

GUSTAVO FERREIRA DE OLIVEIRA

**VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM SOLO EM DIFERENTES UMIDADES,
COBERTO COM PALHA, APÓS A INCORPORAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO
SUÍNO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Dr. Álvaro Luiz Mafra
Coorientador: Dr. Luiz Paulo Rauber

**LAGES, SC
2017**

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

Oliveira, Gustavo Ferreira de
Volatilização de amônia em solo em diferentes
umidades, coberto com palha, após a incorporação de
dejeto líquido suino. / Gustavo Ferreira de
Oliveira. - Lages , 2017.
76 p.

Orientador: Álvaro Luiz Mafra
Co-orientador: Luiz Paulo Rauber
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado
de Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Ciência Do Solo, Lages, 2017.

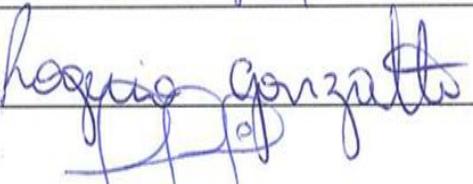
1. Adubação. 2. Fertilizante orgânico. 3.
Nitrogênio. I. Mafra, Álvaro Luiz . II. Rauber,
Luiz Paulo. , III. Universidade do Estado de
Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Ciência Do Solo. IV. Título.

GUSTAVO FERREIRA DE OLIVEIRA

**VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM SOLO EM DIFERENTES UMIDADES,
COBERTO COM PALHA, APÓS A INCORPORAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO
SUÍNO**

Dissertação apresentada a Universidade do Estado de Santa Catarina no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Banca examinadora

Membro da Banca	Assinatura
Dr. Álvaro Luiz Mafra - UDESC/Lages - SC (presidente)	
Dr. Rogério Gonzatto - UFSM/Santa Maria, RS (membro externo)	
Dr. Julio Cesar Pires Santos - UDESC/Lages, SC (membro)	

As mulheres da minha vida, mãe Marli da Silva e irmã Niuara de Oliveira, pela força, confiança, amor e carinho, a Maria de Jesus (*In Memoria*), João Olímpio (*In Memoria*) e Raileno Pinto (*In Memoria*).
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado saúde e força para superar as dificuldades ao longo desses dois anos.

As pessoas mais importantes da minha vida, minha mãe Marli da Silva e Niuara de Oliveira, por todo apoio, confiança, amor, carinho e palavras de apoio, mesmo com a distância vocês foram essenciais para concretização de sonho.

Ao meu pai Francisco Neto pelas conversas e conselhos.

À Professora Andréa Hentz, pelo incentivo, amizade e força, você foi a grande percussora desse sonho, muito obrigado pela força. Ao grande amigo Reginaldo pela ajuda, conselhos e conversas amigas.

Aos meus grandes amigos de Marabá, Neto, Rener, Patrícia, Suely, Sunara, Jozinê, Heloiza, aos que tive o grande prazer de conhecer no Ensino Médio e na Graduação, agradeço imensamente, principalmente por entenderem que mesmo com a distância, a importância de todos não diminuiu.

Ao meu Orientador Álvaro Luiz Mafra, não só pela excelente orientação e sim pela pessoa maravilhosa que és, que tive a oportunidade de conhecer e conviver, agradeço pela paciência, amizade, conselhos e muitos ensinamentos ao longo dessa caminhada, meu sincero obrigado.

Ao meu Co-orientador Luiz Rauber pela grande ajuda ao longo do experimento, e pela grande paciência, amizade e conselhos, e a Professora Andreia Patrícia pela ajuda na compilação dos dados.

Aos colegas do laboratório de Manejo e Física do solo, pelo companheirismo e ajuda.

Aos laboratórios de Biologia, Química, Fertilidade, Usos, Gênese do Solo e Análises Ambientais, agradeço pela ajuda na construção do experimento e disponibilidade com alguns materiais e reagentes.

Aos amigos que tive a oportunidade de conhecer ao longo do mestrado, em especial, Gilmar, Marco, Everson e Elcio.

Aos grandes amigos Ana Casara e Diego Roters, pela grande ajuda no desenvolvimento desse experimento, pela amizade, carinho, força, conselhos, com a ajuda de vocês esse objetivo e sonho foram alcançados, só tenho agradecer imensamente a vocês.

Ao longo de nossas vidas, temos a oportunidade conhecer grandes pessoas, de desfrutar de suas companhias, eu digo que sempre fui agraciado por Deus, quando se trata de amizades verdadeiras, e não poderia de deixar aqui meu muito obrigado a vocês, Ana Lovat e Jaqueline Mayer, as duas são partes essenciais da minha vida em Lages, com certeza levarei comigo por toda minha vida a nossa amizade, muito obrigado por tudo, ajuda, conversas, conselhos, broncas, por todos os momentos que construímos nesse pequeno tempo que estou no sul, o meu agradecimento especial vai para vocês.

À UDESC-CAV e ao Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo e a todos os professores e funcionários.

À CAPES pela bolsa concedida.

A todos que participaram e contribuíram direta e indiretamente para construção desse trabalho, sou imensamente agradecido! Muito Obrigado.

“O segredo da vida é o solo, porque do solo dependem as plantas a água, o clima e nossa vida. Tudo está interligado. Não existe ser humano sadio se o solo não for sadio.”

Ana Primavesi.

RESUMO

OLIVEIRA, Gustavo Ferreira de **VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM SOLO EM DIFERENTES UMIDADES, COBERTO COM PALHA, APÓS A INCORPORAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO SUÍNO.** 2017. 76 p. Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Área de Concentração: Manejo do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina – Centro de Ciências Agroveterinárias. Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2017.

A volatilização de amônia (NH_3) ocasionada pela aplicação de dejeto líquido suíno (DLS) representa uma importante perda de N em solos manejados em plantio direto. O objetivo deste trabalho foi avaliar a volatilização de NH_3 em função de duas doses de DLS, combinadas a variações na umidade do solo e à presença de palha de milho, em aplicação superficial e incorporada ao solo. O experimento foi conduzido em condições controladas, com um Cambissolo Húmico Alumínico típico, coletado na profundidade de 0-20 cm. Os tratamentos consistiram de um fatorial $3 \times 2 \times 2 \times 3$, testemunha e duas doses de DLS (50 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$); aplicação de palha de milho (10 t/ha MS) como cobertura do solo (com ou sem palhada); duas formas de aplicação de DLS (incorporada e superficial) e três níveis de umidades do solo (50 , 75 e 100% da capacidade de campo), com três repetições, em delineamento inteiramente casualizado. A volatilização da NH_3 foi avaliada pela incubação do solo em vasos (700 mL) contendo tubos falcon com solução diluída de ácido fosfórico, em coletas no 1° , 2° , 3° , 4° , 5° , 6° , 7° , 8° , 9° , 10° , 11° , 12° , 13° e 14° dias após a aplicação do DLS. Os resultados foram submetidos à análise de variância e comparação das médias pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Os maiores fluxos de volatilização de amônia foram observados do 4° ao 6° dias após a aplicação do DLS. Em relação à cobertura, houve maior volatilização no 6° dia, na ausência de palha. A incorporação do DLS reduziu a emissão de NH_3 comparada à aplicação superficial. A dose $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ apresentou maior volatilização de NH_3 . A umidade não interferiu na volatilização de NH_3 . A presença da palha de milho aumentou a volatilização de amônia no 5° dia de avaliação. As doses de 50 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ apresentaram perdas de amônia acumuladas de $5,7$ e $17,1\%$ do total aplicado, respectivamente.

Palavras-chave: Adubação. Fertilizante orgânico. Nitrogênio.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Gustavo Ferreira de. **AMMONIA VOLATILIZATION UNDER DIFFERENT SOIL MOISTURES COVERED WITH STRAW AFTER SWINE SLURRY INCORPORATION.** 2017. 76 p. Master's Dissertation in Soil Science. Area of Concentration: Soil Management. Santa Catarina State University - Agroveterinary Sciences Center. Graduate Program in Soil Science, Lages, 2017.

Ammonia (NH_3) volatilization caused by swine slurry (SS) application represents an important loss of N in no till managed soils. The objective of this work was to evaluate NH_3 volatilization in response to two SS rates, combined with variations in soil moisture and presence of maize straw, in surface and incorporated soil application. The experiment was carried out under controlled conditions, using a Humic Dystrudept collected at 0-20 cm depth. The treatments consisted of a factorial $3 \times 2 \times 2 \times 3$, as follows: control and two SS rates (50 and $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$); application of maize straw (10 Mg/ha dry matter) as soil cover (with or without straw); two forms of SS application (incorporated and surface); three soil moistures (50, 75 and 100% of the field capacity), with three replications, in a completely randomized design. NH_3 volatilization was evaluated by incubating the soil in pots (700 mL) containing falcon tubes with diluted phosphoric acid solution, in collections at 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13 and 14 days after SS application. The results were submitted to analysis of variance and comparison of means by Tukey's test ($P < 0.05$). The highest ammonia volatilization fluxes were observed on the 4th to 6th days after SS application. In relation to soil cover, there was higher volatilization on the 6th day, in the absence of straw. SS incorporation reduced NH_3 emission compared to surface application. The rate $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ showed higher NH_3 volatilization. Soil moisture did not interfere in NH_3 volatilization. Maize straw presence increased ammonia volatilization on the 5th evaluation day. SS rates of 50 and $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ presented accumulated ammonia losses of 5.7 and 17.1% of the total applied N, respectively.

Keywords: Fertilization. Manure. Nitrogen.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - a) Aplicação do DLS incorporado; b) Aplicação do DSL superficial com palha. ..	41
Figura 2 - Controle da umidade.....	41
Figura 3 - Captação da NH ₃ em tubos falcon.....	42
Figura 4 - Destilação de N (N-NH ₃).	43
Figura 5 - Temperatura durante o período de condução do experimento.	43
Figura 6 - Efeito simples da forma de aplicação nos picos diários de NH ₃ . A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%).	44
Figura 7 - Efeito simples da umidade nos picos diários de NH ₃	47
Figura 8 - Efeito simples da cobertura nos picos diários de NH ₃ . A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%).....	48
Figura 9 - Efeito simples da dose nos picos diários de NH ₃ . . A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%).....	50
Figura 10 - Efeito simples da dose nos picos diários de NH ₃ acumulada. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%).	56
Figura 11- Efeito simples da umidade nos picos diários de NH ₃ acumulada.....	57
Figura 12 - Efeito simples da cobertura nos picos diários de NH ₃ acumulada.	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição do dejeto líquido suíno (DLS) expresso em base úmida.....	42
Tabela 2 - Interação entre dose de DLS x cobertura (com palha,), sobre os teores de amônia (mg kg de solo) em um Cambissolo Húmico Alumínico típico, no 1°, 2°, 3° e 4° dias de avaliação.....	52
Tabela 3 - Interação entre dose x forma de aplicação (FA I – incorporado s - superficial), sobre os teores de amônia (mg kg ⁻¹ de solo) em um Cambissolo Húmico Alumínico típico, no 1°, 2°, e 3° dias de avaliação.	53
Tabela 4 - Interação entre cobertura (C) (Com palha e Sem palha)) x forma de aplicação (FA i – incorporado s - superficial), sobre os teores de amônia (mg kg ⁻¹ de solo) em um Cambissolo Húmico Alumínico típico, no 1°, 2°, 3°, 6°, 8°, 10°, 12° e 13° dia de avaliação.....	55

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	21
2 REVISÃO DE LITERATURA	23
2.1 Cenário produtivo da suinocultura	23
2.2 Efeito da palhada no solo	24
2.3 Efeito da incorporação de dejeto líquido suíno no solo.....	26
2.4 Efeito da aplicação de DLS nas propriedades físicas do solo.....	28
2.5 Efeito da aplicação de DLS nas propriedades químicas do solo.....	29
2.6 Efeito da aplicação de DLS nas propriedades biológicas do solo.....	33
2.7 Impactos negativos do dejeto líquido suíno	35
2.8 Volatilização de amônia.....	37
3 HIPÓTESES.....	39
4. MATERIAL E MÉTODOS	40
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1 Forma de aplicação	44
5.2 Umidade.....	46
5.3 Cobertura do solo	48
5.4 Dose de DLS	50
5.5 Interações	52
5.6 Emissão acumulada de NH ₃	55
6. CONCLUSÃO.....	60
7. REFERÊNCIAS	61
8. APÊNDICES	75

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma atividade concentrada no Centro-Sul do Brasil, que se caracteriza pelo sistema intensivo de produção, gerando grande volume de dejetos, esse produto provoca poluição ambiental, principalmente em locais declivosos e com pequena área agrícola disponível para sua aplicação.

O dejeito líquido suíno (DLS) é um resíduo oriundo da atividade suinícola, que tem grande potencial poluidor, quando manejado de maneira indiscriminada, como sua aplicação em locais declivosos e próximos a cursos d'água. Para o uso mais eficiente deste resíduo, estudos foram realizados com o intuito de melhor aproveitar seu potencial agronômico como fonte de nutrientes às culturas (SCHERER et al., 2010). No entanto, a utilização de DLS em áreas agrícolas necessita de estudos mais aprofundados, pois as condições ambientais e as práticas de disposição de resíduos orgânico no solo em locais declivosos geram grande passivo ambiental (SCHIRMAN et al., 2013), acarretado principalmente pela alta quantidade aplicada na superfície do solo, onde na maior parte das vezes, são solos rasos em ambientes declivosos. Estudos direcionados que busquem alcançar um melhor emprego do DLS são essenciais para diminuir seu potencial poluidor. A sua utilização na agricultura como fertilizante em áreas com lavoura e pastagem, apresenta-se como uma alternativa ao descarte deste resíduo.

Então, o uso de DLS condicionado com sua forma de aplicação pode acarretar em alterações nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, interferindo na qualidade do solo, na resposta das culturas em sistema de plantio direto (SPD).

A forma de aplicação de DLS na superfície do solo sobre resíduos culturais são comumente empregada no Sul do Brasil em SPD, na maioria dos casos acumula nutrientes na camada mais superficial do solo (SCHERER; NESI, 2007) e contribui para perdas de P e N via escoamento superficial, o que gera contaminação de mananciais, outro problema com o N é sua perda por lixiviação, poluindo as águas subterrâneas e pela volatilização de amônia (NH_3) (AITA et al., 2007; KRAMERS et al., 2012).

Quando o DLS é aplicado superficialmente no solo, favorece a emissão de NH_3 para atmosfera em forma de gás, constituindo-se um grande problema, pois o N é um dos nutrientes encontrados em maior proporção no dejeito líquido suíno. Na maioria dos casos, cerca de 50% deste N encontra-se na forma mineral, podendo ocorrer perdas de N por volatilização na forma de amônia (NH_3), devido à ação do vento e temperaturas elevadas, o que diminui o potencial fertilizante do dejeito.

A incorporação desse material no solo pode ser uma alternativa para tentar diminuir a emissão de NH₃ e escoamento superficial, e tentar melhorar o aproveitamento de nutrientes para as culturas e reduzir o impacto negativo do DLS. No Brasil estudos com DLS na agricultura estão sendo realizados com foco no potencial fertilizante, como fornecedor de nutrientes a culturas, principalmente o nitrogênio (OLIVEIRA, 1993). Trabalhos que foram conduzidos a campo mostram que o DLS pode fornecer nutrientes suficientes para aumentar a produtividade de culturas como a do milho (KOLZEN et al., 1997).

Para aprimorar o uso mais eficiente do DLS na agricultura como fertilizante, medidas foram realizadas, por meio da criação de alternativas que facilitem seu aproveitamento agronômico. Na região sul do Brasil a incorporação do DLS ao solo diminuiu a volatilização de NH₃ (PINTO et al., 2014; GIACOMINI; AITA, 2008).

A incorporação do DLS no solo é uma alternativa que ajuda a diminuir as emissões de NH₃ em quase 90% em comparação à aplicação superficial, sendo uma forma de diminuir esse impacto negativo ao meio ambiente e manter o seu poder fertilizante (PORT et., 2003).

Atualmente no Brasil a incorporação do DLS ao solo vem sendo desenvolvida em SPD na região Sul há pouco tempo, onde trabalhos estão sendo conduzidos a campo e em condições controladas (GONZATTO et al., 2013; RAUBER, 2015). A incorporação do DLS ao solo vem sendo recomendada, principalmente para diminuir o mau cheiro, especialmente pela aplicação em áreas mais habitadas (GIACOMINI et al., 2009).

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a volatilização de NH₃ em função de diferentes doses de DLS, combinadas a variações na umidade do solo e à presença de palha de milho, em aplicação superficial e incorporada ao solo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CENÁRIO PRODUTIVO DA SUINOCULTURA

A suinocultura brasileira tem conquistado espaço no cenário mundial, destacando o país entre os principais produtores, exportadores e consumidores de carne suína do mundo (BRASIL, 2010). De acordo com a Associação Catarinense de Criadores de Suínos (ACCS, 2013), a importância da suinocultura, consiste não só no grande contingente de produtores envolvidos, mas também no volume de empregos diretos e indiretos que são gerados nessa atividade.

Atualmente, Santa Catarina é maior produtor de suínos do país, seguido do Rio Grande do Sul e Paraná, com um plantel de 6,2 milhões de animais, apresentando altos índices de produtividade, sendo responsável por 25% da produção nacional, que é de 2,7 milhões de toneladas/ano; produz 0,7% da produção mundial; participa com 28% das exportações brasileiras (ACCS, 2013).

A suinocultura no Brasil tem apresentado significativo crescimento nas últimas décadas. O Brasil é o quarto maior produtor de suínos do mundo e Santa Catarina é o estado brasileiro que mais produz e exporta carne suína (ABIPECS, 2016).

A suinocultura em Santa Catarina é praticada principalmente em áreas com relevo acidentado, e sob sistema de confinamento intensivo dos animais em todas as fases do ciclo produtivo, exigindo a higienização frequente das instalações, resultando em alto consumo de água e na geração de grande volume de dejetos.

Considerando a produção média de dejetos por suíno em fase de terminação de 7 litros de dejetos dia⁻¹ (KONZEN et al., 1997), o rebanho da região Sul do Brasil produz em torno de 130 mil m³ de dejetos dia⁻¹ para os quais é necessário um destino adequado.

A quantidade expressiva de animais criados em manejo intensivo que é praticado pela maior parte dos produtores catarinenses visando maximizar a produção em pequenas áreas, normalmente próximas das unidades processadoras, representa potencial impacto ao meio ambiente, devido ao grande volume de dejeito gerado (EDWARDS; ZANELLA, 1996).

No Brasil e, principalmente, em Santa Catarina, a destinação do dejeito de suínos é feita quase que exclusivamente pela sua acumulação em esterqueira e posterior descarte no solo, utilizando-o como fertilizante em áreas de lavoura.

No entanto, a disposição do dejeito no solo deve obedecer alguns critérios, como: preceder uma análise do solo, seguir recomendações de segurança sanitária; não ultrapassar a capacidade de absorção do sistema solo-planta, utilizar técnicas adequadas de conservação do

solo e procurar utilizar o plantio de espécies exigentes em nitrogênio (N) e fósforo (P). Pois, o dejeto suíno deve ser considerado como resíduo poluente e que, ao ser disposto na natureza, sem os cuidados necessários, causa impactos ambientais negativos (KONZEN; ALVARENGA, 2005).

2.2 EFEITO DA PALHADA NO SOLO

A presença de resíduos de cultura na superfície do solo melhora suas propriedades, devido ao efeito na conservação do solo e água, regime térmico, atividade da fauna, entre outros. A matéria orgânica do solo (MO) colabora na estruturação e, assim, melhora a infiltração da água, o desenvolvimento radicular e a resistência à erosão, além de ser reservatório de nutrientes (ARENHARDT, 2016).

No sul do Brasil, a instabilidade climática e o uso intensivo do solo em condições inadequadas de manejo, contribuem acentuadamente para degradação física, química e biológica dos solos, refletindo-se principalmente, no aumento da densidade do solo, diminuição na porosidade e perda da matéria orgânica, ocasionando baixa produtividade das culturas (SANTOS, 2016).

Assim, é necessário manter o teor de matéria orgânica e de nutrientes, principalmente o C, reduzindo principalmente as perdas por erosão (AITA et al., 2001). Dessa forma, a redução da degradação do solo torna-se visível, com o consequente aumento da atividade biológica pela oferta de substrato, além de proteger o solo contra o impacto das gotas de chuva e das altas temperaturas.

Diante da necessidade de cobertura constante do solo, a presença de palhada, torna-se um componente de fundamental importância nas áreas de cultivo, sendo de grande valia os estudos relacionados às plantas de cobertura.

A cobertura do solo no sistema de plantio direto (SPD) pode ser com plantas vivas ou com permanência de restos de culturais sobre a superfície do solo. A palhada pode ser advinda de culturas cultivadas na entressafra, especialmente para o fim de produzir resíduos para cobertura do solo, chamadas de culturas de cobertura, que são geralmente implantadas no outono-inverno ou na primavera. A manutenção da palhada no solo tem sido um problema, principalmente em regiões tropicais, onde a dificuldade é conseguir manter a palha na superfície do solo em virtude da rápida decomposição (HECKLER; SALTON, 2002).

De acordo com ALVARENGA et al., (2000), a presença de palha no sistema de cultivo proporciona um ambiente favorável ao crescimento vegetal, contribuindo para a

melhoria ou manutenção dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, sendo estes atributos dependente da qualidade e quantidade de palha das plantas utilizadas no sistema de cultivo.

Além da melhoria nos atributos químicos do solo, o uso de culturas de cobertura e a presença de palhada na superfície do solo em SPD, contribui para a redução da erosão do solo (BLOOM et al., 2002), e auxilia no controle de insetos praga e plantas invasoras, além de poder aumentar os teores de MOS, com sequestro de C.

A palha das plantas de cobertura protege a superfície do solo, assim como seus agregados da ação direta dos raios solares, do vento e da água, reduzindo assim a erosão hídrica; diminui a taxa de evaporação, mantem a umidade do solo; permite melhorias na infiltração e armazenamento de água no solo; reduz a amplitude térmica do solo, e favorece o desenvolvimento das plantas e organismos do solo (HECKLER; SALTON, 2002).

A escolha da planta de cobertura que esteja adaptada às condições do local de cultivo é uma das premissas para o sucesso na produção de biomassa, bem como plantas com rápida capacidade de estabelecimento, o que auxilia no controle de plantas invasoras (ALVARENGA et al., 2001; PACHECO et al., 2013). Outro aspecto importante para a escolha das plantas de cobertura é o desempenho das mesmas em condições de déficit hídrico (PETTER et al., 2013).

RONCATO et al. (2003), observaram que em solo descoberto, houve perdas de 31,9% de toda a precipitação no período estudado, e perda de solo de $71 \text{ Mg ha ano}^{-1}$. Já nos tratamentos com o cultivo de leguminosas para cobertura vegetal as perdas de água foram de 1%, e observaram redução superior a 99% nas perdas de solo, confirmando a eficiência da cobertura vegetal para redução da erosão.

AGUIAR et al., (2010) verificaram que a incorporação de diferentes plantas de cobertura nos atributos físicos do solo sob o cultivo do arroz não alterou as relações de porosidade e densidade do solo. E que, a incorporação da biomassa de sorgo (*Sorghum bicolor L.*), crotalaria (*Crotalaria juncea*), mucuna (*Mucuna pruriens L.*) por serem espécies capazes de se desenvolver em solos compactados foi a alternativa mais indicada para melhorar a qualidade física do solo.

Nesse sentido, GONÇALVES et al., 2006 demonstraram que algumas espécies de plantas de cobertura, como milheto ADR 500 conseguem desenvolver plenamente mesmo em solos com grau moderado de compactação ($1,6 \text{ Mg m}^{-3}$), sendo que o sistema radicular dessas espécies foi capaz de romper a camada compactada.

SEQUINATTO et al. (2014), verificaram em seu trabalho que a utilização de plantas de cobertura, juntamente com a semeadura direta, foi capaz de melhorar a qualidade física de um Argissolo degradado e compactado. O aumento dos teores de matéria orgânica nesse solo foi capaz de aumentar a porosidade e diminuir a densidade do solo estudado.

Um dos grandes benefícios da utilização de plantas de cobertura em um sistema de produção são os ganhos em relação à fertilidade do solo e nutrição de plantas, uma vez que, algumas espécies podem promover a ciclagem ou a disponibilidade de nutrientes, que irão beneficiar as culturas subsequentes. Segundo HECKLER; SALTON (2002), à medida que há a estabilização da palhada e a taxa de decomposição for menor do que a deposição haverá acúmulo gradativo de matéria orgânica, proporcionando maior acúmulo de nutrientes na camada superficial do solo, podendo chegar, em alguns casos, na redução nas doses de adubo.

2.3 EFEITO DA INCORPORAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO SUÍNO NO SOLO

A adição de material orgânico nos solos, na forma de esterco animal ou de compostos orgânicos, influencia positivamente todas as propriedades do solo, aumentando a capacidade de troca catiônica, a disponibilidade de nutrientes para as culturas, a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes, aspectos fundamentais em solos tropicais altamente intemperizados e ácidos (SANTOS; CAMARGO, 1999). Também proporcionam a melhoria na estrutura, caracterizada pela diminuição de densidade do solo, aumento da porosidade e da taxa de infiltração de água, além de aumentar direta e indiretamente a capacidade do solo de armazenar água na faixa de tensão disponível para as plantas (KIEHL, 1985), características fundamentais para a capacidade produtiva dos solos tropicais e subtropicais.

A incorporação ao solo de esterco de animais ou de outros materiais orgânicos, em condições adequadas de umidade, pode promover efeitos benéficos nas características físicas do solo, como aumento da estabilidade de agregados, microporosidade e retenção de água (OLIVEIRA et al., 2016).

No entanto, esse efeito depende da classe de textura do solo, sendo que os solos arenosos, que apresentam geralmente menor estabilidade, respondem mais do que solos argilosos, geralmente com maior estabilidade, muitas vezes sendo necessárias aplicações durante vários anos para que as diferenças sejam detectadas.

CASTRO FILHO et al., (2003), avaliando o potencial fertilizante do DLS e as alterações nas propriedades físicas de solos argilosos de diferentes classes texturais, verificaram que a aplicação de doses crescentes proporcionou melhoria na agregação do solo,

o que eles atribuíram ao aumento no teor de carbono orgânico no solo, que resultou em aumento na taxa de infiltração de água.

PICCOLO; MBAGWU (1990) observaram que a adição de DLS em solo arenoso resultou em aumento da estabilidade dos agregados em 34%, enquanto que no solo argiloso não houve resposta significativa. Com a adição de dejetos de suínos ao solo por tempo prolongado foi observada diminuição nos valores de densidade na maior profundidade do solo amostrada (BARILLI, 2005). Este resultado pode ser atribuído ao maior teor de matéria orgânica observada nessa profundidade do solo, cujo efeito pode se expressar, tanto pela formação e estabilização de agregados, como pela redução da densidade média das partículas do solo, uma vez que a MOS apresenta densidade específica menor do que as partículas minerais.

A diminuição na densidade do solo como resultado da adição de resíduos orgânicos ao solo também é referida por SANTOS; CAMARGO (1999). O limite máximo tolerado da densidade do solo para não causar prejuízo ao crescimento das raízes das plantas pode ser estimado pelo teor de argila do solo (REICHERT et al., 2007). Para solos argilosos, esse limite se situa entre 1,2 e 1,3 g cm⁻³, sendo que solos ou camadas com densidade acima de 1,3 g cm⁻³ apresentam sérias restrições à permeabilidade e aeração do solo (ARCHER; SMITH, 1972). No entanto, esses valores podem variar em função do sistema de produção e da espécie vegetal a ser cultivada nesse tipo de solo (ROSOLEM et al., 2003).

CASTRO FILHO; COSTA (2003) observaram alterações de características físicas do solo com a aplicação de DLS e simulação de chuva, em área de plantio direto. Esses autores constataram aumento na infiltração da água no solo de 36 a 83% com a aplicação de 30 a 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLS. Verificaram ainda, que os maiores índices de estabilidade dos agregados foram encontrados nas doses de 30 e 60 m³ ha⁻¹ ano⁻¹. MELLO et al. (2004) avaliando o uso de bioossólido em um Latossolo Vermelho distrófico de textura média, observaram que doses de 50 m³ ha⁻¹ reduziram a densidade do solo, porém apenas na camada de 0 a 10 cm.

Avaliando o uso de composto e de esterco na retenção de água pelo solo, CELIK et al. (2004) observaram aumento na porosidade, condutividade hidráulica e retenção de água e diminuição na densidade do solo. Por outro lado DORTZBACH (2009), avaliando a aplicação de 30 a 90 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLS em Argissolo Vermelho-Amarelo manejado em sistema de plantio direto, não observaram diferenças significativas na densidade do solo, porosidade total, macroporosidade e microporosidade após cinco anos da implantação do experimento.

O DLS apresenta altas concentrações de nitrogênio e, após o seu armazenamento sob condições anaeróbias, a maior proporção do N é encontrada na forma amoniacal. Ao mesmo tempo, o N constitui-se no elemento que mais limita o desenvolvimento das culturas, principalmente das gramíneas. A quantidade de N mineral no solo aumenta com o uso de DLS (PORT, 2002), evidenciando o elevado potencial deste material orgânico como fonte de nitrogênio para as culturas.

Segundo BAYER; MIELNICZUK (1999), a partir da aplicação dos dejetos ocorre a formação de complexos dos micronutrientes com compostos orgânicos, o que reduz a possibilidade da sua precipitação como óxidos no solo. Dessa forma, a complexação do zinco e do cobre por ácidos orgânicos de baixo peso molecular aumenta a sua disponibilidade, pois o quelato torna-se uma forma de depósito temporário desses elementos no solo. A meia-vida muito curta do quelato, decorrente da rápida decomposição do composto orgânico pelos microrganismos, resulta na liberação de forma contínua e gradativa dos micronutrientes importantes para o adequado desenvolvimento de plantas.

2.4 EFEITO DA APLICAÇÃO DE DLS NAS PROPRIEDADES FÍSICAS DO SOLO

A aplicação de DLS melhora a estrutura, caracterizada pela diminuição de densidade do solo, aumento da porosidade e da taxa de infiltração de água, além de aumentar direta e indiretamente a capacidade do solo de armazenar água na faixa de tensão disponível para as plantas (KIEHL, 1985), características fundamentais para a capacidade produtiva dos solos tropicais e subtropicais.

A MOS é fonte fundamental de nutrientes para as plantas, podendo ser utilizada como critério básico para as recomendações de nitrogênio para as culturas, o que é feito em particular nas recomendações dos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, sendo atribuída uma taxa de mineralização de 5% do total da MOS para a quantidade de N disponível (ANGHINONI, 1985).

BARILLI (2005), trabalhando em Latossolo Vermelho distroférreo, constatou maior teor de MOS até 80 cm de profundidade, independentemente do tempo de aplicação de DLS. Resultados semelhantes também foram obtidos por BAYER; MIELNICZUK (1999), que constataram aumento do teor de matéria orgânica no solo com a aplicação desse material.

Contudo, SCHERER et al. (2010), comparando várias lavouras adjacentes com e sem a aplicação de DLS por 15 ou mais anos, em três classes de solos característicos do Oeste

catarinense (Latossolo, Cambissolo e Neossolo), não constataram diferenças no teor de MOS nas camadas amostradas.

A incorporação ao solo de esterco de animais ou de outros materiais orgânicos, em condições adequadas de umidade, pode promover efeitos benéficos nas características físicas do solo, como aumento da estabilidade de agregados, microporosidade e retenção de água (HAFEZ, 1974).

No entanto, esse efeito depende da classe de textura do solo, sendo que os solos arenosos, que apresentam geralmente menor estabilidade, respondem mais do que solos argilosos, geralmente com maior estabilidade, muitas vezes sendo necessárias aplicações durante vários anos para que as diferenças sejam detectadas (WEIL; KROONTJE, 1979).

CASTRO FILHO et al., (2003), avaliando o potencial fertilizante do DLS e as alterações nas propriedades físicas de solos argilosos, verificaram que a aplicação de doses crescentes proporcionou melhoria na agregação do solo, o que foi atribuído ao aumento no teor de carbono orgânico no solo, que resultou em maior taxa de infiltração de água.

PICCOLO; MBAGWU (1990) observaram que a adição de DLS em solo arenoso resultou em aumento da estabilidade dos agregados em 34%, enquanto que no solo argiloso não houve resposta significativa. Aumento na porosidade do solo após aplicação de DLS foi observado por PAGLIAI et al., (1985) e PAGLIAI; ANTISARI (1993), consequência principalmente do aumento do volume de macroporos.

A diminuição na densidade do solo como resultado da adição de resíduos orgânicos ao solo também é referida por SANTOS; CAMARGO (1999). BARILLI (2005), observou perfis de retenção de água diferenciados entre o uso do solo sob floresta e com a aplicação de DLS, não observando tendência de variação com o tempo de aplicação. A macroporosidade do solo, assim como a densidade e a retenção de água no solo, também foi afetada pela aplicação de DLS.

2.5 EFEITO DA APLICAÇÃO DE DLS NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO

Uma das recomendações para que os solos voltem a produzir adequadamente é adotar práticas agrícolas que melhorem as características químicas do solo, como a correção da acidez e o fornecimento de nutrientes favorecendo com que o solo retome o equilíbrio entre os nutrientes e possibilitando a melhor absorção desses pela planta, interferindo positivamente na produtividade.

A utilização de DLS no solo, além de atuar como condicionador do solo aumenta a disponibilidade de nutrientes às plantas, bem como altera a capacidade de troca de cátions e complexa elementos tóxicos e micronutrientes (SANTOS; CAMARGO, 1999), modificações em grande parte devidas ao aumento da MOS.

A aplicação de DLS no solo possibilita o fornecimento de macro e micronutrientes, devendo para isso se conhecer a composição do deíeto para calcular o volume a ser aplicado em função do sistema de culturas utilizado. Assim, a dose de DLS deverá ser calculada em função da exigência nutricional da cultura, conforme a expectativa de produção e a fertilidade do solo (adubação de manutenção e de correção), ou considerando-se a reposição da exportação de nutrientes pela cultura (adubação de manutenção).

No entanto, existe maior preocupação ambiental quanto aos macronutrientes N e P na contaminação de lençóis freáticos e águas superficiais, onde podem causar eutrofização, e aos micronutrientes Cu e Zn, que podem se acumular no solo e na fitomassa das culturas. O DLS pode se constituir em fertilizante eficiente e seguro na fertilização das culturas, tanto quando aplicado diretamente ao solo, como pela fertirrigação, desde que observados os critérios técnicos que assegurem a proteção do meio ambiente (KONZEN, 2003).

Porém, se as aplicações de DLS não forem realizadas nas quantidades recomendadas, a cada aplicação de resíduo no solo o teor de nutrientes tende a aumentar consideravelmente (GIANELO e ERNANI, 1983), podendo atingir valores próximos do limite de condutividade elétrica que caracterizam solos salinos, o que ocorre quando o extrato de saturação for maior que $2.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (RICHARDS, 1954).

Dentre os nutrientes, o cobre (Cu) e o zinco (Zn) têm sido motivo de preocupação, porque vêm sendo usados como suplemento mineral em rações e na formulação de antibióticos, sendo na sua maioria eliminados pelas fezes e, por isso, encontram-se presentes em grande concentração nos dejetos, aumentando os riscos do seu acúmulo no solo quando da sua aplicação continuada (BARILLI, 2005). A acumulação desses elementos pode atingir camadas mais profundas; e mesmo água subterrânea. Em solos argilosos, esses nutrientes se acumulam principalmente na camada superficial do solo (SCHERER et al., 2010), especialmente quando o teor de MOS for elevado.

De acordo com a Resolução n.º 420 do CONAMA, de dezembro de 2009 (CONAMA, 2009), a aplicação de fertilizantes minerais e orgânicos que contenham esses elementos pode ser restrita quando observadas, respectivamente, concentrações de 200 e 450 mg dm^{-3} de Cu e de Zn no solo.

Já para a Comissão de Química e Fertilidade do Solo do Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira do Solo (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004), os teores considerados altos são $>0,4$ e $>0,5$ mg dm⁻³, respectivamente para Cu e Zn. Considerando-se os valores médios dos teores de Cu e Zn, que são de 31,6 e 120,9 mg L⁻¹ de DLS, e a dose de 200 m³ ha⁻¹, são aplicados anualmente 6,32 kg ha⁻¹ de Cu e de 24,2 kg ha⁻¹ de Zn, valores bem inferiores aos estipulados pela resolução n.º 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2009), que são de 400 kg ha⁻¹ de Cu e de 900 kg ha⁻¹ de Zn, se o solo não tivesse Cu e Zn no solo. Tomando como critério os estudos de KONZEN (2003), BARILLI (2005) e MENEZES (2002), é imprescindível fazer novos trabalhos envolvendo diferentes tipos de solo, em especial na Região Sul do Brasil, para a demonstração da dinâmica do Cu e do Zn no perfil do solo.

ERNANI et al. (2001) demonstraram que a adição acumulativa de até 150 mg kg⁻¹ de Zn pelo DLS em Latossolo Vermelho distroférreo elevou o teor disponível desse nutriente no solo para 160 mg kg⁻¹ e, mesmo assim, não ocasionou toxidez ao milho em seu estágio inicial de crescimento, demonstrando que a amplitude entre suficiência e toxidez de Zn é ampla nesse solo.

Porém, deve-se considerar que há acúmulo acentuado de Zn no solo e a aplicação de doses elevadas de DLS por muitos anos consecutivos, o que poderá ocasionar o acúmulo desse nutriente no solo e promover o risco de toxidez nas plantas e de perdas de nutrientes por erosão e/ou lixiviação, estando entre os principais elementos de risco o N e o P, destacando-se a poluição das águas pelo processo da eutrofização (SEGANFREDO, 2007).

O N é o nutriente exigido em maior quantidade para a maioria das culturas, principalmente as gramíneas. No entanto, existe grande dificuldade em avaliar sua disponibilidade no solo, o que faz com que ele não esteja presente na análise básica do solo.

Assim, o manejo do nitrogênio e a recomendação de adubação são complexos, uma vez que sua dinâmica no solo envolve processos, como sorção, adsorção, lixiviação, volatilização, nitrificação, desnitrificação, imobilização e mineralização, sendo essas reações mediadas por microrganismos e afetadas por fatores climáticos de difícil previsão, somado ao fato de que 95% do N no solo está na forma orgânica (CANTARELLA; DUARTE, 2004).

A interação entre esses aspectos determina o baixo aproveitamento da adubação nitrogenada pelas plantas, sendo que valores de N recuperados pelas plantas encontram-se entre 20 a 70% do total aplicado (LARA CABEZAS et al., 2000). MENEZES et al. (2002) observaram deslocamento de N ao longo do perfil do solo, tanto na forma de amônio (N-

NH_4^+) quanto na forma de nitrato ($\text{N}-\text{NO}_3^-$), quando é aplicado DLS, concluindo que o uso de doses elevadas pode representar risco potencial de contaminação de águas subterrâneas.

Tanto o N de fonte orgânica quanto mineral, podem percolar para as camadas profundas do perfil quando aplicados em doses superiores à taxa de absorção pelas culturas (KONZEN, 2003), fato que exige atenção e acompanhamento por parte dos produtores que utilizam os DLS como fertilizante na produção agropecuária.

CERETTA et al. (2005), trabalhando em Argissolo Vermelho distrófico arênico, com declividade média de 4% e há oito anos sob plantio direto nas culturas de aveia preta, milho e nabo forrageiro, demonstraram que a aplicação de DLS proporcionou escoamento superficial de N total na ordem de $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, independente da dose utilizada, mesmo havendo variação muito grande na quantidade total de N aplicada na forma de DLS. A maior quantidade de N aplicada no solo permitiu maior produção de massa seca das plantas no sistema de produção (SPD) e, consequentemente, maior absorção de N e diminuição do volume de escoamento superficial. Esses mesmos autores relatam que as maiores concentrações de N escoados pela superfície ocorrem quando o intervalo entre a aplicação de dejetos e a precipitação pluvial era menor, devendo-se, assim, evitar a aplicação em períodos chuvosos ou quando houver possibilidade iminente de chuva.

A quantidade de DLS aplicada, bem como o volume de precipitação, são fatores que afetam a concentração de NO_3^- na água percolada, sendo que aplicações por longo tempo nos níveis máximos da recomendação representam risco de contaminação do solo e da água. De acordo com CERETTA et al. (2005), com a aplicação de $240 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS foram depositados $802 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N, proporcionando a lixiviação de $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N total até a profundidade de 60 cm, sendo esta perda pouco expressiva em relação à quantidade adicionada.

Além do N, existe a preocupação ambiental também quanto ao acúmulo de P no solo quando são aplicadas doses elevadas de DLS, em razão deste nutriente também ser causador da eutrofização (SHARPLEY; MENZEL, 1996).

Entretanto, é importante lembrar também que o P é o nutriente mais limitante da produtividade de biomassa em solos tropicais (NOVAIS; SMYTH, 1999), como é o caso da maioria dos solos brasileiros, em consequência do material de origem e da forte interação do P com os colóides do solo (RAIJ, et al., 1996), principalmente os óxidos de ferro e de alumínio (NOVAIS; SMYTH, 1999; CORREA et al., 2004; MEURER, 2006), sendo que menos de 0,1% desse elemento se encontra em solução (FARDEAU, 1996).

BARILLI (2005) demonstrou a grande contribuição no fornecimento de P ao solo pela aplicação de DLS no aumento da disponibilidade deste nutriente quando comparado à condição natural do solo (área com floresta nativa). CERETTA et al. (2005) demonstraram que a aplicação de DLS ocasionou perdas de $8,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de P total por escoamento superficial, em Argissolo Vermelho distrófico arênico com 4% em média de declividade, manejado sob sistema plantio direto.

BASSO et al. (2005) não perceberam expressivo incremento nas concentrações de fósforo disponível na água percolada com a aplicação de DLS, sendo que essas se situaram abaixo ou muito próximas de $0,2$ a $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ na água percolada.

Portanto, BASSO et al. (2005) e CERETTA et al. (2005) trabalhando em Argissolo Vermelho Arênico distrófico no sistema plantio direto, demonstraram que as perdas de N como de P tanto por lixiviação como por escoamento superficial são pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas, não interferindo na quantidade disponível para absorção pelas plantas.

Mesmo assim, é de fundamental importância que em áreas onde é distribuído DLS sejam implantadas culturas de cobertura de solo, visando sistemas de rotação de culturas capazes de produzir e manter resíduos vegetais na superfície do solo, o que pode diminuir muito as perdas de nutrientes por escoamento superficial e, consequentemente, o risco de poluição dos mananciais quando da aplicação de DLS (CERETTA et al., 2005).

2.6 EFEITO DA APLICAÇÃO DE DLS NAS PROPRIEDADES BIOLÓGICAS DO SOLO

Aplicações sucessivas de dejetos podem também alterar características relacionadas à atividade biológica do solo, podendo essas serem benéficas ou não. A biomassa microbiana é o componente vivo da matéria orgânica do solo, sendo este compartimento responsável pela decomposição de restos culturais, ciclagem de nutrientes e fluxos de energia no solo, influenciando nas transformações da MOS e também nos estoques de carbono e nutrientes minerais (MATSUOKA et al., 2003).

A biomassa microbiana do solo, a atividade respiratória e a atividade enzimática do solo, são atributos sensíveis e influenciáveis por teores de carbono e elementos minerais. Portanto, são úteis na definição da qualidade do solo e na avaliação de impactos ao solo devido a utilização de resíduos orgânicos ao longo do tempo (MELO, 2007). Assim, aplicações sucessivas de fontes orgânicas de nutrientes, como os DLS, e suas influências na biomassa e atividade dos microrganismos do solo têm sido estudadas em diversas partes do

Brasil e no mundo (LALANDE et al., 2000; ROCHETTE et al., 2000; YANG, et al., 2008; LI et al., 2008).

Na região Sul do Brasil, BALOTA et al. (2012) verificaram influências sobre a biomassa e atividade microbiana do solo, quando da aplicação de doses crescentes de DLS (0, 30, 60 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) durante 3 anos em um Latossolo Vermelho eutrófico textura argilosa, estes sugeriram a formação de uma comunidade microbiana mais eficiente devido ao aumento linear no C-BIO e uma redução no qCO₂ O (quociente metabólico) com o aumento da dose aplicada. Entretanto, neste mesmo experimento, BALOTA et al. (2011) observaram reduções na atividade de enzimas do solo como as fosfatas, sobretudo com aplicação da maior dose, e como explicado pelos autores, isso pode ter se dado devido as altas concentrações de P nos dejetos, além da possível formação de sítios anaeróbicos no solo e a pressão de seleção sobre a comunidade microbiana, promovendo o desenvolvimento de microrganismos específicos.

Para LAVELLE et al. (2001), a maioria das práticas de manejo do solo têm efeitos negativos sobre a diversidade e abundância dos organismos edáficos. Dependendo de quais sejam as alterações causadas nas comunidades edáficas pelas práticas de manejo adotadas, estas podem se refletir na redução da qualidade do solo, quando resultarem em menor diversidade, quantidade e atividade dos organismos edáficos. Entretanto, se as práticas de manejo do solo resultarem em alterações positivas nas comunidades edáficas, isto pode possibilitar a melhoria da qualidade do solo. Desse modo, com manejo e doses adequadas, os dejetos de suínos podem contribuir para a melhoria das características químicas, físicas e biológicas do solo, promovendo o equilíbrio ecológico com o aproveitamento dos dejetos na agricultura, sem poluição ao ambiente (ALVES, 2007).

Diferentes sistemas de manejo, por sua vez, podem influenciar significativamente as propriedades do solo, especialmente àquelas relacionadas ao papel dos microrganismos na ciclagem de nutrientes e qualidade dos solos (BALOTA et al., 2011). Sendo assim, indicadores microbiológicos de qualidade do solo podem ser utilizados no monitoramento e avaliação das condições dos solos (KASCHUK et al., 2010; GE et al., 2013), inclusive sob aplicação sucessiva de dejetos de suínos, já que estes podem ocasionar modificações nos seus atributos microbiológicos (COUTO et al., 2013).

Entre os principais indicadores microbiológicos normalmente utilizados para a avaliação da qualidade do solo pode-se destacar a determinação do carbono da biomassa, a respiração microbiana e a atividade enzimática do solo (ARAÚJO et al., 2012; KHEYRODIN et al.; 2012; BALOTA et al., 2014). A biomassa microbiana é um indicador sensível de

mudanças no ecossistema, pois representa o destino inicial do carbono (C) em transformação no solo, sendo influenciada pelos fatores que interferem na densidade e atividade dos microrganismos do solo, além de representar a principal fonte de enzimas do solo, responsável pela quase totalidade de sua atividade (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). O uso de dejetos de suínos pode incrementar o carbono da biomassa e a respiração basal (COUTO et al., 2013), além de influenciar a atividade enzimática do solo (BALOTA et al., 2011).

A análise do comportamento da comunidade microbiana do solo com uso sucessivo de dejetos de suínos, através dos resultados apresentados pelo estudo de indicadores microbiológicos, pode auxiliar na tomada de decisões que conduza ao melhor sistema de manejo, com uso adequado dos DLS no solo, permitindo viabilidade econômica e ambiental da atividade suinícola.

2.7 IMPACTOS NEGATIVOS DO DEJETO LÍQUIDO SUÍNO

A atividade suinícola é considerada pelos órgãos de fiscalização e proteção ambiental como atividade de grande potencial poluidor, devido ao elevado número de contaminantes contidos nos seus dejetos, cuja ação individual ou combinada representa uma fonte potencial de contaminação e degradação do ar, dos recursos hídricos e do solo (OLIVEIRA et al., 2016).

A forma mais utilizada para descarte destes dejetos é o uso como fonte de nutrientes em áreas agrícolas. Quando este processo é realizado há possibilidade de contaminação das águas de superfície, como rios e lagos, por nutrientes transportados por escoamento superficial quando ocorrem chuvas intensas. Os principais íons potencialmente transportados são o fósforo (P) e o nitrogênio (N), por estarem presentes em maior quantidade, mas também podem ser transportados microrganismos potencialmente patogênicos (CASTAMANN, 2005).

O manejo inadequado do DLS causa problemas ambientais e este quadro apresenta-se desde o armazenamento dos dejetos na forma líquida, em lagoas e em esterqueiras anaeróbias, passando pela emissão para a atmosfera de metano (CH_4) e amônia (NH_3), além de maus odores resultantes da fermentação de compostos nitrogenados por bactérias (SEGANFREDO, 1999).

Quando doses excessivas de dejetos são aplicadas ao solo, parte do N não é absorvida pelas plantas, o que pode saturar a capacidade de suporte do solo em receber N (LUO et al., 2013). Como consequência, o N que não foi absorvido, fica suscetível a perdas para a

atmosfera via emissão de amônia (NH_3), nitrogênio (N_2) e óxidos de N (NO_x), incluindo o óxido nitroso (N_2O), que é considerado um dos principais gases de efeito estufa (GEE) (CERRI et al., 2010). Além das emissões gasosas, o N excedente pode ser lixiviado ou transportado pela água de escoamento como amônio (NH_4^+) e, principalmente, como nitrato (NO_3^-).

Em condições de baixa disponibilidade de oxigênio no solo, as bactérias utilizam o NO_3^- como receptor final de elétrons durante a respiração, reduzindo-o a formas gasosas de N, entre as quais o óxido nitroso (N_2O), um gás de efeito estufa (GEE) com um potencial de aquecimento global 296 vezes superior ao CO_2 (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A magnitude da contaminação ambiental provocada pelo NO_3^- , aplicado em diferentes vias, está diretamente relacionada à disponibilidade do NO_3^- no solo. Por isso, é importante adequar às quantidades de N adicionadas ao solo pelos fertilizantes orgânicos e/ou minerais, à demanda em N pelas culturas (DAMASCENO, 2010).

Outra potencial consequência de repetidas aplicações de grandes quantidades de DLS na mesma área é o acúmulo de P no solo, uma vez que as plantas não são capazes de absorver as quantidades aplicadas pelos dejetos. Quanto maiores as quantidades de fósforo acumulado no solo, maiores são os riscos de perdas desse elemento por erosão e lixiviação (SEGANFREDO, 2001).

Devido ao grande volume de dejetos produzidos, há preocupação por parte dos pesquisadores com relação ao seu potencial poluidor quando aplicados ao solo. Os resultados de pesquisas recentes demonstram que as perdas de elementos poluidores para o ambiente são menores quando os dejetos são incorporados ao solo (TAO et al., 2008). Porém, no sistema plantio direto (SPD), um sistema de manejo conservacionista amplamente difundido na região produtora de suínos, tem como um dos fundamentos o não revolvimento do solo, o que limitaria a incorporação de dejetos e outros materiais ao solo. Em função disso, iniciaram-se estudos sobre a injeção de dejetos líquidos no solo, resultando na redução das perdas de N por volatilização de amônia (NH_3) em relação à aplicação superficial (DENDOOVEN et al., 1998; WEBB et al., 2010; DAMASCENO, 2010).

GIACOMINI (2005) observou redução de 78% nas perdas por volatilização de NH_3 com a incorporação do DLS ao solo em relação à aplicação dos dejetos sobre os resíduos culturais, sem incorporação. Constatou, também, que a alta concentração de N- NH_4 na camada superficial do solo, observada logo após a aplicação do DLS, é a principal causa das elevadas taxas de perdas de NH_3 . Por outro lado, a incorporação do N- NH_4 dos dejetos ao solo diminui a difusão da NH_3 para a atmosfera, uma vez que ocorre redução da temperatura e

da ação do vento sobre o material aplicado. A perda de N por volatilização de amônia é bastante variável em solo adubado com DLS, representando de 5 até 75% do N-NH₄. Essa ampla variação deve-se a inúmeros fatores, principalmente a composição físico-química dos dejetos e do solo, além das condições climáticas predominantes em cada situação (PORT et al., 2003). Para avaliações mais detalhadas no âmbito dos atributos do solo, são de extrema importância o conhecimento das características dos DLS e sua influência no solo.

2.8 VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA

A volatilização é definida como o processo de perda de nitrogênio na forma gasosa. A volatilização de N na forma de amônia é uma das principais formas de perda desse elemento, apesar de também existir perdas gasosas de N₂, NO e N₂O. As perdas do nitrogênio por volatilização, em geral são muito altas e sua intensidade depende de muitos fatores (MIKKELSEN, 2009) como temperatura, dias de muitos ventos, CTC do solo, pH do solo, natureza do fertilizante e formas de aplicação.

O processo de perda por volatilização de amônia consiste na passagem da amônia presente no solo à atmosfera. O N perdido por volatilização será proveniente da mineralização da matéria orgânica ou do fertilizante aplicado, sendo esse o fenômeno mais intenso mediante aumento no pH do solo (MELO, 1978).

A volatilização de amônia de fertilizantes nitrogenados e dejetos animais é o processo responsável pelas perdas de N na superfície do solo, além de constituir a maior fonte atmosférica de NH₃ (BOUWMAN et al., 1997). A volatilização causa ineficiência e incertezas com relação ao manejo do N nos solos, ao constituir um complexo fenômeno que envolve tanto reações químicas (conversão de amônio em gás amônia) quanto a processo físico (transportes do gás pelo ar) (MESSINGER et al., 2001).

A volatilização de amônia é um processo rápido que ocorre na semana seguinte da aplicação do fertilizante nitrogenado (DIEST, 1988). Quando a uréia é aplicada ao solo, o processo de perda N-NH₃ por volatilização envolve inicialmente a hidrólise por meio da urease, que é uma enzima extracelular produzida por bactérias, actinomicetos e fungos do solo ou, ainda, originada de restos vegetais. Em função das características da urease, fatores que influenciam a atividades do microorganismo também influenciam a hidrólise da uréia, promovendo grandes variações na taxa de hidrólise para diferentes solos (REYNOLD & WOLF, 1987).

Como resultado da hidrólise, tem-se a formação de carbonato de amônio que não é estável e que se desdobra em $\text{NH}_3(g)$, CO_2 e água. Parte da NH_3 formada reage com íons H^+ da solução do solo e com íons H^+ dissociáveis do complexo coloidal, resultando no cátion NH_4^+ , a hidrólise da uréia ocorre em solos com vários teores de umidade; porém, quanto mais rápida a hidrólise, maior o potencial de perda de NH_3 .

A adição de água tem influência direta sobre a hidrólise, promovendo aumento da difusão da uréia e, consequentemente, maior contato com a urease no solo. Outro fator a ser considerado é o pH do solo. Devido a neutralização da acidez pelo carbonato há elevação do pH, que pode atingir valores acima de sete na região próxima aos grânulos do fertilizante aplicado, favorecendo a formação de amônia. Portanto, todos os fatores que tem influência sobre o pH do sistema solo-água influenciam a taxa de perdas (RODRIGUEZ; KIEHL, 1992).

3 HIPÓTESES

A incorporação de dejeto líquido suíno em relação à aplicação superficial no solo diminui a volatilização de amônia.

A cobertura com palha diminui a volatilização de amônia.

A menor umidade favorece a volatilização de amônia.

Altas doses de dejeto líquido suíno aumentam a volatilização de amônia.

4. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em condições controladas, em casa de vegetação e no Laboratório de Manejo e Física do Solo, na Universidade do Estado de Santa Catarina, no Centro de Ciências Agroveterinárias Lages/SC, entre agosto e setembro de 2016.

Os tratamentos consistiram de um fatorial 3x2x2x3, sendo uma testemunha e duas doses de dejeto líquido suíno (DLS) (50 e 200 m³ ha⁻¹); aplicação de palha de milho (10 Mg/ha MS) como cobertura do solo (com ou sem palhada); duas formas de aplicação do DLS (injetado ou superficial) e três umidades (50, 75 e 100% da capacidade de campo), com três repetições, em delineamento inteiramente casualizado.

A dose 200 m³ ha⁻¹ (70 mg N/kg) de DLS, foi baseada na recomendação de N de 140 kg/ha, visando produtividade de 8 Mg ha⁻¹ de grãos de milho (CQFS-RS/SC, 2004).

O solo utilizado foi um Cambissolo Húmico Alumínico típico (EMBRAPA, 2013), proveniente da área experimental localizada no CAV/UDESC, com cultivo de milho no verão e aveia no inverno, o local recebe aplicações de DLS desde 2012, o mesmo foi coletado na camada de 0-20 cm, seco ao ar e peneirado em peneira com malha de 2 mm, tendo as seguintes características químicas e físicas: pH (H₂O): 5,4; SMP: 5,9; Al: 5,1 cmol_c kg⁻¹; Ca: 5,6 cmol_c kg⁻¹; Mg: 1,9 cmol_c kg⁻¹; P: 3,1 mg/dm³; K: 92 mg/dm³; argila: 455 g kg⁻¹; matéria orgânica: 46 g kg⁻¹ (RAUBER, 2015). A análise granulométrica foi determinada conforme metodologia descrita pela Embrapa (2004), e sua caracterização química foi realizada com as metodologias descrita por TEDESCO et al., (1995).

No experimento foram utilizados 300 g de solo dispostos em recipiente de 700 ml com tampa para incubação do solo (sem planta), proveta de 50 ml e seringa de 20 ml para adicionar água e o dejeto, e palhada de milho, segundo metodologia preconizada por RAUBER (2015).

A água foi misturada ao solo em uma bandeja, logo depois o solo foi acondicionado no recipiente de 700 ml, a incorporação do DLS no tratamento incorporado com palha, foi realizada diretamente na bandeja contendo o solo, de forma manual, e na aplicação superficial com palha, as doses foram injetadas após a cobertura da palhada no pote em temperatura ambiente (Figura 1).

Figura 1 - a) Aplicação do DLS incorporado; b) Aplicação do DSL superficial com palha.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

Houve a padronização das umidades considerando o mesmo volume do DLS e de água empregada em cada tratamento. Para o controle da umidade nas diferentes proporções em relação à capacidade de campo foi realizada pesagem dos recipientes, com o auxílio de uma balança analítica, no primeiro dia de implantação do experimento, a mesma foi aferida a cada 2 dias, até o final das avaliações em casa de vegetação (Figura 2).

Figura 2 - Controle da umidade.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

Nos tratamentos com cobertura de palha, o dejeto foi adicionado ao solo sobre 1,8 g de palhada de milho (*Zea mays*), considerando a umidade de 16% para 300 g de solo, o cálculo foi baseado para 10 Mg/ha MS. Os resíduos da cultura do milho foram obtidos pela coleta de plantas em estágio de maturação fisiológica. O material foi moído e peneirado, logo depois a matéria seca da palha foi obtida secando-se o material em estufa a 65°C, e os teores de C orgânico e N total, foram determinados conforme método descrito por TEDESCO et al., (1995).

O DLS foi proveniente de animais confinados em unidade produtora de suínos (ciclo completo), sendo 50% retirado de biodigestor e 50% de lagoa anaeróbica, oriundo da Embrapa Aves e Suínos de Concordia, SC. A concentração de nutrientes do DLS foi determinada conforme metodologia descrita por TEDESCO et al. (1995). A composição do dejeto líquido suíno expresso em base úmida está disposta na tabela 1.

Tabela 1 - Composição do dejeto líquido suínos (DLS) expressos em base úmida.

Resíduo orgânico	MS (g kg ⁻¹)	N Total (kg m ⁻³)	N Amoniacal (kg m ⁻³)	N Nítrico (kg m ⁻³)	C/N	pH	Densidade (g/cm ⁻³)
DLS	32	3,6	2,7	0,2	-	7,6	11

Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

A captação da NH₃ (amônia) volatilizada do solo foi feita em tubos falcon com capacidade de 15 ml, contendo 10 ml de H₃PO₄ 0,5M (Figura 3). Dentro deste tubo colocou-se solução de H₃PO₄, glicerina (1 %) e duas fitas de papel-filtro (1 x 8 cm) imersos nesta solução com a finalidade de aumentar a superfície de contato da NH₃ com o H₃PO₄ (RAUBER, 2015).

Figura 3 - Captação da NH₃ em tubos falcon.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

As avaliações de NH₃ foram realizadas no 1º, 2º, 3º, 4º, 5º, 6º, 7º, 8º, 9º, 10º, 11º, 12º, 13º e 14º dias após a aplicação do DLS. A quantidade de N-NH₃ volatilizada foi determinada no mesmo dia das coletas, por arraste de vapor, em aparelho semimicro Kjeldahl, com destilação de uma alíquota de 10 ml, adicionando-se 20 ml de NaOH. (RAUBER, 2015). Ao final das avaliações foram calculados os fluxos de NH₃, as quantidades acumuladas de NH₃ que volatilizaram e a proporção do N aplicado que foi perdido (Figura 4).

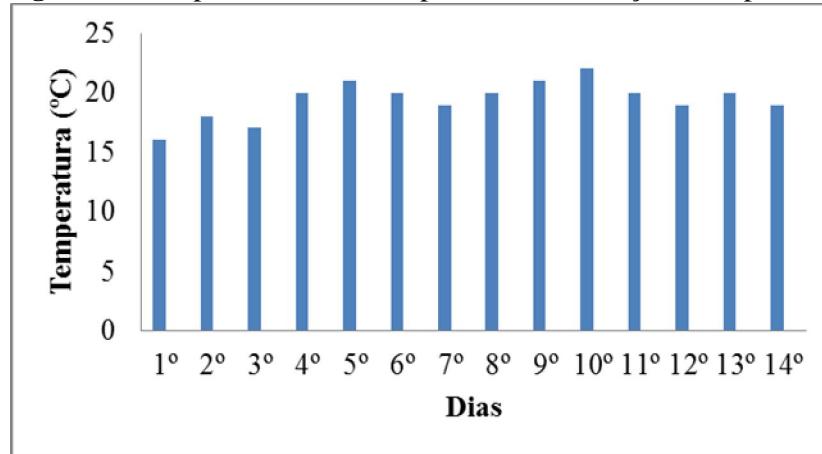
Figura 4 - Destilação de N (N-NH₃).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

A temperatura foi monitorada durante o período de condução do experimento, sob condições controladas na casa de vegetação (Figura 5).

Figura 5 - Temperatura durante o período de condução do experimento.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

Os resultados foram submetidos à análise de variância e comparação de médias dos tratamentos pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

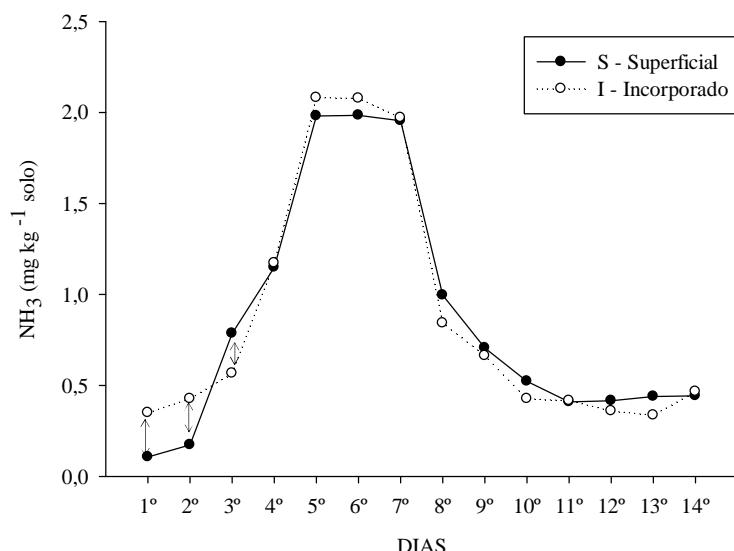
Os principais efeitos e as interações significativas para volatilização de NH₃ e NH₃ acumulada serão apresentados com base nos resultados da análise de variância (Apêndice A, B, C e D).

Os efeitos principais significativos ($P<0,05$) na volatilização de NH₃ observados ocorreram para cobertura no 1°, 5°, 6°, 7°, 8°, e 10° dia, forma de aplicação no 1°, 2°, 3°, 10°, 12° e 13° dia e dose em todos os dias de avaliação. Para as interações os efeitos significativos aconteceram para dose e cobertura no 1°, 2°, 3° e 4° dia, dose e forma de aplicação no 1°, 2° e 4° dia e forma de aplicação e cobertura no 1°, 2°, 3°, 6°, 8°, 10°, 12° e 13° dia.

5.1 Forma de aplicação

Os maiores picos de volatilização de amônia ocorreram entre 5° e 6° dias de avaliação, com maiores emissões de NH₃ na forma de aplicação superficial (Figura 6). Os resultados foram estaticamente significativos nos primeiros três dias de avaliação para volatilização de amônia (NH₃). As maiorias dos trabalhos a campo em sistema de plantio direto mostram que a incorporação do DLS no solo reduz a perdas de nitrogênio por volatilização de NH₃ (ARENHARDT, 2016; DAMASCENO, 2010; PORT, 2010).

Figura 6 - Efeito simples da forma de aplicação nos picos diárias de NH₃. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

No 1º, 2º e 3º dia de avaliação a volatilização foi significativa em comparação aos outros dias de avaliação, no decorrer do 4º dia até o final do experimento não houve diferença significativa para o efeito simples da forma de aplicação.

No 1º, 2º e 3º dia de avaliação a volatilização foi significativa em comparação aos outros dias de avaliação, no decorrer do 4º dia até o final do experimento não houve diferença significativa para o efeito simples da forma de aplicação. As perdas iniciais por volatilização de amônia ocorrem nas primeiras horas após a aplicação, entre 24h e 48h após a aplicação de DLS, indicando que a incorporação do dejeto seria uma opção para diminuir as perdas (BASSO et al., 2004). As taxas iniciais de perda de N dos dejetos por volatilização de NH₃ são atribuídas à elevada concentração inicial de N amoniacial no solo e ao aumento do pH na interface solo/dejetos, quando o pH dos dejetos for elevado (SOGAARD et al., 2002). O rápido decréscimo nas taxas de volatilização de NH₃ acontece em função da redução da concentração de NH₄⁺ na interface solo/dejetos, como resultado da volatilização, da infiltração e da nitrificação (MONACO et al., 2012).

GIACOMINI (2005) encontrou que 28 e 83% da perda total de N amoniacial ocorreram entre 3 e 21 horas após a aplicação superficial de DLS, durante uma avaliação de 82 horas. O horário de aplicação não afetou as perdas de amônia por volatilização. Sugere-se assim que a utilização eficiente do DLS esteja condicionada à incorporação no solo (LARA CABEZAS et al., 2000), mas podem haver variações em função das condições climáticas e dos tipos de solos.

Em trabalhos conduzidos por ZAMAN; BLENNERHASSETT (2010), mostram que a emprego de ureia e DLS aplicados na superfície do solo beneficia perdas gasosas de amônia (NH₃), para o atmosfera (SANGOI et al., 2003; CAMERON et al., 2013), o que reduz o potencial fertilizante dos dejetos e traz impactos negativos ao meio ambiente.

A incorporação de DLS no solo após a sua aplicação pode reduzir substancialmente as emissões de amônia (HUIJSMANS et al., 2003; WEBB et al. 2010; AITA et al., 2014), limitando a exposição ao ar e, aumentando a imobilização de NH₄⁺, devido ao maior contato do dejeto com as partículas do solo (DELL et al., 2001). O pico de emissão ao 5º dia de avaliação pode estar relacionado com o ambiente controlado da casa de vegetação. É importante observar as condições ambientais no momento da aplicação dos dejetos, pois em campo não se tem o controle da umidade, temperatura e velocidade dos ventos, que são os principais fatores ambientais que controlam as perdas de N por volatilização de NH₃ (HUIJSMANS et al., 2003; SOMMER et al., 2003).

A injeção DLS no solo revela-se uma alternativa eficiente no controle da volatilização de NH₃, pois diminui a área de exposição dos dejetos à ação do vento, em relação à sua aplicação na superfície do solo, como avaliado em campo (MAGUIRE et al., 2011; DELL et al., 2012). WEBB et al., (2010), verificaram que essa prática pode reduzir a volatilização de NH₃ em pelo menos 90 % em relação à aplicação superficial. Outro autor (DAMASCENO, 2010) ao injetar DLS no solo, no cultivo de milho, em SPD encontrou que essa prática diminuiu em 27 vezes a emissão de NH₃ em relação à aplicação superficial dos dejetos.

Para o melhor aproveitamento agronômico do DLS tem se avaliado sua injeção ao solo, o que tem sido uma alternativa adotada no Brasil e em países de clima temperado (DI et al., 2009; ZHU et al., 2014), apresentando ser uma alternativa eficiente para reduzir a volatilização de amônia (DELL et al., 2012; POTE; MEISINGER, 2014).

Em trabalhos com condições controladas, RAUBER, (2015), apresenta que a injeção de fontes de N no solo ocasiona menores picos de volatilização de NH₃ em relação à aplicação superficial, nos primeiros dias de avaliação. Esta diferença resulta da menor exposição do dejetos ao ar e favorece a adsorção e retenção de N-amoniacial nas partículas do solo (DELL et al., 2001). Trabalho realizado por DELL et al., (2012), observaram que ao incorporar esterco suíno em lavoura de plantio direto, houve redução na emissão de NH₃, em relação a aplicação superficial.

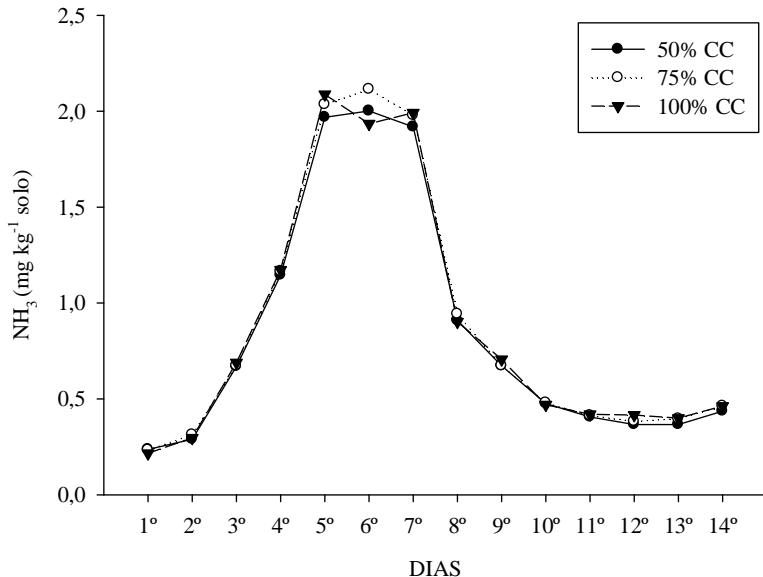
5.2 Umidade

Os maiores picos de volatilização de NH₃ foram observados no 5º e 6º dia (Figura 7) e que nos primeiros quatro dias as emissões diárias foram semelhantes, porém os picos foram menores nas umidades correspondentes a 50 e 75% da CC.

Não houve diferença significativa para volatilização de amônia para todos os dias de avaliação, a umidade não interferiu em relação à taxa de volatilização durante a condução do estudo.

Nestas condições, as diferentes umidades do solo não foram suficientes para proporcionar perdas significativas de NH₃ para atmosfera em condições controladas ao longo das avaliações diárias (Figura 7).

Figura 7 - Efeito simples da umidade nos picos diários de NH₃.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

Em condições controladas TASCA (2009), avaliou a volatilização de NH₃ a partir da aplicação de duas fontes de nitrogênio em laboratório, o mesmo autor encontrou resultados diferentes em comparação a condução deste estudo, onde verificou que a umidade do solo influenciou a volatilização de amônia somente quando os fertilizantes foram aplicados na forma sólida sobre a superfície do solo. No mesmo trabalho, foi observado que no solo seco ao ar houve menor volatilização de amônia, que nos tratamentos com solo mais úmido. O solo seco promoveu menores perdas de N do que as demais umidades avaliadas.

SANTOS et al., (2016) ao avaliar perdas de amônia por volatilização em resposta à adubação nitrogenada do feijoeiro também encontraram resultados diferentes em comparação aos deste estudo, onde mostram que a umidade do solo logo depois da aplicação da fonte de nitrogênio, é mais importante em comparação com a umidade do solo no momento da aplicação, pois quando a ureia é aplicada na superfície e sem incorporação ao solo, a água diminui a volatilização da amônia ao redor dos grânulos de ureia produzidos pela reação de hidrólise, além de proporcionar a incorporação da ureia no solo.

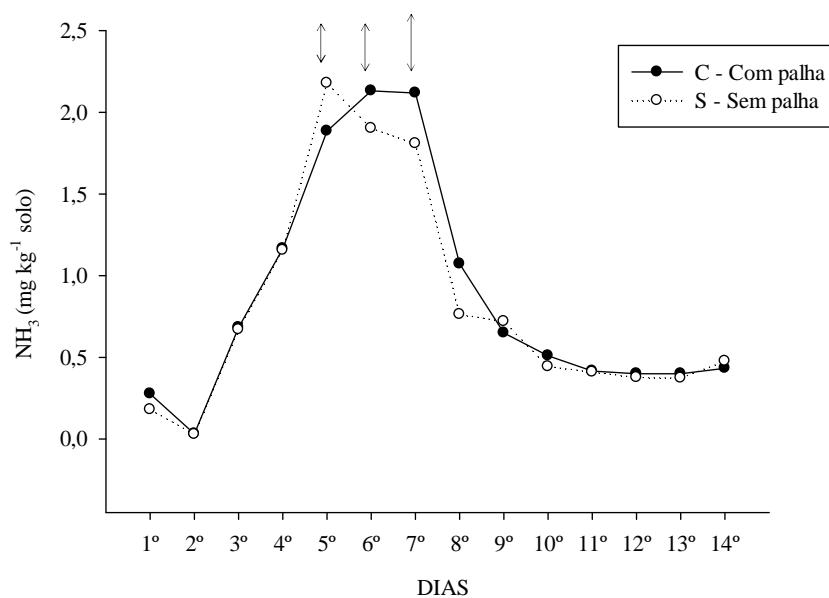
Entre os fatores que afetam a volatilização de NH₃ a campo, as condições climáticas, tais como umidade do solo e alta temperatura média do ar (LIU et al., 2007; CLAY et al., 1990) e fatores de solo como o alto pH, e presença de resíduos vegetais (SENGIK et al., 2001; SANGOI, 2003; ROCHETTE et al., 2009), favorecem a emissão de NH₃ (ZAMAN et

al., 2009), Segundo MARTHA JUNIOR (2003), altas temperaturas e umidade do ar podem colaborar para aumentar a volatilização de amônia.

5.3 Cobertura do solo

A cobertura do solo com palha de milho influenciou na volatilização de NH_3 no 6º e 7º dia avaliação apresentando diferença significativa para ambos os dias. Em relação ao solo sem cobertura no 5º dia houve diferença significativa na volatilização de amônia, nos dias subsequentes a volatilização foi semelhante e as emissões diminuíram (Figura 8). Os maiores picos de volatilização ocorreram na cobertura com palha em se comparando com a sem palha.

Figura 8 - Efeito simples da cobertura nos picos diários de NH_3 . A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

Resultados obtidos em trabalhos conduzidos em sistemas de plantio direto na região Sul do Brasil por GIACOMINI et al., (2013) evidenciaram transformações do N no solo após a aplicação de DLS e cama sobreposta de suínos, com e sem palha de aveia, e com e sem incorporação ao solo. Com aplicação dos dejetos sobre a palha de aveia, houve perda de N por volatilização de amônia semelhante àquela ocorrida após a aplicação dos dejetos na superfície do solo, sem palha, concordando com os resultados deste trabalho.

Neste mesmo estudo foi observada alta concentração de N amoniacal na superfície do solo, logo após a aplicação do DLS, que, aliada ao pH normalmente elevado dos DLS, pode aumentar a relação $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ e facilitar a emissão de NH_3 para a atmosfera (CHANTIGNY et al., 2007). Mesmo em condições de campo esses resultados podem ser uma possível explicação para maior volatilização de NH_3 na cobertura com palha no sexto e sétimo dia de avaliação diária encontrada nesse trabalho.

Entretanto estudos realizados para avaliar perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de DLS em plantio direto (PORT et al., 2003) mostraram que tratamentos em que os dejetos foram aplicados sobre os resíduos culturais de aveia-preta diminuíram a volatilização de amônia em relação à aplicação sobre os resíduos culturais da vegetação espontânea. A redução na volatilização de amônia proporcionada pelos resíduos culturais da aveia-preta pode ter sido condicionada por diversos fatores. À medida que a palha permanece na superfície do solo há a formação de um microclima ao qual é vinculada, normalmente, diminuição na temperatura e aumento na umidade do solo em relação ao solo descoberto. Os mesmos autores ressaltam que a palha afeta a temperatura do solo, e pode ter retido fisicamente N na forma amoniacal, especialmente aquele presente na fração líquida dos dejetos. Como os resíduos culturais da aveia-preta recém-manejada devem apresentar maior capacidade de retenção da fração líquida do que os da aveia-preta remanescente de anos anteriores, explicando a importância da cobertura do solo por resíduos culturais.

GIACOMINI et al., (2008) avaliaram a mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo, apontaram que o DLS aplicado sobre resíduos culturais favorecem a decomposição da palha, mas rapidamente o solo ficará descoberto e portanto, podem aumentar a volatilização de amônia para atmosfera, favorecendo assim que o DLS perca seu potencial agronômico como fertilizante.

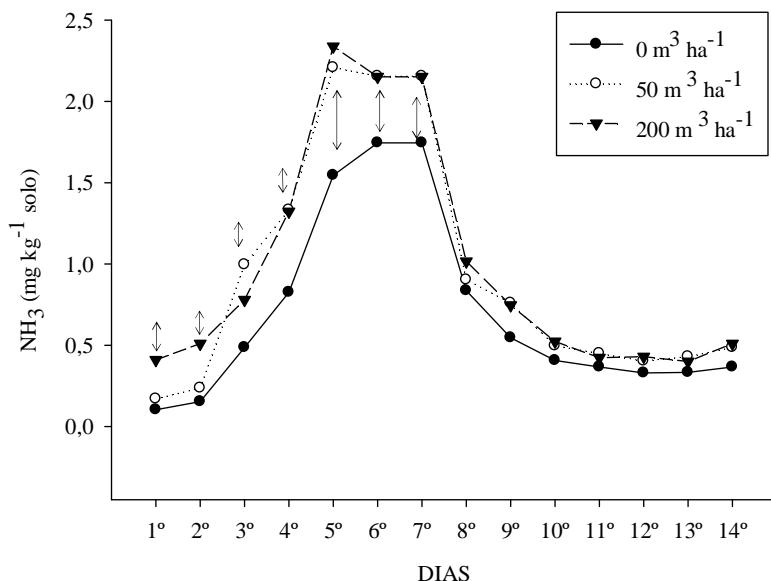
Outro fator que pode explicar a maior volatilização de NH_3 na cobertura com palha é que a presença de resíduos culturais sobre a superfície do solo influencia a quantidade de nitrogênio que se perde através da volatilização de amônia, especialmente quando a fonte de N é aplicada em superfície (VARSA et al., 1995). Esta prática em SPD é muito importante principalmente porque grande parte dos agricultores efetua a adubação de cobertura com uréia, em aplicações superficiais e a lanço. Com isso a presença de resíduos vegetais sobre a superfície no SPD também reduz o contato do fertilizante nitrogenado com o solo (MENGEL, 1996), diminuindo a adsorção de NH_4^+ aos colóides orgânicos e inorgânicos, e com isso facilitando a volatilização de amônia (SANGOI et al., 2003).

Porém, poucos são os trabalhos que relatam o efeito da palha na volatilização de NH₃ com o uso de DLS em condições de laboratório.

5.4 Dose de DLS

As maiores perdas por volatilização de NH₃ ocorreram nas duas maiores doses de DLS. No 5º dia houve o maior pico nas doses de 50 e 200 m³ ha⁻¹ (17,5 e 70 mg de N/ kg de solo) de DLS aplicado. No 1º, 2º, 3º, 4º, 5º, 6º e 7º dia de avaliação a volatilização de amônia foi significativa para as maiores doses de DLS (Figura 8). As maiores doses de DLS contribuiu de forma significativa para perdas de amônia por volatilização durante a primeira semana de avaliação. O uso de menores doses de DLS minimiza as perdas de N por volatilização de amônia.

Figura 9 - Efeito simples da dose nos picos diários de NH₃. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

Estes resultados concordam com BASSO (2003) que testou doses crescentes de DLS, porém em aplicação superficial, desde um tratamento sem aplicação de DLS até a dose de 80 m³ ha⁻¹, reportando que as maiores perdas por volatilização ocorreram nas doses de 40 e 80 m³ ha⁻¹. Sendo assim, as doses de DLS para utilização como fertilizante devem ser rigorosamente avaliadas, para minimizar as perdas por volatilização. Observou-se nas doses de DLS o pico de volatilização ocorreu após a aplicação, com decréscimo e estabilização das

perdas nos dias subsequentes entre o 5º e 7º dia. A ausência de DLS (testemunha: 0 m³ ha⁻¹) proporcionou menor volatilização de amônia em relação às doses de 50 e 200 m³ ha⁻¹ ao longo do tempo.

A utilização de DLS como fertilizante é uma prática bastante difundida na região Sul do país. Nesse resíduo orgânico, o N apresenta-se, na maioria dos casos, em maior proporção na forma amoniacal, podendo chegar a 70% do N total (SCHERER et al., 1996). Em função da grande variabilidade nos teores de nutrientes dos DLS, especialmente de N, das dificuldades operacionais e dos custos elevados para seu transporte a longas distâncias, há tendência dos agricultores em aplicarem doses maiores do que a recomendação. Além disso, dejetos de animais têm sido historicamente considerados como resíduos orgânicos que devem ser aplicados ao solo da maneira mais fácil possível (MKHABELA et al., 2009).

VANIN (2010) observou que a aplicação de DLS em doses 75 e 100 m³ ha⁻¹ foram as que proporcionaram maior volatilização de amônia, seguidas dos tratamentos nas doses de 50 e 25 m³ ha⁻¹ e testemunha, sem aplicação de DLS, assim concordando com os resultados encontrados nesse estudo. Os resultados (VANIN, 2010) corrobora os de BASSO et al., (2004) que testou doses crescentes de DLS desde um tratamento sem aplicação de DLS até a maior dose de 80 m³ ha⁻¹, as maiores perdas por volatilização ocorreram na maior dose de DLS 80 m³ ha⁻¹, sugerindo que com o aumento da dose aplicada, a volatilização de amônia será maior, visto que o incremento na quantidade de N mineral no dejetos, favorece as perdas. Sendo assim, as doses de DLS para utilização como fertilizante devem ser rigorosamente avaliadas, para minimizar as perdas por volatilização.

Verificou-se que após o maior pico da volatilização de amônia, ocorrido no 5º dia de avaliação (Figura 8), as perdas diminuíram nos tratamento testemunha, 50 e 200 m³ ha⁻¹, concordando com os resultados obtidos por VANIN (2010), que observou que a volatilização da amônia diminuiu após o maior pico de emissão de NH₃ nas doses 25, 50, 75 e 100 m³ ha⁻¹ ao longo das avaliações.

Em função disso, muitos dos trabalhos realizados nesse âmbito são de grande importância como meio de diminuir seu impacto ambiental, principalmente quando a utilização de DLS é realizada de forma incorreta e indiscriminada. Assim, a emissão NH₃ para a atmosfera, como também a liberação de óxido nitroso (N₂O), como subproduto do processo microbiano de nitrificação e também como produto da desnitrificação microbiana (ZAMAN et al., 2010), representam passivos ambientais.

5.5 Interações

A aplicação de dejetos aumentou a volatilização de amônia em relação à testemunha no solo com cobertura de milho. A volatilização de NH₃ foi maior no solo com cobertura de resíduo cultural no 1° 2° 3° e 4° dia de avaliação.

Somente no 1° 2° e 3° dia de avaliação e na maior dose de DLS houve maior volatilização no solo com palha em relação ao solo descoberto. As doses crescentes de DLS aplicadas ao solo aumentaram a volatilização de NH₃ no 1°, 2°, 3° e 4° dias de avaliação. A aplicação de DLS aumentou os fluxos de NH₃ na dose 200 m³ ha⁻¹ em relação à testemunha sem dejetos, sendo que esse aumento só ocorreu quando os dejetos foram aplicados sobre palha de milho no 1°, 2° e 3° dias de avaliação (Tabela 2).

Tabela 2 - Interação entre dose de DLS x cobertura (com palha,), sobre os teores de amônia (mg kg⁻¹ de solo) em um Cambissolo Húmico Alumínico típico, no 1°, 2°, 3° e 4° dias de avaliação.

		1° Dia			2° Dia							
PALHA		DOSES			PALHA		DOSES					
		0 m³	50 m³	200 m³			0 m³	50 m³	200 m³			
Com	0,030	Ba	0,044	Ba	0,176	Aa	0,049	Ba	0,064	Aa	0,180	Aa
Sem	0,032	Aa	0,059	Aa	0,160	Ab	0,042	Aa	0,087	Aa	0,120	Aa
		3° Dia			4° Dia							
PALHA		DOSES			PALHA		DOSES					
		0 m³	50 m³	200 m³			0 m³	50 m³	200 m³			
Com	0,179	Aa	0,216	Aa	0,221	Aa	0,283	Ba	0,409	Aa	0,357	Aa
Sem	0,114	Ba	0,243	Aa	0,120	Aa	0,213	Ba	0,392	Aa	0,437	Aa

Letra maiúscula compara dose e minúscula compara cobertura. Médias seguidas por letras diferentes diferem pelo teste de Tukey (P<0,05). Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

A volatilização de amônia aumentou com a elevação das doses de DLS em todos os dias avaliados no solo com cobertura de milho. Segundo PORT et al., (2003) a aplicação de DLS sobre resíduos culturais influenciam a volatilização de NH₃ de acordo com a proporção de doses utilizadas, quanto maior a dose, a emissão de amônia aumentará, corroborando os resultados deste trabalho.

Diferente deste estudo, GONZATTO et al., (2013) observaram que os tratamentos com aplicação de DLS no solo sem resíduos culturais de aveia, aumentou a volatilização de NH₃, em comparação aos tratamentos com cobertura de palha de aveia, essa diferença pode ser explicada pelo efeito que a palha de aveia ocasiona, tais como redução da ação do vento e

a incidência do sol. Essas diferenças, nas emissões de NH₃ podem estar relacionadas às condições predominantes em cada situação, já que a volatilização da amônia proveniente dos dejetos é um processo complexo, envolvendo diversas interações entre solo, dejetos e condições atmosféricas (SMITH et al., 2009). Além disso, a maioria dos trabalhos em SPD é conduzido a campo, na qual a volatilização de amônia estará ligada a agentes externos, como umidade relativa do ar, tipo de DLS utilizado, tipo de cobertura, solo e temperatura.

Houve interação entre dose e forma de aplicação no 1º e 2º dia de avaliação, onde a maior dose de DLS aumentou a volatilização de NH₃ na aplicação superficial (Tabela 3). No 3º dia de avaliação a maior volatilização ocorreu na dose de 200 m³ ha⁻¹ na aplicação incorporada e equivaleu as demais doses aplicadas em superfície.

Tabela 3 - Interação entre dose x forma de aplicação (FA I – incorporado s - superficial), sobre os teores de amônia (mg kg⁻¹ de solo) em um Cambissolo Húmico Alumínico típico, no 1º, 2º, e 3º dias de avaliação.

1º Dia			2º Dia				
FA	DOSES		FA	DOSES			
	0	50	200		0	50	200
I	0,019 Aa	0,043 Aa	0,028 Ab	I	0,028 Ab	0,063 Aa	0,049 Ab
S	0,075 Ba	0,051 Ba	0,195 Ab	S	0,092 Ba	0,078 Ba	0,229 Aa
3º Dia							
FA	DOSES						
	0	50	200		0	50	200
I	0,219 Bb	0,277 Bb	0,388 Aa				
S	0,413 Aa	0,429 Aa	0,365 Aa				

Letra maiúscula compara dose e minúscula compara forma de aplicação.
Médias seguidas por letras diferentes diferem pelo teste de Tukey (P<0,05). Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

A aplicação de DLS em superfície favoreceu maiores perdas de volatilização de NH₃, as maiores doses nessa forma de aplicação aumentaram a amônia volatilizada durante a condução do estudo. As doses 50 e 200 m³ ha⁻¹ aumentaram as perdas de amônia em comparação à testemunha no 1º, 2º e 3º dias de avaliação, o tratamento testemunha teve menor volatilização de amônia na forma de aplicação incorporada no solo.

Segundo RAUBER (2015) a injeção das fontes de N no solo mostrou menor emissão de NH₃ em comparação à aplicação superficial. O que resulta da menor exposição do DLS ao ar e favorece a adsorção e retenção de N-amoniacial em partículas de solo (Dell et al., 2011). Estes resultados estão de acordo com encontrados nesse estudo. WEBB et al., (2014), que

testaram a injeção imediata de esterco de suínos, bovinos e de aves em dois solos contrastantes na Inglaterra verificaram redução na emissão de NH₃ em relação à aplicação na superfície. DAMASCENO (2010) obteve resultados semelhantes ao deste estudo, o qual encontrou que a aplicação de DLS em superfície aumentou a emissão de amônia comparada à forma de aplicação incorporada.

A diminuição das perdas de N por volatilização de amônia pode ser obtida pela incorporação do DLS ao solo, conforme comprovam os resultados de GIACOMINI (2005) e SMITH et al. (2009). No trabalho de SMITH et al. (2009), a incorporação de DLS ao solo uma hora após a sua aplicação reduziu as perdas de NH₃, relativamente à aplicação superficial. Para SAEYS et al. (2008), a injeção dos dejetos constitui a alternativa mais eficiente para reduzir a volatilização de amônia. Apesar das diferenças mencionadas quanto à emissão de NH₃ em comparação as formas de aplicação, num experimento de campo envolvendo o uso de dejetos líquidos suíno em solo sob plantio direto após dois anos e em dose equivalente, ROCHETTE et al. (2009) verificaram que os fluxos de NH₃ aumentaram após a aplicação dos dejetos na superfície do solo, em comparação à forma de aplicação incorporada. No trabalho de MISSELBROOK et al. (2002), a injeção de dejetos líquidos em solo de pastagem nativa foi comparada à aplicação superficial quanto à eficiência em reduzir a emissão de NH₃. Aplicando doses de DLS que variaram de 20 a 54 m³ ha⁻¹, os autores constataram que a redução nas emissões de NH₃ foi menor na forma de aplicação injetada no solo.

Em relação à interação entre presença de palha e a forma de aplicação, é possível perceber que perdas de NH₃ volatilizada foram significativas no 1°, 2°, 3°, 6°, 8°, 10°, 12° e 13° dias de avaliação. A cobertura com palha e forma de aplicação superficial apresentaram os maiores picos de volatilização no 1°, 2°, e 6° dias, e no tipo de cobertura com palha na forma de aplicação incorporada no 8°, 10°, 12° e 13° dias de avaliação (Tabela 4).

Houve interação entre a forma de aplicação do DLS e a cobertura com resíduos culturais de milho para a quantidade de amônia volatilizada. A aplicação superficial do DLS propiciou maior volatilização do que a sua incorporação no 2°, 10°, 12° e 13° dias, com o solo com cobertura de palha de milho. A diminuição na volatilização ocasionada pela incorporação do DLS no solo sem cobertura no 3° e 6° dia pode estar ligada ao aumento do contato entre o fertilizante e as partículas de solo (SANGOI et al., 2003). Com isso, há maior adsorção de NH₄⁺ às cargas negativas do solo (SILVA et al., 1995), dificultando sua transformação para amônia. Quando o DLS foi aplicado na superfície do solo sobre a palha, a quantidade de NH₃ volatilizada foi maior. Por outro lado, quando o DLS foi aplicado sobre a superfície desse

solo, a manutenção de palha na superfície proporcionou as menores perdas de amônia relativamente aos tratamentos com palha incorporada ou sem palha (Tabela 4). A manutenção de resíduos de milho sobre a superfície do solo aumentou a quantidade de amônia volatilizada na maioria dos dias de avaliação (Tabela 4). Acredita-se que a maior volatilização ocorrida no solo quando o DLS foi aplicado sobre a palha deveu-se ao menor contato entre o DLS e o solo, favorecendo a volatilização (LARA CABEZAS et al., 1997).

Tabela 4 - Interação entre cobertura (C) (Com palha e Sem palha)) x forma de aplicação (FA i – incorporado s - superficial), sobre os teores de amônia (mg kg^{-1} de solo) em um Cambissolo Húmico Alumínico típico, no 1º, 2º, 3º, 6º, 8º, 10º, 12º e 13º dias de avaliação.

1º Dia		2º Dia		3º Dia		6º Dia	
C	FA	C	FA	C	FA	C	FA
I	S	I	S	I	S	I	S
C 0,038Ba	0,129Aa	C 0,068Ba	0,125Aa	C 0,180Ab	0,230Aa	C 0,580Ba	0,701Aa
S 0,027Ba	0,080Ab	S 0,035Ba	0,134Aa	S 0,292Aa	0,110Bb	S 0,600Aa	0,542Ab
8º Dia		10º Dia		12º Dia		13º Dia	
C	FA	C	FA	C	FA	C	FA
I	S	I	S	I	S	I	S
C 0,367Aa	0,277Ba	C 0,181Aa	0,124Ba	C 0,132Aa	0,095Bb	C 0,151Aa	0,090Ba
S 0,231Ab	0,227Ab	S 0,133Ab	0,133Aa	S 0,118Aa	0,122Aa	S 0,114Ab	0,111Aa

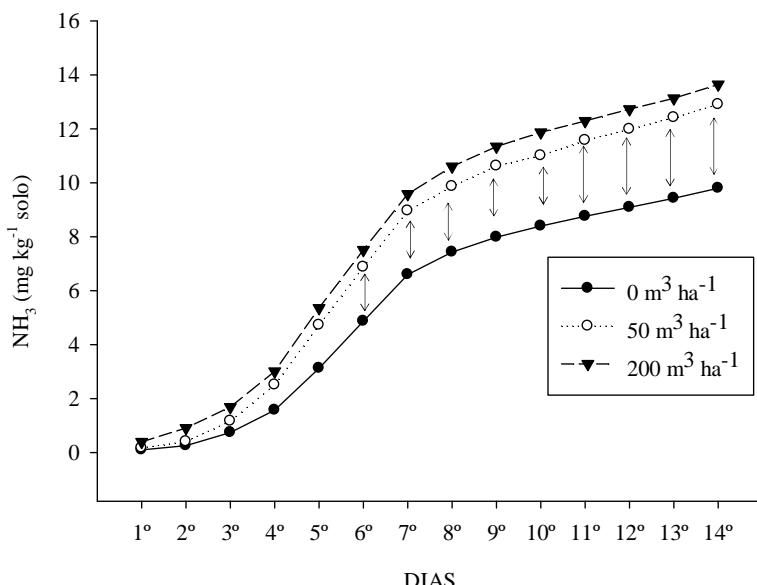
Letra maiúscula compara cobertura e minúscula compara forma de aplicação. Médias seguidas por letras diferentes diferem pelo teste de Tukey ($P<0,05$). Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

Resultados obtidos por DENDOOVEN et al., (1998), constataram que a incorporação de DLS ao solo reduziu a volatilização de amônia em comparação à aplicação superficial, Com a aplicação do DLS sobre a palha de aveia os mesmos autores encontraram que a perda de amônia por volatilização foi semelhante à ocorrida após a aplicação do dejeto na superfície do solo sem palha. A palha de milho aumentou a volatilização de amônia na condução deste estudo, porém a incorporação do DLS no solo favorece a diminuição de amônia volatilizada.

5.6 Emissão acumulada de NH_3

As maiores doses de DLS (50 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) ocasionaram as maiores perdas acumuladas de N por volatilização $6,85$ e $18,5\%$, respectivamente em relação ao total aplicado (70 e 175 mg/kg de solo). No entanto a dose de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ proporcionou a maior volatilização de NH_3^+ acumulada no final das avaliações com perda de 13 mg/kg de N ha^{-1} em comparação com a testemunha ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) (Figura 10).

Figura 10 - Efeito simples das doses nos picos diários de NH_3 acumulada. A barra vertical representa a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey (5%).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

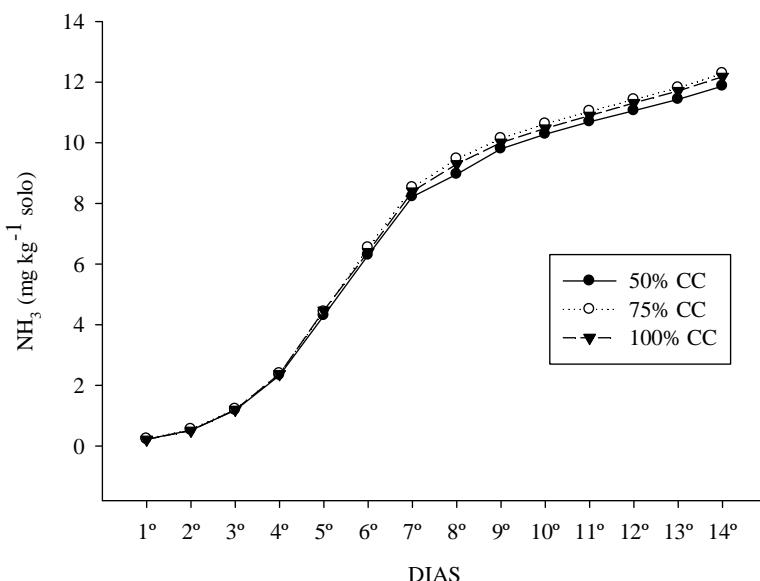
A perda acumulada de N por volatilização de NH_3 no tratamento testemunha foi baixa em comparação aos tratamentos que receberam maiores doses, totalizando 9 mg/kg de N ha^{-1} nos 14 dias de condução do experimento, o que se deve ao fato de não ter sido aplicado DLS ao solo do referido tratamento. As emissões acumuladas de NH_3 mostram que as maiores perdas de N por volatilização ocorreram a partir do 6º dia de avaliação após a aplicação do DLS, para a emissão acumulada houve diferença significativa entre as maiores doses em comparação com a testemunha do 6º dia até o final das avaliações. Não houve diferença significativa entre as doses de 200 e $50 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$.

VANIN (2010) encontrou que nas primeiras 24 horas após a aplicação das doses de DLS, as maiores perdas por volatilização de amônia nas doses de 75 e $100 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ de DLS, onde as perdas foram de 17 e 5% do total de N aplicado, respectivamente. As perdas representaram 66 e 54% da amônia volatilizada durante as avaliações, totalizando perdas por volatilização de amônia de 28 e 17% do total de N aplicado. PORT et al. (2003), também encontraram perdas por volatilização de amônia após a aplicação superficial de DLS entre $6,5$ e $16,1\%$ do N amoniacal aplicado. BASSO et al. (2004) verificaram perdas por volatilização de amônia entre 15 e 39% do N mineral aplicado após a aplicação superficial de doses entre 0

e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS. Estas perdas representaram 63% do N volatilizado durante as avaliações, que foi de $8,25 \text{ kg ha}^{-1}$ de amônia, totalizando assim, perdas por volatilização de 4,6% do total de N aplicado nas primeiras 48 horas.

Não houve efeito significativo para umidade em relação à perda de amônia acumulada volatilizada ao longo do estudo, a perda acumulada de amônia nas diferentes umidades foi de 11 mg/kg de solo, totalizando 21% de amônia volatilizada durante a condução do estudo (Figura 11).

Figura 11- Efeito simples da umidade nos picos diários de NH_3 acumulado.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

Mesmo em condições e fontes de N diferentes do presente trabalho, DUARTE et al., (2007), salientaram que tratamentos com aplicação de N em solo seco registrou um fluxo semelhante ao tratamento sem aplicação de uréia, o que indica ausência de volatilização de N durante o período de avaliação com o solo nessas condições, alguns resultados deste trabalho mostram que menor umidade diminui a volatilização de NH_3 . Porém, é importante ressaltar que as condições de temperatura, fonte de N, solo e outras variáveis ambientais são importantes para determinar a volatilização desse gás.

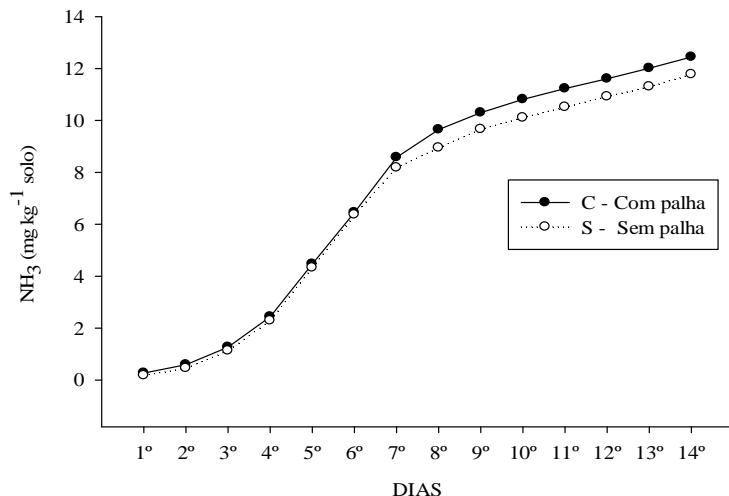
No mesmo estudo, foi observado que a maior intensidade de emissão de NH_3 foi para o tratamento de ureia com solo úmido, sendo que houve redução intensa desta emissão após 96 horas da aplicação. A expressiva redução na taxa diária de volatilização, passadas 96 horas

da aplicação da uréia, pode indicar que o nitrogênio moveu-se para camadas mais profundas do solo, onde o processo de volatilização é reduzido (RODRIGUES; KIEHL, 1986; 1992; HARGROVE, 1988).

Em trabalho de COSTA et al., (2003) utilizando ureia sobre a palha de cana de açúcar, observaram que a umidade do solo influenciou a volatilização de NH_3 . Outro fator importante para essas perdas é relacionado a precipitações, pois chuvas de 58 e 22 mm ocorridas na área onde foi realizado o estudo fizeram com que a palha e o solo apresentassem considerável umidade por ocasião da instalação do experimento, o que pode ter contribuído para aumento nas perdas de NH_3 .

A cobertura com palha ao longo do estudo ocasionou maior perda de NH_3 . Esse resultado vai contra a maioria dos estudos realizados com sistema de plantio direto, os quais mostram que a cobertura com palha diminui a emissão de amônia (Figura 12).

Figura 12 - Efeito simples da cobertura nos picos diários de NH_3 acumulada.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

Não houve resultado significativo para emissão acumulada de NH_3 , a perda acumulada de amônia para cobertura foi de 12 mg/kg de solo o que representa uma perda de 19%. COSTA et al., (2003) utilizaram ureia sobre a palha de cana de açúcar, o que ocasionou elevadas taxas de perda de NH_3 por volatilização, por causa da ação da urease no solo e da palha. MACHADO (2015) encontrou que a quantidade de N perdido por volatilização de NH_3 pode ser influenciada pela presença de resíduos culturais sobre a superfície do solo. Essa

perda pode estar condicionada pelo incremento de matéria orgânica nas camadas mais superficiais do solo, assim favorecendo o aumento da atividade microbiana, o que aumenta a volatilização de amônia, o que pode explicar a volatilização de NH₃ no presente trabalho.

6. CONCLUSÃO

A aplicação incorporada no solo de DLS em comparação com a superficial reduz perda por volatilização de amônia;

Doses crescentes de DLS aumentam a volatilização de amônia;

A cobertura com palha aumenta a volatilização de amônia, em comparação com a cobertura sem a palha de milho;

A umidade do solo não influencia a volatilização da NH₃.

7. REFERÊNCIAS

ACCS. Associação Catarinense dos Criadores de Suínos. **Relatório Anual 2013**. Disponível em: <http://www.accs.org.br/index>. Acesso em: 12 de janeiro de 2016.

AGUIAR R. A.; MOREIRA, J. A. A.; STONE, L. F.; BERNARDES, T. G.; JESUS, R. P. Sustentabilidade de sistemas orgânicos com plantas de cobertura na cultura do arroz por meio de alterações físicas do solo. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 40, n. 2, p. 142-149, 2010.

AITA, C.; BASSO, C.J.; CERETTA, C.A. et al. Plantas de cobertura do solo como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 25:157-165, 2001.

AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; HUBNER, A.P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesq. Agrop. Bras.**, 42: 95-102, 2007.

AITA, C. et al. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in southern Brazil. **Journal Environmental Quality**. v.43, p.789-800, 2014.

ALVES, M.V. Fauna do solo influenciada pelo uso de fertilizantes minerais e dejetos suínos na sucessão aveia milho, sob semeadura direta. 46f. **Dissertação** (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2007.

ARAÚJO, E.A. et al. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**. v.5, n.1 jan/abr. 2012.

ARCHER, J. R.; SMITH P. D. The relation between bulk density available water capacity, and air capacity of soils. **Journal of Soil Science**, v.23, p.475-480, 1972.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E ACUMULADORA DE CARNE SUÍNA – ABIPECS, 2015. Disponível em: Acesso em 10 de janeiro de 2016

ALVARENGA, R. C.; CRUZ, J. C.; N, NOVOTNY, E. H. Plantas de cobertura do solo. In: **Sistemas de produção: Cultivo do milho.** Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas, 2000, 30 p.

ALVARENGA, R. C.; CABEZAS, W. A. L.; CRUZ, J. C.; SANTANA, D. P. Plantas de cobertura de solo para sistema de plantio direto. **Informe agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 208, p. 25-36, 2001.

ANDRADE, D. S.; COLOZZI-FILHO, A.; OLIVEIRA, E.; BALOTA, E. L. Populações de bradirizóbio/rizóbio em função da aplicação de resíduo de suíno e dos sistemas de plantio. In: Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da água, 14, Cuiabá, MT.CD **Anais...** SBCS, 2002. 1 CD-ROM.

ANGHINONI, I. Adubação nitrogenada nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. In: SANTANA, M. B. M. (Ed.) **Adubação nitrogenada no Brasil.** Ilhéus: CEPLAC, 1985. p.1-19.

BALOTA, E.L.; MACHINESKI, O.; MATOS, M.A. Soil microbial biomass under different tillage and levels of aplied pig slurry. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.16, n.5, p.487-495, 2012.

BALOTA, E. L. et al. Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. **Science of the Total Environment.** v.490. p.397-404, 2014.

BALOTA, E.L.; MACHINESKI, O.; TRUBER, V. Soil enzyme activities under pig slurry addition and different tillage Systems. **Acta Scientiarum. Agronomy.** v. 33, n. 4, p. 729-737, 2011.

BARILLI, J. Atributos de um Latossolo Vermelho sob aplicação de resíduos de suínos. 2005. 77 p. **Tese** (Doutorado). Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos.** Santa Maria, 2003. 125f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTTO, E. Dejeto líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, p. 1305-1312, 2005.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. **Dinâmica e função da matéria orgânica.** In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Genesis, 1999. P.1-26.

BLOOM, A. J.; SMART, D. R.; NGUYEN, D. T. & SEARLES, P. S. Nitrogen assimilation and growth of wheat under elevated carbon dioxide. **Plant Biology**, v. 99, n. 12, p. 1730-1735, 2002.

BRASIL projeções do agronegócio 2010/2011 a 2020/2021. Brasília: MAPA, 2011.

Disponível em:

<http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Ministerio/gestao/projacao/PROJECOES%20DO%20AGRONEGOCIO%202010-11%20a%202020-21%20-%202_0.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2017.

BOUWMAN, A. F.; LEE, D. S.; ASMAN, W. H.; DENTENER, F. J.; DER HOEK, K. W.; OLIVER, J. G. J. A. Global high-resolution emission inventory for ammonia. **Global Biogeochem. Cycles**, v.11, p.561-87, 1997.

CANTARELLA, H.; DUARTE, A. P. Manejo da fertilidade do solo para a cultura do milho. In: GALVÃO, J. C. C.; MIRANDA, G. V. **Tecnologia de Produção do Milho**, 2004. p. 139-182.

CASTAMANN, A. Aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície e no sulco em solo cultivado com trigo. 115f. **Dissertação**. (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo RS, 2005.

CASTRO FILHO, C.; COSTA, M. A. T.; CAVIGLIONE, J. H. Potencial fertilizante e alterações físicas nos solos decorrentes da utilização do chorume suíno. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 29., Ribeirão Preto, 2003. **Resumos...** Ribeirão Preto, UNESP/SBCS, 2003. 1 CD-ROM.

CELIK, I.; ORTAS, I. & KILIC, S. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. **Soil Tillage Research**. 2004.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, p. 729-735, 2003.

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; PAVINATO, P.S.; TRENTIN, E.E. & GIROTTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e

potássio na rotação de aveia-preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejeto líquido de suíno. **Ciencia Rural**, 2005.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; MAIA, S. M. F.; CERRI, C. E. P.; COSTA JÚNIOR, C.; FEIGL, B. J.; FRAZÃO, L. A.; MELLO, F. F. C.; GALDOS, M. V.; MOREIRA, C. S.; CARVALHO, J. L. N. Greenhouse gas mitigations in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 1, 2010.

CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A.; ROCHELLE, P.; BELANGER, G.; MASSE, D.; COTE, D. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. **Journal of Environmental Quality**, v.36, p.1864-1872, 2007.

CLAY, D.E.; MALZER; G.L.; ANDERSON, J.L. Ammonia volatilization from urea as influenced by soil temperature, soil water content, and nitrification and hydrolysis inhibitors. **Soil Science Society of America Journal**, v.54, p.263-266, 1990.

COSTA, M.C.G.; VITTI, G.C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.631-637, 2003.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS – RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 400p.10. ed. Porto Alegre: SBCS-Núcleo Regional Sul, 2004.

CONAMA. Resolução no 420 de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em:
<http://www.mp.rs.gov.br/ambiente/legislacao/id4830.htm>. Acesso em: 14 jan. 2017.

CORRÊA, J. C.; MAUAD, M.; ROSOLEM, C. A. Fósforo no solo e desenvolvimento de soja influenciados pela adubação fosfatada e cobertura vegetal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 1231-1237, 2004.

COUTO, R.R. et al. Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.48, n.7, p.774-782, jul. 2013.

DAMASCENO, F. **Injeção de dejetos líquidos suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso**. Santa Maria:

UFSM, 2010. 122f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

DELL, C.J.; MEISINGER, J.J.; BEEGLE, D. E. Subsurface application of manures slurries for conservation tillage and pasture soils and their impact on the nitrogen balance. **Journal Environmental Quality**, v.40, p.352-361, 2011.

DELL, C.J. et al. Low-disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. **Journal Environ. Quality**, v.41, p.928-937, 2012.

DENDOOVEN, L.; BONHOMME, E.;MERCKX, R.;VLASSAK, K. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 5-8, 1998.

DI, H.J. et al. **Nitrification driven by bacteria and not archaea in nitrogen-rich grassland soils**. Nature Geoscience v.2, p.621-624, 2009.

DORTZBACH, D. Alterações em atributos físicos, químicos e biológicos em solo adubado com dejetos de suíno e ureia sob plantio direto. 136f. **Dissertação** (Mestrado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Florianópolis, SC, 2009.

EDWARDS, S.; ZANELLA, A. J. Produção de suínos ao ar livre na Europa: produtividade, bem-estar e considerações ambientais. **A Hora Veterinária**, Porto Alegre, v. 16, n. 93, p. 86-93, 1996.

ERNANI, P. R.; BITTENCOURT, F.; VALMORBIDA, J.; CRISTANI, J. Influência de adições sucessivas de zinco, na forma de esterco suíno ou de óxido, no rendimento de matéria seca de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 20, p. 905-911, 2001.

ERNANI, P.R.; **Química do solo e disponibilidade de nutrientes**. Lages, p.230, 2008.

EMBRAPA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solo. Solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro, 2004. (Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 46). 726p.

GE, T. et al. Microbial biomass, activity, and, community structure, in horticultural soils under conventional and organic management strategies. **Europen Journal of Soil Biology**. v. xxx. p.1-7. 2013.

GIACOMINI, S. J. **Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio com o uso de dejetos de suínos.** Santa Maria, 2005. 240f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; MIOLA, E. C. C.; RECOUS, S. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** v.32, p.2661-2668, 2008,

GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; JANTALIA, C.P.; URQUIAGA, S. Aproveitamento pelo milho do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo. **Pesq. Agrop. Bras.** v.44, p.761-768, 2009.

GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; PUJOL, S.B.; MIOLA, E.C.C. Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos de suínos. **Pesq. agropec. bras.** v.48, n.2, p.211-219. 2013.

GIACOMINI, S.; AITA, C.; PUJOL, S. B.; MIOLA, E. C. C. Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos de suínos. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.48, n.2, p.211-219, 2013.

GIANELO, C.; ERNANI, P. R. Rendimento de matéria seca de milho e alteração na composição química do solo pela incorporação de quantidades crescentes de cama de frango, em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 285-290. 1983.

GONÇALVES, W. G.; JIMENEZ, R. L. ARAÚJO FILHO, J. V.; ASSIS, R. L.; PIRES, F. R. Sistema radicular de plantas de cobertura sob compactação do solo. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v.26, n.1, p. 67-75, 2006.

GRISI, B. M. Biomassa e atividade de microrganismos do solo: Revisão metodológica. **Revista Nordestina de Biologia**. v. 10, p. 1-22. 1995.

GONZATTO, G. et al. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 9, p. 1590-1596, 2013.

HAFEZ, A. A. R. Comparative changes in soil-physical properties induced by admixture of manure from various domestic animals. **Soil Sciency**. v. 118, p. 53-59, 1974.

HECKLER, J. C. & SALTON, J. C. **Palha: fundamento do Sistema Plantio Direto.** Embrapa Agropecuária, Dourados, 2002, 26 p.

HUIJSMANS, J.F.M.; HOL, J.M.G.; VERMEULEN, G.D. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. **Atmos. Environ.** v.37, p.3669-3680, 2003.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indicators for improving sustainability. **Soil Biol. Biochem.** v.42, p.1-13, 2010.

KHEYRODIN, H.; GHAZVINIAN, K.; TAHERIAN, M. Tillage and manure effect on soil microbial biomass and respiration, and on enzyme activities. **African Journal of Biotechnology.** v.11(81), p. 14652-14659, oct., 2012.

KIEHL, J. E. **Fertilizantes orgânicos.** Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

KONZEN, E.A. et al. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho.** Sete Lagoas, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1997. 31 p. (Circular Técnica, 25).

KONZEN, E. A. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves.** Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 10 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular Técnica, 31).

KONZEN, E.A.; PEREIRA FILHO, I.A.; BAHIA FILHO, A.F. C.; PEREIRA, F.A. Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 1997. 31p. (Circular Técnica, 25)

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R.C. Manejo e utilização de dejetos animais: Aspectos agronômicos e ambientais. Sete Lagoas, Embrapa, 2005. (Circular Técnica, 63).

KRAMERS, G.; HOLDEN, N.M.; BRENNAN, F.; GREEN, S.; RICHARDS, K.G. Water content and soil type effects on accelerated leaching after slurry application. **Vadose Zone J.** v.11, p.244-257, 2012.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R.L.R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bior. Techn.**, v.100, p. 5485-5489, 2009.

LALANDE, R.; GAGNON, B.; SIMARD, R.R.; CÔTÉ, D. Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long-term field Trial. **Can. J. Soil Sci.** v.80, p.263-269.2000.

LARA CABEZAS, W.A.R.; KORNDÖRFER, G.H.; MOTTA, S.A. Volatilização de N-NH₃ na cultura de milho: II. Avaliação de fontes sólidas e fluidas em sistema de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, p.489-496, 1997.

LARA CABEZAS, W.A.R. et al. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluída de cobertura na cultura de milho, em sistema de plantio direto no triângulo mineiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 24:363-376, 2000.

LAVELLE, P. et al. SOM management in the tropics: Why feeding the soil macrofauna? **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 61, p.53–61, 2001.

LI, J.; ZHAO, B.; LI, X.; JIANG, R.; SO, H.B. Effects of Long-Term Combined Application of Organic and Mineral Fertilizers on Microbial Biomass, Soil Enzyme Activities and Soil Fertility. **Agricultural Sciences in China**. v.7(3), p.336-343, 2008.

LIU, G.; LI, Y.; ALVA, A.K. High water regime can reduce ammonia volatilization from soils under potato production. **Communications in Soil Science and Plant**, v.38, p.1203-1220, 2007.

LUO, Z. W. C. J.; MADILAO, L. L.; MEASDAY, V. V.; VUUREN, H. J. Functional improvement of *sachchoromyces cereviseae* to reduce volatile acidity in wine. **Journal Article**. FEMS Yeast Res. v.13(5), p.485-94.

MACHADO, V. J. **Aplicação de fertilizantes com diferentes tecnologias: volatilização de NH₃**. 74f. Tese. (Doutorado em Agronomia) Programa de Pós Graduação em Agronomia. Universidade Federal de Uberlândia. 2015

MARTHA JÚNIOR, G.B. **Produção de forragem e transformação do nitrogênio do fertilizante em pastagem irrigada de capim Tanzânia**. 149f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MAGUIRE, R.O. et al. Manure application technology in reduced tillage and forage systems: A review. **Journal Environmental Quality**, v.40, p.292-301, 2011.

MENGEL, D. **Manejo de nutrientes na cultura do milho de alta produtividade**. Piracicaba: Potafós, 1996. 16p. (Informações Agronômicas, 73).

MATSUOKA, M.; Mendes, I.C.; Loureiro, M.F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de primavera do leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.27, p.425-433, 2003.

MELO, W.J. Matéria orgânica, nitrogênio e enxofre: curso de atualização em fertilidade do solo. Jaboticabal: ANDA, 1978. 66p.

MELLO, M.A.; Filippi, E.E. Mudanças técnicas e poluição ambiental difusa no oeste de santa catarina: uma análise a partir da economia ecológica... 2007. **XLV CONGRESSO DA SOBER "Conhecimentos para Agricultura do Futuro"**, Londrina, 2007.

MELLO de, V.P.; BEUTLER, A.N.; SOUZA de, Z.M.; CENTURION, J.F. & MELO, W.J. Atributos físicos de Latossolos adubados durante cinco anos com biossólido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, n.1, p.67-72. 2004.

MENEZES, J. F. S.; ANDRADE, C. L. T.; ALVARENGA, R. C.; KONZEN, E. A. **PIMENTA, F. F. Utilização de resíduos orgânicos na agricultura.** Ribeirão Preto: AGRISHOW, 2002. Disponível em: <<http://www.planetaorganico.com.br/trabJune.htm>>. Acesso em: 14 jan. 2016. Palestra.

MENEZES, J. F. S.; KONZEN, E. A.; SILVA, G. P.; SANTOS, S. C. G.; PIMENTA, F. F.; LOPES, J. P. C.; ALVARENGA, R. C.; ANDRADE, C. L. T. **Aproveitamento de dejetos de suínos na produção agrícola e monitoramento do impacto ambiental.** Rio Verde: Universidade de Rio Verde, 2007. 46 p. (Boletim Técnico, 6).

MEURER, E. J. Fundamentos de química do solo. Porto Alegre: Evangraf, 2006, 285p.

MISSELBROOK, T. H. et al. Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: results of some UK field-scale experiments. **Biosystems Engineering**, v. 81, n. 3, p. 313-321, 2002.

MIKKELSEN, R. Ammonia emissions from agricultural operations: fertilizer. **Better Crops**, Atlanta, v. 93, p. 9-11, Oct. 2009.

MKHABELA, M. S.; GORDON, R.; BURTON, D.; SMITH, E.; MADANI, A. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.130, p.41-49, 2009.

MONACO, S. et al. Laboratory assessment of ammonia emission after soil application of treated and untreated manures. **Journal of Agricultural Science**, v. 150: 65-73, 2012.

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

NOVAIS, F. R.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais.** Viçosa: UFV, 1999. 399 p.

OLIVEIRA, P.A.V. Manual de manejo e utilização de dejetos suínos. Concordia: Embrapa Suínos e Aves, 1993. 188p.

OLIVEIRA, P.A.V.D.; HIGARASHI, M.M.; NUNES, M.L.A. Emissão de gases, na suinocultura, que provocam o efeito estufa. Disponível em:
<http://www.cnpsa.embrapa.br/cgibin/notiprn.pl?/home/httpd1/docs/artigos/2003/artigo-2003-n026.html>. Acesso em 29 de junho, 2016.

OLIVEIRA, J. G. R.; FILHO, J. T.; BARBOSA, G. M. C. Alterações na física do solo com a aplicação de dejetos animais. **Revista Geographia Opportuno Tempore**, Londrina, v. 2, n. 2, Edição Especial, p. 66-80, 2016.

OUYANG, D.; MACKENZIE, A.F.; FAN, M. Phytotoxicity of banded urea amended with triple superphosphate and potassium choride. **Agronomy Journal**, Madison, v.90, p.734-739, 1998.

PACHECO, L. P.; MONTEIRO, M. M. S.; PETTER, F. A.; ALCÂNTARA NETO, F.; ALMEIDA, F. A. Cover crops on the development of beggar's-tick. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 43, n. 2, p. 170-177, 2013.

PAGLIAI, M.; ANTISARI, L. V. Influência dos restos de matéria orgânica nas macro e microestruturas do solo. **Bioresource Technology**, v.43, p.205-13. 1993.

PAGLIAI, M.; LA MARCA, M.; LUCAMANTE, G. Relações entre estrutura do solo e tempo de aplicação de esterco de suínos. In: WILLIAMS, J.H. et al (eds). **Long term effects of sewage sludge and farm slurries applications.** London: Elsevier, 1985. p.45-56.

PANDOLFO, C. M.; CERETTA, C. A.; MASSIGNAM, A. M.; VEIGA, M.; MOREIRA, I. C. L. Análise ambiental do uso de fontes de nutrientes associadas a sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 5, p. 512–519, 2008.

PETTER, F. A. ; PACHECO, L. P. ; ZUFFO, A. M. ; PIUAILINO, A. C. ; XAVIER, Z. F.; SANTOS, J. M. ; MIRANDA, J. M. S. . Desempenho de plantas de cobertura submetidas à déficit hídrico. **Semina**. Ciências Agrárias, v. 34, p. 3307-3320, 2013.

PICCOLO, A.; MBAGWU, J. S. C. Effects of different organic waste amendments on soil microaggregates stability and molecular sizes of humic substances. **Plant and Soil**, v. 123, p. 27-37. 1990.

PINTO, M. A. B.; FABBRIS, C.; BASSO, C. J.; SANTI, A. L.; GIROTTI, E. Aplicação de dejetos líquido de suínos e manejo do solo na sucessão aveia/milho. **Pesq. Agropec. Trop.**, Goiânia, v. 44, n. 2, p. 205-212, abr./jun. 2014.

PORT, O. Uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto: Volatilização da amônia, N mineral no solo, fornecimento de nutrientes e produtividade de plantas de cobertura e de milho. **Dissertação** (Mestrado em Agronomia). Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 38, n. 7, p. 857-865, jul. 2003.

POTE, D.H.; MEISINGER, J.J. Effect of poultry litter application method on ammonia volatilization from a conservation tillage system. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.69, p.17-25, 2014.

RAIJ, B. VAN; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**, 2 ed. Campinas: Instituto Agronômico e Fundação IAC, 1996. 285 p.

RAUBER, L. P. Teores de nitrogênio no solo e volatilização de amônia após a injeção de dejetos líquidos de suínos e uso de inibidor de nitrificação. 115f. **Tese** (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, 2015.

REICHERT, J. M; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: Identificação, limites críticos e mitigação. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; REICHERT, J. M. **Tópicos em ciência do solo**, v. 5, p. 49-134, 2007.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis improvements of saline and alkaline soils**. Washington: United States Department of Agriculture, 1954. 160 p.

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

ROCHETTE, P. et al. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutr. Cycling Agroecosyst.** v.84, p.71-80, 2009.

RONCATO, M. L.; ELTZ, F. L. F.; STEFANELO C.; GRAMINHO D. H.; PEDROSO R. F. Efeito de plantas de cobertura de inverno na redução de perdas de solo e água. **Anais:** Congresso Brasileiro de Ciência do solo, Ribeirão Preto, 2003.

RODRIGUES, M.B.; KIEHL, J.C. Volatilização de amônia após emprego de uréia em diferentes doses e modos de aplicação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 10, n. 1, p. 37-43, 1986.

ROSOLEM, C. A.; MATEUS, G. P.; GODOY, L. J. G.; FELTRAN, J. C.; BRANCALIÃO, S. R. Morfologia radicular e suprimento de potássio às raízes de milheto de acordo com a disponibilidade de água e potássio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 875-884, 2003.

SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A.; RAMPAZZO, C. Volatilização de N-NH₃ em decorrência da forma de aplicação de ureia, manejo de resíduos e tipo de solo, em laboratório. **Ciência Rural**, v.33, p.87-692, 2003.

SAEYS, W. et al. An automatic depth control system for shallow slurry injection, part 2: Control design and field validation. **Biosystems Engineering**, v. 99, p. 161-170, 2008.

SANTOS, G. A; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênesis, 1999. 491 p.

SANTOS, S. M. C.; ANTONANGELO, J. A.; DEUS, A. C. F.; FERNANDES, D. M. Perdas de amônia por volatilização em resposta a adubação nitrogenada do feijoeiro. **Revista de Agricultura Neotropical**. v.3 n.1, p 16-20p, 2016.

SANTOS, D. B.; Acúmulo de carbono no solo e potencial de aquecimento global influenciado pelo modo de aplicação de dejetos líquidos de suínos e inibidor de nitrificação. 80f. **Tese** (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p 1375-1383, 2010.

SCHERER, E.E.; NESI, C.N. Sistemas de preparo do solo, doses e fontes de adubo nitrogenado na produtividade de milho. **Agropecuária Catarinense**, v.20. p.67-71, 2007.

SCHERER, E.E.; NESI, C.N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.1375-1383, 2010.

SEGANFREDO, M.A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo?
Cadernos de Ciência & Tecnologia. Brasília, p.13, 1999.

SEGANFREDO, M.A. Os dejetos de animais podem causar poluição também nos solos de baixa fertilidade e nos solos profundos, como aqueles da região dos cerrados. Concórdia: Embrapa-Cnpsa, n.292, 2001. (Comunicado Técnico).

SEGANFREDO, M. A. Os Dejetos de Suínos são um fertilizante ou um poluente do solo?
Cadernos de Ciência e Tecnologia, Brasília, v.16 n3, p.129-141, set/1999.

SEGANFREDO, M. A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. 35 p. (Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, 22).

SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 302 p.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; PUJOL, S.B.; GIACOMINI, D.A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. **R. Bras. Ci. Solo**, v.37, p.271-280, 2013.

SMITH, E. et al. Simulated management effects on ammonia emissions from field applied manure. **Journal of Environmental Management**, v.90, p.2531-2536, 2009.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T. C.; SIMS, J. T.; POTE, D. H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil Water Conservation**, Ankey, v.51, n. 2, p. 160-166, 1996.

SEQUINATTO, L. L.; LEVIEN, R.; TREIN, C. R.; MAZURANA, M.; MÜLLER, J. Qualidade de um Argissolo submetido a práticas de manejo recuperadoras de sua estrutura física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.3, Campina Grande, 2014.

SØGAARD, H. T.; et al. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry: the ALFAM model. **Atmospheric Environment**. v.36, p.3309-3319, 2002.

SOMMER, S. G. et al. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. **Europ. J. Agronomy**, v. 19, p. 465-486, 2003.

TAO, X.; MATSUNAKA, T.; SAWAMOTO, T. Dicyandiamide application plus incorporation into soil reduces N₂O and NH₃ emissions from anaerobically digested cattle slurry. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 48, p.169-174, 2008.

TASCA, F. A. Volatilização de amônia a partir da aplicação de duas fontes de nitrogênio, em laboratório. 2009. 53 f. **Dissertação** (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2009.

TEDESCO, M.J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

VANIM, A. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia proveniente da aplicação superficial de resíduos orgânicos. 56 f. **Dissertação** (Mestre em Produção Vegetal). Universidade de Rio Verde, Programa de Pós Graduação em Produção Vegetal, Rio Verde, 2010

VARSA, E.C. et al. Nitrogen placement in no-till corn. In: PROCEEDINGS OF NORTH CENTRAL EXTENSION-INDUSTRY SOIL FERTILITY CONFERENCE, 1995, St. Louis. **Proceedings...** St. Louis : Potash & Phosphate Institute, 1995. p.69-74.

WEBB, J. et al. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response: A review. **Agric. Ecosys. Environ.** v.137, p.39-46, 2010.

WEBB, J. et al. Emission factors for ammonia and nitrous oxide emissions following immediate manure incorporation on two contrasting soil types. **Atmospheric Environment** v.82, p.280-287, 2014.

Yang, L.; Li, T.; Li, F.; Lemcoff, J.H.; Cohen, S. Fertilization regulates soil enzymatic activity and fertility dynamics in a cucumber field. **Scientia Horticulturae**. v.116, p.21-26, 2008.

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

ZAMAN, M.; BLENNERHASSETT, J.D. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v.136, p.236-246, 2010.

ZHU, Z. et al. The different effects of applying fresh, composted or charred manure on soil N₂O emissions. **Soil Biology & Biochemistry**, v.74, p.61-69, 2014.

8. APÊNDICES

APÊNDICE A - Resultado da análise de variância para efeito simples Umidade, Cobertura, Doses e Forma de Aplicação (U, C, D, FA) a 5 % de significância ($p>0,05$), sobre teores de amônia volatilizada em um Cambissolo Húmico Alumínico típico.

Dias de avaliação	Umidade (U)	Cobertura (C)	Doses (D)	F. Aplicação (FA)
1°	0,8363	0,0024	<.0001	<.0001
2°	0,8189	0,2570	<.0001	<.0001
3°	0,9440	0,8103	<.0001	0,0002
4°	0,9386	0,8886	<.0001	0,7348
5°	0,6400	0,0056	<.0001	0,3399
6°	0,2914	0,0169	0,0005	0,2686
7°	0,5378	<.0001	<.0001	0,8133
8°	0,6658	<.0001	0,0013	<.0001
9°	0,7842	0,1277	0,0002	0,3514
10°	0,9314	0,0084	0,0005	0,0002
11°	0,8590	0,6914	0,002	0,7007
12°	0,1638	0,2650	0,0003	0,008
13°	0,6816	0,3937	0,0342	0,0008
14°	0,5581	0,0506	<.0001	0,2549

APÊNDICE B - Resultado da análise de variância para Interação Umidade x Doses, Umidade x Cobertura, Umidade x Forma de Aplicação, Cobertura x Doses, Doses x Forma de Aplicação e Cobertura e Forma de Aplicação (UxD, UxC, UxFA, CxD, DxFA e CxFa) a 5 % de significância ($p>0,05$), sobre teores de amônia volatilizada em um Cambissolo Húmico Alumínico típico.

Dias de avaliação	UxD	UxC	UxFA	CxD	DxFA	CxFa
1°	0,9747	0,7904	0,921	<.0001	<.0001	0,0484
2°	0,9291	0,4913	0,8289	0,0005	<.0001	0,0165
3°	0,9921	0,8715	0,8975	0,0398	0,0994	<.0001
4°	0,7413	0,7631	0,2994	0,0053	0,0265	0,1792
5°	0,3816	0,2886	0,0812	0,5044	0,2923	0,3752
6°	0,4797	0,5281	0,7317	0,9179	0,5121	0,0021
7°	0,8704	0,9608	0,1852	0,0524	0,8257	0,3534
8°	0,9618	0,5959	0,7599	0,4896	0,5212	0,0004
9°	0,6926	0,8586	0,6884	0,4520	0,0736	0,0570
10°	0,6544	0,3100	0,1285	0,3132	0,5809	0,0002
11°	0,9747	0,5142	0,4207	0,1723	0,5725	0,0848
12°	0,838	0,3256	0,6837	0,5849	0,2711	<.0001
13°	0,8958	0,8974	0,9538	0,0846	0,2233	0,0018
14°	0,6398	0,2348	0,3765	0,84677	0,7954	0,3148

APÊNDICE C - Resultado da análise de variância para efeito simples Umidade, Cobertura, Doses e Forma de Aplicação (U, C, D, FA) a 5 % de significância ($p>0,05$), sobre teores de amônia acumulada volatilizada em um Cambissolo Húmico Alumínico típico.

Dias de avaliação	Umidade (U)	Cobertura (C)	Doses (D)	F. Aplicação (FA)
1º	0,8468	0,0039	<,0001	<,0001
2º	0,7663	0,0105	<,0001	<,0001
3º	0,9214	0,0872	<,0001	0,0016
4º	0,9006	0,1959	<,0001	0,0116
5º	0,5101	0,2394	<,0001	0,0022
6º	0,4608	0,6047	<,0001	0,0031
7º	0,3494	0,0215	<,0001	0,0038
8º	0,2691	<,0001	<,0001	0,0432
9º	0,2938	0,0005	<,0001	0,0867
10º	0,3042	0,0002	<,0001	0,2443
11º	0,3125	0,0002	<,0001	0,2391
12º	0,2848	0,0006	<,0001	0,4064
13º	0,2897	0,0008	<,0001	0,7794
14º	0,2493	0,0021	<,0001	0,6866

APÊNDICE D - Resultado da análise de variância para Interação Umidade x Doses, Umidade x Cobertura, Umidade x Forma de Aplicação, Cobertura x Doses, Doses x Forma de Aplicação e Cobertura e Forma de Aplicação (UxD, UxC, UxF, CxD, DxFA e CxF) a 5 % de significância ($p>0,05$), sobre teores de amônia acumulada volatilizada em um Cambissolo Húmico Alumínico típico.

Dias de avaliação	UxD	UxC	UxF	CxD	DxF	CxF
1º	0,9503	0,8685	0,9011	<,0001	<,0001	0,0914
2º	0,9426	0,6937	0,9342	<,0001	<,0001	0,7123
3º	0,983	0,718	0,8954	0,0027	0,0249	<,0001
4º	0,9642	0,5993	0,8205	0,0501	0,7264	0,0142
5º	0,4456	0,2336	0,0536	0,0425	0,1344	0,1278
6º	0,6834	0,6971	0,3413	0,1577	0,6781	0,0035
7º	0,6293	0,7667	0,1389	0,4672	0,6848	0,0127
8º	0,6407	0,8721	0,1257	0,3458	0,6062	0,0945
9º	0,5062	0,8275	0,0877	0,3133	0,4206	0,2546
10º	0,5314	0,7644	0,1473	0,4096	0,3592	0,5536
11º	0,6004	0,728	0,1628	0,548	0,3476	0,4468
12º	0,656	0,802	0,1935	0,619	0,3503	0,7059
13º	6906	0,8446	0,2226	0,8135	0,3002	0,9017
14º	0,6863	0,7617	0,274	0,8517	0,3564	0,8196