

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

Luanna Corrêa Rangel

**MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO E
EFEITO NA RÚCULA (*Eruca sativa*) DE COMPOSTOS OBTIDOS POR
COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA DE DEJETOS DE SUÍNOS**

Santa Maria, RS
2016

Luanna Corrêa Rangel

**MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO E
EFEITO NA RÚCULA (*Eruca sativa*) DE COMPOSTOS OBTIDOS POR
COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA DE DEJETOS DE SUÍNOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo**.

Orientador: Dr. Celso Aita

Santa Maria, RS
2016

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

Rangel, Luanna Corrêa

Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo e efeito na rúcula (*Eruca sativa*) de compostos obtidos por compostagem automatizada de dejetos de suínos / Luanna Corrêa Rangel.- 2016.

74 p. ; 30 cm

Orientador: Celso Aita

Coorientador: Stefen Barbosa Pujol

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2016

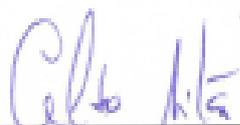
1. composto de dejetos líquidos de suínos 2. xisto retortado 3. dicianodiamida 4. mineralização 5. adubação orgânica I. Aita, Celso II. Pujol, Stefen Barbosa III. Título.

Luanna Comêa Rangel

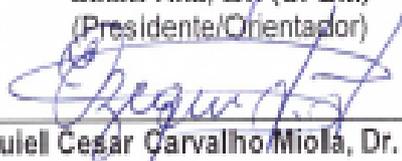
**MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO E
EFEITO NA RÚCULA (*Eruca sativa*) DE COMPOSTOS OBTIDOS POR
COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA DE DEJETOS DE SUÍNOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo**.

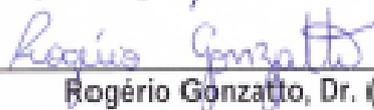
Aprovado em 29 de julho de 2016:



Celso Alta, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Ezequiel César Carvalho Miola, Dr. (FURG)



Rogério Gonzatto, Dr. (UFSM)

Ao meu noivo Wesley
Minha mãe (*in memoriam*)
Minha irmã e cunhado, Joyce e Alex

Dedico este trabalho!

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, a Deus porque até aqui tem me sustentado.

A minha mãe Luzinete Corrêa Rangel por ter sido minha mãe e por tudo que fez por mim, mesmo não estando mais presente em vida suas lembranças ainda me ensinam. Obrigada mãe.

A minha irmã Joyce e meu cunhado Alex pelo apoio, carinho e incentivo e pelas melhores risadas em tempos de desespero.

Ao meu noivo Wesley Monteiro Ribeiro, por me apoiar e sonhar comigo.

As minhas super colegas de apartamento, vocês são as melhores, Tais, Bruna e Camila.

Ao meu orientador prof. Celso Aita pela gentileza e dedicação de me orientar.

Ao Pós doutorando Stefen minha total gratidão, pelos ensinamentos, pela paciência e pela amizade.

Aos colegas de pós-graduação e LABCEN, foi um prazer conhecê-los e conviver com todos vocês.

Aos bolsistas de iniciação científica, Thais, Ana Clara, Géssica e Emerson por toda a ajuda.

Aos bolsistas de ensino superior Andréia, Francieli e Tomaz, que me ajudaram muito para conclusão deste trabalho.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho

Obrigada.

“Eu também sou vítima de sonhos adiados, de esperanças dilaceradas, mas, apesar disso, eu ainda tenho um sonho, porque a gente não pode desistir da vida.”

Martin Luther King Jr.

RESUMO

MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO NO SOLO E EFEITO NA RÚCULA (*Eruca sativa*) DE COMPOSTOS OBTIDOS POR COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA DE DEJETOS DE SUÍNOS

AUTORA: Luanna Corrêa Rangel

ORIENTADOR: Celso Aita

A compostagem automatizada vem sendo preconizada no Brasil como uma estratégia promissora para o tratamento do grande volume de dejetos líquidos gerados na suinocultura, visando mitigar o potencial poluidor dos mesmos. Porém, um dos problemas da compostagem são as perdas de nitrogênio (N) através da emissão de gases como amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O). Embora a redução dessas perdas possa ser obtida através da adição de substâncias aos dejetos líquidos de suínos (DLS) durante a sua compostagem, pouco se conhece sobre o efeito de tais aditivos na taxa de decomposição do composto no solo e na sua capacidade de suprir N às culturas. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da adição de xisto retornado (XR) e do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos DLS durante a sua compostagem automatizada, sobre a mineralização do carbono (C) e do N dos compostos em dois tipos de solo com textura contrastante (Argissolo e Latossolo) e sua relação com o acúmulo de N pela cultura da rúcula (*Eruca sativa*). O trabalho foi conduzido na Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, em julho de 2015 a janeiro 2016, constando de um experimento de incubação em laboratório e outro em casa de vegetação. O experimento de incubação foi conduzido por 180 dias em condições controladas de temperatura (25°C) e umidade do solo (80% da capacidade de campo) com o intuito de avaliar a mineralização do C e do N no solo. Em cada solo, foram avaliados os seguintes tratamentos, com quatro repetições, no delineamento experimental inteiramente casualizado: T1- Testemunha sem aplicação de composto; T2- Composto com a aplicação somente de DLS no substrato (mistura de serragem + maravalha) durante a compostagem; T3- Composto com adição de xisto retornado (XR) aos DLS durante a compostagem; T4- Composto com adição de XR + DCD aos DLS durante a compostagem. Em casa de vegetação, foi avaliado o efeito dos mesmos tratamentos da incubação sobre a produção de massa verde (MV) e seca (MS) e o acúmulo de N na cultura da rúcula, em dois cortes sucessivos, durante 58 dias de cultivo. As quantidades C adicionadas e que foi mineralizada aos 180 dias no Latossolo, variaram de 11,6 e 14,6% entre os tratamentos T2, T3, T4, sem diferença significativa entre os mesmos. No argissolo o índice de mineralização do C adicionado foi significativamente maior para o tratamento T2 (21%) a média dos tratamentos T3 e T4 (9,5%) os quais não diferiram entre si. A mineralização líquida de N ocorreu apenas no tratamento T2, com os compostos de DLS com aditivos (T3 e T4) mostrando ocorrência de imobilização líquida de N durante todo período de incubação nos dois solos. O maior índice de mineralização do N para o tratamento T2 ocorreu no Argissolo (19,4%) do que no Latossolo (10,8%). A adição dos compostos de DLS com (T2) e sem aditivos (T2, T3, T4) proporcionou um incremento nas produções de massa verde e seca e no acúmulo de N na cultura da rúcula em ambos os solos. Desta maneira o uso do composto com e sem aditivos é interessante para a fertilização de culturas, pois pode incrementar na produção de plantas, reduzir impactos ambientais e incrementar matéria orgânica ao solo.

Palavras-chave: Xisto retornado. Dicianodiamida. Hortaliça.

ABSTRACT

MINERALIZATION OF CARBON AND NITROGEN IN SOIL AND EFFECT ON ARUGULA (*Eruca sativa*) OF COMPOSTS OBTAINED BY COMPOSTING AUTOMATED OF PIG SLURRY

The automated composting has been recommended in Brazil as a promising strategy for the treatment of large volumes of liquid waste generated in pig farms, to mitigate the pollution potential of the same. But one of the composting problems are the loss of nitrogen (N) through the emission of gases such as ammonia (NH₃) and nitrous oxide (N₂O). Although the reduction of these losses can be achieved by adding substances to the pig slurry (PS) during composting, little is known about the effect of such additives in the compound decomposition rate in the soil and its capacity to supply the crops N. The aim of this study was to evaluate the effect of adding retorted oil shale (ROS) and nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) to PS during their automated composting on carbon (C) and N mineralization of compounds in two types of soil with contrasting texture (Ultisol and Oxisol) and its relation to the accumulation of N in the culture of arugula (*Eruca sativa*). The work was conducted at the Federal University of Santa Maria, Santa Maria, RS, in July 2015 to January 2016, consisting of an incubation experiment in the laboratory and the other in a greenhouse. The incubation experiment was conducted for 180 days under controlled temperature (25 °C) and humidity (80% of field capacity), in order to evaluate the mineralization of C and N in the soil. In each soil, they were evaluated the following treatments, with four replications and completely randomized design: T1- control without application of compost; T2- Compost with the application of only the PS at the substrate (mixture of wood shavings and sawdust) during composting; T3- Compost with added retorted oil shale (ROS) to PS during composting; T4- Compost with added ROS + DCD to PS during composting. In the greenhouse, we evaluated the effect of these same treatments of incubation on green mass (MG) production and dry (MD) and the accumulation of N in the culture of the arugula in two successive cuts, for 58 days of cultivation. The added amounts C and that was mineralized to 180 days in Latossolo ranged from 11.6 to 14.6% between the treatments T2, T3, T4, with no significant difference between them. In Ultisol mineralization index added C was significantly higher for the treatment T2 (21%) the average of the T3 and T4 (9.5%) which did not differ. The net N mineralization was observed only in treatment T2, with compost of DLS with additives (T3 and T4) showing occurrence of liquid N immobilization throughout the incubation period in both soils. The greater N mineralization rate for treatment T2 occurred in Argisol (19.4%) than in Latossol (10.8%). The addition of composts of DLS with (T2) and no additives (T2, T3, T4) provided an increase in the green and dry matter production and accumulation of nitrogen in the Arugula culture in both soils. In this way the use of the composts with and without additives is interesting for fertilization of cultures, it may increase in plant production, reduce environmental impacts and increase organic matter to the soil.

Keywords: Retorted oil shale. Dicyandiamide. Vegetable.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO I

- Figura 1** - Fluxos de C-CO₂ em cada tratamento durante a incubação, no Latossolo (a, c) e no Argissolo (b, d). Barras verticais indicam diferença mínima significativa (LSD a 5%).....30
- Figura 2** - Emissão acumulada de CO₂ em cada tratamento (a, b) e mineralização aparente acumulada do carbono dos compostos (c, d) nos dois solos avaliados. As barras verticais indicam diferença mínima significativa entre os tratamentos (LSD a 5%).....32
- Figura 3** - Quantidades de N mineral do solo de cada tratamento nas avaliações realizadas durante a incubação nos dois solos avaliados.....37
- Figura 4** - N mineralizado em mg kg⁻¹ de solo seco (a, b) de compostos de dejetos líquidos de suínos (DLS) e N mineralizado em relação ao N adicionado (c, d) pelos compostos de dejetos líquidos de suínos (DLS) com diferentes aditivos durante a incubação em um Latossolo e um Argissolo39

LISTA DE TABELAS

ARTIGO I

Tabela 1 - Características físicas e químicas dos solos usados no experimento de incubação.....23

Tabela 2 - Principais características dos compostos e adição ao solo de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) no experimento de incubação.....24

ARTIGO II

Tabela 1 - Principais características físicas e químicas dos solos usados no experimento em casa de vegetação.....52

Tabela 2 - Principais características dos compostos utilizados e adição ao solo de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) com os materiais orgânicos utilizados no experimento em casa de vegetação.....53

Tabela 3 - Produção de massa verde e seca em dois cortes da cultura da rúcula nos diferentes tratamentos e em dois tipos de solo58

Tabela 4 - Valores de N total e N acumulado em dois cortes da cultura da rúcula nos diferentes tratamentos e, em dois tipos de solo.61

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	14
2. HIPÓTESES	18
3. OBJETIVOS	18
3.1 Objetivo geral.....	18
3.2 Objetivo específico.....	18
4. ARTIGO I- MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO APÓS APLICAÇÃO AO SOLO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS OBTIDOS EM COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA DE DEJETOS DE SUÍNOS TRATADOS COM XISTO RETORTADO E DICIANODIAMIDA	19
4.1 Resumo	19
4.2 Introdução	20
4.3 Material e métodos	22
4.3.1 Solos.....	22
4.3.2 Compostos.....	23
4.3.3 Condução das incubações.....	24
4.3.4 Avaliações.....	26
4.3.5 Análises estatísticas.....	28
4.4 Resultados e Discussão	28
4.4.1 Cinética de mineralização do carbono.....	28
4.4.2 Mineralização acumulada do carbono.....	31
4.4.3 Mineralização do Nitrogênio.....	36
4.5 Conclusões	41
4.6 Referências	41
5. ARTIGO II – RESPOSTA DA RÚCULA (<i>Eruca sativa</i>) AOS COMPOSTOS OBTIDOS POR COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA DE DEJETOS DE SUÍNOS TRATADOS XISTO RETORTADO E DICIANODIAMIDA	48
5.1 Resumo	48
5.2 Introdução	49
5.3 Material e métodos	51
6. Resultados e Discussão	55

6.1.1	Produção de fitomassa pela rúcula.....	55
6.1.2	Acúmulo de N na rúcula.....	59
6.2	Conclusões.....	63
6.3	Referências.....	63
7.	DISCUSSÃO GERAL.....	67
8.	CONCLUSÕES GERAIS.....	70
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	71

1 INTRODUÇÃO GERAL

O crescimento da população mundial e a necessidade de produzir cada vez mais alimentos impõem um desafio constante à comunidade científica na busca de alternativas que possam compatibilizar o atendimento dessa demanda com o uso de tecnologias sustentáveis, tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental. A suinocultura está inserida nesse contexto como um dos principais setores produtivos do complexo agropecuário mundial e brasileiro, o qual necessita permanentemente de inovações quanto à produção animal e à mitigação dos impactos ambientais negativos gerados.

O Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína, possuindo um rebanho de cerca de 39 milhões de suínos, evidenciando a importância da suinocultura para a economia nacional, principalmente para a região Sul do Brasil, a qual detém aproximadamente 48% do rebanho nacional (IBGE, 2014). Todavia, um dos aspectos característicos da região Sul fazem da suinocultura a atividade agropecuária com maior potencial poluidor do ambiente. A predominância de áreas com relevo acidentado nas proximidades dos criatórios obriga os produtores a realizarem aplicações sucessivas dos dejetos líquidos de suínos (DLS) nas mesmas áreas, cuja topografia impede a sua aplicação mecanizada. Além disso, o sistema de confinamento total e intensivo dos animais, em todas as fases do ciclo produtivo (KUNZ et al., 2005), implica na necessidade de lavagens frequentes para higienização das instalações, que devido ao uso irracional da água, resulta na produção final de volumes elevados de dejetos líquidos. Em função do seu potencial poluidor (AITA et al., 2014), tais dejetos necessitam de um destino adequado, uma vez que a falta de tratamento e manejo adequados, pode ocasionar a contaminação tanto dos mananciais, através da sua eutrofização e lixiviação de nitrato (NO_3^-), como do solo, através de microrganismos patogênicos e excesso de nutrientes, e do ar, através de emissões gasosas de carbono (C, nas formas de CO_2 e CH_4) e de nitrogênio (N, nas formas de NH_3 e N_2O), além da emissão de maus odores (KUNZ et al., 2005; AITA et al., 2014; CARDOSO et al., 2015).

A compostagem automatizada surgiu na última década no Sul do Brasil, como uma alternativa de tratamento e reciclagem do C e dos nutrientes contidos nos DLS,

visando reduzir os impactos negativos da suinocultura. Este processo de compostagem consiste na aplicação freqüente de DLS nas leiras de compostagem, sobre substratos com elevada relação C/N. Uma das particularidades desse processo de compostagem é que a adição dos dejetos e o revolvimento mecânico das pilhas do composto são operações realizadas simultaneamente, através de uma máquina especialmente desenvolvida para esse propósito. Com isso, a compostagem automatizada proporciona uma redução significativa na demanda de mão-de-obra, além de possibilitar o tratamento de grandes volumes de dejetos em relação à compostagem tradicional, onde é realizada apenas uma adição inicial de dejetos ao substrato.

Entre as vantagens atribuídas a esse processo automatizado de compostagem, destaca-se ainda a conversão de um grande volume de dejetos líquidos em uma matriz sólida, que é o composto final, caracterizado pela alta concentração em nutrientes, fácil manejo e possibilidade de aplicação como fertilizante nos cultivos agrícolas e que pode ser transportado a áreas geograficamente impeditivas à utilização dos dejetos líquidos (ZHU, 2007; ANGNES et al., 2013).

Embora esse sistema represente uma alternativa promissora para o tratamento e o destino correto dos DLS, perdas gasosas significativas de nitrogênio por volatilização de amônia (NH_3) podem ocorrer durante o processo, além da emissão de óxido nitroso (N_2O), que é um potente gás de efeito estufa (DONEDA, 2014). Tais perdas implicam na redução do potencial fertilizante do composto e em poluição da atmosfera (GIACOMINI et al., 2014) e, por isso, alternativas para mitigá-las durante o processo de compostagem vêm sendo avaliadas pela pesquisa.

Algumas estratégias para reduzir a volatilização de NH_3 , preservando o N durante a compostagem dos DLS, envolvem o uso de aditivos químicos, biológicos ou físicos, durante o processo, como a acidificação dos DLS previamente à sua incorporação ao substrato (DONEDA, 2014), o uso do gesso (TUBAIL et al., 2008) e do triacilglicerol (MATSUMURA et al., 2010), além da adição de zeólitas naturais (BAUTISTA et al., 2011; GIACOMINI et al., 2014). Uma alternativa com potencial para mitigar as emissões de amônia durante a compostagem dos DLS envolve o uso de xisto retornado (XR) (GIACOMINI, 2015), que por apresentar porosidade elevada (PIMENTEL et al., 2006) e pH baixo, poderá contribuir para reter o N amoniacal dos

DLS durante a sua compostagem, reduzindo as emissões de NH_3 para a atmosfera. Para mitigar a produção e emissão de N_2O , a estratégia que vem sendo empregada consiste em retardar a oxidação do N amoniacal dos dejetos adicionados nas leiras, através do uso de produtos que inibam a nitrificação, com destaque para a dicianodiamida (DCD) (LUO et al., 2013).

Enquanto a dinâmica do nitrogênio durante o processo de compostagem de DLS tem sido investigada em diversos trabalhos (CHANYASAK, 1982; DONEDA, 2014; GIACOMINI, 2014), pouca atenção vem sendo dada ao estudo da dinâmica do nitrogênio e do carbono do composto após a sua aplicação no solo (CANTÚ, 2014). É preciso intensificar os estudos envolvendo tanto o efeito de aditivos para reduzir as perdas de N dos DLS durante a sua compostagem como o efeito dessa estratégia sobre os índices de mineralização do C e, sobretudo, do N do composto após aplicação no solo. O conhecimento desses aspectos é fundamental tanto do ponto de vista ambiental quanto agrônomo, com vistas à inclusão adequada do composto em programas de fertilização das culturas. Atualmente na recomendação de adubação orgânica para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2004) ainda não há um índice específico de mineralização do N de compostos no solo, constando apenas um índice de mineralização para resíduos orgânicos, o que é bem generalista.

O estabelecimento da dose de composto de DLS a utilizar, sem o uso de critérios técnicos específicos, pode gerar problemas tanto de natureza econômica, quando a dose aplicada não atender a demanda de nutrientes das culturas, como também ambiental, quando a quantidade de nutrientes aplicada, especialmente de N, for excessiva. Nesse caso, pode ocorrer a produção e emissão de N_2O para a atmosfera, cujo potencial de aquecimento global (PAG) é elevado (ZHONG et al., 2013). Além disso, a lixiviação do NO_3^- para as águas subterrâneas e a sua transferência aos mananciais de superfície, via escoamento superficial, também representam importantes possibilidades de redução do potencial fertilizante do composto e de contaminação ambiental em locais de agricultura intensiva, podendo comprometer a potabilidade da água e ocasionar a eutrofização de rios e lagos, afetando diversas formas de vida destes ambientes (DAHAN et al., 2014).

O material orgânico resultante do processo de compostagem apresenta características químicas, físicas e biológicas variáveis, em função da origem do

substrato utilizado e, principalmente, do tratamento e manejo adotados durante a compostagem. Tais características afetam a dinâmica de liberação de nutrientes às plantas (BOECHAT, 2011; FIOREZE, 2010) e, por isso, a importância dos estudos envolvendo a mineralização do produto final da compostagem automatizada, e por se tratar de um processo recentemente introduzido no Brasil.

Atenção especial deve ser dada ao conhecimento da fração de N mineralizável do composto (STRAUS, 2000), cuja estimativa deve ser feita em laboratório, em função da possibilidade de controlar a temperatura e a umidade do solo durante a incubação (VIEIRA & CARDOSO, 2003). Embora o processo de mineralização do N orgânico possa ser utilizado como indicador da disponibilidade potencial de N às culturas, ele tem sido pouco explorado como complemento à recomendação da adubação nitrogenada (CAMARGO et al., 2008). Já o entendimento sobre a mineralização do C no solo está relacionado com o acúmulo de matéria orgânica, a melhoria da qualidade do solo e, especialmente, com a emissão de dióxido de carbono (CO₂), o qual contribui para o aquecimento global (BOECHAT, 2011). Esses dois processos de mineralização são afetados por diferentes fatores ambientais, com destaque para a temperatura e a umidade do solo, influenciando a atividade dos microrganismos e interferindo na disponibilidade do N e na preservação do C orgânico no solo (BERNAL et al., 2009; CAYUELA et al., 2010). Além disso, o tipo de solo pode afetar a dinâmica de mineralização do C e do N, especialmente em função da textura, o alto conteúdo de argila no solo, por exemplo, pode limitar a atividade microbiana, devido à absorção dos produtos da decomposição dos resíduos nas partículas minerais e incorporação deles nos agregados do solo (THOMSEN et al., 2001).

A utilização do composto como fonte de nutrientes às culturas deve visar o aumento da produção pela ciclagem dos nutrientes, com redução de custos e preservação ambiental. Entre os cultivos com maior potencial de uso desses insumos (composto de DLS) estão às hortaliças, que são caracterizadas pela forma intensiva de produção e pela demanda de elevadas quantidades de nutrientes, o que pode viabilizar o uso do composto. Trabalhando com culturas olerícolas, durante dez anos consecutivos, Souza (1998) demonstrou a eficiência do uso do composto orgânico como fertilizante, obtendo produtividade econômica e padrão comercial para 16 espécies diferentes. A escassez de resultados de pesquisa com relação à

decomposição do composto de DLS no solo e ao seu potencial fertilizante, como fonte de N, motivou a realização do presente trabalho.

2 HIPÓTESES

- A adição do xisto retornado e da dicianodiamida durante a compostagem automatizada dos DLS afeta as biotransformações dos compostos no solo, aumentando a quantidade de N disponível.

- A mineralização do carbono e do nitrogênio do composto de DLS varia em função do tipo de solo, sendo inversamente relacionada ao teor de argila.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Avaliar o efeito do uso dos aditivos xisto retornado e dicianodiamida durante a compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos sobre a mineralização do carbono e do nitrogênio do composto final no solo e a sua relação com a produção de massa verde e seca e o acúmulo de N pela cultura da rúcula.

3.2 Objetivos específicos

Avaliar como o composto, obtido com e sem o uso dos aditivos xisto retornado e dicianodiamida aos dejetos líquidos de suínos durante o processo de compostagem automatizada, afeta os seguintes parâmetros:

- Mineralização do carbono
- Mineralização do nitrogênio
- O fornecimento de N à cultura da rúcula, em casa de vegetação.

ARTIGO I

MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E DO NITROGÊNIO APÓS APLICAÇÃO AO SOLO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS OBTIDOS EM COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA DE DEJETOS DE SUÍNOS TRATADOS COM XISTO RETORTADO E DICIANODIAMIDA

Resumo

O uso de aditivos em compostagem de dejetos líquidos de suínos (DLS) é uma alternativa utilizada para reduzir as perdas de N durante o processo. O efeito do uso dessa alternativa sobre a mineralização do carbono (C) e do nitrogênio (N) do composto no solo, ainda é pouco conhecido. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da adição de xisto retornado (XR) e do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos DLS durante o processo de compostagem automatizada, sobre a mineralização do carbono e do nitrogênio do composto em dois solos com texturas contrastantes. O trabalho foi conduzido na Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, em julho de 2015 a janeiro de 2016, constando de dois experimentos de incubação em laboratório, conduzidos durante 180 dias em condições controladas de temperatura (25°C) e umidade (80% da capacidade de campo), em um Argissolo e em um Latossolo. Cada solo recebeu os seguintes tratamentos, com quatro repetições e no delineamento experimental inteiramente casualizado: T1- Testemunha, sem aplicação de composto; T2 - Composto obtido a partir da aplicação de DLS sobre um substrato constituído da mistura de serragem + maravalha (Composto DLS); T3 - Composto obtido a partir da adição de xisto retornado (XR) aos DLS durante a compostagem (Composto DLS + XR); T4 - Composto obtido a partir da adição de XR e dicianodiamida aos DLS durante a compostagem (Composto DLS + XR + DCD). A proporção do C adicionado ao solo que foi mineralizado em 180 dias nos tratamentos com aditivos (Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD) não diferiu do composto sem aditivos (Composto DLS) no Latossolo, porém foi significativamente menor (54%) no Argissolo. A mineralização do C do composto sem aditivos (Composto DLS) foi de 21% no Argissolo e 14% no Latossolo. No tratamento sem aditivos aos DLS durante a compostagem, ocorreu mineralização líquida de N, atingindo, aos 180 dias, 11% e 19% do N adicionado, no Latossolo e Argissolo, respectivamente. Já nos dois tratamentos com aditivos ocorreu imobilização líquida de N em todo o período de incubação e nos dois solos avaliados. Os resultados deste estudo evidenciam que, contrariamente ao esperado, a adição de XR e DCD aos DLS durante a compostagem afeta negativamente a mineralização do N dos compostos no solo. Todavia, essa estratégia se mostrou promissora quanto à manutenção dos teores de matéria orgânica do solo (MOS), já que os aditivos reduziram a taxa de mineralização do C dos compostos.

Palavras-chave: Xisto retornado. Dicianodiamida. Biotransformações no solo.

3.3 Introdução

A suinocultura é um dos principais setores produtivos do complexo agropecuário mundial e brasileiro, gerando consigo quantidades significativas de dejetos líquidos, já que os animais são mantidos confinados em todas as etapas do ciclo produtivo (GATNER & GAMA, 2005). Uma das alternativas mais empregadas para o descarte desses dejetos consiste na sua distribuição no solo, como fonte de nutrientes às culturas, com destaque para o milho (AITA & GIACOMINI, 2008; GONZATTO et al., 2013; AITA, et al, 2014; MORAES et al., 2014; PINTO et al., 2014) e pastagens (SILVA et al., 2015). Todavia, a topografia desfavorável de muitas regiões dedicadas à suinocultura e a pequena área das propriedades, principalmente no sul do Brasil, determina que a aplicação dos dejetos seja feita sucessivamente nas mesmas áreas e em doses normalmente elevadas, o que tem provocado sérios impactos ambientais, afetando negativamente a qualidade da água, do solo e do ar (KUNZ et al., 2005).

A compostagem automatizada dos dejetos líquidos gerados na suinocultura recentemente introduzida no Brasil é uma segunda alternativa de tratamento dos mesmos (NUNES, 2003), possibilitando a conversão dos dejetos líquidos em uma matriz sólida, rica em carbono e nutrientes e capaz de ser facilmente transportada e aplicada como fertilizante em áreas geograficamente impeditivas à aplicação dos dejetos líquidos. Apesar dessas vantagens atribuídas à compostagem automatizada (OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006; KUNZ et al., 2014), diversos aspectos desse processo ainda não são bem conhecidos. Balanços de N realizados em alguns estudos indicam a ocorrência de perdas significativas deste nutriente por volatilização de amônia (NH_3) (REN et al., 2010; FUKUMOTO et al., 2009; JIANG et al., 2013) e desnitrificação (PAILLAT et al., 2005; ANGNES, et al., 2013), embora esses dois processos tenham sido avaliados principalmente em compostagens conduzidas em protótipos (CANTÚ, 2014; DONEDA, 2014) e não em escala real. A taxa de decomposição do composto, em função do manejo adotado durante a compostagem e do tipo de solo, que é um aspecto fundamental para a inclusão deste material orgânico em programas de adubação, também é ainda pouco conhecida e com ampla variação nos resultados (BERNAL et al., 1998; BERNAL et al., 1998; CORDOVIL et al., 2007; CORDOVIL et al., 2012).

Algumas estratégias vêm sendo estudadas para reduzir as emissões de N durante a compostagem de dejetos de animais, como a acidificação dos dejetos (JENSEN et al., 2003; CHEN et al., 2010; CANTÚ, 2014; DONEDA, 2014), o uso de zeólitas (BERNAL et al., 1993; BAUTISTA et al., 2011; GIACOMINI et al., 2014) e o uso do xisto retornado (GIACOMINI et al., 2015), estratégias estas usadas para reduzir as perdas de N por volatilização de NH_3 , além do uso do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), para reduzir as perdas de N por desnitrificação (LUO et al., 2013). Embora a eficiência dessas estratégias em mitigar as perdas de N durante a compostagem seja variável, elas buscam enriquecer o composto final com N, além de reduzir o impacto ambiental negativo provocado pelas emissões gasosas de NH_3 e N_2O para a atmosfera. Todavia, durante o processo de humificação da mistura dos dejetos com substrato utilizado na compostagem, o N pode ser incorporado a estruturas orgânicas com elevado grau de recalcitrância (TIQUIA, 2003; BERNAL et al., 2009), o que reduz a taxa de mineralização do composto no solo. Por isso, a importância em avaliar esse aspecto quando diferentes aditivos são misturados aos dejetos durante a sua compostagem.

Os dois elementos presentes em maior concentração no composto são o N e o C, ambos fazendo parte, principalmente, de moléculas orgânicas complexas (BERNAL et al., 2009). Por ser recente, ainda não há informações de pesquisa no Brasil sobre a mineralização do C e do N do composto obtido via compostagem automatizada de DLS, com ou sem aditivos. Quanto ao N é necessário conhecer tanto a quantidade mineralizada quanto a dinâmica de mineralização no solo, uma vez que o fornecimento deste nutriente em sincronia com a demanda das culturas é fundamental tanto do ponto de vista agrônomo como também ambiental, já que o excesso de N pode levar à contaminação, principalmente do ar e da água (MENEZES & SALCEDO, 2007; FIGUEIREDO et al., 2012). Na recomendação atual de adubação orgânica da Comissão de Química e Fertilidade do Solo para o sul do Brasil (CQFS RS/SC, 2004) ainda não há um índice específico para a mineralização do N de composto de DLS, o que dificulta o uso deste material orgânico como fertilizante.

Com relação aos constituintes orgânicos presentes no composto de DLS, a sua taxa de decomposição através da população microbiana heterotrófica do solo irá determinar a proporção do C adicionado que será convertido em matéria orgânica do

solo (MOS) e que será emitido para a atmosfera na forma de dióxido de carbono (CO₂). O envolvimento da MOS no sequestro de C e a sua importância na qualidade do solo, aliado à relação do CO₂ com o aquecimento global evidenciam a importância em determinar a taxa de decomposição do composto de DLS no solo, aspecto ainda pouco conhecido e que pode variar em função de fatores ambientais, com destaque para a temperatura e umidade, (BERNAL et al., 2009; CAYUELA et al., 2010) e do tipo de solo (THOMSEN et al, 2003; FIOREZE, 2010), especialmente no conteúdo de argila presente (BITTAR et al., 2013).

O objetivo deste estudo foi avaliar qual o efeito dos aditivos, xisto retornado e dicianodiamida, utilizados durante a compostagem automatizada de DLS, sobre a taxa de mineralização do C e do N do composto final, em dois solos com características distintas.

3.4 Material e métodos

O trabalho foi conduzido no Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), no período de julho de 2015 a janeiro de 2016, sendo constituído de uma incubação em condições controladas de laboratório, em dois tipos de solo.

3.4.1 Solos

Os dois solos foram coletados na camada de 0-10 cm de duas áreas experimentais manejadas a mais de 10 anos no sistema plantio direto. O solo argiloso, classificado como Latossolo Vermelho Eutrófico típico (EMBRAPA, 2013), foi coletado na área experimental da Fundacep/CCGL (28°29' S, 53°36' W com 470 m de altitude) em Cruz Alta, RS, enquanto o solo franco arenoso, classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 2013), foi coletado na área experimental do Departamento de Solos da UFSM (29°41'S, 53°48' W; com 95 m de altitude) em Santa Maria, RS. No momento da coleta os resíduos culturais presentes na superfície do solo foram removidos. Após a coleta, os solos foram levados ao laboratório e submetidos ao peneiramento em malha 4 mm, sendo que os resíduos

culturais remanescentes foram retirados manualmente. Em seguida os solos foram homogeneizados, subamostrados para a sua caracterização física e química e armazenados úmidos a temperatura ambiente em sacos plásticos escuros durante 30 dias, até o início da incubação. As principais características dos solos, determinadas conforme Tedesco et al.(1995), encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 - Características físicas e químicas dos solos usados no experimento de incubação.

Característica	Solos	
	Latossolo	Argissolo
pH (H ₂ O)	5,1	4,7
Carbono total (%)	2,4	0,8
Nitrogênio total (%)	0,22	0,08
N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	8,0	9,6
N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	19,9	5,8
C/N	11,2	10,1
CTC (cmol _c / dm ³)	13,8	7,6
P-Mehlich (mg/dm ³)	38,7	33,8
K (mg /dm ³)	228,0	81,3
Ca (cmol _c / dm ³)	5,7	1,9
Mg (cmol _c / dm ³)	2,5	0,6
Al (cmol _c / dm ³)	0,2	0,5
H+AL (cmol _c / dm ³)	4,9	4,9
Saturação de Bases (%)	63,0	35,6
Argila (%)	50,9	10,7
Silte (%)	21,5	29,6
Areia (%)	27,6	59,8
Ug (%)*	26,3	13,7
Textura	Argiloso	Franco arenoso

*Ug=umidade gravimétrica a 80 % da capacidade de campo.

3.4.2 Compostos

Os compostos usados nesse estudo foram obtidos a partir de um processo de compostagem automatizada, conduzido no setor de suinocultura do Departamento de Zootecnia da UFSM, em plataforma de compostagem. A compostagem foi conduzida durante 243 dias, sendo que nos primeiros 133 dias foram realizadas 15 adições de dejetos líquidos de suínos sobre um substrato constituído pela mistura de

serragem (30%) e maravalha (70%). Durante 110 dias, até a maturação final do composto, foram realizados apenas revolvimentos semanais das leiras de compostagem. Os compostos foram produzidos a partir da adição de DLS sobre um substrato, contituído pela mistura de serragem e maravalha, sendo o composto 1 produzido somente com a aplicação de DLS, o composto 2 com DLS + xisto retornado (XR) e o composto 3 com DLS + xisto retornado + DCD (inibidor de nitrificação dicianodiamida). A adição de xisto retornado ($55 \text{ kg leira}^{-1} \text{ adição}^{-1}$ de DLS) e de DCD ($1,1 \text{ kg leira}^{-1} \text{ adição}^{-1}$ de DLS) teve por objetivo reduzir as emissões de NH_3 e N_2O durante o processo de compostagem, respectivamente. Os teores de C e de N totais dos compostos de DLS foram determinados por combustão seca em Autoanalisador Elementar modelo Flash EA 1112 enquanto o teor de N inorgânico foi determinado conforme Tedesco et al. (1995). Na Tabela 2 são mostradas as principais características dos compostos.

Tabela 2 - Principais características dos compostos e adição ao solo de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) no experimento de incubação.

Composto orgânico	MS	C*	Nitrogênio			C/N	pH
			N total	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻		
%		g kg ⁻¹ mg kg ⁻¹	g kg ⁻¹		
DLS**	33,5	37,8	26,9	410,0	21,9	26,5	14 6,6
DLS + XR	52,5	25,8	11,0	154,3	2,1	10,8	23 6,4
DLS + XR + DCD	52,2	23,2	12,0	170,6	1,3	11,8	19 7,8
	...g kg ⁻¹ SS...	mg kg ⁻¹ SS***.....				
DLS	37,2	14,1	1.003,8	15,2	0,8	987,7	- -
DLS + XR	90,9	23,5	1.000,0	14,0	0,2	985,8	- -
DLS + XR + DCD	83,3	19,3	1.000,0	14,2	0,1	985,6	- -

* Concentrações expressas em base seca para N e C.

** DLS = dejetos líquidos de suíno; XR = xisto retornado; DCD = dicianodiamida.

*** SS= solo seco

3.4.3 Condução das incubações

O experimento de incubação para a avaliação da mineralização do C e do N foi conduzido no Laboratório de Pesquisa de Biotransformações de Carbono e Nitrogênio (LABCEN) do Departamento de Solos da UFSM.

A mineralização do C e do N foi determinada em condições controladas de temperatura e umidade, durante 180 dias. Foram conduzidos simultaneamente dois experimentos, sendo um em Argissolo e outro em Latossolo, onde foram avaliados quatro tratamentos, no delineamento experimental inteiramente casualizado, e com quatro repetições, sendo: T1- sem aplicação de composto; T2- composto somente com a aplicação de DLS; T3- composto DLS + xisto retornado (XR); T4- composto DLS + XR + DCD (dicianodiamida, inibidor da nitrificação). As unidades experimentais de cada tratamento foram montadas em recipientes de acrílico com 5 cm de diâmetro e 5 cm de altura, com capacidade de 110 mL e acondicionadas em incubadora na ausência de luz e sob temperatura de 25 °C. Cada unidade experimental do Latossolo recebeu 83,0 g de solo com umidade gravimétrica de 26,3 %, enquanto no Argissolo a quantidade de solo foi de 74,4 g, com umidade de 13,7%. Esses valores de umidade correspondem a 80% da capacidade de campo de cada solo (Tabela 1), sendo que o ajuste da umidade foi realizado no dia anterior à incubação. Todas as unidades experimentais receberam o equivalente a 65 g de solo seco.

As doses de composto aplicadas (em base seca) por kg de solo seco, tanto no Latossolo quanto no Argissolo, foram de 37,2 g para o composto de DLS, de 90,2 g para o composto de DLS + XR e de 83,3 g para o composto de DLS + XR+ DCD, o que corresponde a uma aplicação de aproximadamente 1.000,0 mg de N kg⁻¹ de solo seco. Como os compostos foram uniformemente incorporados nos frascos de acrílico a uma profundidade de 5,0 cm, essas doses de N equivalem a uma aplicação aproximada de 550,0 kg de N ha⁻¹. As doses dos compostos foram estabelecidas assumindo um índice de mineralização de 10% do N total dos mesmos, encontrado por Cantú (2014) e o atendimento às necessidades de N da rúcula, conforme recomendação de adubação para a mesma, a qual foi implantada em casa de vegetação, conduzido concomitantemente a presente incubação. Como a dose dos compostos foi estabelecida com base no seu teor de N total, a adição de C diferiu entre os compostos, em função das diferenças nas relações C/N (Tabela 1).

3.4.4 Avaliações

3.4.4.1 Mineralização do nitrogênio

Para avaliar a mineralização do nitrogênio as quatro repetições das unidades experimentais (potes de acrílico) de cada tratamento foram acondicionadas em único frasco de vidro com capacidade de 2.000 mL. Foram realizadas sete amostragens (destrutivas), sendo a primeira no tempo zero e as demais aos 5, 10, 20, 40, 80 e 180 dias de incubação. Desta forma, cada solo incubado continha 28 frascos de vidro (4 tratamentos x 7 avaliações), cada um destes contendo as 4 repetições de cada tratamento, totalizando 112 unidades experimentais.

A mineralização de N foi avaliada através da variação nos teores de N inorgânico do solo ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) durante a incubação. Para isso, em cada amostragem, foram determinadas as concentrações de N inorgânico, após extração do solo com KCL 1 mol L^{-1} (na proporção 1:4, solo: solução) e destilação dos extratos em destilador de arraste de vapores do tipo semi-micro Kjeldahl (TEDESCO et al., 1995). Em cada amostragem foi determinada a umidade gravimétrica do solo, após secagem das amostras a 105°C , durante 24 horas. Em cada frasco de vidro, contendo os quatro recipientes de acrílico, foi colocado um frasco contendo água destilada, com a finalidade de compensar a perda excessiva de água do solo durante a incubação. Para evitar a deficiência de O_2 , os potes foram aerados periodicamente. O teor de umidade foi controlado por meio da pesagem das unidades experimentais e, quando necessário, foi adicionada água destilada.

A mineralização do N orgânico aplicado ao solo com os compostos foi calculada pela equação 1:

$$N \text{ min} = (\text{Nc2} - \text{Nc1}) - (\text{Ntest2} - \text{Ntest1}) \dots \dots \dots (1)$$

onde, N min é a quantidade ($\text{mg de N kg}^{-1}\text{ solo seco}$) de N mineralizado; Nc1 e Nc2 as quantidades de N inorgânico do solo nos tratamentos com os compostos no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente; e Ntest1 e Ntest2 as quantidades de N inorgânico do solo no tratamento testemunha no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente. Quando positivo, esse cálculo

indica a ocorrência de mineralização líquida de N e quando negativo indica imobilização líquida.

3.4.4.2 Mineralização do carbono

A mineralização do C dos compostos de DLS foi avaliada através da quantificação periódica do C-CO₂ liberado, com avaliações feitas ao 1º, 3º, 7º e 12º dias após a instalação do experimento e posteriormente a intervalos de 15 dias, até o final da incubação, aos 180 dias. Para isso, cada unidade experimental com a mistura de solo e composto foi colocada dentro de um recipiente de vidro com capacidade de 1000 mL, o qual foi mantido hermeticamente fechado entre as avaliações. Dentro desse mesmo recipiente colocou-se um frasco com água destilada, para manter a umidade do ar e outro frasco suspenso internamente na parte superior do recipiente de vidro com capacidade de 25 mL, contendo 10 mL de NaOH 1 mol L⁻¹, para capturar o C-CO₂ liberado do solo. O excesso de NaOH em cada intervalo de coleta foi titulado com HCl 1 M, após a adição de BaCl₂ 2 M (STOTZKY, 1965). A cada avaliação, as unidades experimentais foram aeradas, deixando os frascos de vidro abertos por 10 minutos antes da adição da nova solução de NaOH, para permitir análise futura. Foram utilizadas quatro unidades como prova em branco, em que se colocou somente NaOH, para captar o C-CO₂ presente na atmosfera dos frascos e possibilitar descontar este de cada tratamento avaliado.

O cálculo da mineralização do C para os tratamentos com os compostos foi realizado com base na equação 2:

$$MC = ((CO_{2c} - CO_{2t}) / Cad) * 100 \dots \dots \dots (2)$$

onde, MC é a mineralização do C dos compostos (% do C adicionado); CO_{2c} e CO_{2t} as quantidades de C-CO₂ liberadas (mg kg⁻¹) nos tratamentos com os compostos e no tratamento testemunha, respectivamente, e Cad o C adicionado (mg kg⁻¹) pelos compostos.

3.4.5 Análise Estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas entre si pelo teste de LSD a 5 % de probabilidade de erro, pelo software estatístico SISVAR v. 5.1 (FERREIRA, 2011).

3.5 Resultados e discussão

3.5.1 Cinética de mineralização do carbono

Nos dois solos avaliados, a adição dos compostos de DLS, tanto na ausência (Composto DLS) como na presença de aditivos (Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD), promoveu aumento na liberação de CO₂, em relação ao tratamento testemunha, sem adição de composto (Figura 1 a, b). Esse aumento na liberação de CO₂ ocorreu como resultado do metabolismo respiratório da população microbiana heterotrófica, que foi favorecida pelo aumento na disponibilidade de C e energia para atividade microbiana, proporcionado pela adição dos materiais orgânicos no solo (MULLER et al., 2014).

Para o tratamento em que os DLS não receberam aditivos durante a compostagem (Composto DLS), observa-se que, ela foi similar nos dois solos, apresentando quatro fases distintas. Na primeira fase, observa-se que houve um rápido aumento na taxa de liberação de CO₂ até a segunda avaliação (de 1,0 para 1,5 mg de C-CO₂ kg⁻¹ SS h⁻¹, na média dos dois solos), na taxa de liberação de CO₂ do primeiro para o terceiro dia de incubação, com os valores permanecendo nesses níveis até a quarta avaliação, realizada aos 12 dias. Na segunda fase, entre a quarta e a sexta avaliação (30 dias), houve um decréscimo acentuado na taxa de liberação do CO₂, atingindo valores próximos ao observado após um dia, de 0,9 mg de C-CO₂ kg⁻¹ SS h⁻¹, na média dos dois solos. Na terceira fase houve uma retomada na mineralização, com aumento linear na liberação de CO₂, entre a sexta e a oitava avaliação (60 dias) no Latossolo (Figura 1a) e entre a sexta e a sétima avaliação (44 dias) no Argissolo (Figura 1b). A partir destas datas observa-se a quarta fase, em que a liberação de CO₂ diminuiu gradualmente até o final do experimento, aos 180

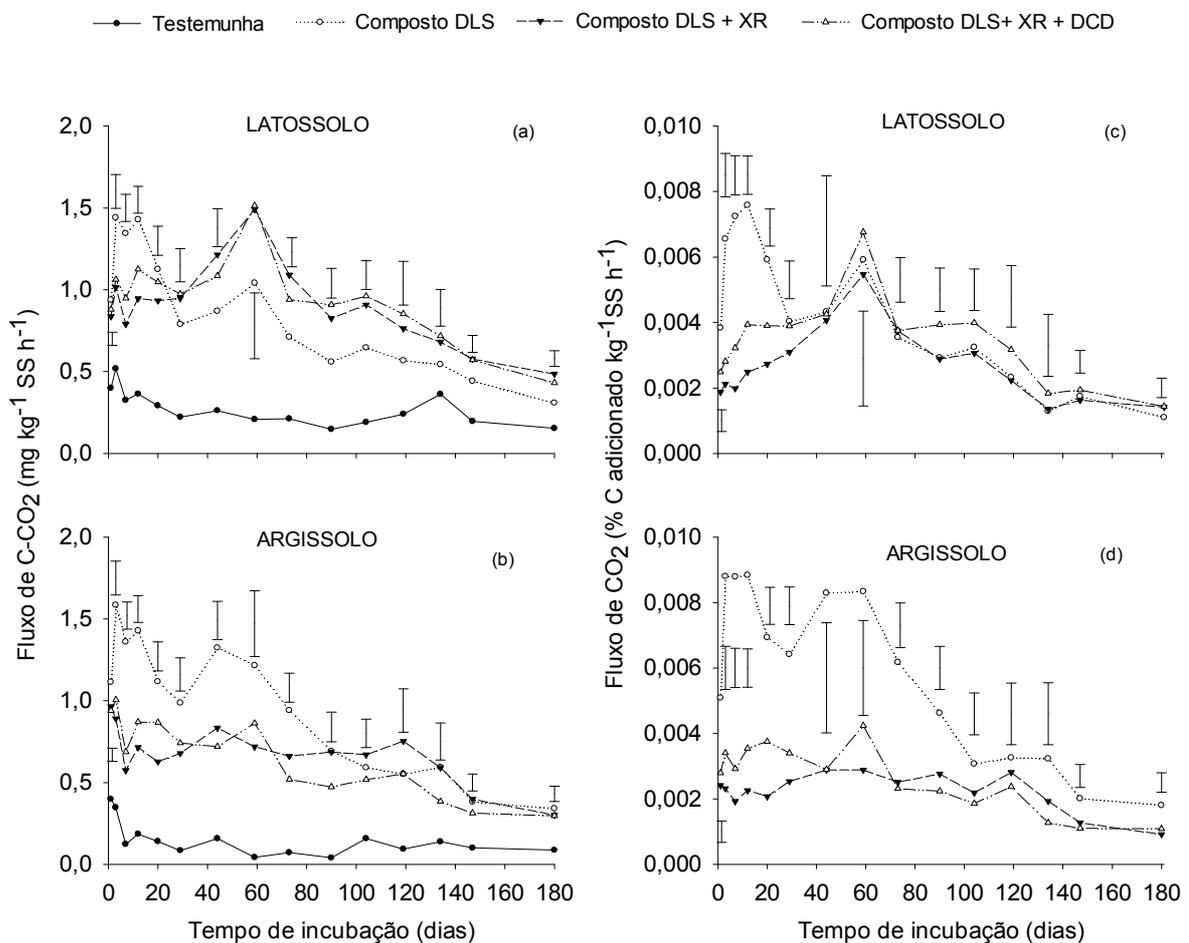
dias, onde a taxa de mineralização do C do composto ainda foi significativamente maior do que aquela observada no tratamento testemunha em ambos os solos.

Essas diferentes fases na taxa de liberação de CO₂ observadas no tratamento Composto DLS podem ser explicadas em função da presença de frações orgânicas distintas no material orgânico (WU & MA, 2002; MELO et al., 2008). Na fase inicial da decomposição, nos primeiros dias após a adição do material orgânico no solo, os microrganismos assimilam os constituintes orgânicos mais lábeis, os quais são utilizados na biossíntese e produção de energia, ocorrendo a rápida liberação de CO₂ através da respiração (SILVA & MENDONÇA, 2007). Com o passar do tempo, ocorre a exaustão dessa fração mais lábil e frações orgânicas mais recalcitrantes passam a ser gradativamente decompostas pela população microbiana, cuja estrutura é, provavelmente, diferente daquela envolvida na decomposição inicial, uma vez que populações especializadas de fungos e bactérias necessitam sintetizar as enzimas necessárias à decomposição das frações mais recalcitrantes (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; GRIFFIN & HUTCHINSON, 2007). Nota-se, claramente, nos dois solos, que uma nova fração orgânica do Composto DLS foi atacada pela população microbiana entre 30 e 60 dias, até a sua exaustão. Após 60 dias, a taxa de decomposição diminuiu linearmente, seguindo um modelo já observado em outros estudos (BERNAL et al., 1998; TRAN et al., 2013; CANTÚ, 2014) e indicando que, nessa fase, a população microbiana de ambos os solos atuou na decomposição de um compartimento orgânico do composto, constituído por substâncias cada vez mais recalcitrantes. Assim, as diferenças na composição bioquímica dos materiais podem alterar a estrutura da comunidade microbiana e afetar a sua eficiência no uso do C, resultando em diferenças na mineralização do C de diferentes fontes orgânicas.

Comparando entre si os compostos de DLS que receberam os aditivos xisto retornado (Composto DLS + XR) e dicianodiamida (Composto DLS + XR + DCD), percebe-se que a taxa de mineralização do C dos dois materiais orgânicos não diferiu significativamente em todas as amostragens realizadas no Latossolo (Figura 1a) e no Argissolo (Figura 1b). Isso indica que a labilidade do C presente nos dois materiais foi similar. Todavia, a cinética de mineralização do C diferiu entre os dois compostos, em função do tipo de solo, sendo que essa diferença foi mais marcante entre 30 e 90 dias de incubação. Enquanto no Latossolo a taxa média de mineralização dos dois compostos aumentou rapidamente, de 0,9 para 1,5 mg de C-

$\text{CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ SS h}^{-1}$ entre 30 e 60 dias, retornando a taxa de $0,9 \text{ mg de C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ SS h}^{-1}$ aos 90 dias, no Argissolo houve pouca variação na taxa de mineralização do C dos compostos, nesse mesmo período. É provável que diferenças na estrutura da população microbiana decompositora presente no Latossolo e no Argissolo expliquem essas diferenças observadas na cinética de mineralização do C de substratos idênticos adicionados aos dois tipos de solo (BITTAR et al., 2013).

Figura 1 - Fluxos de C-CO_2 em cada tratamento durante a incubação, no Latossolo (a, c) e no Argissolo (b, d). Barras verticais indicam diferença mínima significativa (LSD a 5%).



Prováveis diferenças na estrutura da população microbiana original, em função das características dos dois solos, também podem explicar as diferenças observadas na taxa de mineralização do C quando se comparam entre si os três compostos avaliados. No Argissolo, a mineralização do C do Composto DLS ocorreu a taxas superiores aos outros dois compostos durante os primeiros 70 dias de

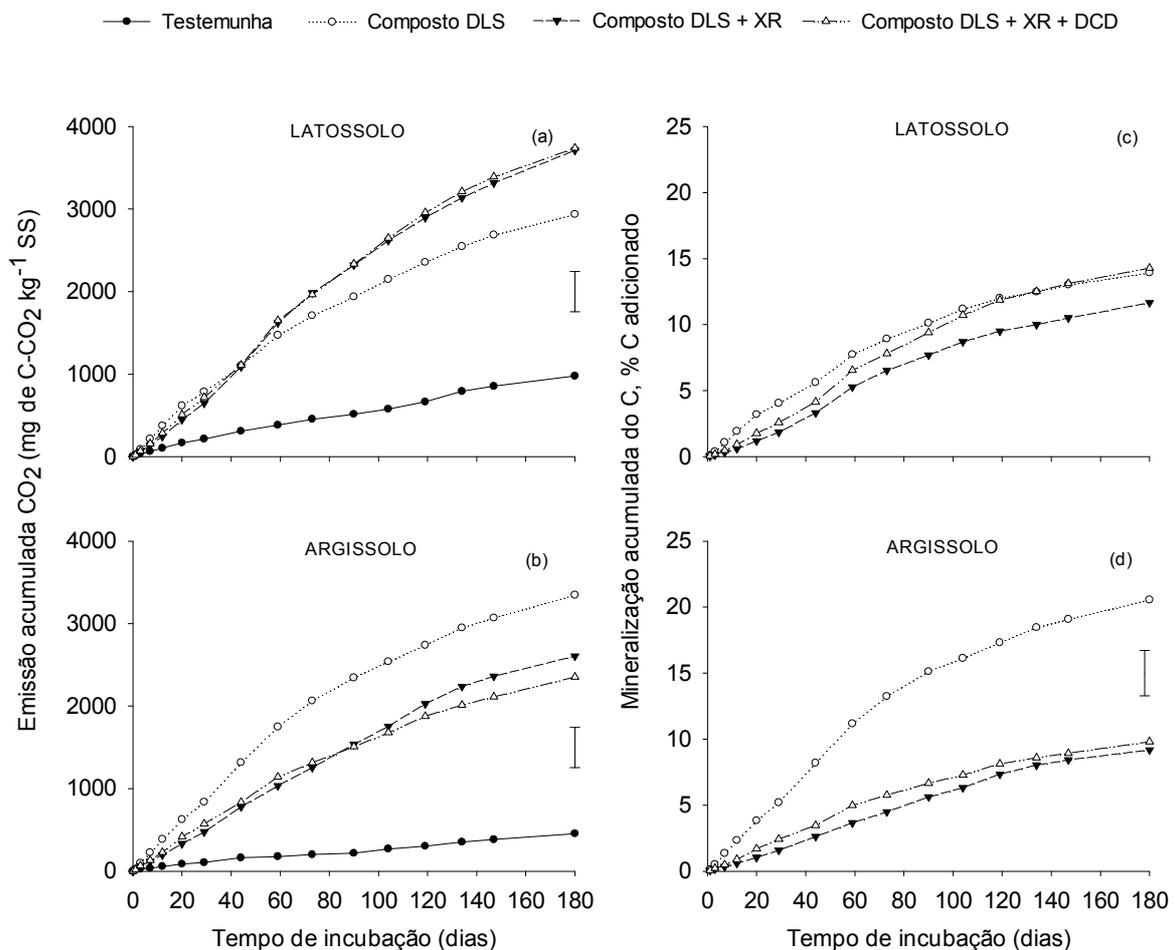
incubação (Figura 1b). Já no Latossolo isso ocorreu somente nas avaliações realizadas durante os primeiros 12 dias. A partir do primeiro mês e até o final do experimento a taxa de mineralização do C dos tratamentos Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD superou aquela do tratamento Composto DLS, sendo que a diferença foi significativa na maioria das amostragens realizadas (Figura 1a). De acordo com Barajas-Aceves & Dendooven (2001), a fração do carbono orgânico aplicado ao solo através de compostos e que é mineralizada pode variar em decorrência da diversidade e da atividade da população microbiana, o que depende do tipo de solo. Embora as diferenças na estrutura e atividade da população microbiana presente em cada solo possam justificar os resultados encontrados, em trabalhos futuros seria interessante avaliar esse aspecto durante a incubação, através do uso de métodos moleculares. Outra explicação para estes resultados seria atribuído ao fato de uma grande quantidade de C ter sido adicionado ao solo por esses compostos e por possuírem um baixo conteúdo de N, estimula-se a população microbiana a utilizar o N matéria orgânica do solo, explicando a maior mineralização do C para o Latossolo em relação ao Argissolo.

3.5.2 Mineralização acumulada do carbono

As emissões acumuladas de CO₂ aumentaram com a adição dos compostos ao solo, com diferenças significativas entre os compostos avaliados. Além disso, a emissão acumulada entre os tratamentos com adição de composto foi diferente nos dois tipos de solo. No Latossolo (Figura 2a), a emissão acumulada de CO₂ foi próxima entre os três tratamentos com compostos até os 60 dias, e apenas a partir da amostragem realizada aos 60 dias os tratamentos com aditivos (Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD) começaram a superar a emissão acumulada do tratamento sem aditivos (Composto DLS). Ao final da incubação, a emissão acumulada média de CO₂ dos dois tratamentos com aditivos superou aquela do tratamento sem aditivos em 789,6 mg de C-CO₂ kg⁻¹ SS (21,2%), sendo que esta diferença foi significativa. Esse resultado poderia ser atribuído ao fato da adição de C ao solo através dos dois tratamentos com aditivos ter sido superior ao tratamento sem aditivos em aproximadamente 67% (Composto DLS + XR) e 37% (Composto DLS + XR + DCD), uma vez que a dose de cada composto foi estabelecida com

base no teor de N total dos mesmos, o qual diferiu entre eles (Tabela 2). Todavia, no Argissolo, o resultado foi contrário, com o tratamento sem aditivos superando os dois tratamentos com aditivos durante toda a incubação, sendo que essa diferença ao final da incubação foi significativa e, na média, equivalente a 866,3 mg de C-CO₂ kg⁻¹ SS (34,9%). Isso indica que as diferenças observadas se relacionam mais ao tipo de solo e do que com o tipo de composto.

Figura 2 - Emissão acumulada de CO₂ em cada tratamento (a, b) e mineralização aparente acumulada do carbono dos compostos (c, d) nos dois solos avaliados. As barras verticais indicam diferença mínima significativa entre os tratamentos (LSD a 5%)



Para facilitar a comparação entre os tratamentos, eliminando o efeito da adição de quantidades diferentes de C em cada composto sobre a emissão acumulada de CO₂, as quantidades de C emitidas como CO₂ da Figura 2 (a, b) foram expressas em relação ao C adicionado em cada tratamento (Figura 2c, d). Os

resultados deste cálculo indicam que a quantidade de C adicionada no Latossolo e que foi mineralizada em 180 dias de incubação variou de 11,6% no tratamento Composto DLS + XR a 14,3% no tratamento Composto DLS + XR + DCD, sem diferença significativa entre os três compostos (Figura 2c). No Argissolo, os resultados foram distintos, com o tratamento Composto DLS tendo apresentado um índice de mineralização do C adicionado significativamente maior (20,5%) do que a média dos dois tratamentos com aditivos, os quais não diferiram entre si. O fato da mineralização do C dos compostos ter apresentado um comportamento diferente entre o Argissolo e o Latossolo, bem como o fato do composto sem aditivos ter mineralizado 20,5% do C adicionado, contra apenas 13,9% no Latossolo, evidencia que diferenças entre os dois solos, e não apenas a adição de quantidades diferentes de C ao solo com cada material orgânico, deve ter contribuído para estes resultados.

No Argissolo, a mineralização média do C adicionado pelos dois compostos com aditivos não diferiu entre si e foi de 9,5%, valor inferior ao observado na mineralização do C adicionado ao solo com o composto sem aditivos (20,5%). Já no Latossolo, a mineralização acumulada média do C adicionado nos dois tratamentos com aditivos (13,0%) não diferiu daquela do tratamento sem aditivos e superou aquela observada nesses mesmos dois tratamentos no Argissolo (9,5%). Portanto, a mineralização acumulada do C dos tratamentos com aditivos (Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD) foi menor no Argissolo do que no Latossolo, enquanto no composto sem aditivos (Composto DLS) ocorreu o contrário. Isso revela que a população microbiana de cada solo reagiu diferentemente diante da adição do mesmo substrato, indicando que, para a adição de quantidades equivalentes de C através do Composto DLS, a quantidade de C retido no solo será maior no Latossolo do que no Argissolo. Para os dois compostos com adição somente de xisto retornado ou de xisto retornado e DCD a maior capacidade de sequestrar o C adicionado ocorreu no Argissolo. As análises realizadas nos compostos antes da sua adição aos solos e as análises realizadas nos dois solos antes de iniciar a incubação não permitem identificar as causas para essas diferenças observadas entre o Argissolo e o Latossolo quanto à dinâmica do C.

Com a textura do solo exercendo um forte controle sobre a dinâmica do C, já que a fração argila pode proteger física e quimicamente a MOS (PUTASSO, 2011),

afetando as interações desta com a comunidade microbiana (SIX et al., 2006; CHIVENGE et al., 2011) e, portanto, a estabilidade do C no solo (ZECH et al., 1997; CARVALHO, 2015), torna possível estabelecer uma relação entre a textura do solo com a mineralização do C no presente trabalho, já que o teor de argila diferiu entre os dois solos (Tabela 1).

No Latossolo (Figura 2a), a mineralização acumulada do C da matéria orgânica do solo (MOS) no tratamento testemunha superou aquela do Argissolo (Figura 2b) em 523,0 mg C-CO₂ kg⁻¹ SS (53,4%) em 180 dias de incubação, revelando que a maior atividade microbiana foi suportada por uma maior disponibilidade inicial de C do solo, conforme indicado pelo maior teor de C do Latossolo (Tabela1). Como as frações húmicas presentes na MOS constituem a principal fonte de C e energia aos microrganismos nos dois solos e caracterizam-se pelo seu elevado grau de recalcitrância (BAYER et al., 2004; SEVERINO, 2005; BATISTA et al., 2013), se observa que a liberação de CO₂ ocorreu lentamente e de forma linear ao longo da incubação.

A mineralização do C adicionado nos dois tratamentos com aditivos (Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD) não diferiu entre eles, atingindo o valor médio de 9,5% no Argissolo e 12,9% no Latossolo em 180 dias de incubação, o que mostra que a DCD, adicionada aos DLS durante a compostagem, não afetou a decomposição do produto final no solo, confirmando informação de Amberger (1989) e Suleiman et al. (2016) de que a DCD não tem ação sobre a população microbiana heterotrófica do solo. Quanto ao efeito do xisto retornado (Composto DLS + XR), observa-se que, no Latossolo, embora sem diferir estatisticamente, o produto reduziu a mineralização do C adicionado em 2,3% (Figura 2c), enquanto no Argissolo essa redução foi significativa e equivalente a 11,4% (Figura 2d). Esses resultados evidenciam que a adição do xisto retornado aos DLS durante a compostagem pode reduzir a posterior decomposição do composto no solo, em relação ao uso exclusivo de DLS, cuja magnitude da redução depende das características do solo. Esse efeito inibitório do xisto retornado sobre a decomposição da MOS e de resíduos culturais também foi reportado por Doumer et al. (2011) e por Leão et al. (2014), em condições de laboratório. Segundo esses autores a possível explicação para este fato se deve à capacidade do xisto retornado

em promover a proteção física e química da MOS e a adsorção do C lábil, limitando a degradação desses compostos orgânicos pela biomassa microbiana do solo.

A mineralização do C acidionado após 180 dias de incubação no Latossolo para o tratamento Composto DLS, de 13,9% é próxima daquela encontrada em um solo franco siltoso por Bernal et al. (1998), de 13,1%, após 70 dias de incubação a 28 °C de um composto obtido pela mistura de dejetos líquidos de suínos, esterco de aves e bagaço de sorgo. Já para o Argissolo, a mineralização do C adicionado neste mesmo tratamento (Composto DLS), de 20,5%, foi próxima ao valor encontrado por Tran et al. (2013), de 21%, após 60 dias de incubação a 25 °C de um composto de palha de arroz como substrato.

Trabalhando no mesmo tipo de solo e nas mesmas condições de incubação do presente trabalho, porém durante 90 dias, Cantú (2014) encontrou apenas 5,4% de mineralização do C adicionado com um composto obtido por compostagem automatizada de DLS em substrato constituído pela mistura de serragem e maravalha. Quando, nesse mesmo estudo de Cantú (2014), foi adicionado ácido fosfórico (H_3PO_4) aos DLS para mitigar as perdas de N por volatilização de NH_3 durante a compostagem, a posterior mineralização do C do composto acidificado no solo aumentou para 7,2% do C adicionado. Este resultado foi atribuído pelo autor ao fato de a adição do H_3PO_4 ter afetado negativamente a população e/ou a atividade da população microbiana heterotrófica durante a compostagem, o que gerou um composto com menor grau de recalcitrância e, por isso, mais favorável à decomposição pelos microrganismos do solo durante a incubação do que o composto em que os DLS não foram acidificados. Essas diferenças observadas nas taxas de mineralização do C dos diferentes compostos obtidos a partir da compostagem de DLS, após a sua adição ao solo, são comumente observadas (BERNAL et al., 2009) e podem ser atribuídas a diversos fatores, com destaque para o tipo, manejo e tempo de compostagem, ao tipo de substrato utilizado, às características do solo e às condições de incubação. Bernal et al. (1998), utilizando composto de diferentes resíduos orgânicos em vários estágios de maturação, verificaram após 70 dias de incubação a 28 °C, que o índice de mineralização do C dos compostos no solo está relacionado ao seu estado de maturação, com valores acima de 25% indicando que o composto ainda não atingiu adequado grau de bioestabilização durante a compostagem. Com base nesse índice proposto por

Bernal et al. (1998) e nos índices de mineralização encontrados para os compostos usados no presente trabalho é possível inferir que os mesmos estavam suficientemente bioestabilizados no momento da sua adição ao solo.

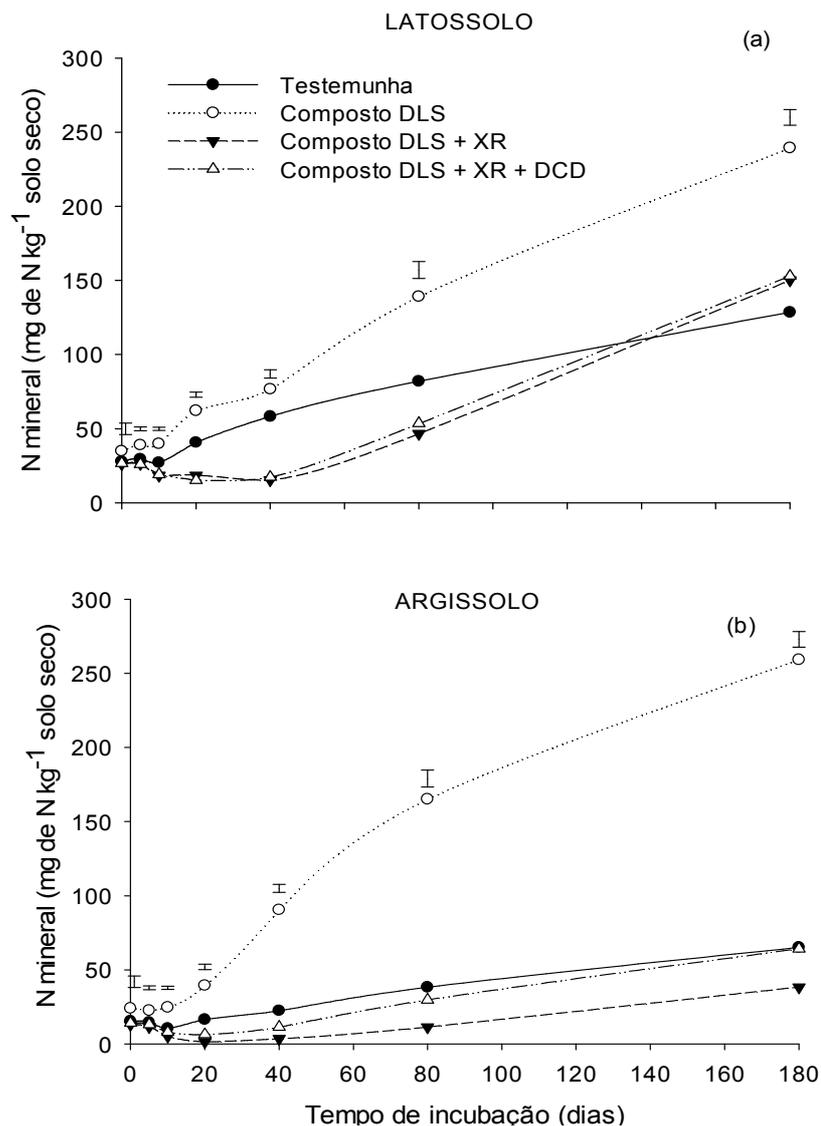
3.5.3 Mineralização do Nitrogênio

Com exceção do tratamento testemunha, nos demais tratamentos, a cinética de mineralização do N seguiu padrões distintos, em função do tipo de solo. Em ambos os solos, o teor de N mineral presente inicialmente na testemunha diminuiu durante os primeiros 10 dias, com posterior aumento até o final do experimento, sendo que esse aumento ocorreu a taxas maiores no Latossolo (Figura 3a) do que no Argissolo (Figura 3b). Essa redução inicial nos teores de N mineral do tratamento testemunha, sem adição de composto, pode ser explicada pelo fato dos solos terem sido manipulados antes da incubação, o que pode ter liberado carbono do material orgânico que estava retido no interior dos agregados. Com isso, a população microbiana e sua atividade podem ter sido estimuladas, tornando o processo de imobilização bruta de N mais intenso do que o de mineralização bruta, o que resultou em imobilização líquida de N neste período inicial. Embora a imobilização líquida de N seja mais intensa quando resíduos orgânicos facilmente decomponíveis e com elevada relação C/N são adicionados ao solo (AZAM, 2002; OLIVEIRA et al., 2012); ele também pode ser observado em solos sem a adição de resíduos (BONDE et al., 1998; GAMA-RODRIGUES et al., 2005), a partir da decomposição da MOS, como ocorreu no presente trabalho. A maior quantidade de N mineral presente no Latossolo do que no Argissolo, tanto no início (27,9 e 15,4 mg N kg⁻¹ SS, respectivamente) quanto no final da incubação (128,5 e 65,2 mg N kg⁻¹ SS, respectivamente) pode ser atribuída à mineralização da MOS, já que o conteúdo de C total e N total no Latossolo eram três e duas vezes maiores do que no Argissolo, respectivamente (Tabela 1).

O tratamento em que os DLS não receberam aditivos durante a compostagem (Composto DLS) foi aquele em que os teores de N mineral aumentaram durante todo o período, acumulando ao final da incubação 239,4 mg N kg⁻¹ SS no Latossolo e 259,2 mg N kg⁻¹ SS no Argissolo. Nos dois tratamentos com aditivos (Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD) as quantidades de N mineral diminuíram

lentamente durante os primeiros 40 dias no Latossolo e os primeiros 20 dias no Argissolo, quando começaram a aumentar linearmente até o final da incubação, em taxas próximas ao tratamento testemunha no Argissolo e a taxas maiores do Latossolo. Aos 180 dias, os teores de N mineral não diferiram entre estes dois tratamentos, com uma média de $151,6 \text{ mg de N kg}^{-1} \text{ SS}$ no Latossolo (Figura 3 a). Já no Argissolo estes tratamentos diferiram entre si, atingindo aos 180 dias um teor de N mineral de $38,4 \text{ mg de N kg}^{-1} \text{ SS}$ no Composto DLS + XR e $64,2 \text{ mg de N kg}^{-1} \text{ SS}$ no Composto DLS + XR + DCD (Figura 3 b).

Figura 3 - Quantidades de N mineral do solo de cada tratamento nas avaliações realizadas durante a incubação nos dois solos avaliados. As barras verticais indicam diferença mínima significativa entre os tratamentos (LSD a 5%).



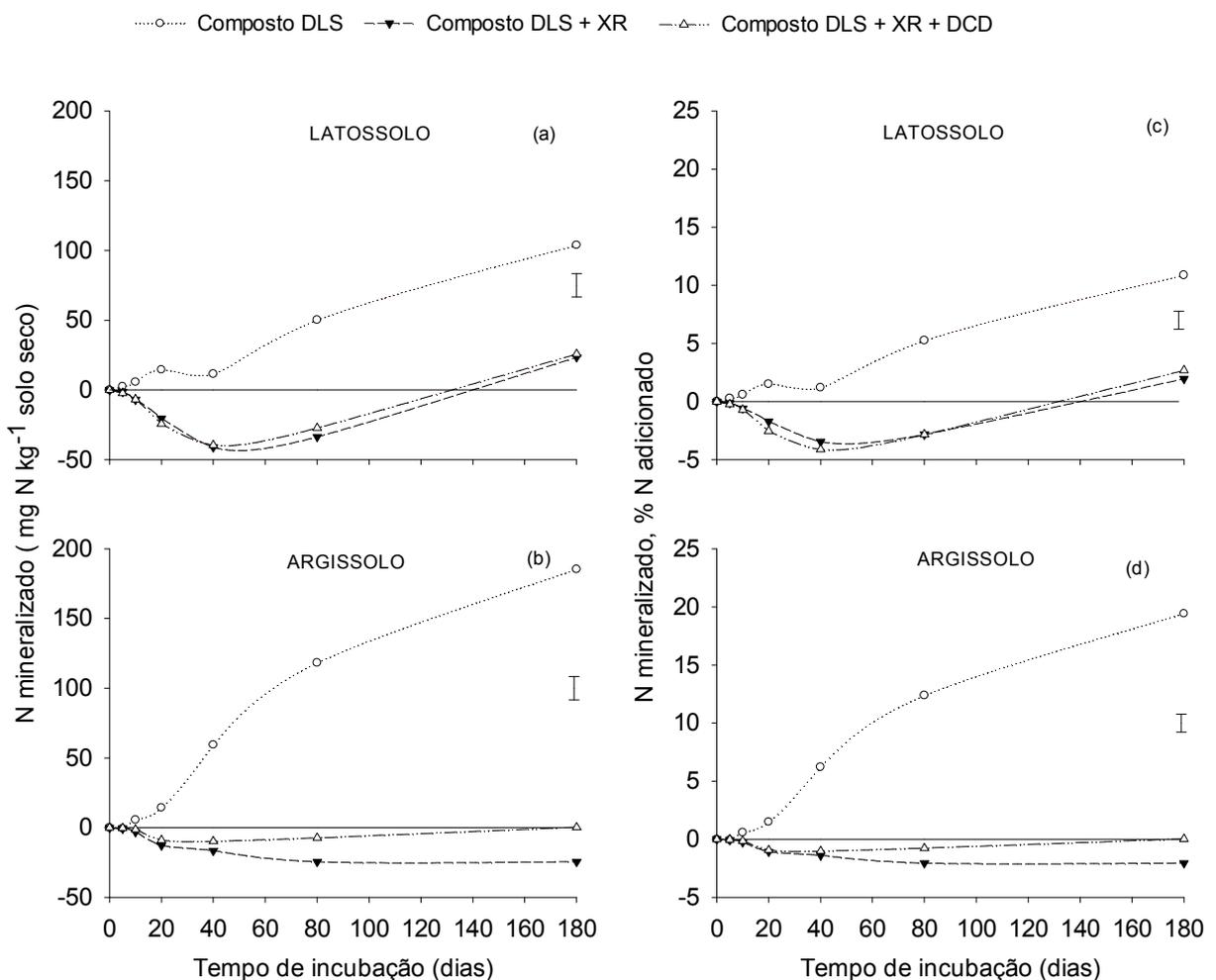
Para facilitar a comparação entre os compostos quanto à cinética e ao índice de mineralização do N adicionado em cada solo, o teor de N mineral do tratamento testemunha, em cada amostragem realizada, foi descontado dos teores de N mineral dos tratamentos com adição de composto. Valores negativos para esse cálculo indicam a ocorrência de imobilização líquida de N, enquanto que valores positivos indicam mineralização líquida. O único tratamento em que ocorreu mineralização líquida de N durante todo o período de incubação foi aquele sem aditivos (Composto DLS), com um valor acumulado de $103,8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ SS}$ no Latossolo (Figura 4a) e $185,4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ SS}$ no Argissolo (Figura 4b), o que corresponde a 10,8 (Figura 4c) e 19,4 % (Figura 4d) do N adicionado, respectivamente. Quanto à cinética de mineralização do N adicionado neste tratamento observa-se que no Latossolo a mineralização foi lenta nos primeiros 40 dias, quando passou a aumentar de forma linear (Figura 4c). Já no Argissolo observam-se três fases distintas na mineralização do composto sem aditivos (Composto DLS), com a primeira até os 10 dias, onde não houve mineralização líquida de N; a segunda entre 10 e 80 dias, onde a mineralização aumentou linearmente e a terceira, entre 80 e 180 dias, em que o N foi mineralizado a taxas menores. As diferenças observadas na dinâmica de mineralização do N do composto sem aditivos devem estar relacionadas às características de cada solo, uma vez que todas as demais condições presentes na incubação foram similares entre ambos os solos.

Quanto aos dois tratamentos com adição de XR (Composto DLS + XR) e DCD (Composto DLS + XR + DCD), observa-se que, no Argissolo, ambos os tratamentos proporcionaram imobilização líquida de N durante todo o período. Já no Latossolo também ocorreu imobilização líquida, sendo que foi detectada mineralização líquida apenas no final da incubação, aos 180 dias, embora o valor mineralizado corresponda, na média dos dois tratamentos, a apenas 2,3 % do N adicionado, sem diferenças significativas entre os dois tratamentos com aditivos

O maior índice de mineralização líquida do N do composto sem aditivos (Composto DLS) no Argissolo do que no Latossolo pode ser explicado pela menor superfície específica, além do maior teor da fração areia no Argissolo. De acordo com Roscoe & Machado (2002) a fração areia apresenta pouca ou nenhuma capacidade de ligação a compostos orgânicos, deixando-os menos protegidos e, portanto, mais susceptíveis ao ataque microbiano, em relação à fração argila. Os

resultados do presente estudo estão de acordo com Khalil et al. (2005), os quais encontraram correlação negativa entre o teor de argila do solo com a mineralização do N de resíduos vegetais e esterco de frango. De modo geral, solos com alto conteúdo de argila limitam temporariamente a atividade microbiana devido à adsorção a essa fração dos substratos e dos metabólitos microbianos produzidos durante a decomposição, com a sua incorporação em agregados do solo (CHRISTENSEN, 1996; THOMSEN et al., 2001). Todavia, essa relação nem sempre é observada como, por exemplo, no estudo realizado por Benitez et al. (1998), em que a adição de composto de dejetos de suínos em solo com o menor teor de argila resultou em menores teores finais de N orgânico, indicando maior mineralização do N adicionado com o composto.

Figura 4 - N mineralizado (a, b) e percentual do N mineralizado em relação ao N adicionado (c, d) pelos compostos de dejetos líquidos de suínos (DLS) com os aditivos xisto retornado (XR) e dicianodiamida (DCD), durante a incubação, em Latossolo e Argissolo. As barras verticais indicam diferença mínima significativa entre os tratamentos (LSD a 5%).



A quantificação da mineralização do N de compostos no solo, com ou sem o uso de aditivos durante a compostagem dos DLS, é um aspecto ainda pouco pesquisado, mostrando resultados variáveis. Em um estudo de laboratório, em que um composto obtido por compostagem automatizada de DLS em substrato de serragem + maravalha foi adicionado a um Argissolo, Cantú (2014) constatou que 10,5% do N adicionado foi mineralizado em 90 dias de incubação a 25 °C. Após compostarem dejetos sólidos de suínos e palha de arroz durante 41 dias em laboratório, em reator com aeração contínua, Tran et al. (2013) adicionaram o composto em um solo com 13% de argila e conduziram a incubação durante 60 dias a 25 °C. Os autores não observaram variação nos teores de N mineral do solo durante a incubação, indicando que a ausência de mineralização líquida de N resultou do equilíbrio entre os processos microbianos brutos de mineralização e imobilização de N.

O comportamento diferenciado, quanto à mineralização do N, dos dois tratamentos com aditivos, em relação ao tratamento sem aditivo, mostrando a ocorrência de imobilização líquida de N durante praticamente todo o período de incubação e em ambos os solos (Figura 4 a, b), pode ser atribuído a diferentes causas. A maior adição de C ao solo pelos compostos com aditivos que, na média dos dois tratamentos, superou o tratamento sem aditivos em 52,2% poderia ter aumentado a disponibilidade de C à população microbiana, favorecendo a imobilização de N (AZEEZ et al., 2010). Todavia, se isso tivesse ocorrido, a liberação de CO₂ nos tratamentos com aditivos deveria ter superado aquela observada no tratamento sem aditivos, o que não ocorreu. Assim, a causa mais provável para esse resultado é que a presença do xisto retornado no composto tenha alterado a estrutura da população microbiana do solo e/ou o rendimento de assimilação do C pela população de decompositores.

A baixa mineralização de N dos compostos obtido com uso de aditivos aos dejetos líquidos de suínos em relação ao tratamento composto DLS, sendo este último estatisticamente maior, pode indicar pouca contribuição dos aditivos XR e DCD, durante o processo de compostagem dos dejetos líquidos de suínos na preservação do N inorgânico.

3.6 Conclusões

A adição ao solo dos materiais orgânicos produzidos na compostagem de dejetos líquidos de suínos, com e sem aditivos, incrementa o C do solo.

No Argissolo o tratamento Composto DLS proporcionou maior mineralização do C adicionado em relação aos tratamentos com aditivos (Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD). Já no Latossolo não houve diferença entre os três tratamentos.

Em ambos os solos avaliados o tratamento Composto DLS apresentou mineralização líquida de N durante todo o período de incubação, disponibilizando N inorgânico que pode ser utilizado pelas plantas.

O uso dos aditivos XR e DCD aos DLS durante a compostagem propicia imobilização líquida de N.

3.7 Referências

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.2101-2111, 2008.

AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, E. C. C.; SANTOS, D. B.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, D. A.; GIACOMINI, S.J. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v.43, p.789-800, 2014.

ANGNES, G.; NICOLOSO, R.S.; SILVA, M.L.B. da; OLIVEIRA, P.A.V. de; HIGARASHI, M.M.; MEZZARI, M.P. & MILLER, P.R.M. Correlation denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v.140 p.368-375, 2013.

AMBERGER, A. Research on dicyandiamide as a nitrification inhibitor and future outlook. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.20, p.1933-1955, 1989.

AZAM, F. Added nitrogen interaction in the soil-plant-system- a review. **Pakistan Journal of Agronomy**, v.1, p.54-59, 2002.

AZZEZ, J. O.; VAN AVERBEKE, W. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. **Bioresource Technology**, v.101, p. 5645-5651, 2010.

BARAJAS-ACEVES, M.; DENDOOVEN, L. Nitrogen, carbon and phosphorus mineralization in soils from semi-arid highlands of central Mexico amended with tannery sludge. **Bioresource Technology**, v.77, p.121-130, 2001.

BATISTA, I.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; BIELUCZYK, W.; SCHIAVO, J. A.; ROWS, J. R. C. Teores e estoque de carbono em frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica do solo sob interação lavoura-pecuária no bioma Cerrado. **Revista Semina: Ciências Agrárias**, v.34, p.3377-3388, 2013.

BAUTISTA, J. M.; KIM, H.; AHN, D. H.; ZHANG, R.; OH, Y. S. Changes in physicochemical properties and gaseous emissions of composting swine manure amended with alum and zeolite. **Korean Journal Chemical Engineering**, v.28, p.189-194, 2011.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis de matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p.677-683, 2004.

BENITEZ, C.; BELLIDO, E.; GONZALEZ, J. L.; MEDINA, M. Influence of pedological and climatic factors on nitrogen mineralization in soils treated with pig slurry compost. **Bioresource Technology**, v.63, p. 147-151, 1998.

BERNAL, M. P.; LOPEZ-REAL, J. M.; SCOTT, K. M. Application of natural zeolites for the reduction of ammonia emissions during the composting of organic wastes in a laboratory composting simulator. **Bioresource Technology**, v.43, p.35-39, 1993.

BERNAL, M.P.; PAREDES, C.; SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; CEGARRA, J. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. **Bioresource Technology**, v.63, p.91-99, 1998.

BERNAL, M. P.; SANCHEZ-MONEDERO, M. A.; PAREDES, C.; ROIG, A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v.69, p.175-189, 1998.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v.100, p.5444-5453, 2009

BITTAR, I. M. B.; FERREIRA, A. S.; CORRÊA, G. F. Influência da textura do solo na atividade microbiana, decomposição e mineralização do carbono de serapilheira de sítios do bioma cerrado sob condições de incubação. **Bioscience Journal**, v.29, p.1956-1960, 2013.

BONDE, T. A.; SHUNURER, J.; ROSSWALL, T. Microbial biomass as a fraction of potentially mineralizable nitrogen in soils from long-term field experiments. **Journal Soil Biology & Biochemistry**, v.20, p.447-452, 1988.

CAMBARDELLA, C.A.; RICHARD, T.L.; RUSSELL, A. Compost mineralization in soil as a function of composting process conditions. **European Journal of Soil Science**, v.39, p.117–127, 2003.

CANTÚ, R. R. **Acidificação de dejetos de suínos em compostagem automatizada: emissões gasosas de nitrogênio e resposta da alface à aplicação do composto no solo**. 2014. 92 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

CARVALHO, C. S. **Matéria orgânica, agregação e proteção física em solos tratados com lodo de esgoto**. 2015. 138 p. Tese (Doutorado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônômico, Campinas, SP, 2015.

CAYUELA, M. L.; SINICCO, T.; MONDINI, C. Effect of compost properties and temperature on C and N mineralization and soil biochemical properties. In: 14th **Ramiran International Conference**. Lisboa, p.13-15, 2010

CHEN, Y.; HUANG, X.; HAN, Z.; HUANG, X.; HU, B.; SHI, A.; WU, W. Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. **Chemosphere**, v.78, p.1177-1181, 2010

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**, v. 140, p. 361-371, 2011

CHRISTENSEN, B. T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. (Eds). **Advances in Soil Science – Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils**.CRC Lewis Publishers, Boca Ration, Fl, p.97-165, 1996.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CQFS. Passo Fundo, **Recomendações de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 4. ed. Passo Fundo, SBCN – Núcleo Regional Sul/EMBRAPA – CNPT, 2004.

CORDOVIL, C. M. S. da., CABRAL, F., COUTINHO, J. Potential mineralization of nitrogen from organic wastes to ryegrass and wheat crops. **Bioresource Technology**, v.98, p.3265-3268, 2007.

CORDOVIL, A.M.J.; GOSSB, J.; COUTINHO, C.; CABRAL, F. Estimating short- and medium-term availability to cereals of nitrogen from organic residues.**Journal of Plant Nutrition**, v.35, p.366-383, 2012.

DONEDA, A. **A acidificação de dejetos líquidos de suínos afeta as emissões de amônia e gases de efeito estufa no processo de compostagem automatizada**. 2014. 101 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

DOUMER, M.E.; GIACOMINI, S.J.; SILVEIRA, C.A.P.; WEILER, D.A.; BASTOS, L.M.; FREITAS, L.L. de. Atividade microbiana e enzimática em solo após a aplicação de xisto retortado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.46, p.1538-1546, 2011.

EMBRAPA - **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - 2013**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Rio de Janeiro, 353, 2013.

FERREIRA, D.F. SISVAR. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2003.

FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G.; MCMANUS, C. M.; MENEZES, A. M. Mineralização de esterco de ovinos e sua influência na produção de alface. **Horticultura Brasileira**, v. 30, p. 175-179, 2012.

FIGUEIREDO, C. **Liberção de nitrogênio em diferentes solos e épocas de cultivo sob adubação orgânica**. 2010 117 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2010.

FUKUMOTO, Y.; INUBUSHI, K. Effect of nitrite accumulation on nitrous oxide emission and total nitrogen loss during swine manure composting. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.55, p.428-434, 2009.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; BARROS, N. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; SANTOS, G. A. Nitrogênio, carbono e atividade da biomassa microbiana do solo em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.393-901, 2005.

GARTNER, I. R.; GAMA, M. L. da S. Avaliação multicriterial dos impactos ambientais da suinocultura do Distrito Federal: um estudo de caso. **Organizações rurais e agroindustriais**, v.7, p.148-161, 2005.

GIACOMINI, D. A.; AITA, C.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, S. J.; DONEDA, A.; CANTÚ, R. R.; DESSBESELL, A.; LÜDTKE, R C.; SILVEIRA, C. A. P. Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suínos. **Pesquisa. Agropecuária. Brasileira**, Brasília, v.49, p.521-530, 2014.

GIACOMINI, D. A.; AITA, C.; DONEDA, A.; SANES, F. S. M.; ARENHARDT, M. H.; DESSBESELL, A.; LUDTKE, R. C.; ROSA, J. L. DA.; SILVEIRA, C. A. P. Retorted shale addition in automated pig slurry composting to mitigate ammonia volatilization. In: EMILI 2015 – Internacional Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, 2015, Jurerê/SC. Anais... do EMILI 2015 - Internacional Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, 2015.

GONZATTO, R.; MIOLA, E. C. C.; DONEDA, A.; PUJOL, S. B.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Revista Ciência Rural**, v.43, p. 1590-1596, 2013.

GRIFFIN, T. S.; HUTCHINSON, M. Compost maturity effects on nitrogen and carbon mineralization and plant growth. **Compost Science & Utilization**, v.15, p.228-236, 2007.

JENSEN, J. E.; NORGAARD, N H.; KRABBE, H. A. New method for reduction of NH₃ emissions from pig housing systems by adding sulphuric acid to slurry. In: International Farm Management Congress, 2003.

JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G. X.; GUO, R.; LUO, Y. M. Gaseous emissions during the composting of pig faces from Chinese ganqinfen system. **Chemosphere**, v.90, p.1545-1551, 2013.

KHALIL, M.I.; HOSSAIN, M.B.; SCHMIDHALTER, U. Carbon and nitrogen mineralization in different soils of the subtropics treated with organic materials. **Soil Biology and Biochemistry**, v.37, p.1507-1518, 2005.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. Biodigestor para o tratamento de dejetos de suínos: Influência da temperatura ambiente. Concórdia: Embrapa CNPSA, n.416, 2005. 5p. Comunicado Técnico.

KUNZ, A.; HIGAKASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Tecnologias para tratamento de resíduos de animais: Biodigestão e compostagem. IN: PALLHARES, J. C. P., GEBLER, L. (Ed). (Coord.). **Gestão Ambiental na Agropecuária**. Brasília, DF: EMPRAPA, 2014, cap.6, p.235-283.

LEÃO, R. E.; GIACOMINI, S. J.; REDIN, M.; SOUZA, E. L.; SILVEIRA, C. A. P. A adição de xisto retornado aumenta a retenção do carbono de resíduos vegetais no solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v.49, n.10, p.818-822, out. 2014. Nota científica. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v49n10/0100-204X-pab-49-10-00818.pdf2014>>. Acesso em: 19/04/2016.

LUO, Y.; LI, G.; LUO, W.; SCHUCHARDT, F.; JIANG, T.; XU, D. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during composting. **Journal of Environmental Sciences**, v.25, p.1338-1345, 2013.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O. de. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origem diversificada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.101-110. 2008.

MENEZES, R. S. C.; SALCEDO, I. H. Mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um Neossolo Regolítico cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, p.361-367, 2007.

MORAES, M. T.; ARNUTI, F.; SILVA, V. R.; SILVA, R. F. do.; BASSO, C. J.; DA ROS, C. O. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Revista Semina: Ciências Agrárias**, v.35, p.2945-2954, 2014.

MOREIRA, F. M., SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2. Ed. Lavras: Ed. UFLA, 2006, 729 p.

MULLER, D. H.; CAMILI, E. C.; GUIMARÃES, S. C.; CAMPO, D. T. S. da.; MARTINS, M. E. de.; BARROS, K. C. da. Biomassa e atividade microbiana de solo sob aplicação de resíduos orgânicos. **Revista Internacional de Ciências**, v.4, p.71-82, 2014.

NUNES, M. L. A. **Avaliação de procedimentos operacionais na compostagem de dejetos de suínos**. 2003. 117. F. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2003.

OLIVEIRA, B. L.; ACCIOLY, A. M. A. de.; MENEZES, R. S. C.; ALVES, R. N.; BARBOSA, F. S.; SANTOS, C. L. R. dos. Parâmetros indicadores do potencial de mineralização do nitrogênio de compostos orgânicos. **Idesia (Chile)**, v.30, p.65-73, 2012.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos. Embrapa Suínos e Aves, documento 14, Concórdia, 2006.

PAILLAT, J. M.; ROBIN, P.; HASSOUNA, M.; LETERME, P. Effet du compostage d'effluents porcins sur les émissions gazeuses et les teneurs en éléments polluants. **INRA: Institut National de La Recherche agronomique**. Rennes, 2005.

PINTO, M. A. B.; FABBRIS, C.; BASSO, J.C.; SANTI, A. L.; GIROTTO, E. Aplicação de dejetos líquidos de suínos e manejo do solo na sucessão aveia/milho. **Revista Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.44, p.205-212, 2014.

PUTTASO, A.; VITYAKON, P.; SAENJAN, P.; TRELO-GES, V.; CADISCH, G. Relationship between residue quality, decomposition patterns, and soil organic matter accumulation in a tropical sandy soil after 13 years. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.89, p.159-174, 2011.

REN, F.; SCHUCHARDT, Y. J.; SHEN, G.X.; LI, C. P. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk. **Waste Management**, v.30, p.885-892, 2010.

ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. de A. Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica, Dourados, MS: Embrapa Agropecuária Oeste e Embrapa Solos, 86p. 2002.

SAVIOZZI, A.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALDI, R.; VANNI, G. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertilizer Soils**, v.25, p.401-406, 1997.

SEVERINO, L. S.; COSTA, F. X.; BELTRÃO, N. E. M. de.; LUCENA, M. A.; GUIMARÃES, M. M. B. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.5, 2005.

SILVA, A. A.; LANA, A M. Q.; LANA, R M. Q.; COSTA, A. M. Fertilização com dejetos de suínos: Influência nas características bromatológicas da *Bacharia Decumbens* e alterações no solo. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 35, p.254-265, 2015.

SILVIA, I. R.; MEDONÇA, E. S. Matéria orgânica no solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1017p.

SIX, J.; FREY, S. D.; THIET, R. K.; BATTEN K. M. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, v.70, p.555-569, 2006.

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: BLACK, C.A.; EVANS, D.D. & WHITE, J.L., Eds. Methods of soil analysis. Part 2. Madison, **American Society of Agronomy**, p.1550-1572, 1965.

SULEIMAN, A. K. A.; GONZATTO, R.; AITA, C.; LUPATINI, M.; JACQUES, R. J. S.; KURAMAE, E. E.; ANTONIOLLI, Z. I.; ROESCH, LUIZ, F. W. Temporal variability of soil microbial communities after application of dyandiamide-treated swine slurry and mineral fertilizers. **Soil Biology & Biochemistry**, v.97, p.71-86. 2016.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO C.; BISSANI C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS S.J. Análises de solos, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174 p. (Boletim Técnico, 5).

THOMSEN, I. K.; OLESEN, J. E.; SCHJONNING, P.; JENSEN, B.; CHRISTENSEN, B. T. Net mineralization of soil N and ¹⁵N-ryegrass residues in differently textured soils of similar mineralogical composition. **Soil Biology and Biochemistry**, v.33, p.277-285, 2001.

THOMSEN, I. K.; SCHJONNING, P.; CHRISTENSEN, B. T.; Mineralization of ¹⁵N-labelled sheep manure in soils of different texture and water contents. **Biology & Fertility Soils**, v.37, p.295-301. 2003.

TIQUIA, S. M. Evaluation of organic matter and nutrient composition of partially decomposed and composted spent pig litter. **Environmental Technology**, v.24, p. 97-107, 2003

TRAN, T. M.; LUXHOI, J.; JENSEN, L. S. Turnover of Manure N-Labelled Ammonium during Composting and Soil Application as Affected by Lime and Superphosphate Addition. **Soil Science Society of America Journal**, v.77, p.190-201, 2013.

WU, L.; MA, Q. C. Relationship between compost stability and extractable organic carbon. **Journal of Environmental Quality**, v.31, p.1323-1328, 2002.

ZECH, W. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, v.79, p.117-161, 1997.

4 ARTIGO II

REPOSTA DA RÚCULA (*Eruca sativa*) A COMPOSTOS ORGÂNICOS OBTIDOS POR COMPOSTAGEM AUTOMATIZADA DE DEJETOS DE SUÍNOS TRATADOS COM XISTO RETORTADO E DICIANODIAMIDA

4.1 Resumo

A compostagem automatizada dos dejetos líquidos de suínos (DLS) é uma alternativa que possibilita a transformação dos DLS em uma matriz sólida, rica em nutrientes. Todavia há evidências de que durante este processo ocorrem perdas significativas de N, especialmente por volatilização de amônia (NH₃). O uso de aditivos para reduzir estas perdas durante a compostagem é uma estratégia que vem sendo usada, porém as suas consequências sobre o potencial do composto em fornecer N às culturas seja ainda pouco conhecido. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do uso dos aditivos xisto retortado (XR) e do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos DLS durante a sua compostagem sobre o potencial dos compostos em fornecer N à rúcula, em casa de vegetação. O experimento foi realizado na Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, de 20/08/2015 a 17/10/2015, em dois cultivos sucessivos da rúcula. Os tratamentos, avaliados em um Latossolo e um Argissolo e aplicados apenas no primeiro cultivo, foram os seguintes: T1- Testemunha sem aplicação de composto, T2- Composto somente com a aplicação de DLS em um substrato de serragem + maravalha; T3- Composto com aplicação de xisto retortado (XR) aos DLS durante a compostagem e T4- Composto com aplicação de XR + DCD aos DLS durante a compostagem. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, com quatro repetições. Foram avaliados a produção de massa verde e seca, além da concentração de N total no tecido vegetal das plantas de rúcula, aos 28 e 58 dias após o transplante das mudas, a fim de observar o efeito residual dos tratamentos. Os compostos de DLS, com e sem aditivos, aumentaram a produção e o acúmulo de N na cultura da rúcula, em relação à testemunha, nos dois solos. Entretanto, a produção de rúcula com a aplicação do composto sem aditivos superou em 30% aquela obtida na média dos dois tratamentos com aditivos e dos dois solos. Com a aplicação dos compostos no Latossolo, a produção e o acúmulo de N na rúcula superaram o Argissolo em 24 e 30%, respectivamente. O composto de DLS sem aditivos apresenta maior potencial fertilizante do que os compostos com aditivos.

Palavra-chave: Adubação orgânica. Nitrogênio. Biomassa.

4.2 Introdução

A suinocultura intensiva praticada, principalmente, na região Sul do Brasil é uma atividade que gera um grande volume de dejetos líquidos produzidos pelos animais, os quais permanecem confinados em todas as etapas do ciclo produtivo. Tais dejetos, constituídos pela mistura de fezes, urina e sobras de água e alimentos fornecidos aos animais, se caracterizam pelo elevado potencial poluidor do ambiente, o que tem aumentado o interesse na busca de alternativas para o seu tratamento e descarte, de forma a mitigar os impactos negativos sobre o solo, o ar e a água.

Uma dessas alternativas, recentemente introduzida no Brasil, consiste na compostagem automatizada dos dejetos líquidos de suínos (DLS), em que os mesmos são misturados a substratos com elevada relação C/N, como maravalha e serragem (OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006; FUKUMOTO et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2011). Neste processo de compostagem, em que aplicações frequentes de DLS são realizadas nas leiras, com o seu revolvimento simultâneo (GIACOMINI et al., 2014; DONEDA, 2014), é possível aplicar maior volume de dejetos ao substrato, além de reduzir o dispêndio de mão de obra, em comparação à compostagem tradicional, onde apenas uma adição de DLS ao substrato é realizada, no início da compostagem (OLIVEIRA, 2004).

A compostagem de DLS resulta na produção de um material orgânico estável e passível de utilização para fins agrícolas, melhorando a qualidade do solo e a produtividade de plantas (BERNAL et al., 2009). Pelo fato de ser um material sólido e concentrado em nutrientes, o seu uso como fertilizante em áreas geograficamente limitadas à utilização dos dejetos líquidos é facilitado (AGNES et al., 2013). Apesar das vantagens apresentadas pela compostagem, quando realizada de forma automatizada as perdas de N por volatilização de amônia (NH_3) (SARDÁ, 2009; JIANG et al., 2013) podem ser favorecidas, principalmente devido a três razões. Os DLS apresentam elevados teores de N amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), podendo chegar a 40 a 70% do seu teor em N total (SÁNCHEZ & GONZÁLEZ, 2005). As adições de DLS sobre as pilhas de compostagem são frequentes, podendo chegar a uma ou duas por semana (OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006; DONEDA, 2014). Cada adição de DLS é seguida pelo revolvimento simultâneo das pilhas, o que pode favorecer a volatilização de NH_3 juntamente com o vapor d'água, já que a temperatura das pilhas

pode atingir 60°C durante as primeiras semanas de compostagem (OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006).

Além de contribuir à poluição ambiental, a volatilização de NH_3 durante a compostagem reduz o valor fertilizante do produto final (OLIVEIRA et al., 2003). Por isso, algumas estratégias estudadas para mitigar estas perdas de N, (DONEDA, 2014), consistem na acidificação dos DLS previamente à sua incorporação ao substrato, o que diminui o pH dos DLS e das pilhas e mantém o N amoniacal na forma de amônio (NH_4^+) reduzindo assim a emissão de NH_3 , a adição de zeólitas (BAUTISTA et al., 2011; GIACOMINI, 2014), que em função de sua estrutura tridimensional, na forma de canais e de cavidades interconectados, retém amônio nas cargas superficiais e o gás amônia em suas cavidades e o uso do xisto retornado (XR) (GIACOMINI, 2015), este apresenta potencial para mitigar as emissões de amônia, pelo fato de apresentar porosidade elevada (PIMENTEL et al., 2006) e pH baixo, contribuindo para reter o N amoniacal dos DLS durante a sua compostagem, reduzindo as emissões de NH_3 . A emissão de óxido nitroso (N_2O), que é potente gás de efeito estufa, também pode ocorrer durante a compostagem de DLS e a estratégia, que vêm sendo empregada consiste em reatardar o N amoniacal dos DLS, a partir da adição de produtos que atuem como inibidores de nitrificação, com destaque para a dicianodiamida (DCD).

O volume de informações de pesquisa envolvendo o uso agrícola de composto, tanto daquele produzido via compostagem tradicional quanto automatizada, ainda é pequeno. Após a compostagem automatizada de DLS, Scherer (2013) encontrou resposta linear entre doses de composto (0, 2, 4 e 8 t/ha) e produção de milho e feijão. Após a compostagem tradicional de DLS, também foi observada relação linear entre doses de composto (0, 10, 20 e 40 t/ha) e produção de alface (PARIZOTTO & PANDOLFO, 2009), embora Ros et al. (2007) constataram que a produção desta hortaliça ficou abaixo do seu potencial produtivo, quando fertilizada com composto.

Ainda não há recomendação específica para o estabelecimento de doses de composto, através da Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2004), o que pode causar prejuízos econômicos e ambientais, caso a quantidade de nutrientes, especialmente de N, aplicada via composto seja sub ou superdimensionada. Por isso, é preciso

ampliar os trabalhos nessa linha, sobretudo na compostagem automatizada, avaliando como o N que é preservado durante o processo, no caso do uso de aditivos, é posteriormente liberado durante a decomposição do composto no solo, para ser assimilado pelas plantas.

O objetivo deste trabalho foi avaliar como a adição de xisto retortado e do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos dejetos líquidos de suínos, durante a sua compostagem automatizada, afeta o fornecimento de N à rúcula, após o uso do composto em dois solos com características contrastantes.

4.3 Material e métodos

O trabalho foi realizado na casa de vegetação do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), no período de 20 de agosto a 17 de outubro de 2015 e sob condições semi-controladas de temperatura. Foram conduzidos simultaneamente dois experimentos, sendo um em Argissolo e outro em Latossolo, onde foram avaliados quatro tratamentos em cada solo, no delineamento experimental inteiramente casualizado, e com quatro repetições. As unidades experimentais foram constituídas por vasos, com capacidade de 8 L. Os tratamentos constaram da adição de três compostos diferentes, os quais foram obtidos via compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos (DLS), além de um tratamento testemunha, sem adição de composto.

Quanto à origem dos solos, o Latossolo Vermelho Eutrófico típico (EMBRAPA, 2013) foi coletado na área experimental da Fundacep/CCGL (28°29' S, 53°36' W com 470 m de altitude) em Cruz Alta - RS, enquanto o Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 2013) foi coletado na área experimental do Departamento de Solos da UFSM (29°41'S, 53°48' W; com 95 m de altitude), sendo que ambos foram coletados na camada superficial (0-10 cm). Logo após a coleta procedeu-se a retirada manual dos resíduos culturais remanescentes e visíveis a olho nú, efetuando-se, a seguir, o peneiramento dos solos em malha 4 mm e a sua homogeneização. Em seguida os solos foram subamostrados e armazenados úmidos em sacos plásticos escuros, em temperatura ambiente, por 30 dias, até a instalação do experimento em casa de vegetação. Nas subamostras de solo foram

realizadas análises físicas e químicas, cujos resultados estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Principais características físicas e químicas dos solos usados no experimento em casa de vegetação.

Característica	Solos	
	Latossolo	Argissolo
pH (H ₂ O)	5,1	4,7
Carbono total (%)	2,4	0,8
Nitrogênio total (%)	0,22	0,08
N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	8,0	9,6
N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	19,9	5,8
C/N	11,2	10,1
CTC (cmol _c / dm ³)	13,8	7,6
P-Mehlich (mg/dm ³)	38,7	33,8
K (mg /dm ³)	228,0	81,3
Ca (cmol _c / dm ³)	5,7	1,9
Mg (cmol _c / dm ³)	2,5	0,6
Al (cmol _c / dm ³)	0,2	0,5
H+AL (cmol _c / dm ³)	4,9	4,9
Saturação de Bases (%)	63,0	35,6
Argila (%)	50,9	10,7
Silte (%)	21,5	29,6
Areia (%)	27,6	59,8
Ug*(%)	26,3	13,7
Textura	Argiloso	Franco arenoso

*Ug=umidade gravimétrica a 80 % da capacidade de campo

Os três compostos avaliados resultaram de um processo automatizado de compostagem de DLS, utilizando como substrato a mistura de maravalha e serragem. O composto 1 foi produzido somente com a aplicação de DLS ao substrato, sendo que foram realizadas 15 adições de dejetos nos primeiros 133 dias de compostagem, atingindo a proporção final de 8,45 L de dejetos por kg de substrato. O composto 2 foi obtido adicionando-se 55 kg de xisto retornado (XR) aos DLS em cada uma das 15 aplicações de DLS realizadas nas pilhas de compostagem, totalizando 825 kg de XR. Já o composto 3 foi produzido adicionando-se a mistura de XR e do inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos DLS em cada aplicação destes, totalizando 16,5 kg de DCD (1,1 kg por

aplicação). O xisto retortado e a DCD foram adicionados aos DLS com o objetivo de mitigar as perdas de N por volatilização de amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O) durante o processo de compostagem, respectivamente.

O teor de N total dos compostos foi determinado através de combustão seca em Autoanalisador Elemental modelo Flash EA 1112 enquanto o teor de N inorgânico foi determinado por destilação/titulação, conforme Tedesco et al. (1995). Na Tabela 2 são mostradas as principais características dos compostos, bem como as quantidades adicionadas ao solo.

Tabela 2 - Principais características dos compostos utilizados e adição ao solo de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) com os materiais orgânicos utilizados no experimento em casa de vegetação

Composto orgânico*	MS	C*	Nitrogênio			C/N	pH	
			Total	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻			Orgânico
%.....		g kg ⁻¹mg kg ⁻¹	g kg ⁻¹			
DLS	33,5	37,8	26,9	410,0	21,9	26,5	14 6,6	
DLS + XR	52,5	25,8	11,0	154,3	2,1	10,8	23 6,4	
DLS + XR + DCD	52,2	23,2	12,0	170,6	1,3	11,8	19 7,8	
Adição (Latossolo)								
g vaso ⁻¹mg vaso ⁻¹					
DLS	204,5	73,3	5.520,9	83,8	4,5	5.432,6	- -	
DLS + XR	500,0	129,0	5.500,1	77,2	1,0	5.421,6	- -	
DLS + XR + DCD	458,3	106,3	5.500,0	78,2	0,6	5.421,2	- -	
Adição (Argissolo)								
g vaso ⁻¹mg vaso ⁻¹					
DLS	241,7	91,3	6.524,7	99,1	5,3	6.420,3	- -	
DLS + XR	590,9	152,5	6.500,1	91,2	1,2	6.407,7	- -	
DLS + XR + DCD	541,6	125,7	6.499,0	92,4	0,7	6.406,6	- -	

* Teores de C e N expressos em base seca.

** DLS = dejetos líquidos de suíno; XR = xisto retortado; DCD = dicianodiamida

No Latossolo, cada vaso recebeu 7,06 kg de solo com umidade gravimétrica de 26,3% enquanto no Argissolo a quantidade de solo foi de 7,42 kg, com 13,7% de umidade gravimétrica. Esses valores de umidade para cada solo equivalem a 80%

da sua capacidade de campo e as quantidades de solo úmido de cada vaso correspondem a 5,5 e 6,5 kg de solo seco para o Latossolo e o Argissolo, respectivamente. O ajuste da umidade nos dois solos foi realizado no dia anterior à instalação do experimento, sendo que durante o período experimental a umidade foi controlada por meio da pesagem periódica dos vasos e adição de água, quando necessário.

Os três compostos (composto DLS, composto DLS + XR e composto DLS + XR+ DCD) foram uniformemente misturados ao solo e a mistura foi adicionada em cada vaso. No Latossolo, as doses adicionadas de composto por vaso (Tabela 2) equivalem a 1.038,9 kg ha⁻¹ de N total (composto DLS), 1.035,0 kg ha⁻¹ de N total (composto DLS + XR) e 1.035 kg ha⁻¹ de N total (composto DLS + XR + DCD). Para se obter essas doses de N total foram aplicadas as seguintes quantidades de composto para estes mesmo tratamentos: 38,5, 94,1 e 86,3 Mg ha⁻¹, respectivamente. Para o Argissolo as doses adicionadas de composto por vaso (Tabela 2) equivalem a 1.407,8, 1.402,5, 1.402,4 kg ha⁻¹ de N total para o composto DLS, composto DLS + XR e composto DLS + XR + DCD, respectivamente. E as quantidades de composto adicionadas para se obter essas doses de N total, correspondem a 52,1 Mg ha⁻¹ de composto DLS, 127,5 Mg ha⁻¹ de composto DLS + XR e 116,9 Mg ha⁻¹ de composto DLS + XR + DCD. As quantidades equivalentes aplicadas foram calculadas considerando para ambos os solos uma incorporação dos compostos a uma profundidade de 0,15 m (altura aproximada do solo no interior dos vasos) e uma densidade próxima a um.

A dose de cada composto foi estabelecida com base no índice médio de 10% (CANTÚ, 2014) do N total dos mesmos e o atendimento às necessidades de N da rúcula (*Eruca sativa*). Como a dose dos compostos foi estabelecida com base no teor de N total, a adição de C não foi a mesma entre os compostos, em função das diferenças na relação C/N de cada material (Tabela 2).

A rúcula foi a olerícola escolhida, devido à elevada demanda de N e ao rápido crescimento. Para a implantação do experimento, utilizaram-se mudas de rúcula em tubetes, transplantando-se, em cada vaso, as mudas contidas em dois tubetes. A adição de água aos vasos foi diária na primeira semana e depois a cada dois dias, utilizando-se água destilada, de modo a manter a umidade do solo em torno de 80% da capacidade de campo.

O primeiro corte da rúcula foi realizado aos 28 dias após o transplante enquanto o segundo foi realizado 30 dias após o primeiro corte, aos 58 dias após o transplante das mudas, buscando avaliar o efeito residual. No primeiro corte, as plantas foram cortadas a aproximadamente 6 cm da superfície do solo, de modo a permitir o seu rebrote. Após a pesagem das folhas, para obtenção da massa verde, as mesmas foram submetidas à secagem em estufa com circulação forçada de ar, a 65 °C até atingir massa constante, para a determinação da produção de massa seca. No segundo corte, as plantas foram cortadas rente o solo, separando-se as folhas dos talos, que foi a denominação dada à parte com aproximadamente 5 cm a partir da superfície do solo, separando as folhas das raízes. Folhas e talos foram pesados e logo submetidos à secagem a 65 °C. No segundo corte, ao final do experimento, também foram coletadas as raízes que, após lavadas, foram submetidas à secagem em estufa e posterior pesagem e moagem da massa seca.

Após a moagem em moínho de bolas das folhas dos dois cortes e dos talos e raízes do segundo corte foi determinado, no tecido seco e moído, a sua concentração em N total por combustão seca em Autoanalisador Elementar modelo Flash EA 1112 (Thermo Finigann, Milão, Itália). O acúmulo de N nas folhas, talos e raízes foi calculado multiplicando-se a produção de massa seca de cada constituinte pela sua concentração em N total.

Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas entre si pelo teste de LSD a 5 % de probabilidade de erro, pelo software estatístico SISVAR v. 5.1

4.4 Resultados e Discussão

4.4.1 Produção de fitomassa pela rúcula

No primeiro corte realizado na rúcula, aos 28 dias após o transplante, o qual reflete o efeito imediato dos tratamentos sobre a produção da hortaliça, observa-se que a produção de massa verde e seca de folhas aumentou significativamente com a aplicação dos compostos, em relação ao tratamento testemunha (Tabela 3). Embora esse aumento tenha sido observado nos dois solos, a sua magnitude variou

em função do tipo de solo. Enquanto no Latossolo o aumento médio na produção de massa verde e seca de folhas, proporcionado pelos compostos, foi de 141,5 e 107,2%, respectivamente, no Argissolo ele foi de 328,4 e 388,6%. O aumento na produção da rúcula com a aplicação dos compostos está em acordo com resultados de Figueiredo et al. (2007), os quais verificaram que a aplicação de dois compostos, um produzido a partir de esterco de aves e outro de esterco de bovinos, provocou aumento médio de 316,0% na produção da rúcula em ambiente protegido.

Comparando a produção de fitomassa das folhas da rúcula do primeiro corte entre os três compostos, observa-se que, no Latossolo, a produção de massa verde foi maior com aplicação do composto sem aditivos aos DLS durante a compostagem (Composto DLS) enquanto a produção de massa seca não diferiu entre os três tratamentos com composto. Já no Argissolo, tanto a produção de massa verde quanto seca foram significativamente maiores no tratamento com aplicação do composto sem aditivos (Composto DLS), o qual superou a média dos compostos com a adição de xisto retornado (Composto DLS + XR) e DCD aos DLS (Composto DLS + XR + DCD), que não diferiram entre si, em 60,5 e 45,6%, respectivamente.

Tanto a menor resposta à aplicação dos compostos na produção da rúcula no Latossolo do que no Argissolo, quanto à ausência de diferenças significativas entre os três compostos na produção de massa seca da rúcula no Latossolo, podem ser atribuídas a diferenças existentes nas características iniciais dos dois solos, principalmente no tocante ao teor de matéria orgânica, que foi 2,1 vezes maior no Latossolo (Tabela 1). Tais diferenças se refletiram na produção da rúcula do tratamento testemunha, em que no Latossolo foi cerca de 2,2 (massa verde) e 3,2 (massa seca) vezes maior do que no Argissolo. Portanto, no Argissolo, com menor potencial produtivo do que o Latossolo, a resposta da rúcula à aplicação dos compostos foi favorecida, evidenciando a maior dependência da cultura ao aporte externo de nutrientes no Argissolo. Mesmo tendo ocorrido esse aumento significativo na produção da rúcula com o efeito imediato da aplicação dos compostos no Argissolo, em relação à testemunha, a produção média de massa verde e seca de folhas obtida com o uso dos três compostos foi 17,7 e 26,1% menor do que no Latossolo, respectivamente, indicando que as melhorias nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo proporcionadas pela adição dos compostos (OLIVEIRA,

2011) não foram suficientes para permitir que a cultura atingisse, no Argissolo, o seu potencial produtivo para as condições experimentais.

No segundo corte da rúcula, realizado 30 dias após o primeiro e 58 dias após o transplante, a produção de folhas diminuiu em todos os tratamentos, em relação ao primeiro corte, sendo que a redução foi maior no Argissolo do que no Latossolo (Tabela 3). Contrariamente ao observado no primeiro corte no Latossolo, em que a produção de massa seca nos tratamentos com composto não diferiram entre si, no segundo corte houve diferenças, com o tratamento Composto DLS superando os dois tratamentos com aditivos, os quais não diferiram entre si e nem do tratamento testemunha. Embora no Latossolo a produção de folhas da rúcula do tratamento Composto DLS tenha diminuído em 19%, em relação ao primeiro corte ela ainda foi superior ao tratamento testemunha em 95% e em 54% em relação aos dois tratamentos com aditivos (Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD). No Argissolo, o comportamento foi semelhante, com o tratamento composto DLS produzindo 40% menos folhas de rúcula do que no primeiro corte, porém superando o tratamento testemunha em 531% e a média dos dois tratamentos com aditivos em 43%.

Tabela 3 - Produção de massa verde e seca em dois cortes da cultura da rúcula nos diferentes tratamentos e em dois tipos de solo

Tratamento*	Massa Verde			Massa Seca					
	Folhas	Folhas	Total	Folhas	Folhas	Talos	Raízes	Folhas	Total
	1º corte	2º corte	1º + 2º corte	1º corte2º corte.....			1º + 2º corte	1º + 2º corte
.....g vaso ⁻¹mg vaso ⁻¹						
Latossolo									
Testemunha	16,4c**	20,9b	37,3c	1.540,0b	1.400,0b	585,0b	380,0b	2.940,0c	3.905,0c
DLS	44,2a	36,4a	80,6a	3.375,0a	2.736,7a	963,3a	563,3a	6.111,7a	7.638,3a
DLS + XR	38,0b	15,1c	53,1b	3.092,5a	1.076,7b	610,0b	560,0a	4.169,2b	5.339,2b
DLS + XR + DCD	36,6b	19,2b	55,8b	3.107,5a	1.442,5b	610,0b	445,0b	4.550,0b	5.605,0b
Argissolo									
Testemunha	7,6c	2,6d	10,2d	482,5c	283,3d	55,7c	63,9b	765,8d	885,4d
DLS	43,5a	23,4a	66,8a	2.980,0a	1.786,7a	946,7a	260,0a	4.766,7a	5.973,3a
DLS + XR	26,4b	11,8c	38,3c	1.987,5b	755,0c	690,0b	195,0a	2.742,5c	3.627,5c
DLS + XR + DCD	27,8b	15,2b	42,9b	2.105,0b	1.290,0b	847,5ba	180,0a	3.395,0b	4.422,5b

*DLS = dejetos líquidos de suíno; XR = xisto retornado; DCD = dicianodiamida.**Médias seguidas da mesma letra minúscula nas colunas não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5 %.

Nos dois solos, o tratamento com o composto produzido sem a aplicação de aditivos aos DLS durante a compostagem (Composto DLS) foi aquele em que a produção de folhas de rúcula superou significativamente o tratamento testemunha. Em função do menor potencial produtivo do Argissolo, a produção de rúcula do tratamento testemunha diminuiu em 41,3% do primeiro para o segundo corte e a produção média dos dois tratamentos com aditivos ainda foi significativamente maior do que a testemunha, superando-a em 739,2 mg vaso (260,9%).

De maneira geral, a produção de raízes e talos apresentou um comportamento similar ao observado com a produção de folhas, com os menores valores no tratamento testemunha e os maiores no tratamento sem aditivos. Considerando a produção total de folhas da rúcula, na soma dos dois cortes realizados, ela foi maior no tratamento Composto DLS, superando a produção do tratamento testemunha em aproximadamente duas vezes no Latossolo e em seis vezes no Argissolo. Apesar da quantidade de N aplicada em cada solo com os três compostos ter sido a mesma, o tratamento com o composto sem aditivos superou os dois tratamentos com aditivos, proporcionando uma produção média de folhas de rúcula 1,4 vezes maior no Latossolo e 1,5 vezes maior no Argissolo.

Esse conjunto de resultados, relativos aos dois cortes realizados na rúcula, revelam que a produção de folhas da hortaliça aumentou significativamente com a aplicação dos três compostos e nos dois tipos de solo. Todavia, mesmo aplicando quantidades equivalentes de N com os três compostos, os melhores resultados, tanto no Argissolo quanto no Latossolo, foram obtidos com o uso do composto em que os DLS não receberam os aditivos xisto retornado e DCD durante a compostagem. Conforme demonstrado no artigo 1, quando os três compostos foram incubados a 25 °C, a mineralização líquida de N ocorreu apenas no Composto DLS, com os dois compostos envolvendo o uso de aditivos promovendo imobilização líquida de N no solo, o que explica os resultados obtidos com a rúcula, com menores produções nestes dois tratamentos

4.4.2 Acúmulo de N na rúcula

No primeiro corte realizado, a resposta da rúcula aos tratamentos seguiu o mesmo padrão em ambos os solos, com o tratamento sem aditivos (Composto DLS)

resultando em maior acúmulo de N nas folhas, seguido dos dois tratamentos com aditivos, que não diferiram entre si, e do tratamento testemunha, com os menores acúmulos de N no tecido vegetal (Tabela 4). No Latossolo, o acúmulo de N nas folhas da rúcula com a aplicação do Composto DLS superou a testemunha em 123 mg N vaso⁻¹ (166%) enquanto no Argissolo essa diferença foi ainda maior, de 150 mg N vaso⁻¹ (676%). Na média dos dois tratamentos com aditivos (Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD), o acúmulo de N na rúcula foi 21,4 e 48,6% menor do aquele encontrado com a aplicação do composto sem aditivos no Latossolo e no Argissolo, respectivamente.

No segundo corte, observa-se que o único tratamento que apresentou efeito residual positivo no acúmulo de N pela rúcula no Latossolo foi aquele sem aditivos, superando a testemunha em 26,8 mg N vaso⁻¹ (30,3%). Nos dois tratamentos com aditivos, a rúcula acumulou em média 49,5 mg N vaso⁻¹ (62,3%) menos N do que o tratamento testemunha, sem adição de composto. No Argissolo o tratamento sem aditivos também foi o que apresentou maior efeito residual, superando a testemunha em 46,1 mg N vaso⁻¹ (365,9%) enquanto nos dois tratamentos com aditivos, apenas aquele com adição de XR e DCD aos DLS durante a compostagem superou significativamente a testemunha.

Tabela 4 - Valores de N total e N acumulado em dois cortes da cultura da rúcula nos diferentes tratamentos e, em dois tipos de solo.

Tratamento*	N Total				N acumulado					
	Folhas	Folhas	Talos	Raízes	Folhas	Folhas	Talos	Raízes	Folhas	Total
	1º corte2º corte.....%		1º corte2º corte.....mg vaso ⁻¹		1º + 2º corte	1º + 2º corte
Latossolo										
Testemunha	4,84b**	5,69a	3,63a	2,55a	74,2c	79,5b	21,2b	9,6b	153,7c	184,5c
DLS	5,85a	3,89b	2,65b	2,56a	197,3a	103,6a	24,5a	14,3a	300,9a	339,8a
DLS + XR	4,92b	2,33c	1,91c	2,20b	151,7b	25,1c	11,6c	12,3b	176,7cb	200,7b
DLS + XR + DCD	5,11b	2,41c	1,91c	2,29b	158,3b	34,9c	11,6c	10,1b	193,2b	215,0b
Argissolo										
Testemunha	4,57b	4,40a	2,34a	1,95c	22,2c	12,6c	1,3d	1,2c	34,9c	37,4c
DLS	5,79a	3,31b	2,33a	2,73a	172,2a	58,7a	21,8a	7,1a	230,9a	259,8a
DLS + XR	4,40b	2,64b	1,71b	2,01c	87,5b	20,0cb	11,7c	3,9b	107,5b	123,1b
DLS + XR + DCD	4,28b	3,05b	1,76ba	2,36b	89,5b	39,0ba	14,9b	4,2b	128,5ba	147,7b

*DLS = dejetos líquidos de suíno; XR = xisto retornado; DCD = dicianodiamida. **Médias seguidas da mesma letra minúscula nas colunas não diferem significativamente entre si pelo teste LSD a 5 %.

Os resultados relativos ao fornecimento de N à rúcula através dos compostos mostram que, com exceção do composto sem aditivos, os outros dois compostos apresentaram apenas efeito imediato na cultura. Mesmo no composto sem aditivos, o acúmulo de N no segundo corte diminuiu em 93,7 mg N vaso⁻¹ (47,5%) no Latossolo e em 113 mg N vaso⁻¹ (65,9%) no Argissolo. Tais resultados evidenciam que o índice de mineralização do N dos compostos, especialmente daqueles com aditivos, foi muito baixo, como resultado do elevado grau de racalcitrância da fração orgânica, o que confirma resultados de outros estudos realizados com composto produzido a partir de cama de aviário (ADEGBIDI & BRIGGS, 2003) e dejetos de suínos (CANTÚ, 2014). Portanto, os resultados obtidos no presente estudo, indicam que em culturas como a rúcula, em que podem ser efetuados vários cortes, o uso de compostos obtidos a partir de dejetos de suínos, com ou sem aditivos, como fonte exclusiva de N não possibilita sustentar a produção, além do seu efeito imediato. A reaplicação do composto seria uma alternativa para tornar mais longiva a produção da hortaliça.

O baixo índice de mineralização dos compostos pode ser constatado comparando-se as quantidades de N total que foram adicionadas ao solo com os compostos e as quantidades de N acumuladas pela rúcula (Tabela 4). A recuperação aparente do N dos dois compostos com aditivos pela rúcula no Latossolo só pode ser calculada para o primeiro corte, já que no segundo corte o acúmulo de N nas folhas e talos nestes tratamentos foi inferior ao acúmulo de N do tratamento testemunha. Assim, no primeiro cultivo no Latossolo, a recuperação aparente média do N aplicado com os compostos com aditivos (Tabela 4), descontando-se do N acumulado pela hortaliça nesses tratamentos, o N acumulado no tratamento testemunha (Tabela 4), foi de apenas 80,8 mg N vaso⁻¹, o que corresponde a 1,46% do N total aplicado. No tratamento sem aditivos, a recuperação pela rúcula, nos dois cortes, do N aplicado foi de 155,3 mg vaso⁻¹ (2,86% do N aplicado). No Argissolo, a rúcula recuperou, na soma dos dois cortes 222,4 mg N vaso⁻¹ do composto sem aditivos (3,40% do N total aplicado), 85,7 mg N vaso⁻¹ do composto em que os DLS receberam a adição de XR (1,31% do N aplicado) e 110,3 mg N vaso⁻¹ com o composto em que os DLS receberam a adição de XR e DCD (1,69% do N aplicado). Esses valores evidenciam que nos compostos com aditivos a

rúcula assimilou quase que exclusivamente o N que já se encontrava na forma inorgânica quando os compostos foram adicionados ao solo (Tabela 4).

4.5 Conclusões

A adubação orgânica, a partir dos compostos de DLS, com e sem aditivos, contribui para o aumento na produção e no acúmulo de N pela rúcula em relação a testemunha (sem aplicação de composto).

O tipo de composto orgânico influencia na produção e no acúmulo de N pela planta, sendo que o tratamento Composto DLS superou a produção e o acúmulo de N na rúcula dos compostos com aditivos

O efeito dos tratamentos variou em função do tipo de solo, sendo que no Latossolo, a produção e o acúmulo de N na rúcula pelos compostos superaram o Argissolo.

4.6 Referências

ADEGBIDI, H. G.; BRIGGS, R. D. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. **Biomass e Bioenergy**, v. 25, p.665-673, 2003.

ANGNES, G.; NICOLOSO, R. S.; SILVA, M. L. B. da; OLIVEIRA, P. A. V. de; HIGARASHI, M. M.; MEZZARI, M. P. & MILLER, P. R. M. Correlation denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v140 p.368-375, 2013.

BAUTISTA, J. M.; KIM, H.; AHN, D. H.; ZHANG, R.; OH, Y. S. Changes in physicochemical properties and gaseous emissions of composting swine manure amended with alum and zeolite. **Korean Journal Chemical Engineering**, v.28, p.189-194, 2011.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v.100, p.5444-5453, 2009.

CANTÚ, R. R. **Acidificação de dejetos de suínos em compostagem automatizada: emissões gasosas de nitrogênio e resposta da alface à**

aplicação do composto no solo. 2014. 92 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CQFS. Passo Fundo, **Recomendações de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina.** 4. ed. Passo Fundo, SBCN – Núcleo Regional Sul/EMBRAPA – CNPT, 2004.

CORRÊA, J. C.; GROHSKOPF, M. A.; NICOLOSO, R. S. da; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Uso de condicionadores para redução das perdas de nitrogênio durante compostagem de dejetos de suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2015, 9.p.Comunicado técnico, 522.

DONEDA, A. **A acidificação de dejetos líquidos de suínos afeta as emissões de amônia e gases de efeito estufa no processo de compostagem automatizada.** 2014 101 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014

EMBRAPA - **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - 2013.** Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Rio de Janeiro, 353.

FIGUEIREDO, B. T.; GUISTEM, J. M.; CHAVES, A. M. S.; ARAÚJO, J. R. G. de.; PEREIRA, C F. M.; FARIAS, A. S. Produção de rúcula (*Eruca Sativa* L.) cultivada em composto de esterco de aves e bovinos puros e incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.02, p.851-854, 2007.

FUKUMOTO, Y.; SUZUKI, K.; KURODA, K.; WAKI, M.; YASUDA, T. Effects of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. **Bioresource Technology**, v.102 p.1468-1474. 2011.

GIACOMINI, D. A.; AITA, C.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, S. J.; DONEDA, A.; CANTÚ, R. R.; DESSBESELL, A.; LÜDTKE, R C.; SILVEIRA, C. A. P. Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suínos. **Pesquisa. Agropecuária. Brasileira**, Brasília, v.49, p.521-530, 2014

GIACOMINI, D. A. **Uso de zeólitas naturais para mitigar a volatilização de amônia na fase inicial da compostagem de dejetos líquidos de suínos.** 2014. 67 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

GIACOMINI, D. A.; AITA, C.; DONEDA, A.; SANES, F. S. M.; ARENHARDT, M. H.; DESSBESELL, A.; LUDTKE, R. C.; ROSA, J. L. DA.; SILVEIRA, C. A. P. Retorted shale addition in automated pig slurry composting to mitigate ammonia volatilization. In: EMILI 2015 – Internacional Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, 2015, Jurerê/SC. Anais... do EMILI 2015 - Internacional Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, 2015.

JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G. X.; GUO, R.; LUO, Y. M. Gaseous emission during the composting of pig feces from Chinese ganqinfen system. **Chemosphere**, v.90, p.1545-1551, 2013.

OLIVEIRA, M. C.; ALMEIDA, C. V.; ANDRADE, D. O.; RODRIGUES, S. M. M. R. Teor de matéria seca, pH e amônia volatilizada da cama de frango tratada ou não com diferentes aditivos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.32, p.951- 954, 2003.

OLIVEIRA, P. A. V. de. Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: Manual de boas praticas. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 109 p. (PNMA II).

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M. M. Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos. Embrapa Suínos e Aves, documento 14, Concórdia, 2006.

OLIVEIRA, E. A. B. Avaliação de método alternativo para extração e fracionamento de substâncias húmicas em fertilizantes orgânicos. 2011. 46 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Produção Agrícola) – Instituto Agrônômico, Campinas, SP, 2011

OLIVEIRA, P.A. V. de.; NICOLOSO, R. S. da.; HIGARASHI, M. M.; SANTOS FILHO, J. I. Desenvolvimento de unidade de compostagem automatizada para o tratamento dos dejetos líquidos de suínos. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 48, 2011, Belém. Anais... Belém: UFRA, 2011. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/914657>. Acesso em: 28/06/2016.

PARIZOTTO, C.; PANDOLFO, C. M. Produção orgânica de alface e atributos de solo pela aplicação de composto de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.4, p.195-199, 2009.

PIMENTEL, P. M.; SILVA JUNIOR, C. N.; MELO, D. M. A.; MELO, M. A. F.; MALDONADO, G.; HENRIQUE, D. M. Caracterização e uso de xisto para adsorção de chumbo (II) em solução. **Cerâmica**, v.52, p.194-199, 2006

ROS, M.; GARCÍA, C.; HERNANDEZ, M. T. Evaluation of different pig slurry composts as fertilizer of horticultural crops: Effects on selected chemical and microbial properties. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v 22, p. 307-315, 2007.

SÁNCHEZ, M.; GONZÁLEZ, J. L. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. **Bioresource Technology**, v.96, p.1117-1123, 2005.

SARDÁ, L. G. **Compostagem como alternativa de tratamento de dejetos de suínos e a redução da emissão de gases poluentes**. 2009. 96 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 2009.

SCHERER, E. E. Doses e formas de aplicação do composto de dejetos suínos no cultivo orgânico de milho e feijão. **Revista Agropecuária Catarinense**, v.26, p.74-78, 2013

TEDESCO, M. J.; GIANELLO C.; BISSANI C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS S. J. Análises de solos, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

5 DISCUSSÃO GERAL

No presente trabalho buscou-se inicialmente estudar, através de incubações de laboratório, o efeito do uso de aditivos durante o processo de compostagem automatizada de dejetos de suínos sobre a dinâmica de mineralização do carbono (C) e do nitrogênio (N) do composto em dois tipos de solo (Artigo 1). Enquanto um segundo estudo objetivou avaliar como o uso desses aditivos afeta o fornecimento de N à cultura da rúcula (*Eruca sativa*), em casa de vegetação, após a aplicação do composto também em dois tipos de solos (Artigo 2).

A realização do primeiro estudo (Artigo 1) surgiu da necessidade da ampliação da fonte de informações sobre a mineralização do C e do N de compostos de DLS no solo, uma vez que o conhecimento sobre a dinâmica desses processos após aplicação de tais compostos ao solo ainda é bastante incipiente. A carência de estudos é ainda maior quando se trata de composto cujos DLS tenham recebido aditivos com o objetivo de reduzir as perdas de N por volatilização de amônia (NH_3) e óxido nitroso (N_2O) durante o processo de compostagem automatizada (DONEDA, 2014). O segundo estudo (Artigo 2), também relacionado com compostos de DLS com e sem aditivos, surgiu pelo mesmo motivo do Artigo 1, ou seja, o restrito número de informações de pesquisa envolvendo o uso agrícola do composto de DLS e, especialmente, sobre o seu potencial em fornecer N às culturas.

No artigo 1 constatou-se que a adição dos compostos orgânicos em ambos os solos, tanto do composto obtido a partir da compostagem automatizada de DLS sem aditivos, quanto dos compostos que receberam os aditivos xisto retornado (XR) e o xisto retornado + a dicianoamida (DCD), promoveu o aumento na liberação de C- CO_2 em relação ao solo que não recebeu composto, com diferenças significativas entre os compostos avaliados e com estas diferenças variando em função do tipo de solo. A mineralização do carbono em relação ao C adicionado nos compostos de DLS com aditivos atingiram um valor médio de 9,5% no Argissolo e 12,9% no Latossolo em 180 dias de incubação (Figura 2 c, d, Artigo 1). Esses valores foram inferiores ao observado no composto de DLS sem aditivos, com uma mineralização do C adicionado de 20,5% no Argissolo e 13,9% no Latossolo (Figura 2 c, d, Artigo 1). Bernal et al. (1998) encontraram valores de mineralização do C

adicionado de 13,1%, após 70 dias de incubação a 28°C de um composto obtido pela mistura de dejetos líquidos de suínos, esterco de aves e bagaço de sorgo. Este valor é próximo ao encontrado neste estudo para o Latossolo. Já Tran et al. (2013), ao avaliarem a atividade microbiana pela mineralização do C após a aplicação de composto de DLS com substrato de palha de arroz ao solo, constataram que aproximadamente 21% do C adicionado foi mineralizado, após 60 dias de incubação a 25 °C, resultado este muito próximo ao encontrado no Argissolo desta dissertação.

Ao considerar o efeito dos aditivos na mineralização do carbono dos compostos de DLS observou-se, para os resultados encontrados, que o uso do aditivo DCD não influenciou na decomposição do composto de DLS ao solo, conforme observado nos resultados em que os compostos de DLS somente com xisto retornado e com xisto retornado + DCD, não diferiram entre si (Figura 2 c, d, Artigo 1), confirmando a informação de Amberger (1989) e Suleiman et al. (2016) de que a DCD não afeta a atividade biológica geral do solo, como por exemplo, a atividade dos heterotróficos. No entanto, o uso do aditivo xisto retornado durante a compostagem reduz a decomposição do composto no solo, se comparado ao uso exclusivo de DLS. Segundo Doumer et al. (2011) e Leao et al. (2014) esse efeito inibitório do xisto retornado ocorre pela capacidade do mesmo em promover a proteção física e química da matéria orgânica do solo e a adsorção do C lábil, limitando a degradação desses compostos orgânicos pela biomassa microbiana do solo. As diferenças na mineralização acumulada do C para o composto de DLS com e sem aditivos em cada solo, pode estar relacionada a diferenças na estrutura e atividade da população microbiana de cada solo, no entanto se faz necessário avaliar em trabalhos futuros esses aspectos durante incubação. Os resultados para a mineralização do N mostraram que apenas o composto de DLS sem aditivos apresentou mineralização líquida de N durante todo período de incubação, com 10,8 e 19,4% do N adicionado, no Latossolo e Argissolo, respectivamente (Figura 4, Artigo 1). Já os compostos de DLS com aditivos mostraram ocorrência de imobilização líquida de N durante praticamente todo período de incubação em ambos os solos. Esse comportamento pode ser atribuído a presença do xisto retornado no composto, que possivelmente tenha alterado a estrutura da população

microbiana do solo e/ou o rendimento de assimilação do C pela população de decompositores.

Os resultados do Artigo 2 mostraram que, as plantas de rúcula cultivadas sem adubação orgânica apresentaram menor produção de massa verde e seca das folhas, comparadas àquelas adubadas com compostos orgânicos de DLS, tendo sido essa diferença muito mais marcante quando se comparam as plantas cultivadas sem adubação orgânica e aquelas adubadas com o composto de DLS sem aditivos (Tabela 3, Artigo 2). Villas Bôas et al. (2004) também constataram efeito positivo de compostos orgânicos na produção de biomassa fresca de alface, com efeitos distintos em relação ao tipo de composto.

As produções de massa verde e seca na planta de rúcula em função dos compostos de DLS com e sem aditivos, revelaram diferença significativa entre os tipos de compostos orgânicos, sendo que valores estatisticamente superiores foram obtidos com aplicação do composto de DLS sem aditivos. Embora os compostos que receberam aditivos aos DLS durante o processo de compostagem, tenham apresentado menor produção de massa verde e seca, quando comparados ao composto sem aditivos, sua aplicação ao solo, aumentou a produção de folhas da rúcula em comparação às plantas não adubadas. Esses resultados obtidos com a rúcula, com menores produções nos compostos com aditivos, confirmam o demonstrado no Artigo 1, quando os três compostos incubados mostraram uma mineralização líquida de N apenas no composto de DLS sem aditivos e com os dois compostos envolvendo o uso de aditivos promovendo imobilização líquida de N no solo. Em um estudo avaliando o efeito de diferentes compostos orgânicos, observou-se que as menores produtividades de alface cv, Carolina, foram atribuídas a compostos orgânicos que não haviam mineralizado o suficiente para nutrir tais plantas. (Vidigal et al., 1997).

Os resultados referentes ao fornecimento de N (Tabela 4, Artigo 2) mostraram que tanto o composto sem aditivos, como os compostos de DLS com aditivos, apresentaram apenas efeito imediato na cultura para ambos os solos. Evidenciando que o uso dos três compostos como fonte exclusiva de N não possibilita sustentar a produção, além do seu efeito imediato.

6 CONCLUSÕES GERAIS

1) O composto de DLS gerado durante o processo de compostagem automatizada sem aplicação de aditivos (Composto DLS) apresenta maior potencial fertilizante do que os compostos que receberam aditivos aos DLS (Composto DLS + XR e Composto DLS + XR + DCD), em função da alta estabilidade e recalcitrância do N presente no material orgânico constituído de xisto retornado.

2) A adição de XR e DCD aos DLS durante a compostagem afeta negativamente a mineralização do N dos compostos no solo. Todavia, essa estratégia se mostrou promissora quanto à recuperação dos teores de matéria orgânica do solo, já que os aditivos reduziram a taxa de mineralização do C dos compostos.

3) O material orgânico obtido em compostagem automatizada dos DLS, sem aditivos, apresenta potencial de ser utilizado em cultivos agrícolas, especialmente em olerícolas, pois contribui com o maior acúmulo de N nas plantas de rúcula e na elevação da sua produção.

4) Os compostos sem aditivos contribuem para o acúmulo de N nas plantas e o seu aumento na produção, mas quando comparados a testemunha, estes apresentam apenas efeito imediato.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; NICOLOSO, R. S. da.; CORRÊA, J. C. Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: Impactos ambientais e estratégias de mitigação. In: PALHARES, J. C. P., GEBLER, L. (Eds) (Coord.). **Gestão Ambiental na Agropecuária**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. Cap.5, p.199-234.

AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, C.C.; SANTOS, D.B.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GIACOMINI, S.J. Injection of DCD- Treated Pig Slurry Reduced NH_3 Volatilization without Enhancing Soil N_2O Emissions from No-till Corn in Southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v.43, p.789-800, 2014.

AMBERGER, A. Research on dicyandiamide as a nitrification inhibitor and future outlook. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.20, p.1933-1955, 1989.

ANGNES, G.; NICOLOSO, R. S.; SILVA, M. L. B. da; OLIVEIRA, P. A. V. de; HIGARASHI, M. M.; MEZZARI, M. P. & MILLER, P. R. M. Correlation denitrifying catabolic genes with N_2O and N_2 emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v.140 p.368-375, 2013.

BAUTISTA, J. M.; KIM, H.; AHN, D. H.; ZHANG, R.; OH, Y. S. Changes in physicochemical properties and gaseous emissions of composting swine manure amended with alum and zeolite. **Korean Journal Chemical Engineering**, v.28, p.189-194, 2011.

BERNAL, M. P.; SANCHEZ-MONEDERO, M. A.; PAREDES, C.; ROIG, A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v.69, p.175-189, 1998.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v.100, p.5444-5453, 2009

BOECHAT, C. L. **Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos orgânicos urbanos e industriais**. 2011. 92 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias)- Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, BA, 2011.

CAMARGO, C. E. O.; FERREIRA FILHO, A. W. P.; FELÍCIO, J.C.; GALLO, P.B.; LOBATO, M. T. V.; BIJDES, G. B. Desempenho de linhagens de trigo, oriundas de hibridações, em duas condições de cultivo do Estado de São Paulo e tolerância à toxicidade de alumínio em laboratório. **Bragantia**, v.67, p.613-625, 2008.

CANTÚ, R. R. **Acidificação de dejetos de suínos em compostagem automatizada: emissões gasosas de nitrogênio e resposta da alfaca à**

aplicação do composto no solo. 2014. 92 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

CARDOSO, B. F., OYAMADA, G. C., SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso dos dejetos de suínos no Brasil. **Revista Desenvolvimento em Questão**, v.13, p.127-145, 2015.

CAYUELA, M. L.; SINICCO, T.; MONDINI, C. Effect of compost properties and temperature on C and N mineralization and soil biochemical properties. In: 14th **Ramiran International Conference**. Lisboa (P) p.13-15, 2010

CHANYASAK, V.; HIRAI, M.; KUBOTA, H. Changes of chemical components and nitrogen transformation in water extracts during composting of garbage, **Journal of Fermentation Technology**, v.60, p. 439-446, 1982

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC - CQFS. Passo Fundo, **Recomendações de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 4. ed. Passo Fundo, SBCN -Núcleo Regional Sul/EMBRAPA – CNPT, 2004.

DAHAN, O.; BABAD, A.; LAZAROVITCH, N.; RUSSAK, E. E. & KURTZMAN, D. Nitrate leaching from intensive organic farms to ground water. **Hydrology and Earth System Sciences**, v.18, p.333-341, 2014.

DONEDA, A. **A acidificação de dejetos líquidos de suínos afeta as emissões de amônia e gases de efeito estufa no processo de compostagem automatizada.** 2014 101 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

DOUMER, M. E.; GIACOMINI, S. J.; SILVEIRA, C. A. P.; WEILER, D. A.; BASTOS, L. M.; FREITAS, L. L. de. Atividade microbiana e enzimática em solo após a aplicação de xisto retornado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.46, p.1538-1546, 2011.

FIGLIARELLI, C. **Liberação de nitrogênio em diferentes solos e épocas de cultivo sob adubação orgânica.** 2010. 117 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2010.

GIACOMINI, D. A.; AITA, C.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, S. J.; DONEDA, A.; CANTÚ, R. R.; DESSBESELL, A.; LÜDTKE, R. C.; SILVEIRA, C. A. P. Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suínos. **Pesquisa. Agropecuária. Brasileira**, Brasília, v.49, p.521-530, 2014

GIACOMINI, D. A. **Uso de zeólitas naturais para mitigar a volatilização de amônia na fase inicial da compostagem de dejetos líquidos de suínos.** 2014. 67 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

GIACOMINI, D. A.; AITA, C.; DONEDA, A.; SANES, F. S. M.; ARENHARDT, M. H.; DESSBESELL, A.; LUDTKE, R. C.; ROSA, J. L. DA.; SILVEIRA, C. A. P. Retorted

shale addition in automated pig slurry composting to mitigate ammonia volatilization. In: EMILI 2015 – Internacional Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, 2015, Jurerê/SC. Anais... do EMILI 2015 - Internacional Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, 2015.

IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sistema IBGE de recuperação automática.** 2014. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/agric/default.asp?z=t&o=11&i=P>>. Acesso em: 10 jan. 2015.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. Biodigestor para o tratamento de dejetos de suínos: Influência da temperatura ambiente. Concórdia: Embrapa CNPSA, n.416, 2005. 5p. Comunicado Técnico.

LEÃO, R. E.; GIACOMINI, S. J.; REDIN, M.; SOUZA, E. L.; SILVEIRA, C. A. P. A adição de xisto retornado aumenta a retenção do carbono de resíduos vegetais no solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v.49, n.10, p.818-822, out. 2014. Nota científica. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v49n10/0100-204X-pab-49-10-00818.pdf2014>>. Acesso em: 19/04/2016.

LUO, Y.; LI, G.; LUO, W.; SCHUCHARDT, F.; JIANG, T. & XU, D. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during composting. **Journal Environmental Science**, v. 25 p 1338-1345, 2013.

MATSUMURA, H.; SASAKI, M.; KATO, A.; NAKASAKI, K. Unusual effects of triacylglycerol on the reduction of ammonia gas emission during thermophilic composting. **Bioresource Technology**, v. 101: p. 2300-2305. 2010.

PIMENTEL, P. M.; SILVA JUNIOR, C. N.; MELO, D. M. A.; MELO, M. A. F.; MALDONADO, G.; HENRIQUE, D. M. Caracterização e uso de xisto para adsorção de chumbo (II) em solução. **Cerâmica**, v.52, p.194-199, 2006

SOUZA, J. L. **Agricultura orgânica: tecnologias para a produção de alimentos saudáveis**. Vitória, ES: EM CAPA, v.1, 1998.

STRAUS, E. L. **Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura**. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.) Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto. Jaguariúna, SP: EMBRAPA MeioAmbiente, p. 215 -224, 2000.

SULEIMAN, A. K. A.; GONZATTO, R.; AITA, C.; LUPATINI, M.; JACQUES, R. J. S.; KURAMAE, E. E.; ANTONIOLLI, Z. I.; ROESCH, LUIZ, F. W. Temporal variability of soil microbial communities after application of dicyandiamide-treated swine slurry and mineral fertilizers. **Soil Biology & Biochemistry**, v.97, p.71-86. 2016.

THOMSEN, I. K.; OLESEN, J. E.; SCHJØNNING, P., JENSEN, B.; CHRISTENSEN, B. T. Net mineralization of soil N and ¹⁵N-ryegrass residues in differently textured soils of similar mineralogical composition. **Soil Biology & Biochemistry**, v.33, p.277- 285, 2001.

TRAN, T.M.; LUXHOI, J.; JENSEN, L.S. Turnover of Manure N-Labelled Ammonium during Composting and Soil Application as Affected by Lime and Superphosphate Addition. **Soil Science Society of America Journal**, v.77, p.190-201, 2013.

TUBAIL, K.; CHEN, L.; MICHEL Jr, F. C.; KEENER, H. M.; RIGOT, J. F.; KLINGMAN, M.; KOST, D.; DICK, W. A. Gypsum additions reduce ammonia nitrogen losses during composting of dairy manure and biosolids. **Compost Science & Utilization**, 16: 285-293. 2008.

VIDIGAL, S. M.; SEDIYAMA, M. A. N.; GARCIA, N. C. P.; MATOS, A. T. Produção de alface cultivada com diferentes compostos orgânicos e dejetos de suínos. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.15, p.35-39, 1997

VIEIRA, R. F.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, p.867-874, 2003.

VILAS BÔAS, R. L.; PASSOS, J. C.; FERNANDES, M.; BULL, L. T.; CEZAR, V. R. S.; GOTO, R. Efeito de doses e tipos de compostos orgânicos na produção de alface em dois solos sob ambiente protegido. **Horticultura Brasileira**, v. 22, p.28-34, 2004.

ZHONG, J.; WEI, Y.; WAN, H.; WU, Y.; ZHENG, J.; HAN, S.; ZHENG, B. Greenhouse gas emission from the total process of swine manure composting and land application of compost. **Atmospheric Environment**, v.81, p.348-355,2013.

ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice. **Bioresource Technology**, v.98, p.9-13, 2007