

# ACIDIFICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS PARA MITIGAÇÃO DA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA E ADUBAÇÃO DA CULTURA DO MILHO

PINTO, Juliana de Souza<sup>1</sup>  
HUBNER, Vitória<sup>2</sup>  
DAMACENO, Felippe Martins<sup>3</sup>  
ZANÃO JÚNIOR, Luiz Antônio<sup>4</sup>

## RESUMO

A suinocultura tem crescido significativamente no oeste do Paraná, gerando grandes volumes de dejetos com potencial de causar poluição ambiental se não forem devidamente tratados. O uso de dejetos suínos é uma alternativa viável para o fornecimento de nutrientes às plantas, especialmente nitrogênio (N). No entanto, após sua aplicação no solo, podem ocorrer perdas gasosas de N, principalmente na forma de amônia. Este estudo teve como objetivos avaliar a volatilização de nitrogênio após a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) com pH acidificado e avaliar a eficiência do dejeto acidificado na adubação do milho. Foram testados tratamentos com pH ajustado para 5,0 utilizando quatro ácidos (sulfúrico, cítrico, ascórbico e acético), além de um tratamento controle (pH natural, 7,19). O experimento foi conduzido em casa de vegetação, utilizando coletores do tipo Sale com câmara semiaberta estática para captar a amônia volatilizada. A aplicação de DLS com pH natural (7,19) resultou em perdas de amônia de 61 %, enquanto a acidificação com ácido ascórbico (pH 5,0) reduziu as perdas para 26 %. Os resultados indicam que a aplicação de DLS com pH acima de 7,0 intensifica as perdas de nitrogênio, enquanto o ajuste do pH para valores entre 5,0 e 6,0, por meio de ácidos, pode ser uma estratégia eficaz para minimizar a volatilização de amônia. Além disso, a adubação com DLS influenciou positivamente a altura das plantas, o teor de clorofila, o diâmetro do caule e a produção de matéria seca da parte aérea, sem efeitos prejudiciais causados pela acidificação do dejeto.

**PALAVRAS-CHAVE:** Nitrogênio, perdas de nutrientes, resíduos de animais, meio-ambiente, pH.

## ACIDIFICATION OF SWINE LIQUID MANURE TO MITIGATE AMMONIA VOLATILIZATION AND FERTILIZE MAIZE CROPS

## ABSTRACT

Swine production has grown significantly in western Paraná, generating large volumes of manure with the potential to cause environmental pollution if not properly managed. The use of swine manure is a viable alternative for supplying nutrients to plants, particularly nitrogen (N). However, after soil application, gaseous N losses can occur, mainly in the form of ammonia. This study aimed to evaluate nitrogen volatilization after the application of acidified swine slurry (SS) and assess the efficiency of acidified manure in maize fertilization. Treatments included pH adjustment to 5.0 using four acids (sulfuric, citric, ascorbic, and acetic), alongside a control treatment (natural pH, 7.19). The experiment was conducted in a greenhouse using Sale-type collectors with semi-open static chambers to capture volatilized ammonia. The application of SS with natural pH (7.19) resulted in 61 % ammonia losses, while acidification with ascorbic acid (pH 5.0) reduced losses to 26 %. The results indicate that applying SS with a pH above 7.0 intensifies nitrogen losses, whereas adjusting the pH to values between 5.0 and 6.0 using acids can be an effective strategy to minimize ammonia volatilization. Additionally, SS fertilization positively influenced plant height, chlorophyll content, stem diameter, and shoot dry matter production, with no adverse effects caused by manure acidification.

**KEYWORDS:** Nitrogen, nutrient losses, animal waste, environment, pH.

<sup>1</sup> Doutoranda em Engenharia de Energia na Agricultura. Unioeste - PR. E-mail: [juliana\\_brturbo@hotmail.com](mailto:juliana_brturbo@hotmail.com)

<sup>2</sup> Doutoranda em Engenharia de Energia na Agricultura. Unioeste - PR. E-mail: [vitoria.hubner@hotmail.com](mailto:vitoria.hubner@hotmail.com)

<sup>3</sup> Professor da Universidade Estadual de Maringá. Umuarama - PR. E-mail: [felippemartins.utfpr@gmail.com](mailto:felippemartins.utfpr@gmail.com)

<sup>4</sup> Pesquisador da Área de Solos do IDR-Paraná. Santa Tereza do Oeste – PR. E-mail: [izanao@idr.pr.gov.br](mailto:izanao@idr.pr.gov.br)

## 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., 2019).

A volatilização de NH<sub>3</sub> 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, os objetivos do presente trabalho foram avaliar estratégias para diminuir a perda de nitrogênio por volatilização da amônia pela redução do pH do DLS com ácidos orgânicos e analisar a eficiência da adubação de plantas de milho com esses dejetos acidificados.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **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). 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).

## 2.2 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 suinícias (MORAES et al., 2014). Mas devemos utilizá-lo somente após seu armazenamento e tratamento adequado (BASSO et al., 2019).

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.

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.

## 2.3 PERDAS DE NITROGÊNIO POR VOLATILIZAÇÃO

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 uma das principais formas de perdas de nitrogênio, especialmente com a aplicação de dejetos.

A volatilização de NH<sub>3</sub> possui diversos efeitos negativos no ambiente, com destaque para acidificação do solo e da água, eutrofização de mananciais e emissão indireta de óxido nitroso (N<sub>2</sub>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).

Portanto, 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).

## 2.4 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).

O poder inibidor do ácido bórico também foi relatado. 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 NH<sub>3</sub>, em alguns trabalhos a adição de ácido bórico e cobre na ureia reduziram a volatilização de NH<sub>3</sub> (VITTI et al., 2007).

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 H<sup>+</sup>.

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).

### **3. METODOLOGIA**

#### **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). A temperatura da estufa ficou entre 20 e 25 °C.

O solo da região é classificado como as Oxisol in U.S. Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014) and Red Latosol in the Brazilian Soil Classification system (Santos et al., 2018).

#### **3.2 TRATAMENTOS E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL**

Foram avaliadas as perdas de nitrogênio por volatilização da amônia com aplicação de dejeto líquido 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 onde o pH do dejeto foi alterado para 5,0. Os tratamentos adicionais utilizados foram a testemunha (sem dejeto) e um tratamento com dejeto pH natural (7,19) (Tabela 1). O delineamento experimental adotado foi o de blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições, totalizando 24 unidades experimentais.

Tabela 1. Tratamentos avaliados no experimento e respectivos valores de pH.

Tratamentos	pH do DLS
Testemunha (sem aplicação de DLS)	-
pH natural	7,19
Ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )	5,00
Ácido cítrico ( $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$ )	5,00
Ácido ascórbico ( $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ )	5,00
Ácido acético ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ )	5,00

Fonte: Próprio autor

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 1). 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.

### 3.3 APLICAÇÃO DO DEJETO 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 nitrogênio, fosforo e potássio que seria aplicado ao solo foi utilizado o densímetro de Bouyoucos que aponta a quantidade de NPK contida no dejetos líquido de suíno e bovino. O DLS apresentava uma densidade de 7,0, na escala do densímetro (tabela de conversão do Densímetro de Bouyoucos) 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.

### 3.4 UNIDADE EXPERIMENTAL

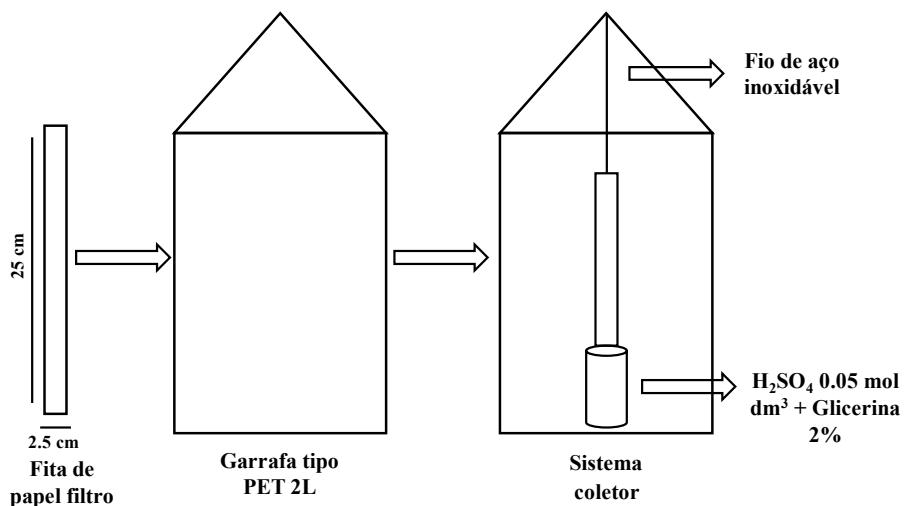
Para realização do experimento, as unidades amostrais eram constituídas por bandejas plásticas com dimensões de 30 x 20 x 7 cm. Em cada bandeja foram adicionados 2 kg de solo. Antes de adicionar o solo, ele foi seco por 72 h em estufa, homogeneizado e peneirado em malha de 2 mm e, em seguida, disposto 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 em cada bandeja foi realizada com auxílio de becker e balão volumétrico.

### 3.5 AVALIAÇÃO DA VOLATILIZAÇÃO DA AMÔNIA

Após a aplicação do dejetos líquidos de suínos nas bandejas, foram instaladas sob o solo câmaras de captura de volatilização de amônia do tipo Sale, com câmara semiaberta livre estática (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 L) 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 dm<sup>-3</sup> + glicerina). A glicerina tinha a finalidade de manter a umidade entre os períodos de coletas (CANTARELLA et al., 2008).

Figura 1. 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-amoniacal pelo método de espectrometria azul (MIYAZAWA; PAVAN; BLOCH, 1992) e quantificação da volatilização de amônia. 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 salicítico, citrato de sódio e hidróxido de sódio (solução 1), 1 mL da solução nitroprussiato de sódio (solução 2) e 1mL 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.

### **3.6 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.

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 clorofila 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.

### 3.7 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. ANÁLISES E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

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 2.

Tabela 2. 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.

Analizando 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 mantém 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 N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e maior o potencial de volatilização (ROCHETTE *et al.*, 2009). Os maiores valores de pH testados proporcionaram as maiores perdas diárias de NH<sub>3</sub> (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 (NH<sub>3</sub>) prevalecerá sobre a forma iônica (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) 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 NH<sub>3</sub> 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 H<sup>+</sup> 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 NH<sub>3</sub> quando o pH do dejetos foi inferior a 6,0. O pH do dejetos é responsável pelo equilíbrio NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub> e quando NH<sub>3</sub> é perdida por volatilização, irá ocorrer uma dissociação do íon NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (NH<sub>3</sub>+ H<sup>+</sup>) diminuindo o pH e consequentemente 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 1). Nessas coletas, a aplicação do dejetos natural (pH 7,19) alcançou os maiores valores de perda de amônia, respectivamente 9,47 e 10,16 kg

ha<sup>-1</sup> de N-NH<sub>3</sub>. 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 kg ha<sup>-1</sup> de N-NH<sub>3</sub>. 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 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de DLS (154 kg ha<sup>-1</sup> de N total), juntamente com resíduos culturais de aveia preta (3,6 t ha<sup>-1</sup>) aumentou as emissões de N<sub>2</sub>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 NH<sub>3</sub> 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), 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 dejeito natural, aplicado com pH sem ajustes, perdeu para atmosfera um total de aproximadamente 72 kg ha<sup>-1</sup> de N-NH<sub>3</sub>. Quando a acidificação do dejeito ocorreu e o pH foi alterado para 5,0, as perdas foram reduzidas, perdendo para atmosfera 31,3 kg ha<sup>-1</sup> de N-NH<sub>3</sub> no pH modificado com ácido ascórbico

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 àquelas de fevereiro, maio e dezembro, mesmo o dejeito possuindo maior teor de matéria seca. Isso pode estar associado ao menor pH do dejeito (6,60) aplicado em outubro. O dejeito aplicado em fevereiro, maio e dezembro apresentava pH acima de 7,10. Muller (2018), em seu experimento alterou os pHs do dejeito 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 dejeito 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.

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 dejetos no solo, nitrificação do nitrogênio amoniacial 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).

Analizando os quatro ácidos utilizados, o tratamento com ácido ascórbico se mostrou mais eficiente na redução da amônia volatilizada. 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 (Tabela 3).

Tabela 3. 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 líquido 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 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<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).

Observou-se que as plantas mais altas foram obtidas quando adubadas com dejeto líquido 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.

Comparando-se a altura das plantas nos tratamentos com aplicação de DLS (T2, T3, T4, T5, T6) com a testemunha (T1), notou-se que dejeto líquido de suínos proporcionou maiores alturas de plantas. Resultados semelhantes foram encontrados por 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 altura de plantas nos tratamentos com aplicação de ( $144 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) 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 os 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 dejeto líquido 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 dejeto 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. CONSIDERAÇÕES FINAIS

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

## REFERÊNCIAS

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.

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 líquido 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.; GIROTTI, E. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquido de suínos. **Ciência Rural**, v. 8, n. 1, p.540-562, jan/mar. 2019.

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

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.

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.

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.

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.

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.

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

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.

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.

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.

MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M. Determinação espectrofotométrica da amônia volatilizada do solo. In. XIV Congreso 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. **Dejeto líquido 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 2024.

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. **Volatilezação 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.

OKUMURA, R. S.; MARIANO D. C. Aspectos Agronômicos da ureia tratada com inibidor de urease. **Revista Ambiência**, 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.

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

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, T. L.; GUELFI, 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.

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.