, N. et al. Controls on microbial CO<sub>2</sub> production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. **Global Change Biology**, [S.l.], v.9, p. 1322-1332, 2003.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Food and Agriculture Organization of the United Nations statistical database. 2009.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. **Instrução Normativa nº 11 - Suinocultura**. Florianópolis: FATMA, 2014.

FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO E IRRIGAÇÃO (FEBRAPDP). Evolução da área do Sistema Plantio Direto no Brasil, 2017.

FUENTES, J.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K. Climate change effects on organic carbon storage in agricultural soils of northeastern Spain. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 155, p. 87-94, 2012

GIACOMINI, S.J.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **R. Bras. Ci. Solo**, [Viçosa], v.32, p.195-205, 2008.

GRAVE, R.A. et al. Short-term carbon dioxide emission under contrasting soil disturbance levels and organic amendments. **Soil Till. Res.** [Amsterdam], v.146, p.184-192, 2015.

GOLCHIN, A. et al. Soil structure and carbon cycling. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.32, p.1043-1068. 1994.

GULDE, S. et al. Soil Carbon Saturation Controls Labile and Stable Carbon Pool Dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, [S.l.], v. 72, n. 3, p. 605, 2008.

HAYNES, R.J.F. Animal manures make good fertilizers. **N.Z.J. AGRIC.** v. 149, n.3, p.22-23, 1984.

HIGARASHI, M.M., KUNZ, A., OLIVEIRA, P.A.V., 2007. Redução da carga poluente: sistemas de tratamento. In: Seganfredo, M. (Ed.), *Gestão Ambiental na Suinocultura*. Embrapa Informação tecnológica, Brasília, p. 119–148.

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.

INSTITUTO DA POTASSA & FOSFATO. **Manual internacional de fertilidade do solo**. Tradução e adaptação: Alfredo Scheid Lopes. 2. ed. rev. ampl. Piracicaba: POTAFOS, 1998. 177 p

IPCC. **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change**. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2014.

JANSSENS-MAENHOUT, G., Fossil CO<sub>2</sub> and GHG emissions of all world countries, EUR 28766 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2017. doi:10.2760/709792

JOHNSON, J.M.F., BARBOUR, N.W., LACHNIGHT-WEYERS, S.,. Chemical composition of crop biomass impacts its decomposition. **Soil Science Society of America**, [S.I.], v.71, p.155-162, 2007

KONZEN, E. A. Aproveitamento Energético de Biogás : a experiência da suinocultura no tratamento de efluentes. 24<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Caderno de Ciência e Tecnologia**, v. 22, n. 3, p. 652- 665, 2005.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, [Essex], v. 100, n. 22, p. 5485–5489, 2009.

LAL, R. Depletion and restoration of carbon in the Pedosphere. **Pedologist**. [S.I.], v. 53, p.19–32, 2010.

LAL, R.; NEGASSA, W.; LORENZ, K. Carbon sequestration in soil. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, [S.I.], v. 15, p. 79-86, 2015.

LA SCALA JUNIOR, N. et al. Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a dark red latosol in southern Brasil. **Soil & Tillage Research**, [Amsterdam], v.62, n.3-4, p.163-166, 2001.

LITTELL, R. C.; PENDERGAST, J.; NATARAJAN, R. Modelling covariance structure in the analysis of repeated measures data. **Statistics in Medicine**, [S.I.],v. 19, n. 13, p. 1793–1819, 15 jul. 2000.

LOSS, A. et al. Carbono e frações granulométricas da matéria orgânica do solo sob sistemas de produção orgânica. **Ciência Rural**, [Santa Maria], v. 39 p.1067-1072, 2009.

LOVATO, T. et al. Adições de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [Viçosa], v.28, p.175-187, 2004.

MACHADO, P.L.O.A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, [São Paulo], v.28, p. 329-334, 2005.

MAFRA, M. S. H. **Estoque e fracionamento físico do carbono orgânico em Latossolo sob plantio direto com aplicação de dejetos suíno**. 2013. 88f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-niversidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2013.

MAFRA, M.S.H. et al. Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquido de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesq. agropec. bras.**, [Brasília], v.49, p.630-638, 2014.

MAFRA, M.S.H. et al. Organic carbon contents and stocks in particle size fractions of a typic hapludox fertilized with pig slurry and soluble fertilizer. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. [Viçosa], v. 39, n.4, p. 1161-1171, 2015.

MAILLARD, E. et al. Carbon accumulates in organo-mineral complexes after long-term liquid dairy manure application. **Agric Ecosyst Environ**. [S.I.], v. 202, p.108-119, 2015.

MIELNICZUK, J. Matéria Orgânica e sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, p.1-8, 1999.

MINASNY, B. et al. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, [S.l.], v. 292, p. 59-86, 2017.

MOSADDEGHI, M. R.; MAHBOUBI, A. A.; SAFADOUST, A. Shortterm effects of tillage and manure on some soil physical properties and maize root growth in a sandy loam soil in western Iran. **Soil & Tillage Research**, [Amsterdam], v.104, p.173-179, 2009.

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

NASA, Global Climate Change : Effects. 2017.

NAYAK, A.K. et al. 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.** [S.l.], v.127, p.129-39, 2012.

NICOLOSO, R.S. Estoques e mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo em agroecossistemas de clima temperado e subtropical. 2009. 109p. (Tese de Doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

NICOLOSO, R.S.; RICE, C.W.; AMADO, T.J.C. Kinetic to saturation model for simulation of soil organic carbon increase to steady state. **Soil Sci. Soc. Am. J.** [Madison], v.80, p.147-156, 2016.

NOAA. Trends in Atmospheric Carbon Dioxide. 2017.

OLIVEIRA, P.A.V. de et al. Suinocultura: noções básicas. Concórdia: Embrapa-CNPSA, 1993

OLIVEIRA, P. A. V. O.; NUNES, M. L. A. Suínos em cama sobreposta. Suinocultura industrial, Porto Feliz, n. 161, p. 10-18, 2002.



OLIVEIRA, J. T. et al. Características físicas e carbono orgânico de solos sob diferentes tipos de uso da terra. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [Viçosa], v.32, p.2821-2829, 2008.

OLSON, K. R. et al. Experimental consideration, treatments, and methods in determining soil organic carbon sequestration rates. **Soil Science Society of America Journal**, [Madison], v. 78, n. 2, p. 348-360, 2014.

OLSON, K. R. et al. Impact of soil erosion on soil organic carbon stocks. **Journal of Soil and Water Conservation**, [S.I.], v. 71, n. 3, p. 61A-67A, 2016.

OR, D. Wetting induced soil structural changes: the theory of liquid phase sintering. **Water Resources Research**, [S.I.], v. 32, n. 10, p. 3041–3049, 1996.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P. et al. Avaliação de parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos alimentados com dietas à base de milho e sorgo. **Engenharia Agrícola**, [Jaboticabal], v. 30, n. 4, p. 600-607, 2010.

PACHECO, M. R. P. dos S.; HELENE, M.E.M. Atmosfera, fluxos de carbono e fertilização por CO<sub>2</sub>. **Estudos avançados**. [São Paulo], v.4, p.203 - 220, 1990.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V. O.; KUNZ, A. Sistema de tratamento de dejetos de suínos: inventário tecnológico. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. 83 p. (Documentos, 85).

PINHEIRO, E.F.M. et al. Tillage systems effects on soil carbon stock and physical fractions of soil organic matter. **Agric Syst**. [S.I.], v.132, p. 35-39, 2015.

POWLSON, D. S. et al. The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or organic material additions in England and Wales: a case study. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [S.I.], v. 146, n. 1, p. 23-33, 2012.

POTTHAST, K.; HAMER, U.; MAKESCHIN, F. Impact of litter quality on mineralization processes in managed and abandoned pasture soils in Southern Ecuador. **Soil Biology Biochemistry**, [Oxford], v. 42, p. 56-64, 2010.

PRESCOTT, C. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? **Biogeochemistry**, [S.I.], v.101, p.133-149, 2010.

PUTTASO, A. et al. Relationship between residue quality, decomposition patterns, and soil organic matter ac-accumulation in a tropical sandy soil after 13 years. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [S.I.],v. 89, p.159-174, 2011.

RASMUSSEN, P.E., COLLINS, H.P. Long-term impacts of tillage, fertilizer and crop residue on soil organic matter in temperate semi-arid regions. **Advances in Agronomy**. [S.I.], 45, 1991.

REDIN, M. et al. How the chemical composition and heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. **Soil Biology & Biochemistry**, [S.I.], v. 78, p. 65- 75, 2014

RHODEN, A. et al. Mineralização anaeróbia do nitrogênio em solos de várzea do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, [Santa Maria], v.36, n.6, p.1780-1787, nov/dez, 2006

ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARWOOD, R. R. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. **Science**, [Bethesda], v. 289, p. 1922-1925, 2000.

RODRIGUES, L. A. T. et al. Estoque de carbono no solo e em frações da matéria orgânica com o uso de dejetos e fertilizante mineral, a longo prazo sob plantio direto. 2017. 47 f. Dissertação ( Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2017.

ROMANYÁ, J. et al. Carbon and nitrogen stocks and nitrogen mineralization in organically managed soils amended with composted manures. **Journal of environmental quality**, [Madison], v. 41, n. 4, p. 1337-1347, 2012.

SÁ, J.C.M. et al. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society American Journal**, [Madison], v. 65,p. 1486- 1499. 2001.

SÁ, J. C. M. et al. Carbon depletion by plowing and its restoration by no-till cropping systems in Oxisols of sub-tropical and tropical agro-ecoregions in Brazil. **Land Degradation and Development**, 2013.

SÁ, J. C. M et al. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. **Environment international**, [Bethesda], v. 98, p. 102-112, 2017.

SANDERMAN, J.; HENGL, T.; FISKE, G. J. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [Millbrook], v. 114, n. 36, p. 9575-9580, 2017.

SANTOS, R. C.; MEURER, E. J. Microrganismos em percolado, após aplicações de dejetos líquidos de suínos. **Bioscience Journal**. [S.I.], v. 28, n. 6, p. 1000-1006, 2012.

SARDÁ, L. G. Compostagem como alternativa de tratamento de dejetos suínos e a redução da emissão de gases poluentes. 2009. 98 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2009.

SARDÁ, L.G. Efeito do uso de aditivos químicos no processo de compostagem de dejetos suínos. 2016. 132 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2016

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [Viçosa], v. 31, n. 1, p. 123-131, 2007

SCHERER, E. E. Aproveitamento do esterco de suínos como fertilizante. Embrapa Suínos e Aves. Curso de Capacitação em Práticas Ambientais Sustentáveis. 112p. 2002.

SCHULTEN, H.R.; SCHNITZER, M. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. **Biologic Fertility Soils**, [Berlin], v. 26, p. 1-15, 1998.

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.

SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA (SEEG). Emissões de GEE do Brasil e suas implicações para políticas públicas e a contribuição brasileira para o Acordo de Paris, 2017

SEIDEL, Edleusa P. et al. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum. Technology**, [Maringá], v. 32, n. 2, 2010.

SIX, J.; ELLIOT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and organic matter dynamics under conventional and no tillage systems. **Soil Science Society America Journal**, [S.I.], v.63, p.1350-1358,1999.

SIX, J. et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, [S.I.], v. 241,p. 155-176, 2002.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Comissão de química e fertilidade do solo. **Manual de Adubação e de Calagem para os estados do Rio Grande so Sul e Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre, 2004. p. 400.

STEVENSON, F.J., 1994. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. John Wiley and Sons, New York, New York, USA. Stott, D. 1994.

STOCKMANN, U. et al. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agric Ecosyst Environ**. [S.I.], v.164, p.80-99, 2013.

TEBRUGGE, F.; DURING, R.A. Reducing tillage intensity a review of results from a long-term study in Germany. **Soil & Tillage Research**, [Amsterdam], v.53, p.15–28, 1999.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [Viçosa], v. 35, n. 1, p. 213-223, 2011.

VIVAN, M. et al. Efficiency of biodigester and stabilization pond interaction in removal of swine manure pollutants. **Rev. Bras. Eng. Agric. Ambient**. [Campina Grande], v.14, p.320–325, 2010.

VON LUTZOW, M. et al. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. **European Journal of Soil Science**, [S.I.], v.57, p.426-445, 2006.

XIA, L. et al. How Does Recycling of Livestock Manure in Agroecosystems Affect Crop Productivity, Reactive Nitrogen Losses, and Soil Carbon Balance?. **Environmental Science & Technology**, [S.I.], v. 51, n. 13, p. 7450-7457, 2017.

WENDT, J. W.; HAUSER, S. An equivalent soil mass procedure for monitoring soil

organic carbon in multiple soil layers. **European Journal of Soil Science**, [S.l.], v. 64, n. 1, p. 58–65, 2013.

WREGGE, M. S. et al. **Atlas Climático da Região Sul do Brasil**: Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. 2 ed. Brasília: Embrapa, 2012.

[

## APÊNDICE A – Dados anuais do experimento

Tabela 2 - Produção de biomassa do milho e da aveia preta, em cada ano de cultivo.

Safras	2012/13		2013/14		2014/15		2015/16		2016/17		
Tratamento	Milho	Aveia	Milho	Aveia	Milho	Aveia	Milho	Aveia	Milho	Aveia	Média
	----- PC Mg/ha -----										
CTR	23,20	7,22	7,93	4,10	10,93	2,79	6,15	1,16	9,06	1,91	7,45
NPK	23,87	7,32	9,37	4,67	12,60	1,93	6,60	1,27	11,87	2,20	8,17
DLS	23,62	7,46	11,53	5,17	13,96	1,59	6,71	1,99	10,97	2,20	8,52
BIO	23,11	9,05	10,32	5,27	14,95	2,19	6,64	1,58	11,44	2,16	8,67
COMP	21,08	7,36	9,71	4,53	13,74	2,02	6,93	1,43	8,44	2,64	7,79
<b>Média</b>	22,98	7,68	9,77	4,75	13,24	2,10	6,61	1,49	10,35	2,22	8,12
	----- PD Mg/ha -----										
CTR	20,93	7,08	7,41	3,72	9,16	1,81	5,67	0,98	6,31	1,81	6,49
NPK	22,84	7,76	9,70	3,56	11,06	2,08	7,14	1,46	11,69	1,94	7,92
DLS	23,68	8,20	10,01	3,71	13,62	2,34	7,99	1,23	9,40	2,16	8,24
BIO	23,46	7,51	10,63	3,79	12,53	2,51	7,49	1,63	12,27	2,68	8,45
COMP	23,42	8,33	8,38	3,65	8,64	2,16	6,61	1,59	7,19	2,19	7,22
<b>Média</b>	22,86	7,78	9,22	3,69	11,00	2,18	6,98	1,38	9,37	2,16	7,66

CTR: controle sem adubação; MIN: fertilizante mineral; DLS: dejetos líquidos de suínos; BIO: efluente de biodigestor; COMP: composto orgânico; PC: preparo convencional; PD: plantio direto

Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

Tabela 3 - Aporte de C pela biomassa do milho, biomassa da aveia preta e pelo fertilizante, durante cada ano de cultivo, em Mg/ha (Continua)

		2013						
Prep.	Fertilizante	Pa milho	grão milho	raízes milho	Fertilizante	Aveia	Total	
		Mg/há						
PC	CTR	8,85	3,20	0,83	0,00	3,08	3,09	
PC	NPK	9,16	3,39	0,85	0,00	3,12	3,13	
PC	DLS	9,14	3,37	0,84	0,92	3,14	3,16	
PC	BIO	8,77	3,25	0,83	0,48	3,84	3,86	
PC	COMP	8,09	3,02	0,75	2,68	3,13	3,15	
PD	CTR	8,13	3,09	0,62	0,00	3,06	3,07	
PD	NPK	8,92	3,42	0,67	0,00	3,32	3,33	
PD	DLS	9,16	3,32	0,70	0,92	3,50	3,52	
PD	BIO	9,09	3,38	0,69	0,48	3,20	3,22	
PD	COMP	9,07	3,17	0,69	2,68	3,58	3,60	
		2013/14						
PC	CTR	3,12	3,29	0,28	0,00	1,75	1,76	
PC	NPK	3,70	3,63	0,33	0,00	1,99	2,00	
PC	DLS	4,52	4,30	0,41	0,53	2,21	2,22	
PC	BIO	4,11	4,18	0,37	0,34	2,25	2,26	
PC	COMP	3,84	3,31	0,35	1,48	1,94	1,95	
PD	CTR	2,97	2,72	0,22	0,00	1,59	1,60	
PD	NPK	3,90	3,32	0,29	0,00	1,52	1,53	
PD	DLS	4,06	3,75	0,30	0,53	1,58	1,59	
PD	BIO	4,28	3,95	0,31	0,34	1,62	1,63	
PD	COMP	3,33	2,71	0,25	1,48	1,56	1,57	
		2014/15						
PC	CTR	4,30	3,63	0,39	0,00	1,19	1,20	
PC	NPK	4,98	4,25	0,45	0,00	0,83	0,84	
PC	DLS	5,47	4,24	0,50	0,44	0,68	0,69	
PC	BIO	5,95	4,37	0,53	0,33	0,93	0,94	
PC	COMP	5,43	4,04	0,49	2,45	0,86	0,88	
PD	CTR	3,67	3,11	0,27	0,00	0,77	0,78	
PD	NPK	4,46	3,68	0,33	0,00	0,89	0,90	
PD	DLS	5,52	4,03	0,40	0,44	1,00	1,01	
PD	BIO	5,05	4,10	0,37	0,33	1,07	1,08	
PD	COMP	3,44	3,16	0,26	2,45	0,92	0,93	
		2015/16						
PC	CTR	2,42	1,67	0,22	0,00	0,50	0,50	
PC	NPK	2,61	1,64	0,24	0,00	0,54	0,55	
PC	DLS	2,63	1,75	0,24	1,27	0,85	0,86	
PC	BIO	2,64	1,52	0,24	0,30	0,67	0,68	
PC	COMP	2,74	2,02	0,25	2,49	0,61	0,62	
PD	CTR	2,27	1,53	0,17	0,00	0,42	0,42	
PD	NPK	2,88	1,95	0,21	0,00	0,62	0,63	
PD	DLS	3,24	2,45	0,24	1,27	0,53	0,53	



Tabela 3 - Aporte de C pela biomassa do milho, biomassa da aveia preta e pelo fertilizante, durante cada ano de cultivo, em Mg/há (Conclusão).

PD	BIO	3,01	1,97	0,22	0,30	0,70	0,70
PD	COMP	2,62	2,00	0,20	2,49	0,68	0,69
2016/17							
PC	CTR	3,56	2,26	0,32	0,00	0,81	0,82
PC	NPK	4,69	3,59	0,42	0,00	0,94	0,95
PC	DLS	4,29	3,10	0,39	0,36	0,94	0,95
PC	BIO	4,55	3,00	0,41	0,15	0,92	0,93
PC	COMP	3,33	2,70	0,30	2,39	1,13	1,14
PD	CTR	2,53	2,00	0,19	0,00	0,77	0,78
PD	NPK	4,70	3,43	0,34	0,00	0,83	0,84
PD	DLS	3,81	3,14	0,28	0,36	0,92	0,93
PD	BIO	4,93	2,94	0,36	0,15	1,15	1,16
PD	COMP	2,86	2,25	0,21	2,39	0,93	0,94

CTR: controle sem adubação; MIN: fertilizante mineral; DLS: dejetos líquidos de suínos; BIO: efluente de biodigestor; COMP: composto orgânico; PC: preparo convencional; PD: plantio direto

Fonte: Elaborada pela autora, 2018.

Tabela 4 - Aporte de N pela biomassa do milho, biomassa da aveia preta e pelo fertilizante, durante cada ano de cultivo, em kg/há (Continua).

2013							
Prep	Fertilizante	Pa milho	grão milho	raízes milho	Fertilizante	Aveia	Total
kg/há							
PC	CTR	113,62	115,27	9,51	0,00	67,49	305,88
PC	NPK	141,46	129,08	9,78	140,00	72,71	493,02
PC	DLS	114,21	122,77	9,68	140,00	74,50	461,16
PC	BIO	117,34	104,39	9,47	140,00	93,88	465,08
PC	COMP	103,02	103,80	8,64	140,00	70,24	425,70
PD	CTR	108,55	108,32	7,97	0,00	80,68	305,52
PD	NPK	124,59	130,72	8,70	140,00	71,73	475,74
PD	DLS	178,38	130,29	9,01	140,00	78,33	536,01
PD	BIO	127,29	123,69	8,93	140,00	72,99	472,90
PD	COMP	147,75	120,64	8,91	140,00	81,04	498,35
2014							
PC	CTR	38,98	81,73	3,25	0,00	52,93	176,88
PC	NPK	60,77	115,29	3,84	140,00	60,12	380,03
PC	DLS	72,19	126,95	4,72	140,00	64,90	408,77
PC	BIO	62,04	128,69	4,23	140,00	60,89	395,85
PC	COMP	46,24	86,03	3,98	140,00	60,18	336,43
PD	CTR	32,36	68,63	2,82	0,00	47,18	150,99
PD	NPK	44,27	90,74	3,69	140,00	40,06	318,76
PD	DLS	48,15	105,95	3,81	140,00	41,84	339,75
PD	BIO	49,72	111,50	4,05	140,00	41,22	346,48
PD	COMP	33,11	71,50	3,19	140,00	44,94	292,74
2015							
PC	CTR	65,74	101,25	4,48	0,00	27,52	198,99
PC	NPK	82,83	135,41	5,16	140,00	23,93	387,33
PC	DLS	85,53	133,34	5,72	140,00	18,23	382,82
PC	BIO	104,60	132,15	6,13	140,00	25,98	408,86
PC	COMP	91,77	113,53	5,63	140,00	27,50	378,43
PD	CTR	57,21	84,97	3,49	0,00	17,35	163,02
PD	NPK	73,02	111,06	4,21	140,00	17,24	345,53
PD	DLS	87,27	113,60	5,18	140,00	26,77	372,81
PD	BIO	76,64	119,07	4,77	140,00	21,60	362,08
PD	COMP	48,69	76,26	3,29	140,00	22,58	290,82
2016							
PC	CTR	41,53	49,84	2,52	0,00	16,99	110,87
PC	NPK	61,69	60,99	2,71	140,00	22,31	287,69
PC	DLS	55,38	61,46	2,75	140,00	25,14	284,74
PC	BIO	56,56	58,94	2,72	140,00	27,80	286,02
PC	COMP	44,13	61,66	2,84	140,00	19,95	268,58
PD	CTR	41,43	49,85	2,16	0,00	14,25	107,68
PD	NPK	57,55	71,39	2,72	140,00	20,42	292,08
PD	DLS	58,86	82,24	3,04	140,00	17,40	301,54

Tabela 4 - Aporte de N pela biomassa do milho, biomassa da aveia preta e pelo fertilizante, durante cada ano de cultivo, em kg/há (Conclusão).

PD	BIO	65,38	72,98	2,85	140,00	32,79	314,00
PD	COMP	44,03	66,39	2,52	140,00	22,01	274,95
2017							
PC	CTR	46,05	72,49	3,71	0,00	24,21	146,47
PC	NPK	66,10	125,97	4,86	140,00	30,10	367,03
PC	DLS	67,77	115,73	4,49	140,00	31,75	359,74
PC	BIO	62,81	107,35	4,69	140,00	32,87	347,72
PC	COMP	44,39	88,53	3,46	140,00	36,20	312,58
PD	CTR	34,33	60,26	2,40	0,00	25,64	122,63
PD	NPK	63,95	117,11	4,45	140,00	24,78	350,29
PD	DLS	51,10	104,33	3,58	140,00	30,34	329,35
PD	BIO	71,54	97,64	4,67	140,00	37,90	351,76
PD	COMP	35,32	71,69	2,74	140,00	38,48	288,24

CTR: controle sem adubação; MIN: fertilizante mineral; DLS: dejetos líquidos de suínos; BIO: efluente de biodigestor; COMP: composto orgânico; PC: preparo convencional; PD: plantio direto

Fonte: Elaborada pela autora, 2018.



## ANEXO A – Dados meteorológicos

Tabela 1.1 - Dados meteorológicos observados entre Janeiro/2012 à Junho/2017  
(Continua).

Ano	Mês	Temperatura (°C)			Prec.(mm)	UR (%)
		xMáx.	xMím.	Méd.		
2012	1	30,4	19,2	26,1	192	68,1
2012	2	31,7	21,1	27,5	150	71,7
2012	3	29,2	17,6	24,8	74	69,7
2012	4	25,5	15,5	21,6	138	77,7
2012	5	24,5	11,8	19,0	46	78,8
2012	6	21,1	9,7	16,0	153	83,1
2012	7	19,6	9,1	15,3	212	80,8
2012	8	24,7	13,3	20,6	0	72,2
2012	9	25,3	13,4	20,8	111	71,6
2012	10	25,2	16,5	21,9	246	79,4
2012	11	29,9	19	26,2	39	64,5
2012	12	30	21,1	26,8	159	75
2013	1	29,5	18,2	25,6	117	69,1
2013	2	28,8	18,8	25,0	129	77,1
2013	3	25,5	19,6	22,7	237	81,8
2013	4	25,3	13,4	21,0	112	78,1
2013	5	21,4	11,7	17,7	88	83,1
2013	6	18,8	11,7	16,0	230	88
2013	7	19,1	8,7	15,3	89	80,1
2013	8	20,1	9,2	16,1	286	78,6
2013	9	23	12,2	18,9	230	75,9
2013	10	25,4	15,3	21,8	193	70,8
2013	11	28,5	18,1	24,9	152	67,8
2013	12	30,1	20	26,5	112	68,4
2014	1	29,8	20,6	26,6	208	72,4
2014	2	30,7	20,3	26,8	105	70,3
2014	3	27,1	17,3	23,6	239	77,2
2014	4	25,2	15,4	21,6	262	79,8
2014	5	20,5	12	17,3	238	83,9
2014	6	19	11,6	16,3	437	85
2014	7	19,8	9,9	16,1	83	81
2014	8	22,7	10,8	18,3	132	74,8
2014	9	24,1	14,8	20,7	277	77,2
2014	10	28,2	16,9	24,3	119	69,2
2014	11	27,7	18,2	24,7	145	69
2014	12	29,2	19,8	25,9	223	71,2
2015	1	29,7	20,2	26,2	379	75,6
2015	2	29,4	19,8	25,3	229	76,9
2015	3	28,8	18,6	25,1	56	71,8
2015	4	25,9	15,3	22,0	61	77,5
2015	5	22,3	13,5	18,8	112	83,2
2015	6	21	10,7	17,0	225	80,9
2015	7	19,7	11,6	16,4	368	84,1
2015	8	26,6	13,3	21,6	67	71,9
2015	9	24,5	14	20,6	329	77,3

Tabela 5 - Dados meteorológicos observados entre Janeiro/2012 à Junho/2017 (Conclusão).

Ano	Mês	Temperatura (°C)			Prec.(mm)	UR (%)
		xMáx.	xMím.	Méd.		
2015	10	26	17,5	22,7	300	77
2015	11	26,1	18,7	23,2	314	80,4
2015	12	28,1	20,3	24,9	337	79,7
2016	1	30,7	20,8	26,8	126	72,2
2016	2	29,5	21,5	26,1	235	80,4
2016	3	26,9	17,9	23,3	289	77,6
2016	4	28,2	18	23,9	116	77,4
2016	5	20,2	11,9	16,7	200	82
2016	6	16,4	7,7	12,7	53	82,2
2016	7	20,2	9,8	15,8	71	78,4
2016	8	21,7	11	17,3	186	79,1
2016	9	23,4	11,6	18,8	78	68
2016	10	25,2	15,4	21,4	252	73,5
2016	11	27,9	17,2	24,0	87	65,7
2016	12	28,7	19,9	25,1	199	75,5
2017	1	30,7	21	26,7	142	74,1
2017	2	30,8	21,1	26,9	163	74,7
2017	3	29	19,1	24,8	106	73,6
2017	4	24,9	15,6	21,0	174	77
2017	5	22,2	14,8	18,9	434	85,1
2017	6	20,2	10,6	16,1	156	82

Fonte: Adaptado de Estação Agrometeorológica da Embrapa Suínos e Aves (2017).