

JULIANA DE SOUZA PINTO

REDUÇÃO DA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DE DEJETO LÍQUIDO  
DE SUÍNOS COM MECANISMOS ÁCIDOS

,

CASCADEL  
PARANÁ - BRASIL  
FEVEREIRO - 2023

JULIANA DE SOUZA PINTO

REDUÇÃO DA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DE DEJETO LÍQUIDO  
DE SUÍNOS COM MECANISMOS ÁCIDOS

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura, para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Dr. Luiz Antônio Zanão Júnior

Coorientador: Dr. Felipe Martins Damaceno

CASCADEL  
PARANÁ - BRASIL  
FEVEREIRO - 2023

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Souza Pinto, Juliana

Redução da volatilização de amônia de dejetos líquidos de suínos com mecanismos ácidos / Juliana Souza Pinto; orientador Luiz Antônio Zanão Júnior ; coorientador Felipe Martins Damaceno . -- Cascavel, 2023.

47 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura, 2023.

1. Dejetos Suíno. 2. Volatilização. 3. Nitrogênio . I. Zanão Júnior , Luiz Antônio , orient. II. Martins Damaceno , Felipe, coorient. III. Título.

**JULIANA DE SOUZA PINTO**

Redução da volatilização de amônia de dejetos líquidos de suínos com mecanismos ácidos

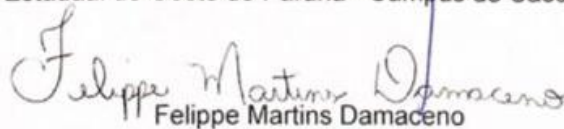
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestra em Engenharia de Energia na Agricultura, área de concentração Agroenergia, linha de pesquisa Biomassa e culturas energéticas, APROVADA pela seguinte banca examinadora:



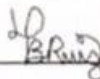
Orientador - Luiz Antonio Zanão Júnior  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Jair Antonio Cruz Siqueira  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Felipe Martins Damaceno  
Universidade Estadual de Maringá - Campus Regional de Umuarama (UEM)



Danilo Bernardino Ruiz  
Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR-Paraná)

Cascavel, 28 de fevereiro de 2023

*À meus pais e meus irmãos,  
Dedico.*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço infinitamente a Deus por ter me dado saúde e força para superar as dificuldades até aqui.

Aos meus queridos pais, por todo o esforço, dedicação e pelas sábias palavras que sempre foram e são colocadas nos momentos certos.

Ao meu irmão, pela confiança, amizade, carinho e por estar ao meu lado em todos os momentos.

À minha irmã, pelo apoio e incentivo.

Ao meu namorado por todo apoio, confiança, amor, carinho e compreensão.

Ao meu Orientador Luiz Antônio Zanão Júnior, não só pela orientação, mas também pela pessoa maravilhosa que é, o qual tive a oportunidade de conhecer e conviver, agradeço pela paciência, e muitos ensinamentos ao longo dessa caminhada, meu sincero obrigado.

Ao meu Coorientador, Felipe Martins Damaceno pela grande ajuda ao longo do experimento e pela grande paciência, amizade e conselhos.

Aos amigos e colegas que sempre estiveram juntos em algum momento desta empreitada, em especial Cintia Daniel e Vitoria Hubner.

À Edna Aparecida, Danilo e Iris, da Estação Experimental do IDR-PR de Santa Tereza do Oeste e Londrina pelos conhecimentos e gentileza no auxílio na condução dos experimentos.

Ao IDR-PR, polo de Santa Tereza do Oeste e Londrina pela disponibilização do espaço e dos materiais necessários para o desenvolvimento da pesquisa.

A todos os professores do PPGEA, que de uma forma ou outra elevaram o meu potencial de aprendizado.

À CAPES pela bolsa concedida.

A todos que participaram e contribuíram direta e indiretamente, sou imensamente grata! Muito Obrigada

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Produção de dejetos de acordo com a fase de produção dos suínos.....	5
Tabela 2. Características químicas, físicas e biológicas dos dejetos de suínos.....	6
Tabela 3. Efeito da aplicação do DLS em diferentes culturas.....	9
Tabela 4. Análise química e física do solo utilizado no experimento.....	15
Tabela 5. Descrição dos tratamentos avaliados no experimento e respectivas concentrações de ácidos utilizado para alteração do pH.....	16
Tabela 6. Volatilização da amônia em dez coletas (dias após a aplicação - DAA) realizadas em função da alteração do pH do dejetos líquido de suínos aplicado.....	20
Tabela 7. Altura de plantas, diâmetro do caule, clorofila, massa fresca e massa seca em função da adubação com dejetos líquido de suínos.....	25

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Relação amônio/amônia em função do pH.....	14
Figura 2. Diagrama do sistema coletor de amônia.....	17
Figura 3. Volatilização acumulada de amônia ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) de cada tratamento, em função da alteração do pH aplicado durante o período de 26 dias.....	22
Figura 4. Porcentagem de perda de amônia por volatilização após 26 dias da aplicação dos dejetos suínos.....	24



SOUZA, Juliana. Ma. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Fevereiro de 2023. **Redução da volatilização de amônia de dejetos líquidos suínos com mecanismos ácidos.** Orientador: Dr. Luiz Antônio Zanão Júnior; Coorientador: Dr. Felipe Martins Damaceno.

## RESUMO

A suinocultura tem crescido expressivamente no oeste do Paraná, resultando em alta produção de dejetos, com grande potencial para poluição ambiental se não tratados de forma correta. A utilização desses dejetos como biofertilizante pode ser uma alternativa interessante para o setor agrícola pelo fornecimento de nutrientes às plantas, principalmente o nitrogênio. Além do mais, a aplicação do biofertilizante pode melhorar a fertilidade do solo pelo incremento da matéria orgânica, entretanto, após a aplicação de nitrogênio no solo podem ocorrer perdas gasosas desse nutriente, principalmente sob a forma de amônia. Esse processo é denominado volatilização e pode ser intensificado por diferentes fatores. Assim, o trabalho teve por objetivo avaliar a perda de nitrogênio por volatilização após a aplicação dos dejetos com pH modificado e a adubação do milho com dejetos líquidos de suínos com pH modificado. O trabalho foi conduzido em dois experimentos. Ambos foram conduzidos em casa de vegetação. No primeiro foi avaliada a volatilização da amônia com pH do dejetos líquido de suínos modificado para 5,0 com quatro ácidos. Além disso, foram avaliados dois tratamentos adicionais: dejetos com pH natural e a testemunha (sem aplicação de dejetos). Para captação da amônia volatilizada foram utilizados coletores do tipo Sale, com câmara semiaberta livre estática. Foram analisados o fluxo de volatilização; volatilização acumulada e porcentagem de perda de amônia. No segundo foi avaliada a cultura do milho após aplicação de dejetos líquidos suínos com pH modificado. No dia da semeadura foram aplicados 700 mL de dejetos aos vasos, a cultura foi irrigada diariamente. Após 30 dias da semeadura foram realizadas as avaliações. Foram analisados a altura, teor de clorofila nas folhas, diâmetro do caule e produção de massa seca da parte aérea das plantas. O pH do dejetos líquido de suínos altera a quantidade de amônia volatilizada. A aplicação do dejetos líquido de suínos com pH natural (7,19) proporcionou perdas de amônia em torno de 61,20 %. Com a acidificação dos dejetos ajustando-se o pH em 5,0 com ácido ascórbico as perdas de N por volatilização reduziram para 26 %. Os tratamentos com pH modificado com ácido ascórbico e sulfúrico, apresentaram índice de volatilização da amônia inferiores aos tratamentos com ácido acético e cítrico. A adubação com dejetos líquidos de suínos teve influência significativa sobre a altura de plantas, clorofila, diâmetro do caule e produção de matéria seca da parte aérea das plantas. Os ácidos utilizados na acidificação do DLS não apresentaram efeito prejudicial nos parâmetros avaliados na cultura do milho.

“O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001”

**PALAVRAS-CHAVE:** Nitrogênio, perdas de nutrientes, resíduos de animais

SOUZA, Juliana. Western Paraná State University, February 2023. **Reduction of ammonia volatilization from swine liquid manure with acidic mechanisms.** Adviser: Dr. Luiz Antonio Zanão Junior. Co-adviser: Dr. Felipe Martins Damaceno.

## ABSTRACT

Pig farming has grown significantly in western Paraná, resulting in high production of waste, with great potential for environmental pollution if not treated correctly. The use of these wastes as a biofertilizer can be an interesting alternative for the agricultural sector by providing nutrients to plants, mainly nitrogen. Moreover, the application of biofertilizer can improve soil fertility by increasing organic matter, however, after nitrogen application in the soil, gaseous losses of this nutrient may occur, mainly in the form of ammonia. This process is called volatilization and can be intensified by different factors. Thus, the objective of this work was to evaluate the loss of nitrogen by volatilization after the application of manure with modified pH and the fertilization of corn with liquid pig manure with modified pH. The work was conducted in two experiments. Both were conducted in a greenhouse. In the first, the volatilization of ammonia was evaluated with the pH of liquid swine manure modified to 5.0 with four acids. In addition, two additional treatments were evaluated: manure with natural pH and the control (without manure application). To capture the volatilized ammonia, Sale-type collectors were used, with a static-free semi-open chamber. The volatilization flow was analyzed; cumulative volatilization and percentage of ammonia loss. In the second, the corn crop was evaluated after the application of swine slurry with modified pH. On the day of sowing, 700 mL of manure were applied to the pots, the culture was irrigated daily. After 30 days of sowing, evaluations were performed. The height, chlorophyll content in the leaves, stem diameter and dry mass production of the aerial part of the plants were analyzed. The pH of pig manure changes the amount of volatilized ammonia. The application of pig manure with natural pH (7.19) resulted in ammonia losses of around 61.20%. With the acidification of the manure by adjusting the pH at 5.0 with ascorbic acid, N losses by volatilization reduced to 26%. The treatments with pH modified with ascorbic and sulfuric acid, presented lower ammonia volatilization index than the treatments with acetic and citric acid. Fertilization with swine slurry had a significant influence on plant height, chlorophyll, stem diameter and dry matter production of the aerial part of the plants. The acids used in the acidification of the DLS did not have a harmful effect on the parameters evaluated in the corn crop.

"This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001"

**KEYWORDS:** Nitrogen, nutrient losses, animal waste

## ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	3
2.1 Panorama geral da produção de suínos no Brasil e no Paraná .....	3
2.2 Características dos dejetos líquidos de suínos .....	5
2.3 Manejo de dejetos suínos .....	6
2.4 Uso de dejetos líquidos de suínos na agricultura .....	8
2.5 Perdas de nitrogênio por volatilização.....	10
2.6 Redução das perdas de nitrogênio por mecanismos ácidos .....	12
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	15
3.1 Localização da área .....	15
3.2 Solo .....	15
3.3. Tratamentos e delineamento experimental .....	15
3.4. Aplicação do dejetos líquido de suínos .....	16
3.5. Unidade experimental .....	16
3.6. Avaliação da volatilização da amônia.....	17
3.7 Avaliação da aplicação de DLS na cultura do milho.....	18
3.8. Análise Estatística .....	19
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	20
<b>5. CONCLUSÃO</b> .....	27
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	28

## 1. INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial aliado ao incremento no consumo de proteína animal tem pressionado o crescimento do setor agropecuário. Isso tem alavancado a suinocultura mundial, a qual desempenha, um papel muito importante a nível econômico, social e ambiental (FREDDO *et al.*, 2019).

A suinocultura é uma atividade de grande importância econômica e social para o agronegócio brasileiro, sendo o país o quarto maior produtor e exportador de carne suína depois de China, União Europeia e Estados Unidos da América (USDA, 2021). Dentre os principais produtores, a região Sul do Brasil se destaca. Os estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná apresentam o maior rebanho suíno brasileiro (ABPA, 2022).

A produção de suínos é uma atividade agropecuária intensiva, caracterizada pela geração de grandes volumes de dejetos, os quais apresentam elevado potencial poluidor, tanto da atmosfera, quanto da água (GONZATTO *et al.*, 2013). Estes dejetos são ricos em nitrogênio (N) amoniacal e podem ser utilizados como fonte alternativa de N para as plantas. Devido ao seu elevado conteúdo em N, os dejetos líquidos de suínos (DLS) são aplicados no solo como uma alternativa de adubação nitrogenada às culturas e como uma forma de aproveitamento desses resíduos/nutrientes (GONZATTO *et al.*, 2013; BOSCH-SERRA *et al.*, 2014).

Em função de suas características químicas, o DLS possui alto potencial fertilizante, podendo substituir em parte, ou totalmente, a adubação mineral convencional e contribuir significativamente para o aumento da produtividade das culturas, fertilidade do solo e redução no uso de fertilizantes minerais, os quais são responsáveis pela maior parte do custo de produção de uma cultura (RICHETTI, 2011). Entretanto, a aplicação dos DLS em solo contribui também para aumentar as perdas de N para atmosfera, principalmente nas formas volatilização da amônia, o que reduz o potencial fertilizante dos dejetos e impacta negativamente o ambiente (BASSO *et al.*, 2012).

A volatilização de  $\text{NH}_3$  possui diversos efeitos negativos no ambiente com destaque para acidificação do solo e da água, eutrofização de mananciais e emissão indireta de óxido nitroso (MORAES *et al.*, 2014). Dependendo do manejo adotado, essas perdas podem ser significativas, comprometendo o rendimento das culturas.

Além do manejo, outros fatores também interferem diretamente nas perdas de

N através da volatilização, tais como temperatura, pH, umidade, textura do solo e teor de matéria orgânica, os fatores citados influenciam diretamente no aumento ou na diminuição da atividade da enzima uréase, responsável pela degradação de moléculas orgânicas nitrogenadas contidas nos dejetos em amônia (CANTARELLA, 2007; OKUMURA *et al.*, 2012). Portanto, conhecer esses fatores é fundamental para aumentar a eficiência de uso do DLS.

As perdas por volatilização de amônia, provenientes da aplicação de fertilizantes nitrogenados no solo, ou aplicação de dejetos de animais, podem ser minimizadas, através da adição de ácidos ou sais que inibem a atividade da urease (PORT *et al.*, 2003). Neste sentido, vários compostos tais como: ácidos húmicos, ácido sulfúrico, ácido bórico, sulfato de cobre e zeolitas, têm sido testados como inibidores de urease, a fim de retardar a hidrólise da ureia e reduzir as perdas (SOUZA *et al.*, 2017; CHIEN *et al.*, 2009).

A busca por tecnologia que possam minimizar as perdas por volatilização é de grande importância para o setor agrícola. A utilização de mecanismos ácidos e elevação no teor de matéria orgânica sobre o solo parecem ser alternativas promissoras para reduzir as perdas de nitrogênio do DLS aplicado à agricultura. Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar estratégias para diminuir a perda de nitrogênio por volatilização da amônia pela redução do pH do DLS com ácidos orgânicos e a adubação de plantas de milho com esses dejetos acidificados.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Panorama geral da produção de suínos no Brasil e no Paraná

O crescimento acelerado da população mundial tem elevado a demanda de proteína animal, pressionando o crescimento do setor agropecuário. Isso tem alavancado a suinocultura mundial, a qual desempenha, atualmente, um papel muito importante, embora complexo, a nível econômico, social e ambiental (FREDDO *et al.*, 2019).

A suinocultura brasileira está consolidada como uma das principais atividades do agronegócio brasileiro, apresentando-se como um importante fator no desenvolvimento econômico do país, promovendo efeitos multiplicadores de renda e emprego em todos os setores da economia (primários, secundários e terciários), além de contribuir positivamente para o Produto Interno Bruto (PIB) do agronegócio, movimentando mais de cem bilhões de reais por ano (SCHMIDT, 2017).

Dessa maneira, o Brasil ocupa a quarta posição mundial na produção e exportação de carne suína, depois de China, União Europeia e Estados Unidos da América (USDA, 2021). A produção brasileira de carne suína no ano de 2021 foi de 4,701 milhões de toneladas e 75,81 % deste montante foi destinado ao mercado interno, que viu o consumo per capita crescer de 16 kg/hab em 2020 para 16,7 kg/hab em 2021 (ABPA, 2022). O restante dos 24,19 % foram destinados às exportações, atendendo mais de 86 países, sendo a Ásia a maior importadora de carne suína brasileira (ABPA, 2022; FREDDO *et al.*, 2019).

Segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2019), as projeções de produção de carne suína para o Brasil mostram que esse setor deve apresentar crescimento de 28,2 % até 2028/2029.

Dentre os principais polos produtores, a região Sul do Brasil se destaca. Os estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná representam o maior rebanho suíno brasileiro. Santa Catarina foi o responsável por 51,63 % das exportações de carne suína em 2021, sendo o maior estado exportador. Na sequência, o Rio Grande do Sul com 26,72 % dos embarques e o Paraná com 13,99 %, consolidando a Região Sul do país como a maior exportadora da proteína (ABPA, 2022).

O Paraná possui um rebanho com 5.388.380 cabeças de suínos e concentra 70% na região oeste do estado (3,6 milhões de cabeças) (FREDDO *et al.*, 2019). Os

municípios de Toledo (949 mil cabeças) e Marechal Cândido Rondon (446 mil cabeças), destacam-se pelos maiores plantéis e juntos contribuem com 26 % do rebanho total do estado (FREDDO *et al.*, 2019).

A produção de suínos é caracterizada por uma divisão de sistemas de produção, o modelo intensivo e o modelo extensivo. Na criação intensiva, os suínos são criados em confinamento dentro de baias ou gaiolas e em terrenos relativamente pequenos, este modelo de produção pode ser ainda subdividido em três tipos: (a) criação ao ar livre; (b) criação tradicional e (c) criação em confinamento. Na criação extensiva, os suínos são mantidos soltos no campo e o uso de tecnologias é baixo (EMBRAPA, 2003; MITO *et al.*, 2018).

O produtor pode optar por um modelo produtivo que englobe todo o ciclo de produção ou apenas uma fase (MITO *et al.*, 2018). Sendo assim, a produção pode ser classificada em: (a) produção de ciclo completo – que abrange todas as fases do ciclo de vida dos suínos, do nascimento ao abate, em uma mesma granja; (b) produção de leitões – que envolve apenas a fase de reprodução, ou seja, inseminação, gestação, parto e criação dos animais até o desmame (quando têm em média de 21 a 42 dias de vida ou de 6 a 10 kg), ou até a saída da creche, que são os leitões para terminação (possuem em média de 50 a 70 dias de vida ou de 18 a 25 kg); (c) produção de terminados – que envolve somente a fase de terminação, ou seja, recebe os animais após a creche e os cria até cerca de 150 dias ou aproximadamente 115 kg e (d) produção de reprodutores – que visa a obter reprodutores machos e fêmeas, isto é, varões e matrizes (SOUZA *et al.*, 2013; MITO *et al.*, 2018).

Os sistemas intensivos de criação de suínos originam grandes quantidades de dejetos, justamente por concentrar muitos animais em pequenas áreas. Esses dejetos necessitam de destinação e tratamento que sejam adequados às legislações ambientais. Entre as alternativas possíveis, a de maior aceitação pelos agricultores é a utilização dos dejetos como fertilizante (BRASIL, 2018).

Contudo, é evidente que o salto na produção de suínos interfere diretamente no meio ambiente, gerando grandes preocupações do ponto de vista ambiental, pois é uma das práticas agropecuárias de maior potencial poluidor devido o volume e a composição dos dejetos produzidos (BRASIL, 2018). Sendo notório que a produção suinícola acrescenta muito na economia do país, entretanto, ela impacta adversamente o meio ambiente quando seus resíduos não são manejados corretamente (SCHMIDT, 2017).

## 2.2 Características do dejetos líquidos de suínos

O dejetos líquido de suíno (DLS) é constituído por urina, fezes, resíduos de ração, poeira, água dos bebedouros, da limpeza e da chuva e outros materiais gerados no processo produtivo. Geralmente, apresenta coloração escura, consistência normalmente líquida, pastosa ou sólida (KUNZ *et al.*, 2005; BARROS, 2019). As características químicas, físicas e biológicas podem variar de acordo com: a dieta dos animais, a fase de criação e o manejo da água na granja (KUNZ *et al.*, 2005; BABOT *et al.*, 2011; BARROS *et al.*, 2019).

É de extrema importância conhecer o volume de dejetos produzidos por suíno em cada fase fisiológica. Porém, o volume pode variar conforme: o peso vivo do suíno, o consumo de água, produção de urina e o volume de água presente nos dejetos produzidos (BARROS *et al.*, 2019). Na Tabela 1 são apresentados os volumes de dejetos produzidos de acordo com a fase de produção dos suínos.

Tabela 1. Produção de dejetos de acordo com a fase de produção dos suínos

Categoria de Suínos	Esterco (kg/animal/dia)	Esterco+urina (kg/animal/dia)	Dejetos líquidos (L/animal/dia)
Suínos de 25-100 kg	2,30	4,90	7,00
Porcas em Gestação	3,60	11,00	16,00
Porcas em Lactação	6,40	18,00	27,00
Machos	3,00	6,00	9,00
Leitões desmamados	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: Adaptado de Oliveira (1993); Mito *et al.*, (2018).

O DLS possui em sua composição matéria orgânica (MO), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), boro (B), zinco (Zn), cobre (Cu) e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (NICOLOSSO, 2019). As características físico-química dos dejetos estão associadas ao sistema de manejo dos animais adotado e aos aspectos quantitativos e qualitativos das rações usadas, apresentando grandes variações na concentração dos seus elementos entre produtores e dentro da própria granja (GOMES *et al.*, 2009; BABOT *et al.*, 2011). A Tabela 2 apresenta características físicas, químicas e biológicas de dejetos de suínos.



Tabela 2. Características químicas, físicas e biológicas dos dejetos de suínos.

Características Física/Químicas/ Biológicas	Unidade de medida	Valor
MO	%	4,20
pH	-	7,5
Sólidos totais	kg/d/1000kgpv (*)	11
Sólidos voláteis	kg/d/1000kgpv	8,5
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	kg/d/1000kgpv	8,4
DBO <sub>5</sub> *	kg/d/1000kgpv	3,1
Nitrogênio Total	kg/d/1000kgpv	0,52
Nitrogênio Amoniacal	kg/d/1000kgpv	0,29
Fósforo	kg/d/1000kgpv	0,18
Potássio	kg/d/1000kgpv	0,29
Cálcio	kg/d/1000kgpv	0,33
Magnésio	kg/d/1000kgpv	0,07
Enxofre	kg/d/1000kgpv	0,076
Sódio	kg/d/1000kgpv	0,067
Manganês	mg/d/1000kgpv (*)	1,9
Boro	mg/d/1000kgpv	3,1
Zinco	mg/d/1000kgpv	5,0
Cobre	mg/d/1000kgpv	1,2

\*DBO<sub>5</sub>= Demanda Bioquímica de Oxigênio a cinco dias. Fonte: Adaptado de Coutinho (2001); Oliveira (2002) e Babot *et al* (2011).

Através da determinação da densidade dos dejetos no campo, é possível estimar a sua composição em nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio) e calcular a dose adequada a ser aplicada para uma determinada cultura. Visando facilitar aos técnicos e produtores na avaliação da qualidade do dejetos suínos para as propriedades, Scherer *et al.* (1995) e Miyazawa e Barbosa (2015) elaboraram tabelas de conversão que possibilitam estimar o teor de nutrientes com base na medição da densidade do DLS. Apesar da existência desses métodos mais rápidos e práticos, a análise do DLS em laboratório possui maior precisão.

Portanto, saber os volumes produzidos e as características dos dejetos suínos é fundamental para a definição do tipo de sistema de manejo e gestão na propriedade (MITO, 2018)

### 2.3 Manejo de dejetos suínos

Segundo Barros (2019), o manejo de dejetos de suínos caracteriza todas as etapas técnicas que permitem sua correta utilização e destino adequado, ou seja, evitando sobrecargas no solo e poluição hídrica. Ainda de acordo com o autor, é importante e necessário conhecer sua composição, a legislação ambiental, critérios

técnicos para sua utilização como fertilizantes, e técnicas de armazenamento e tratamento.

O manejo pode ser feito por meio de armazenagem ou tratamento. A armazenagem consiste em inserir os dejetos em depósitos durante um determinado tempo, com o objetivo de fermentar a biomassa e reduzir os patógenos (CARDOSO, 2015). O tratamento, por sua vez, consiste em um conjunto de procedimentos que tem como finalidade reaproveitar os dejetos de forma a minimizar os riscos de poluição ambiental e potencializar o aproveitamento dos nutrientes para fins de adubação agrícola (KUNZ *et al.*, 2005).

Considerando as técnicas de tratamento físico e biológico, o manejo dos dejetos pode ser realizado por meio dos processos descritos abaixo (DIESEL *et al.*, 2002; PERDOMO *et al.*, 2003; PITZ, 2009; CARDOSO, 2015).

- **lagoas** – são três tipos de lagoas pelas quais passam os dejetos, e cada uma possui uma função específica. A lagoa anaeróbia reduz micro-organismos patogênicos e inicia o tratamento da carga orgânica poluidora solúvel dos DLS; a lagoa facultativa reduz o nitrogênio; e a lagoa aeróbia – reduz nitrogênio, remove patógenos e finaliza o tratamento da carga orgânica poluidora solúvel dos DLS). Os DLS são retidos juntamente com água para redução da carga orgânica por meio de ação bacteriana e, posteriormente, decantam no fundo de modo a retirar as impurezas da matéria orgânica.

- **esterqueiras** – funcionam como um armazenamento dos dejetos cujo tratamento tem por objetivo captar o volume de dejetos líquidos para a ocorrência de fermentação biológica da matéria orgânica.

- **bioesterqueiras** – consistem em uma adaptação das esterqueiras, com a diferença de que nestas o tempo de retenção dos dejetos é maior, e a câmara de retenção é semelhante a um biodigestor.

- **biodigestores** – são câmaras hermeticamente fechadas, onde micro-organismos anaeróbios realizam a digestão anaeróbia da matéria orgânica, produzindo biogás e biofertilizante.

- **compostagem** – funciona como local de armazenamento da fração sólida dos DLS, no qual ocorre a degradação aeróbia da matéria orgânica por ação bacteriana, resultando em material orgânico utilizado principalmente como adubo e condicionador de solo, chamado composto orgânico.

- **cama sobreposta ou biológica** – é um local no qual o suíno defeca sobre

materiais fibrosos que absorvem as excretas. Após a saturação da cama, a mesma pode ser usada como adubo ou ser submetida ao processo de compostagem, caso necessário.

Devemos ressaltar que o manejo dos dejetos é feito conforme o tipo de produção na propriedade (KUNZ, 2005). O manejo mais utilizado no Brasil é o tratamento em esterqueiras e em lagoas para uso posterior na lavoura como fertilizante. Esses manejos são mais utilizados devido ao baixo custo de execução e manutenção (CARDOSO *et al.*, 2015).

#### **2.4 Uso de dejetos líquidos de suínos na agricultura**

O aumento na produção de suínos tem gerado acúmulo de dejetos nas propriedades, assim se faz necessário desenvolver novos processos, práticas e alternativas relacionadas a destinação ao DLS (SEIDEL *et al.*, 2010).

Na ausência de tratamentos para reduzir a sua carga potencialmente poluidora, os DLS transformam-se num fator de desequilíbrios ambientais, destacando-se entre esses a contaminação dos recursos hídricos por metais pesados, nitrogênio e fosfatos e organismos de risco sanitário (SEGANFREDO, 2007).

Visando possibilidades para a solução deste problema, passou-se a incentivar o uso dos dejetos na fertilização de áreas agrícolas, disponibilizando nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) ao solo e promovendo a ciclagem de nutrientes e redução no uso de adubos minerais convencionais nas propriedades suinícolas (MORAES *et al.*, 2014). Mas devemos utilizá-lo somente após seu armazenamento e tratamento adequado (BASSO *et al.*, 2012).

Em função de suas características químicas, o DLS possui alto potencial fertilizante, podendo substituir em parte ou totalmente a adubação mineral convencional e contribuir significativamente para o aumento da produtividade das culturas, fertilidade do solo e redução no uso de fertilizantes minerais, os quais são responsáveis pela maior parte do custo de produção de uma cultura (RICHETTI, 2011), tornando a produção agrícola mais sustentável.

Por ser um resíduo que contém teores elevados de matéria orgânica e de outros nutrientes, principalmente o N e o P, o dejetos de suínos pode melhorar as propriedades físicas e as características químicas e biológicas do solo (SCHERER *et al.*, 2010). Apesar desses benefícios, os DLS devem ser aplicados mediante uma

correta recomendação agrônômica, a fim de evitar possíveis contaminações do sistema de produção por doses muito altas (SILVA *et al.*, 2015).

Na Tabela 3 são demonstrados alguns resultados de culturas submetidas a aplicação de DLS. Na literatura há diversos trabalhos demonstrando os efeitos dos dejetos sobre a produtividade de grãos e matéria seca das culturas.

Tabela 3. Efeito da aplicação do DLS em diferentes culturas.

<b>Cultura</b>	<b>Região</b>	<b>Solo</b>	<b>Efeitos da aplicação do DLS</b>	<b>Referência</b>
Milho	Santa Maria. RS	Argissolo Vermelho distrófico	DLS apresentaram alto potencial fertilizante ao milho. Aumento na produtividade de grãos, em relação ao tratamento sem dejetos, foi de 243 %.	Giacomini <i>et al.</i> (2008)
Milho, feijão, soja e trigo	Pato Branco. PR	Latossolo Vermelho distroférico.	DLS aumentaram rendimento do milho, feijão, soja e trigo. O rendimento de grãos aumentou em 55 % nas culturas e os autores concluíram que a aplicação do DLS pode substituir o uso de fertilizantes minerais.	Sartor <i>et al.</i> (2012)
Sucessão aveia/milho	Taquaruçu do Sul. RS	Latossolo Vermelho aluminoférrico	A aplicação de DLS promoveu incremento na produção de matéria seca da sucessão aveia/milho e na produtividade de grãos de milho.	Pinto <i>et al.</i> (2014)
Milho	Santa Tereza do Oeste-PR	Latossolo Vermelho distróférico	A resposta da produtividade do milho com aplicação de DLS não diferiu da aplicação do adubo químico.	Zanão Junior <i>et al.</i> (2015)
Soja	Santa Tereza do Oeste -PR	Latossolo Vermelho distróférico	A adubação com DLS resultou em maior teor de P e K no solo, bem como uma maior absorção de N e P pelas plantas. A produtividade de grãos também teve efeito positivo com aplicação do DLS.	Blanco <i>et al.</i> (2015)
Milho e aveia	Braço do Norte. SC	Argissolo Vermelho- Amarelo	As adubações com DLS promoveram produtividades de grãos de milho e aveia semelhantes às adubações químicas e está ocorrendo aumento da produtividade ao longo das safras.	Cristiano <i>et al.</i> (2018)

Deste modo, deve-se fornecer às culturas doses que proporcionem um bom desenvolvimento e produção, não gere desbalanço nutricional e sem causar impactos ambientais ou contaminações (LOURENZI *et al.*, 2016). Antes da implantação de cada cultura é importante estabelecer as doses de dejetos que serão aplicadas com intuito de obter produtividade satisfatória e minimizar os impactos ambientais.

## 2.5 Perdas de nitrogênio por volatilização

O nitrogênio (N) é um macronutriente de grande importância na produção agrícola, por compor 16% das proteínas e fazer parte dos ácidos nucleicos e alguns constituintes celulares (CANTARELLA, 2007). Está presente no processo da fotossíntese e na síntese de clorofila. Na sua ausência, a planta não captaria a luz como fonte de energia e não conseguiria absorver nutrientes (COSTA *et al.*, 2014; ARAÚJO *et al.*, 2012).

No DLS, o nitrogênio (N) é um dos nutrientes encontrados em maior proporção. Nesse resíduo orgânico, o N apresenta-se, na maioria dos casos, na forma amoniacal (amônio,  $\text{NH}_4^+$  e amônia,  $\text{NH}_3$ ), podendo chegar a 70% do N total (GONZATTO *et al.*, 2013; BOSCH-SERRA *et al.*, 2014). Nessa forma, o N é suscetível a perdas, principalmente, por volatilização da amônia. A volatilização de amônia é umas das principais formas de perdas de nitrogênio, especialmente com a aplicação de dejetos. As perdas de N por volatilização podem ocorrer quando os dejetos de suínos são armazenados por longos períodos e após aplicação no campo (DA ROS *et al.*, 2005; GONZATTO *et al.*, 2013).

A volatilização de  $\text{NH}_3$  possui diversos efeitos negativos no ambiente, com destaque para acidificação do solo e da água, eutrofização de mananciais e emissão indireta de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), além da redução no poder fertilizante dos dejetos (GIACOMINI *et al.*, 2006).

Dependendo do manejo adotado, essas perdas podem ser significativas, comprometendo o rendimento das culturas. Além do manejo, outros fatores também interferem diretamente nas perdas de N através da volatilização, tais como temperatura, pH, umidade, textura do solo e teor de matéria orgânica, interferindo diretamente no aumento ou na diminuição da atividade da enzima urease, responsável pela degradação da ureia dos dejetos em amônia (CANTARELLA, 2007; OKUMURA *et al.*, 2012).

Produzida pelas plantas e por microrganismos, a urease é uma enzima que está presente em todos os solos. Favorece a transformação da ureia em amônia, que é volatilizada, diferentemente do íon amônio, que permanece no solo (CANTARELLA, 2007).

Segundo Cantarella (2007), o equilíbrio entre o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e a forma gasosa, amônia ( $\text{NH}_3$ ) é dado pela expressão:



A volatilização de  $\text{NH}_3$  com a aplicação de DLS pode variar com os tipos de compostos orgânicos nitrogenados presentes nos mesmos. A hidrólise das proteínas libera aminoácidos e em condições anaeróbicas libera mercaptanas, aminas, ácidos orgânicos, álcoois,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ , o que faz desse material altamente mineralizável e vulnerável a perdas rápidas de amônia (DA ROS *et al.*, 2005).

Basso *et al.* (2004), registraram perdas de  $\text{NH}_3$ , dos DLS aplicados em Argissolo Vermelho distrófico arênico. Em torno de 24 h após fertilização, ocorreram perdas de 50, 53 e 45 % do total aplicado nas doses de 20, 40 e 80  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  de DLS. Os autores justificaram tais perdas pelas altas temperaturas no local e as aplicações superficiais dos DLS. A alta temperatura durante o dia também aumenta a volatilização da amônia, que decrescem quando ocorre redução da temperatura.

Já Tasca *et al.* (2011), verificaram as maiores perdas de  $\text{NH}_3$  quando o solo apresentou em torno de 10 % de umidade. Lara Cabezas *et al.* (2000), realizaram o experimento a campo, em um Argissolo Vermelho distrófico arênico, e estimaram que pode haver diminuição no rendimento dos grãos de milho pelas perdas de  $\text{NH}_3$ , na proporção de 10  $\text{kg ha}^{-1}$  de grãos, para cada 1 % de  $\text{NH}_3$  volatilizada, com aplicação de ureia.

Port *et al.* (2003), concluíram que maior parte das perdas de N por volatilização de amônia, ocorrem nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos no campo, colaborando com os resultados encontrados por Rochette *et al.* (2001) que verificaram que 60 % da emissão total de amônia ocorreu nas primeiras 11 horas após a aplicação de dejetos de suínos sobre os resíduos culturais de colza. Esses resultados evidenciam a importância de se considerar as condições edafoclimáticas quando aplicar os dejetos no campo. Provavelmente aplicações de dejetos ao final do dia e em solos úmidos reduzam a emissão de amônia para a atmosfera (PORT *et al.*, 2003).

Portanto, é notório que a aplicação dos DLS na superfície do solo pode contribuir para a volatilização da amônia, reduzindo o potencial fertilizante dos dejetos e impactando negativamente o ambiente. Para reduzir tais perdas, é necessário identificar a intensidade com que elas ocorrem e, como variam em função do método, da época e da taxa de aplicação, da composição dos dejetos, do tipo do solo e das condições ambientais (BASSO *et al.*, 2004; GIACOMINI *et al.*, 2006).

## 2.6 Redução das perdas de nitrogênio por mecanismos ácidos

Atualmente existem diversas estratégias para minimizar as perdas de nitrogênio por volatilização da amônia e melhorar sua absorção pelas culturas. As perdas por volatilização de amônia, provenientes da aplicação de fertilizantes nitrogenados no solo, ou aplicação de dejetos de animais, podem ser minimizadas, através da adição de ácidos ou sais (PORT *et al.*, 2003). Outra forma de reduzir as perdas de  $\text{NH}_3$  é o uso de substâncias que inibem a atividade da urease. Neste sentido, vários compostos têm sido testados como inibidores de urease, a fim de retardar a hidrólise da ureia e reduzir as perdas (SOUZA *et al.*, 2017; CHIEN *et al.* 2009).

Dentre estas, o tiofosfato de N-(n-butil)triamida (NBPT) é inibidor de urease mais conhecido (CANTARELLA *et al.*, 2009). Outras substâncias têm sido investigadas com relação ao potencial de inibição da enzima urease, porém, poucas têm obtido resultados promissores. Os fatores que influenciam na atividade microbológica do solo também influenciam a atividade da urease, e conseqüentemente, nas taxas de volatilização de amônia (TASCA *et al.*, 2011). Fatores como as condições climáticas, capacidade de troca catiônica (CTC) e capacidade de tamponamento do pH também afetam diretamente o processo de volatilização (COSTA *et al.*, 2003; CANTARELLA *et al.*, 2008; OKUMURA *et al.*, 2012).

Diante deste cenário, os esforços têm se concentrado na redução das perdas do nitrogênio, com o propósito de elevar a sustentabilidade da adubação nitrogenada e dos DLS, conseqüentemente, dos empreendimentos agrícolas (BERNARDI *et al.*, 2007). Considerando que a volatilização de amônia reduz com o aumento da CTC do solo, tem-se avaliado também a mistura de ureia com produtos de elevada CTC, como os ácidos húmicos como alternativa contra a volatilização de amônia (PAIVA, 2012; BAUTISTA *et al.*, 2011). Porém, são escassos os estudos da influência desses compostos na atividade da urease.

Os ácidos húmicos são macromoléculas complexas, de elevado peso molecular, originários da degradação química e biológica de plantas e resíduos de origem animal e células microbianas. Devido às características como elevada CTC, caráter ácido e elevado poder tampão, têm sido testados como alternativas na tentativa de reduzir as perdas de N derivado da volatilização de amônia (PAIVA, 2012). Gomes (2015) avaliou o efeito dos ácidos húmicos na redução da volatilização da

amônia e constatou que adição de ácido húmico reduziu a atividade da urease, após 36 horas de reação.

Alguns metais também são capazes de inibir a atividade da urease. O poder inibidor do ácido bórico também foi relatado (FRAME *et al.*, 2012). Os inibidores inorgânicos de maior interesse e que têm mostrado capacidade de inibir a urease são o cobre e o ácido bórico, pela possibilidade de também serem utilizados para nutrição das plantas (BENINI *et al.*, 2004). Porém, não há certeza sobre a eficiência e a dose necessária desses inibidores para reduzir a perda de  $\text{NH}_3$ , em alguns trabalhos a adição de ácido bórico e cobre na ureia reduziram a volatilização de  $\text{NH}_3$  (VITTI *et al.*, 2007). Porém, outros autores chegaram a resultados diferentes, em que esses elementos não diminuíram a perda de N por volatilização de  $\text{NH}_3$ . Soares (2011), adicionaram micronutrientes B (ácido bórico) e Cu (sulfato de cobre) à ureia, em dose de até  $10 \text{ g kg}^{-1}$ , e concluíram que a adição de B e Cu não foram suficientes para reduzir significativamente a volatilização de  $\text{NH}_3$ .

Basso (2003) afirmou que o pH do dejetos é o principal responsável pelo equilíbrio entre amônio e amônia. O autor encontrou resultados que correspondem a menor perda de amônia com dejetos de pH inferior a 6,0. O pH, tanto do solo, como dos dejetos de animais, apresenta uma grande relevância na volatilização da amônia, pela questão da disponibilização de íons de  $\text{H}^+$ .

Com objetivo de avaliar a volatilização da amônia em função do pH do dejetos líquido de suínos, Muller (2018) alterou o pH dos dejetos com ácido sulfúrico ( $1 \text{ mol L}^{-1}$ ) para os respectivos tratamentos (pHs 3,0; 4,0; 5,0 e 6,0). Após a aplicação do dejetos líquido de suínos nas bandejas, foram instaladas sob o solo, câmaras de captura de volatilização de amônia do tipo Sale. O autor concluiu que o pH do dejetos líquido de suínos altera a quantidade de amônia volatilizada, pois, a aplicação do dejetos líquido de suínos com pH natural (7,4) proporcionou perdas de amônia em torno de 46 %. Com a acidificação dos dejetos ajustando-se o pH em torno de 3 a 5 houve perdas de N por volatilização em torno de 5 % apenas.

O pH determina o equilíbrio entre amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e amônia ( $\text{NH}_3$ ) conforme a figura 1 (NDEGWA *et al.*, 2008). Com pH abaixo de 7 a volatilização de amônia diminui pois os íons livres de  $\text{H}^+$  aumentam a proporção entre amônio: amônia, ou seja, mais amônia é convertida a amônio que é uma forma não volátil (FRANÇA *et al.*, 2014). Em pH em torno de 4,5 já não há evidência de nenhuma amônia livre mensurável (NDEGWA *et al.*, 2008).



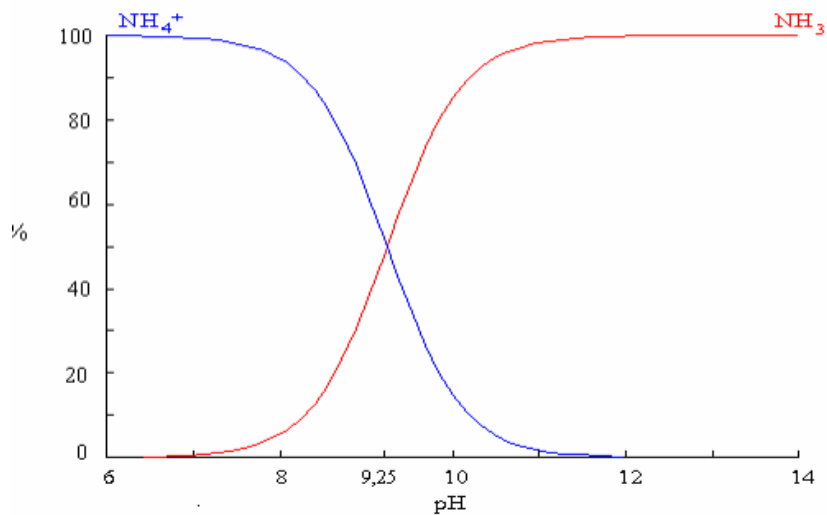


Figura 1. Relação amônio/amônia em função do pH (Fonte: Adaptada de NDEGWA *et al.* (2008)).

Todavia, o aproveitamento do nutriente fornecido através do DLS, em relação ao pH devem ser mais bem estudados, já que o mesmo pode alterar a eficiência da adubação para suprir as necessidades das plantas, e também favorecer o meio ambiente pela diminuição da contaminação ambiental (BENINI *et al.*, 2004).

A efetividade dos compostos inorgânicos parece ser um tanto baixa, além disso, alguns desses elementos são metais pesados e podem contaminar os solos (FRAME *et al.*, 2012). Com isso, é necessário buscar alternativas orgânicas que possam reduzir a volatilização da amônia com aplicação do DLS, sem comprometer o meio ambiente.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Localização da Área

O trabalho foi desenvolvido em casa de vegetação na Estação Experimental do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná, no município de Santa Tereza do Oeste - PR, localizado nas coordenadas 25° 04' 57,22" de latitude sul e 53° 35' 03,33" de longitude oeste e altitude média de 757 m.

O clima da região, segundo a classificação de Koppen, é Cfa, subtropical úmido, com temperaturas médias anuais variando entre 20 e 21 °C e precipitações totais entre 1800 e 2000 mm, bem distribuídos durante o ano e com verões quentes (CAVIGLIONE *et al.*, 2000).

#### 3.2. Solo

O solo da região é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico, de textura muito argilosa. Antes da implantação do experimento foram retiradas amostras de solo na área experimental, nas profundidades de 10-20 cm e os resultados se encontram na Tabela 4.

Tabela 4. Análise química e do solo utilizado no experimento.

Prof cm	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C g dm <sup>-3</sup>	K ----- cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	Ca	Mg cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	Al -----	H+Al ---	V %	m ---	P mg dm <sup>-3</sup>
10-20	5,50	30,23	0,51	4,01	1,12	0,00	3,97	58	0	12,7

#### 3.3. Tratamentos e Delineamento Experimental

Foram avaliadas as perdas de nitrogênio por volatilização da amônia com aplicação de dejetos líquidos de suíno com pH modificado. Para modificação do pH foram utilizados quatro ácidos, sendo eles: ácido sulfúrico, cítrico, ascórbico e acético. Os tratamentos foram gerados a partir dos ácidos aplicados, o pH do dejetos foi alterado para 5,0. Os tratamentos adicionais utilizados foram a testemunha (sem dejetos) e um tratamento com dejetos pH natural (7,19) (Tabela 5). O delineamento experimental adotado foi o de blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições totalizando vinte e quatro unidades experimentais.

Tabela 5. Tratamentos avaliados no experimento e respectivos valores de pH.

Tratamentos	pH do DLS
T1 - Testemunha (sem aplicação de DLS)	-
T2 - DLS com pH natural	7,19
T3 - DLS com pH corrigido com ácido sulfúrico (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	5,00
T4 - DLS com pH corrigido com ácido cítrico (C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub> )	5,00
T5 - DLS com pH corrigido com ácido ascórbico (C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>6</sub> )	5,00
T6 - DLS com pH corrigido com ácido acético (CH <sub>3</sub> COOH)	5,00

Primeiramente foram diluídos os ácidos e preparada uma solução de 1 mol L<sup>-1</sup> de cada. Em seguida foram sendo alterados o pH do DLS para 5,00, separadamente com cada solução ácida, para compor os tratamentos (Tabela 5). O pH foi medido com pHmetro de bancada, em laboratório. No tratamento onde o DLS foi aplicado sem alteração de pH ele apenas foi medido, sendo 7,19.

### 3.4. Aplicação do dejetto líquido de suínos

O DLS utilizado foi oriundo de uma esterqueira localizada em uma propriedade da região Oeste do Paraná no município de Tupãssi. Antes da aplicação do DLS foi determinado pH, e para estimar a quantidade de nutriente que seria aplicado ao solo foi utilizado o densímetro de Bouyoucos. O DLS apresentava uma densidade de 7,0, na escala do densímetro o que corresponde, em kg m<sup>-3</sup>, a 0,52 de N total, 0,38 de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 0,28 de K<sub>2</sub>O, conforme metodologia proposta por Miyazawa e Barbosa (2015). A dosagem aplicada aos tratamentos foi formulada para fornecer uma quantidade de 120 kg ha<sup>-1</sup> de N. Em seguida, com o volume já separado, foi alterado o pH do DLS para os respectivos tratamentos.

### 3.5. Unidade experimental

Para realização do experimento, as unidades amostrais eram constituídas por bandejas plásticas com dimensões de 30 x 20 x 7 cm. Em cada bandeja foram adicionados 2 kg de solo. Antes de adicionar o solo, ele foi seco por 72 h em estufa, homogeneizado e peneirado em malha de 2 mm e, em seguida, disposto nas bandejas. Em cada bandeja foi aplicado 700 mL de DLS (tratamentos). No caso do

tratamento testemunha, foi aplicado apenas água destilada. A distribuição dos dejetos foi realizada com auxílio de becker e balão volumétrico.

### 3.6. Avaliação da volatilização da amônia

Após a aplicação do dejetos líquido de suínos nas bandejas, foram instaladas sob o solo câmaras de captura de volatilização de amônia do tipo Sale, com câmara semiaberta livre estática, conforme Figura 1. A câmara de captura de volatilização de amônia foi instalada rente ao solo. O sistema se baseia em uma câmara de ar feita com garrafa pet (2 Litros) com a finalidade de armazenar o gás volatilizado. A garrafa possui em seu interior, um arame inoxidável de 30 cm de comprimento suspenso que sustentava um tubo com a solução e é suporte para a fita de papel filtro na vertical. A fita constituída por um papel filtro apresentava as dimensões de 2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento e o tubo de centrifuga com capacidade de 50 mL, contendo 20 mL de solução captora ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,05 mol  $\text{dm}^3$  + glicerina). A glicerina tinha a finalidade de manter a umidade entre os períodos de coletas (CANTARELLA et al., 2003).

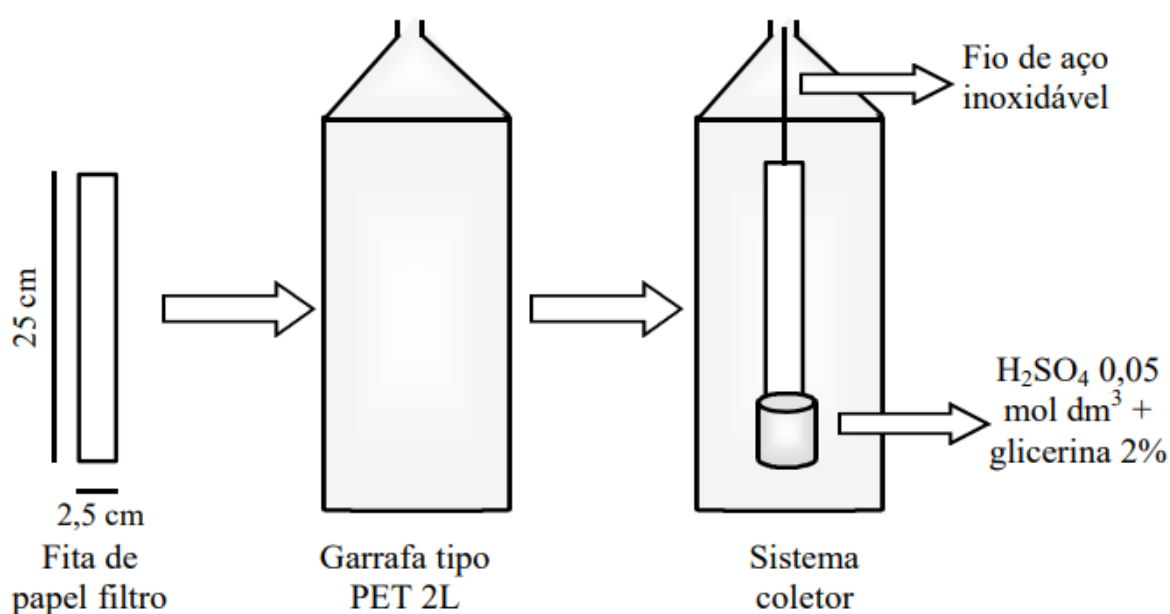


Figura 2. Diagrama do sistema coletor de amônia (Fonte: MARSOLA et al. (1999).

A extremidade inferior da fita ficava depositada dentro do tubo, ficando submersa na solução captora e seu lado oposto suspenso no arame inoxidável, que com o passar das horas a fita acaba umedecendo por completa. Desta forma, a

amônia volatilizada reage com a solução e as partículas resultantes ficam retidas na fita de papel filtro. Após o período estimado, os tubos com a solução e a fita foram vedados com a tampa e armazenados no refrigerador até determinação do teor do N-amoniaco por espectrometria azul e quantificação da volatilização de amônia.

Foram realizadas nove avaliações no decorrer de 26 dias (1º, 2º, 3º, 5º, 8º, 10º, 15º, 20º e 26º dias após a aplicação dos tratamentos) para verificação da volatilização da amônia. Foi destinado um tubo para cada avaliação, tratamento e repetição, totalizando assim, 216 tubos (6 x 4 x 9) ao longo do experimento.

As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Solos do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR- PARANÁ), na estação experimental de Londrina – PR. Para quantificar a concentração de nitrogênio volatilizado primeiramente pipetou-se 1 mL da solução das amostras em outro tubo e adicionou 9 ml de água destilada completando o volume para 10 mL. Depois, os tubos foram agitados. Após a agitação pipetou-se 1 mL adicionando 6 mL de água destilada, em sequência adicionado 1 mL da solução ácido salicílico, citrato de sódio e hidróxido de sódio (solução 1), 1 mL da solução nitroprussiato de sódio (solução 2) e 1 mL da solução de hipoclorito de sódio (solução 3). Depois de adicionadas as soluções 1,2,3 as amostras foram agitadas, e esperou-se 70 minutos para a formação do complexo e por fim realizada a leitura em espectrofotômetro UV-Vis em 697 nm.

### **3.7 Avaliação da aplicação de DLS na cultura do milho**

Foi avaliada a aplicação dos DLS com pH ajustado com ácidos orgânicos no solo no dia da semeadura e foram cultivadas plantas de milho por 30 dias em vasos, em casa de vegetação.

Os itens 3.1 a 3,4, ou seja, localização, solos, tratamentos e aplicação dos DLS foram iguais ao descrito para o experimento onde foi avaliada a volatilização.

A semeadura do milho foi realizada em novembro de 2022 em vasos plásticos com capacidade de 3 L, preenchidos com 2,5 L de solo. Foram distribuídas seis sementes de milho Híbrido Brevant PWU B2620. Após a distribuição das sementes, a 2 cm de profundidade, os tratamentos foram aplicados.

Antes da semeadura foram adicionadas aos solos dos vasos 1,8 g de superfosfato triplo. Após a emergência, foi realizado o desbaste e permaneceram quatro plantas em cada vaso. A irrigação do solo dos vasos foi realizada diariamente,

sem aplicação de nutrientes através de fertilizantes ou sais.

As avaliações foram realizadas 30 dias após a emergência das plântulas de milho. Foram medidas a altura das plantas, o diâmetro do caule, o teor de clorofila total das folhas e a produção de massa seca da parte aérea das plantas.

A altura das plantas, em cm, foi medida com auxílio de uma fita métrica entre o colo e o ápice da planta.

O diâmetro do caule foi determinado com auxílio de um paquímetro, em cm, e medido padronizado a 4 cm do solo.

O teor total de clorofilas foi determinado no terço médio da terceira folha contando-se a partir da parte inferior da planta. Foram medidos os teores das clorofilas a, b e c em três medidas em cada planta, utilizando-se para isso um clorofilômetro da marca Falker modelo CFL1030. Posteriormente foram somados os teores das clorofilas a, b e c e calculada a média da clorofila total em cada tratamento

As plantas foram cortadas próximas ao solo, identificadas, colocadas em sacos de papel e levadas ao laboratório. Posteriormente, foram levadas para a estufa de circulação forçada de ar a 65 °C, por 72 h. Após esse período foram pesadas e determinada assim a produção e massa seca da parte aérea das plantas.

### **3.8. Análise Estatística**

Os dados obtidos foram processados no software Sisvar (FERREIRA, 2000) e submetidos à análise de variância (ANOVA). As médias dos tratamentos foram avaliados por análise de Tukey a 5 % de probabilidade.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A alteração do pH dos dejetos de suínos aplicado em cobertura no solo, proporcionou diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) na perda de amônia para atmosfera em todos os dias de avaliação, conforme Tabela 6.

Tabela 6. Volatilização da amônia em nove coletas (dias após a aplicação - DAA) realizadas em função da alteração do pH do dejetos líquido de suínos aplicado.

Época (DAA)	Tratamentos						CV (%)
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	
	Volatilização de N-NH <sub>3</sub> (kg ha <sup>-1</sup> )						
1	1,61 a	9,65 b	1,87 a	2,24 a	1,15 a	1,07 a	34,62
2	0,95 ab	7,49 d	0,56 a	3,27 c	1,22 ab	2,33 bc	26,22
3	1,80 a	6,27 d	2,22 ab	3,73 bc	1,22 a	4,19 c	22,28
5	2,39 a	9,49 b	5,52 ab	7,41 b	3,17 a	8,30 b	30,37
8	2,59 a	7,69 c	4,24 ab	6,55 bc	3,47 a	6,69 bc	22,08
10	0,91 a	9,47 b	5,30 ab	5,60 ab	3,85 ab	5,40 ab	74,35
15	1,30 a	8,37 c	4,18 b	6,90 c	6,20 bc	8,40 c	17,78
20	1,25 a	10,16 c	5,44 b	6,82 b	7,41 bc	9,69 c	16,20
26	1,06 a	4,33 cd	2,60 b	3,00 bc	3,58 bc	5,06 d	19,38

Médias seguidas pela mesma letra na linha, não diferem a 5 % pelo teste de Tukey. T1 - Testemunha (sem aplicação de DLS); T2 - DLS com pH natural (7,19); T3 - DLS com pH corrigido com ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) (pH 5,0); T4 - DLS com pH corrigido com ácido cítrico (C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>7</sub>) (pH 5,0); T5 - DLS com pH corrigido com ácido ascórbico (C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>6</sub>) (pH 5,0); T6 - DLS com pH corrigido com ácido acético (CH<sub>3</sub>COOH) (pH 5,0).

O tratamento sem aplicação do DLS (testemunha) apresentou valores mínimos de volatilização de nitrogênio (N) na forma amoniacal, como era esperado, apresentando na maioria das coletas, menores perdas de nitrogênio (média de 1,54 kg ha<sup>-1</sup>). Porém, o dejetos natural com pH 7,19, apresentou as maiores perdas de amônia, também, na maioria das coletas (média de 8,10 kg ha<sup>-1</sup>). Isso demonstra um menor aproveitamento desse nutriente no pH natural em que o dejetos líquido de suínos é aplicado.

Analisando as primeiras avaliações, primeiro, segundo e terceiro dias após a aplicação dos resíduos, os melhores resultados em relação à perda de N foram obtidos com os dejetos de pH alterado com ácido ascórbico e sulfúrico (T3 e T5). É importante ressaltar, que entre os fatores físico-químicos o pH é um dos principais responsáveis pelo comportamento da volatilização da amônia, pois o dejetos líquido de suínos apresenta nitrogênio na forma iônica (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e na forma gasosa (NH<sub>3</sub>), que é

bastante volátil (KIRCHMANN; WITTER, 2009). Nesse sentido, os dois se mantêm em equilíbrio, onde o pH é peça chave para determinação da predominância de um ou de outro.

Quanto maior o valor de pH alcançado, menor é a proporção de  $\text{N-NH}_4^+$  e maior o potencial de volatilização (ROCHETTE *et al.*, 2009). Os maiores valores de pH testados proporcionaram as maiores perdas diárias de  $\text{NH}_3$  (PUJOL, 2012). Olesen, Moldrup e Henriksen (2000), afirmam que o pH resultante da aplicação dos dejetos no solo exerce forte influência na volatilização de amônia, favorecida por valores elevado de pH, pois a forma gasosa ( $\text{NH}_3$ ) prevalecerá sobre a forma iônica ( $\text{NH}_4^+$ ) nessa condição a própria aplicação dos dejetos de animais no solo, neste caso o de suínos, pode alterar o pH do solo conforme Smith (2009). Segundo Cantarella (2007), os pHs, acima de 7,0 proporcionam maiores perdas de  $\text{NH}_3$  por volatilização, o que se observou no presente trabalho pois as maiores perdas de nitrogênio foram encontradas com pH (7,19). Pujol (2012), relata que pH elevado diminui a disponibilidade de íons  $\text{H}^+$  na solução, o que acaba interferindo na mineralização do adubo orgânico.

Em relação às concentrações de volatilização em cada tratamento durante as avaliações, o T3 (dejetos + ácido sulfúrico) e o T5 (dejetos + ácido ascórbico) tiveram as menores perdas de amônia por volatilização comparado aos outros tratamentos. Resultados semelhantes foram demonstrados por Mackenzie e Tomar (1987), os quais observaram rápido decréscimo nas perdas de  $\text{NH}_3$  quando o pH do dejetos foi inferior a 6,0. O pH do dejetos é responsável pelo equilíbrio  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  e quando  $\text{NH}_3$  é perdida por volatilização, irá ocorrer uma dissociação do íon  $\text{NH}_4^+$  ( $\text{NH}_3 + \text{H}^+$ ) diminuindo o pH e conseqüentemente a volatilização.

Observou-se que na quinta e na oitava avaliação (5 dias e 20 dias após aplicação) ocorreram as maiores concentrações de volatilizações de amônia (Tabela 5). Nessas coletas, a aplicação do dejetos natural (pH 7,19) alcançou os maiores valores de perda de amônia, respectivamente 9,47 e 10,16  $\text{kg ha}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_3$ . Rochette *et al.* (2001), afirmaram que as taxas de volatilização de amônia tendem a aumentar na fase inicial e reduzir após 24 horas, o que difere dos resultados encontrados no presente estudo. Pois, os tratamentos com pH modificado apresentaram menores taxas de volatilização nas primeiras 24 horas, não passando de 2,5  $\text{kg ha}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_3$ . Após as 48 horas de aplicação, as taxas de volatilização apresentaram acréscimos e ao vigésimo sexto dia, as taxas de volatilização reduziram novamente. Em condições



semelhantes às do presente trabalho, Giacomini *et al.* (2006), verificaram que a aplicação de  $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de DLS ( $154 \text{ kg ha}^{-1}$  de N total), juntamente com resíduos culturais de aveia preta ( $3,6 \text{ t ha}^{-1}$ ) aumentou as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em relação ao solo sem dejetos, principalmente no décimo quinto dia de avaliação. Resultados semelhantes foram encontrados por Basso *et al.* (2004), os picos de perdas de  $\text{NH}_3$  aumentaram após as 48 horas de aplicação. Os autores afirmam que pode ser devido às maiores temperaturas máximas e mínimas ocorridas, logo após as 24 horas de aplicação.

Quanto à volatilização acumulada da amônia de cada tratamento (soma das dez épocas avaliadas de cada tratamento) (Figura 3), observa-se que com o pH mais elevado à alcalinidade (7,19) a volatilização foi maior quando comparada às verificadas com os pH mais ácido (5,0). O dejetos natural, aplicado com pH sem ajustes, perdeu para atmosfera um total de aproximadamente  $72 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_3$ . Quando a acidificação do dejetos ocorreu e o pH foi alterado para 5,0, as perdas foram reduzidas, perdendo para atmosfera  $31,3 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_3$  no pH modificado com ácido ascórbico

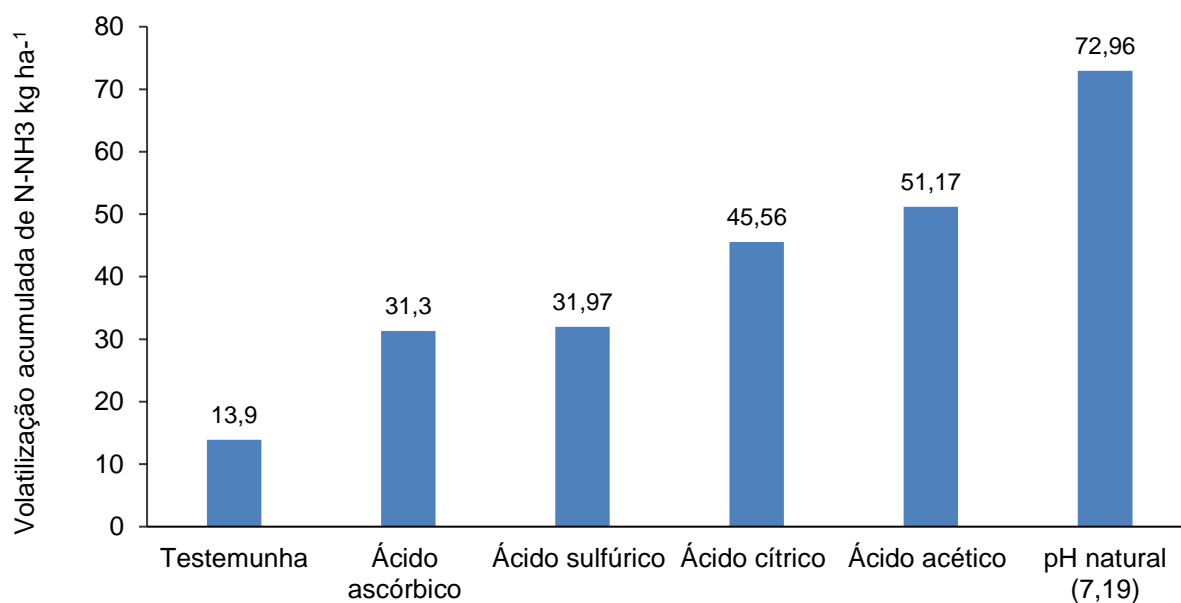


Figura 3. Volatilização acumulada de amônia ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) de cada tratamento, em função da alteração do pH aplicado durante o período de 26 dias.

Basso *et al.* (2004), avaliou as perdas por volatilização em quatro épocas do

ano. Nas avaliações realizadas em outubro, as perdas de N por volatilização foram inferiores às aquelas de fevereiro, maio e dezembro, mesmo o dejetado possuindo maior teor de matéria seca. Isso pode estar associado ao menor pH do dejetado (6,60) aplicado em outubro. O dejetado aplicado em fevereiro, maio e dezembro apresentava pH acima de 7,10. Muller (2018), em seu experimento alterou os pHs do dejetado com ácido sulfúrico e o autor obteve baixa volatilização acumulada de amônia entre o pH 3,0 a 5,0 corroborando com os resultados encontrados no presente estudos, onde o pH do dejetado foi modificado para 5,0 com diferentes ácidos, e a volatilização acumulada de amônia foi menor nos tratamentos com pH alterado. Dentre os tratamentos com pH modificado e os T3 e T5 se destacaram na volatilização acumulada de amônia e nas porcentagens de perdas de amônia por volatilização (Figura4)

Segundo Giacomini *et al.* (2006), o teor acumulado de volatilização é proporcional às doses aplicadas. Os autores verificaram que em uma aplicação de 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> ocorreram perdas de 8,8 kg ha<sup>-1</sup> de N, em um período de 73 h. Já na dose de 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> as perdas foram de 12,1 kg ha<sup>-1</sup>. Porém, esses fatores podem ser intensificados com a época ou estação climática, como no período de verão, em que normalmente as temperaturas são mais elevadas. Outros fatores importantes são o potencial de infiltração dos dejetados no solo, nitrificação do nitrogênio amoniacal e a possível diminuição do pH na superfície do solo, que podem reduzir a quantidade volatilizada de NH<sub>3</sub> em função da capacidade de tamponamento dos mesmos (SOMMER *et al.*, 2006).

É possível verificar na figura 4, as perdas relativas de amônia em relação à quantidade de N aplicada no solo com adubação com o dejetado líquido de suínos. Ressaltando-se que a quantidade de nitrogênio fornecida foi de 120 kg ha<sup>-1</sup>, verificou-se que as perdas de N através do dejetado de pH natural foi de 61,20 % (T2). Já os tratamentos com pH 5,0, as maiores porcentagem de perdas foram nos tratamentos com ácido acético (43 %) e o ácido cítrico (38,9%). As menores perdas foram na testemunha (11,5%), ácido ascórbico (26%) e ácido sulfúrico (27%). Rauber (2017), associaram também as menores porcentagem de NH<sub>3</sub> volatilizada, com a ausência de íons H<sup>+</sup> na solução do solo, após correção do pH. Mantendo o NH<sub>4</sub> no solo, evita-se a transformação para amônia.

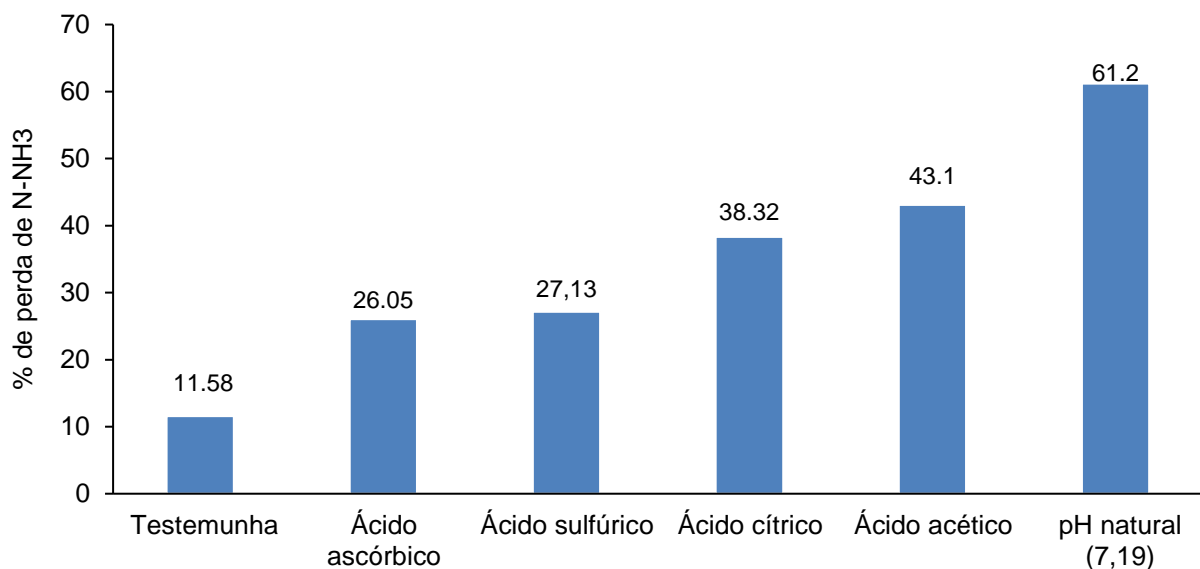


Figura 4. Porcentagem de perda de amônia por volatilização após 26 dias da aplicação dos dejetos suínos

Analisando os quatro ácidos utilizados, o tratamento com ácido ascórbico se mostrou mais eficiente na redução da amônia volatilizada de acordo conforme ilustra as figuras 3 e 4.

As porcentagens de perdas de nitrogênio por volatilização de amônia através da utilização do biofertilizante de suínos são bastante variáveis, podendo variar entre 5 a 75 % (SOMMER e HUTCHINGS 2001). Na literatura, os valores de porcentagem de perda variam bastante, pois existem vários métodos de se mensurar a amônia volatilizada. Além do mais, as doses de dejetos são variadas, como também as características em que os trabalhos são instalados (temperatura, umidade, solo, dejetos e outros). Entretanto, no sistema de câmaras estáticas semiabertas, Damasceno (2010), aplicou o dejetos (natural) na dose de 91 kg ha<sup>-1</sup> de N amoniacal total (NAT), e concluiu que a porcentagem de amônia perdida foi de apenas 5,3 % no primeiro ano e 9,4 % no segundo. Muller (2018), avaliando a volatilização com câmaras semiabertas encontrou no tratamento com pH natural 46,24 % de perdas durante os 26 dias de avaliação. Já com outro método de avaliação, o túnel de vento, Chantigny *et al.* (2010) verificaram que na aplicação de dejetos de suínos na dose de 100 kg ha<sup>-1</sup> de NAT, ocorreu a perda de aproximadamente 35 % de amônia. Mkhabela *et al.* (2009) verificaram aproximadamente 25 % de perdas, com uma dosagem de 60 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquido de suínos.

Em relação à aplicação do DLS na cultura do milho, todas as variáveis avaliadas foram influenciadas pela aplicação desse resíduo.

Observou-se que as plantas mais altas foram obtidas quando adubadas com dejetos líquidos de suínos (Tabela 3). Dentre elas, o tratamento com o pH modificado com ácido sulfúrico foi o tratamento que proporcionou maior altura das plantas, atingindo cerca de 50 cm, isso pode ser explicado devido os teores de enxofre presente nesse ácido. As menores alturas foram obtidas sem adubação (testemunha) ficando em torno de 28, 31cm.

Tabela 7. Altura de plantas, diâmetro do caule, teores de clorofila nas folhas e produção de matéria seca da parte aérea das plantas em função da adubação com dejetos líquidos de suínos acidificados.

Tratamentos	Altura (cm)	Diâmetro do caule (cm)	Clorofila	Produção de matéria seca da parte aérea (g)
T1	28,31 a	5,28 a	24,33 a	0,98 a
T2	41,96 ab	9,37 b	39,66 b	4,30 b
T3	50,11 c	10,17 b	40,99 b	4,70 b
T4	45,75 bc	9,75 b	41,29 b	4,17 b
T5	38,02 ab	9,61 b	38,61 b	4,04 b
T6	46,78 bc	8,84 b	42,27 b	4,59 b
CV (%)	12,16	7,16	7,08	10,84

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si estatisticamente pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância. T1 - Testemunha (sem aplicação de DLS); T2 - DLS com pH natural (7,19); T3 - DLS com pH corrigido com ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) (pH 5,0); T4 - DLS com pH corrigido com ácido cítrico ( $C_6H_8O_7$ ) (pH 5,0); T5 - DLS com pH corrigido com ácido ascórbico ( $C_6H_8O_6$ ) (pH 5,0); T6 - DLS com pH corrigido com ácido acético ( $CH_3COOH$ ) (pH 5,0).

Comparando-se a altura das plantas nos tratamentos com aplicação de DLS (T2, T3, T4, T5, T6) com a testemunha (T1), notou-se que dejetos líquidos de suínos proporcionou maiores alturas de plantas. Resultados semelhantes foram encontrados por Rezende *et al.* (2009) e Santos *et al.* (2013), onde a cultura do milho apresentou maior altura de plantas nos tratamentos com aplicação de dejetos líquidos suínos.

A influência dos dejetos líquidos suínos para variável altura de plantas é mencionada em diversos estudos em diversas culturas devido os teores de nutriente presente em sua composição. Muller (2018), encontrou na cultura da soja maiores alturas de plantas nos tratamentos com aplicação de ( $144 m^3 ha^{-1}$ ) de dejetos líquidos suínos. Segundo Silva (2011), os valores de altura de plantas têm recebido grande importância, uma vez que este parâmetro se encontra correlacionado com a produção

de matéria seca. Segundo Souza *et al.* (2006), a altura de plantas é uma característica genética, influenciada pelo ambiente no qual a planta se desenvolve. Os dados encontrados neste experimento assemelham dos obtidos por Gross *et al.* (2006), que, ao estudarem quatro épocas de aplicação de dejetos líquidos e obtiveram respostas positivas para a variável altura de plantas. Já Locatelli *et al.* (2019), em experimentos realizados com a cultura do Milho (*Zea mays*), constataram que, a utilização de DLS na cultura, não apresentou resposta para esta variável.

Teores de clorofila nas folhas, diâmetro do caule e massa seca foram influenciadas pela adubação com dejetos líquidos de suínos. As médias dos teores de clorofila, diâmetro do caule e massa seca foram superiores com aplicação de dejetos líquidos quando comparadas com a testemunha sem adubação, independente do pH do material aplicado. Os resultados do presente trabalho corroboram com Sartor *et al.* (2012), pois analisando a cultura do milho verificaram que não houve diferenças significativas nos teores de clorofila e diâmetro do caule com aplicação de dejetos suínos comparando com a testemunha.

Pelos resultados obtidos notou-se que não houve nenhum efeito danoso dos ácidos utilizados para alteração do pH nas variáveis analisadas, pois comparando-se os tratamentos com pH modificado com o pH natural não houve diferença significativa entre eles para os parâmetros, teores foliares de clorofila, diâmetro do caule e produção de matéria seca da parte aérea das plantas. Já na variável altura de plantas os tratamentos acidificados apresentaram diferença entre si, mas os mesmos não prejudicaram a altura das plantas.

## 5. CONCLUSÃO

O pH do dejetos líquido de suínos altera a quantidade de amônia volatilizada. A aplicação do dejetos líquido de suínos com pH natural (7,19) proporcionou perdas de amônia em torno de 61,20 %. Com a acidificação dos dejetos ajustando-se o pH em 5,0 com ácido ascórbico as perdas de N por volatilização reduziram para 26 %.

Os tratamentos com pH modificado com ácido ascórbico e sulfúrico, apresentaram índice de volatilização da amônia inferiores aos tratamentos com ácido acético e cítrico.

A adubação com dejetos líquido de suínos teve influência significativa sobre a altura de plantas, clorofila, diâmetro do caule e produção de matéria seca da parte aérea das plantas.

Os ácidos utilizados na acidificação do DLS não apresentaram efeito prejudicial nos parâmetros avaliados na cultura do milho.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABPA. **Relatório anual 2022-1**, São Paulo, 2022. Disponível em: <http://abpa-br.org/abpalanca-relatorio-anual-2022/>. Acesso em: 25 de junho de 2022.

AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 95-102. 2007.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 18<sup>a</sup> ed., Washington, 2005.

ARAÚJO, I.S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, B. H. L.; BODDEY, M. R.; ALVES, R. J. B. Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suínos instalado no Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 7, p. 745-753, 2012.

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.

BABOT, D. G. BABOT, D.; HERMIDA B.; BALCELLS, J.; CALVET, S.; ÁLVAREZ-RODRÍGUEZ, J. Farm technological innovations on swine manure in Southern Europe. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, p. 334-343, 2011.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; PAVINATO, S.P.; SILVEIRA, J. M. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, v.34, n.6, p.1773- 1778, 2004.

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

BASSO, C. J.; CERETTA, C.A.; FLORES, E.M.M.; GIROTTO, E. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 8, n. 1, p.540-562, jan/mar. 2019.

BARROS, E. C.; NICOLOSSO, R.; OLIVEIRA, P.A.V.; CORRÊIA, C.J. **Potencial agrônômico dos dejetos de suínos**. Embrapa Suínos e AvesFôlder/Folheto/Cartilha (INFOTECA-E), [s.l], [s.v.], [s.n.], p. 52, dez., 2019.

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

BENINI, S.; RYPNIEWSKI, W.R.; WILSON, K.S.; MANGANI, S.; CIURLI, S. Molecular details of urease inhibition by boric acid: insights into the catalytic mechanism. **Journal of American Chemistry Society**, v. 126, n. 2, p. 3714-3715, 2004.

BERNARDI, A. C. C.; PAIVA, P. R. P.; MONTE, M. B. M. **Produção de matéria seca e teores de nitrogênio em milho para silagem adubado com ureia misturada a zeólita**. Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, 2007. 1981-206.

BERTOL, I.B.; GUADAGNIN, J.C.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 03, p. 485-494, 2004.

BLANCO, I. B. **Adubação da cultura da soja com dejetos de suínos e cama de aviário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia na Agricultura) – UNIOESTE, Campus Cascavel, 2015.

BOSCH-SERRA, A. D.; YAGÜE, M. R.; ESMATGES, M. R. T Ammonia emissions from different fertilizing strategies in Mediterranean rainfed winter cereals. **Atmospheric Environment**. v.84, p. 204-212, 2014.

BRASIL. MAPA. **Maternidade suína: boas práticas para o bem-estar na suinocultura /MAPA**. Brasília: Secretaria de Mobilidade Social, do Produtor Rural e do Cooperativismo, 2018.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.375-470.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O.; CONTIN, T. L. M.; DIAS, F. L. F.; ROSSETTO, R.; MARCELINO, R.; COIMBRA, R. B.; QUAGGIO, J. A. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia Agricola, Piracicaba**, v.65, n.4, p.397-401, 2008.

CANTARELLA, H.; BOLONHEZI, D.; GALLO, P.B.; MARTINS, A.L.M.; MARCELINO, R. **Ammonia volatilization and yield of maize with urea treated with urease inhibitor**. In: 16th Nitrogen Workshop, Turin (Italy), June, 28th - July, 1st . 2009. p.129-130, 2009.

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; SILVA, C. M. da. Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos Suínos no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, [S. l.], v. 13, n. 32, p. 127–145, 2015. DOI: 10.21527/2237-6453.2015.32.127-145. Disponível em: <https://www.revistas.unijui.edu.br/index.php/desenvolvimentoemquestao/article/view/3159>. Acesso em: 29 jun. 2022.

CAVIGLIONE, H. J; KIIHL, B. R. L; CARAMORI, P. H.; OLIVEIRA, D.; GALDINO, J.; BOROZINO, E.; GIACOMINI, C. C.; SONOMURA, Y. G. M.; PUGSLEY, L. **Cartas Climáticas do Estado do Paraná**. Infoagro. 2000.

CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A. BITTMAN, S.; BUCKLEY, K.; MASSÉ, D.; BÉLANGER, G.; ERIKSEN-HAMEL, N. GASSER, M.O. Soil Nitrous Oxide Emissions Following Band-Incorporation of Fertilizer Nitrogen and Swine Manure. *Journal of Environmental Quality*, Québec, v. 39, n 1, p. 1545-1553, 2010.



CHIEN, S.H.; PROCHNOW, L.I.; CANTARELLA, H. Recent developments of fertilizer production and use to improve nutrient efficiency and minimize environmental impacts. **Advances in Agronomy**, v. 102, p. 267-322. 2009.

COSTA, M. SHIGAKI, F.; ALVES, B. J. R.; KLEINMAN, P. Swine manure application methods effects on ammonia volatilization, forage quality, and yield in the Pre-Amazon Region of Brazil. **Chilean Journal of Agricultural research**, v. 74, n. 3, p. 311-318, 2014.

COSTA, M. C. G.; VITTI, G. C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH<sub>3</sub>- de fontes nitrogenadas em cana de açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 27, p. 631-637, 2003.

COUTINHO, C. I. **Planejamento para o manejo de dejetos de suínos: estudo de caso Bacia dos Fragosos**, Concórdia/SC. Florianópolis: 2001. 170f. Dissertação (Mestrado) – Programa de PósGraduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2001.

CRISPIM, S.M.A.; FERNANDES, F.A.; FERNANDES, A.H.B.M.; SOARES, M.T.S.; LISITA, F.O.; DOMINGOS BRANCO, O.; FRANCO, E. **Aplicação de dejetos suínos na produção de Tifton 85 em assentamento rural**, São Gabriel do Oeste, MS. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2010. 4 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 84).

CRISTIANO, M.; JÚNIOR, S.E.; BENEDET, L.; FERREIRA, W. G.; LOURENZI, R. C.; COMIN, J. J. Produtividade de Milho e Aveia Sob Aplicação de Dejetos Suínos e Adubação Química. 2018. In: **Reunião sul Brasileira de Ciência do Solo**. Disponível em: <http://www.sbcs-nrs.org.br/rsbcs/docs/trab-7-8719-561.pdf>. Acesso em: 29 de junho de 2022.

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

DA ROS, C.O.; AITA, C.; GIACOMINI, J. S. Volatilização de amônia com aplicação de ureia na superfície do solo, no sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 4, p. 799 – 805, 2005.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Porto Alegre: Embrapa Suínos e Aves, 2002.

EMBRAPA – Sistema de Produção Embrapa - **Sistema de Produção de Suínos**. 2003. Disponível em: [https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p\\_p\\_id=conteudoportlet\\_WAR\\_sistema\\_sdeproducaolf6\\_1ga1ceportlet&p\\_p\\_lifecycle=0&p\\_p\\_state=normal&p\\_p\\_mode=view&p\\_p\\_col\\_id=column-1&p\\_p\\_col\\_count=1&p\\_r\\_p\\_-76293187\\_sistemaProducaold=4911&p\\_r\\_p\\_-996514994\\_topicold=5772](https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p_p_id=conteudoportlet_WAR_sistema_sdeproducaolf6_1ga1ceportlet&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1&p_p_col_count=1&p_r_p_-76293187_sistemaProducaold=4911&p_r_p_-996514994_topicold=5772).

EMBRAPA. Centro nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de**

**classificação de solos.** Embrapa: Rio de Janeiro, 2009. 412 p.

FERREIRA, D. F. **Sisvar** versão 4.2. Lavras: DEX/Ufla, v. 79, p. 2003, 2003.

FRAME, W. H. et al. In vitro evaluation of coatings to control ammonia volatilization from surface-applied urea. **Agronomy Journal**, v. 104, n. 5, p. 1201-1207, Jan. 2012.

FRANÇA, L.G.F.; TINÔCO, I. F.F.; MENDES, M.A. S.A.; COELHO, D.J. R. Caracterização de fatores que influenciam a emissão de amônia pelos dejetos de galinhas poedeiras e proposição de um score para o potencial máximo de emissão. XLIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. **Anais...Campo Grande: CONBEA 2014, 2014.**

FREDDO, A.; MARTINEZ, D. G.; BASTOS, J. A. Potencial de produção de biogás no Sul do Brasil. **GEF Biogás Brasil**, Foz do Iguaçu, v. 5, n. 1, p. 53-59, dez., 2019.

GIACOMINI, S.J. JANTALIA, P. J.; AITA, C.; ALVES, R. J. B. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, n.11, p.1653-1661, 2006.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 195-205, 2008.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; JANTALIA, P. J. Aproveitamento pelo milho do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 07, p. 761-768, 2009.

GONZATTO, R.; MIOLA, E. C. C.; DONEDA, A.; PUJOL, S. B.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciência Rural**, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v. 43, n. 9, p. 1590-1596, 2013.

GOMES, S. D. Efeito do manejo da lâmina d'água na minimização do volume de efluentes gerados na produção de suínos. 189 Irriga: **Brazilian Journal of Irrigation and Drainage**, Botucatu, v. 14, n. 2, p. 233-242, 2009.

GOMES, M. P. **Efeito da adição de NBPT, zeólita e ácido húmico na atividade da urease.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia. Seropédica, 2015.

GRANADOS, S. B. **Volatilização de amônia, decomposição de resíduos de aveia e carbono orgânico do solo com dejetos suíno e ureia em superfície e incorporado.** Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)- Universidade do Estado de Santa Catarina, LAGES, SC 2018.

GROSS, M. R.; VON PINHO, R. G.; BRITO, A. H. Adubação nitrogenada, densidade de semeadura e espaçamento entre fileiras na cultura do milho em sistema plantio direto. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 3, p. 387-393, 2006.

KIRCHMANN, H.; WITTER, E. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic

decomposition. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 115, n. 1, p. 35-41, 2009.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. de. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, set./dez. 2005.

LARA-CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de N-NH<sub>3</sub> volatilizado da uréia aplicada ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.14, p.345-352, 2000.

LOCATELLI, J. L. Uso de dejetos líquidos de suínos permite reduzir a adubação mineral na cultura do milho? **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 3, p. 628-637, 2019.

LOURENZI, C. R., SCHERER, E. E., CERETTA, C. A., TIECHER, T. L., CANCIAN, A., FERREIRA, P. A. A., BRUNETTO, G. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 233-242, 2016.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento). **Projeções do agronegócio**. Brasil 2018/19 a 2028/29. Projeções de Longo Prazo. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/politica-agricola/todas-publicacoes-de-politica-agricola/projecoes-do-agronegocio/projecoes-do-agronegocio-2018-2019-2028-2029>.

MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M. Determinação espectrofotométrica da amônia volatilizada do solo. In. XIV Congresso Latino Americano de La Ciencia Del Suelo. 14. Pucon, 1999. **Anais...**, Temuco: Universidad de la Frontera, 1999.

MACKENZIE, A.F.; TOMAR, S.J. Effect of added monocalcium phosphate monohydrate and aeration on nitrogen retention by liquid hog manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v.67, n.3, p.687- 692, 1987.

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**, Winnipeg, v. 130, n. 2, p. 41-49, 2009.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. **Dejetos líquidos de suíno como fertilizante orgânico: método simplificado**. Londrina: Iapar, 2015. Disponível em: <https://www.idrparana.pr.gov.br/arquivos/File/banner%20pequeno/>. Acesso em: 26 de julho de 2022.

MITO, J. Y. L.; KERKHOFF, S.; SILVA, J. L. G.; VENDRAME, M. G.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. **Metodologia para estimar o potencial de biogás e biometano a partir de plantéis suínos e bovinos no Brasil**. Embrapa Suínos e Aves-Documents (INFOTECA-E), p. 52, ago., 2018.

MORAES, M. T.; ARNUTI, F.; SILVA, V. R.; SILVA, R. F.; BASSO, C. J.; ROS, C. O. da. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 6, p. 2945-2954, 2014.

MULLER, F. **Volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos com pH modificado**. 2018. 37 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2018.

NDEGWA, P.M.; HRISTOV, A. N.; AROGO, J.; SHEFFIELD, R.E. A review of ammonia emission mitigation techniques for concentrated animal feeding operations. **Biosystems Engineering**, v. 100, n. 4, p. 453-469, 2008.

NICOLOSO, R. S.; BARROS, E. C.; WUANDEN, C. R.; PIGOSSO, A. **Uso do digestato como fertilizante**. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do (Ed.). Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. p. 94-128

OKUMURA, R. S.; MARIANO D. C. Aspectos Agronômicos da ureia tratada com inibidor de urease. **Revista Ambientia**, Guarapuava, v. 8, n. 2, p. 403-414, 2012.

OLESEN, T.; MOLDRUP, P.; HENRIKSEN, K. Modeling diffusion and reaction in soils: VI. Ion diffusion and water characteristics in organic manure-amended soil. **Soil Science**, Aalborg, v. 162, n. 1, p. 399-409, 2000.

OLIVEIRA, P. A. V. (Coord.) Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: **EMBRAPA-CNPSA**, 1993. 188p. (EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 27).

OLIVEIRA, P. A. V. **Produção e manejo de dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis: treinamento 2002. p. 72-90.

OLIVEIRA, G. F. **volatilização de amônia em solo em diferentes umidades, coberto com palha, após a incorporação de dejetos líquido suíno**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)- Universidade do Estado de Santa Catarina, LAGES, SC 2017.

PAIVA, D. M. CANTARUTTI, R. B.; GUIMARÃES, G. G. F.; SILVA, I. R. Urea coated with oxidized charcoal reduces ammonia volatilization. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1221-1229, 2012.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V.; KUNZ, A. **Sistemas de tratamento de dejetos suínos: inventário tecnológico**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003.

PINTO, B. A. M.; FABRIS, C.; BASSO, J. C.; SANTI, L. A.; GIROTTO, E. Aplicação de dejetos líquidos de suínos e manejo do solo na sucessão aveia/milho. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 44, n. 2, p. 205-212. 2014.

PITZ, I. W.; POSSAMAI, J.; PEREIRA, G. R. Alternativas para tratamento de dejetos suínos. In: FEIRA DE CONHECIMENTO TECNOLÓGICO E CIENTÍFICO, 10., 2009, Rio do Sul. **Anais...** Rio do Sul: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia,

outubro 2009. p. 1-7.

PUJOL, S. B. **Emissão de amônia e dinâmica do nitrogênio no solo com parcelamento da dose e adição de inibidor de nitrificação em dejetos de suínos.** Santa Maria: UFSM, 2012. 100f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, 2012.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, p.857-865, 2003.

RAUBER, L. P. Ammonia volatilization with swine slurry injection and use of nitrification inhibitor. **Revista Ceres**, v. 64, n. 3, p. 307-314, 2017

REZENDE, A. V. Milho fertirrigado com dejetos líquidos de suínos para ensilagem. **Agrarian**, v. 2, n. 5, p. 07-20, 2009.

RICHETTI, A. **Viabilidade econômica da cultura da soja na safra 2011/2012, em Mato Grosso do Sul.** Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2011. 9 p. (Comunicado técnico, 168).

ROCHETTE, P.; CHANTIGNY, H. M, ANGERS, A. D; NORMAND, B. N.; CÔTÉ, D. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, Québec, Canadá, v. 81, p. 515-523, 2001.

ROCHETTE, P.; DONALD, J. D.; ANGERS, D.; CHANTINI, M. H.; GASSER, M.; BERTRAND, N. Banding urea increased ammonia volatilization in a dry acidic soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, p. 1383-1390, 2009.

SANTOS, L.P. D. Doses de nitrogênio na cultura do milho para altas produtividades de grãos. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 12, p. 270-279, 2013.

SARTOR, R. L.; ASSMANN, L. A.; ASMANN, S. T.; BIGOLIN, E. P.; MIYAZAWA, M.; CARVALHO, F.C.P. Produtividade de milho, feijão, soja e trigo em resposta à aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira Ciência Solo**, v. 36, n.12, p. 661-669, 2012.

SEGANFREDO, M. A. Uso de dejetos suínos como fertilizante e seus riscos ambientais. **Gestão ambiental na suinocultura.** Brasília, Embrapa, 2007. 302 p.

SEIDEL, E. P. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum: Technology**, v.32, p.113-117, 2010.

SCHERER, E. E., BALDISSERA, I. T., DIAS, L. X. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região oeste catarinense. **Agropecuária Catarinense**, v.8, p. 35-39, 1995.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas da Região Oeste

Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 04, p. 1375-1383, 2010.

SCHMIDT, N. S. **Demandas atuais e futuras da cadeia produtiva de suínos**. Embrapa Suínos e Aves, [s.l], v., n., p. 13, [n.l.], 2017.

SILVA, E. C. Doses e épocas de aplicação de nitrogênio na cultura do milho em plantio direto sobre Latossolo Vermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 3, p. 353-362, 2011.

SILVA, D. J.; QUEIROZ, A. C. Análise de Alimentos. **Métodos químicos e biológicos**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2004.

SILVA, A. A.; LANA, A. M. Q.; LANA, R. M. Q.; COSTA, A. M. Fertilização com dejetos suínos: influência nas características bromatológicas da *Brachiaria decumbens* e alterações no solo. **Engenharia Agrícola**, n. 35, v. 2, p. 254-265, 2015.

SOMMER, S. G.; HUTCHINGS, N. J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction: invited paper. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 15, n. 1, p. 1-15, 2001.

SOMMER, S. G.; HANSEN, M. N.; SOGAARD, H. T. Infiltration of slurry and ammonia volatilization. **Biosystems Engineering**, London, v. 88, p. 359-367, 2006.

SOARES, J. R. **Efeito de inibidores de urease e de nitrificação na volatilização de NH<sub>3</sub> pela aplicação superficial de ureia no solo**. Tese de Mestrado. Instituto Agrônomo. Campinas, SP Abril 2011.

SOUZA, E. F. C.; SORATTO, R. P. Efeito de fontes e doses de nitrogênio em cobertura, no milho safrinha, em plantio direto. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Sete Lagoas, v. 5, p. 395- 405, 2006.

SOUZA, J. C. P. V. B.; AMARAL, A. L.; MORÉS, N.; TREMÉA, S. L.; MIELE, M.; FILHO, J. I. S. **Sistema de produção: sistema de produção de leitões baseado em planejamento, gestão e padrões operacionais**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2013.

SOUZA, T. L.; GUELFY, D. R.; SILVA, A. L.; ANDRADE, A. B.; CHAGAS, W. F. T.; CANCELLIER, E. L.; Ammonia and carbon dioxide emissions by stabilized conventional nitrogen fertilizers and controlled release in corn crop. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v. 41, n. 5, p. 494-510, 2017.

TASCA, F. A. **Volatilização de amônia a partir da aplicação de duas fontes de nitrogênio, em laboratório**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agroveterinárias da UDESC, Lages, Santa Catarina, p. 51.

TASCA, F. A.; ERNANI, P. R.; ROGERI, D. A.; GATIBONI, L. C.; CASSOL, P. C. Volatilização de amônia do solo após aplicação de ureia convencional ou com inibidor de urease. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.35, p.493-502, 2011.

USDA. Livestock and poultry: world markets and trade. **United States Department of Agriculture and Foreign Agricultural Service**, [s.l], [s.v.], [s.n.], p. 31, jan., 2021.

VITTI, G. C.; HEIRINCHS, R. Formas tradicionais e alternativas de obtenção e utilização do nitrogênio e do enxofre: uma visão holística. In: YAMADA, T.; ABDALLA, S.R.S.E.; VITTI, G.C. (Ed.) SIMPÓSIO DE NITROGÊNIO E ENXOFRE NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 2006, Piracicaba, **Anais.**: IPNI Brasil, 2007, 722p.

ZANÃO JÚNIOR, L. A.; BARBOSA, G. M. C.; BLANCO, I. B.; PEREIRA, N. **Adubação da cultura da soja com dejetos de animais no Oeste do Paraná**. 2015. In Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Disponível em: <https://www.eventossilos.org.br/cbcs2015/arearestrita/arquivos/2442.pdf>. Acesso em: 29 de junho de 2022.