



ROSICLER TAVARES DO AMARAL TONELLI

**AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE ÁGUAS
RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM
BIODIGESTORES DO TIPO TUBULAR E
LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO E POSTERIOR
USO COMO BIOFERTILIZANTE**

**LAVRAS-MG
2019**

ROSICLER TAVARES DO AMARAL TONELLI

**AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
SUINOCULTURA EM BIODIGESTORES DO TIPO TUBULAR E
LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO E POSTERIOR USO COMO
BIOFERTILIZANTE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções Rurais e Ambiente, para a obtenção do título de Doutora.

Prof. Dr. Alessandro Torres Campos
Orientador

Prof. Dr. Enilson de Barros Silva
Prof. Dr. Tadayuki Yanagi Junior
Coorientadores

**LAVRAS - MG
2019**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Tonelli, Rosicler Tavares do Amaral.

Avaliação do tratamento de águas residuárias de suinocultura em biodigestores do tipo tubular e lagoa de estabilização e posterior uso como biofertilizante / Rosicler Tavares do Amaral Tonelli. – 2019
90 p. : il.

Orientador: Alessandro Torres Campos.

Coorientadores: Enilson de Barros Silva; Tadayuki Yanagi Junior.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Biodigestão. 2. Lagoas de estabilização. 3. Resíduo orgânico. I. Campos, Alessandro Torres. II. Silva, Enilson de Barros. III. Yanagi Junior, Tadayuki. IV. Título.

ROSICLER TAVARES DO AMARAL TONELLI

**AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
SUINOCULTURA EM BIODIGESTORES DO TIPO TUBULAR E
LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO E POSTERIOR USO COMO
BIOFERTILIZANTE**

**EVALUATION OF THE TREATMENT OF SUINOCULTURE
WASTEWATER IN TUBULAR BIODIGESTER AND STABILIZATION
POND TYPE FOR POSTERIOR USING AS BIOFERTILIZER**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções Rurais e Ambiente, para a obtenção do título de Doutora.

APROVADA em 08 de fevereiro de 2019.

Dr. Cristiano Campos Mattioli	Embrapa Meio Ambiente
Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos	UFLA
Prof. Dr. Ronaldo Fia	UFLA
Prof. Dr. Tadayuki Yanagi Junior	UFLA

Prof. Dr. Alessandro Torres Campos
Orientador

**LAVRAS - MG
2019**

A Deus

A meus pais, Antônio e Marlene, ao meu irmão Elias e, principalmente, ao meu
esposo Adriano.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus e à Nossa Senhora pela força e auxílio nos momentos difíceis.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Engenharia (DEG), por meio do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização do doutorado.

Aos meus pais, Antônio e Marlene, pelos ensinamentos impagáveis, apoio incondicional e confiança.

Ao meu irmão Elias pela ajuda na realização deste trabalho.

Ao meu esposo Adriano, pelo amor, dedicação e ensinamentos, sem você não teria conseguido chegar aonde cheguei e conquistar o que conquistei. Você é a pessoa que me dá força, ampara, anima e compreende.

Aos meus sobrinhos, Sofia, Mateus, Isabella e Lorena por deixarem meus dias mais alegres.

Ao meu orientador, Prof. Alessandro Torres Campos, pela orientação, ensinamentos, confiança e, principalmente, pela boa convivência durante todos estes anos.

Aos meus coorientadores, Prof. Enilson de Barros Silva e Prof. Tadayuki Yanagi Junior, pela inestimável ajuda.

Aos professores Ronaldo e Mateus por todos os ensinamentos.

Aos amigos Luiza, Adriana, Carolina, Christiano, Ana Cláudia, Marcos, Jackeline, Alex e Camila pela contribuição para a concretização deste trabalho.

À secretária Helem pela gentileza, compreensão e atenção.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Engenharia (DEG), por meio do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização do doutorado.

À CAPES e ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

RESUMO GERAL

A suinocultura é uma atividade que vem se expandindo, em razão do aumento na demanda por carnes e seus derivados. No entanto esse crescimento implica aumento da quantidade de resíduos que apresentam características poluidoras ao meio ambiente, principalmente, quando manejados de maneira incorreta. Dado o exposto, o objetivo do trabalho foi avaliar o tratamento dos resíduos da suinocultura, em biodigestores modelo tubular, seguido por lagoa de estabilização para posterior aplicação como biofertilizante na cultura do milho. A água residuária foi coletada no tanque de equalização (que antecede o sistema de tratamento), na saída dos dois biodigestores e na lagoa de estabilização. Foram analisadas as variáveis: pH, coliformes totais e termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), nitrogênio total (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₃) e fósforo total (Ptotal). O efluente tratado foi aplicado, em plantas de milho cultivadas em vasos, em casa de vegetação. O experimento foi constituído por cinco tratamentos com cinco repetições. As amostras de solo foram coletadas, em Latossolo Vermelho distrófico (LVd), na profundidade de 0 a 20 cm, localizado no *Campus* da UFLA. Foram retiradas subamostras de vários pontos com a finalidade de se obter uma amostra composta de solo para determinações físicas e químicas. Foram analisados o acúmulo de massa seca e os teores de macro e micronutrientes na parte aérea do milho e em amostras do solo. Os resultados permitiram constatar que o sistema de tratamento analisado mostrou-se eficiente na redução da carga orgânica, na qual se constatou uma redução de 80% de DBO e 79 % de DQO. A aplicação da água residuária da suinocultura no solo favorece melhoria nos atributos do solo e maior nutrição do milho.

Palavras-chave: Biodigestão. Lagoas de estabilização. Resíduo orgânico. Tratamento de efluentes. Aproveitamento de resíduos. Construções rurais. Instalações para suínos.

GENERAL ABSTRACT

Swine farming is an activity that has expanded due to the increase in the demand for meats and their derivatives. However, this growth implies an increase in the amount of waste that presents polluting characteristics to the environment, especially when handled incorrectly. Given the above, the objective of this work was to evaluate the treatment of swine residues in tubular model biodigesters followed by stabilization pond for later application as a biofertilizer in the corn crop. The wastewater was collected in the equalization tank (which precedes the treatment system), at the exit of the two biodigesters and in the stabilization pond. The following variables were analyzed: pH, total and thermotolerant coliforms, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total solids (ST), fixed solids (SF), volatile solids (SV), total nitrogen NTK), ammoniacal nitrogen (N-NH₃) and total phosphorus (P_{total}). The treated effluent was applied to corn plants grown in pots under greenhouse conditions. The experiment consisted of five treatments with five replicates. Soil samples were collected in a dystrophic Red Latosol (LVd), at a depth of 0 to 20 cm, located at the Campus of UFLA. Subsamples were removed from several points in order to obtain a composite sample of soil for physical and chemical determinations. The accumulation of dry mass and the levels of macro and micro nutrients in corn shoot and in soil samples were analyzed. The results showed that the analyzed treatment system was efficient in reducing the organic load, in which a reduction of 80% of BOD and 79% of COD was observed. The application of wastewater from swine to the soil favors improved soil attributes and increased corn nutrition.

Keywords: Biodigestion. Stabilization ponds. Organic waste. Wastewater treatment. Use of waste. Livestock buildings. Swine buildings.

LISTA DE FIGURAS

SEGUNDA PARTE-ARTIGOS

ARTIGO 1

Figura 1 - Sistema de tratamento de resíduos da suinocultura: a = tanque de equalização; b = biodigestores modelo canadense; c= lagoa de estabilização.45

ARTIGO 2

Figura 1 - Produção de massa seca da parte aérea de plantas de milho em função de doses de N na forma de dejetos líquidos de suínos (DLS) e adubação mineral com sulfato de amônio (SA). Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott & Knott.74

Figura 2 - Atributos químicos do solo em função de doses de N na forma de dejetos líquidos de suíno (DLS) e adubação mineral com sulfato de amônio (SA). (** significativo a 1% pelo teste de t). Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott & Knott a 5%.78

Figura 3 - Teores de S e micronutrientes no solo em função de doses de N na forma de dejetos líquidos de suíno (DLS) e adubação mineral com sulfato de amônio (SA). (** significativo a 1% pelo teste de t). Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott & Knott a 5%.80

Figura 4 - Teor de nutrientes na parte aérea de plantas de milho em função de doses de N na forma de dejetos líquidos de suíno (DLS) e adubação mineral com sulfato de amônio (SA).82

LISTA DE TABELAS

SEGUNDA PARTE-ARTIGOS

ARTIGO 1

- Tabela 1 - Valores médios e desvio-padrão das variáveis físicas e químicas dos resíduos da suinocultura coletados no Tanque de equalização, Biodigestor 1, Biodigestor 2 e Lagoa de estabilização.48
- Tabela 2 - Números mais prováveis (NMP) médios de coliformes Totais e Termotolerantes dos quatro sistemas analisados, e porcentagem de redução da lagoa em relação ao tanque.53

ARTIGO 2

- Tabela 1 - Análise química e de textura do solo antes da implantação do experimento.....67
- Tabela 2 - Análise de valor agrônômico do dejetos líquido de suíno (DLS), tratado em biodigestores modelo canadense e lagoa de estabilização.68
- Tabela 3 - Dosagens utilizadas por tratamento para a adubação básica.....70

LISTA DE ABREVIATURAS

Al	Alumínio
ARS	Água residuária de suínos
B	Boro
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CH ₄	Metano
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DLS	Dejeto líquido de suíno
DQO	Demanda química de oxigênio
Fe	Ferro
K	Potássio
LVd	Latossolo Vermelho distrófico
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia
Ni	Níquel
N-NH ₃	Nitrogênio amoniacal
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
P	Fósforo
Pb	Chumbo
pH	Potencial hidrogeniônico
P _{total}	Fósforo total
SA	Sulfato de amônio

SF	Sólidos fixos
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TGI	Trato gastrointestinal
Zn	Zinco

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	13
1 INTRODUÇÃO	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1 Suinocultura e poluição	17
2.2 Bioquímica da biodigestão	19
2.3 Lagoas de estabilização	21
2.4 Metais pesados na suinocultura	23
2.5 Aplicação de dejetos como fertilizante	25
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	29
REFERÊNCIAS	31
SEGUNDA PARTE - ARTIGO	37
ARTIGO 1 - AVALIAÇÃO DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DA SUINOCULTURA CONSTITUÍDO POR BIODIGESTOR TUBULAR E LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO	37
1 INTRODUÇÃO	41
2 MATERIAL E MÉTODOS	43
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
3.1 Potencial hidrogeniônico	47
3.2 Demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio	48
3.3 Sólidos totais, fixos e voláteis	49
3.4 Nitrogênio total e nitrogênio amoniacal	50
3.5 Fósforo total	51
3.6 Coliformes totais e coliformes termotolerantes	52
4 CONCLUSÃO	55
REFERÊNCIAS	57
ARTIGO 2 - PRODUÇÃO DE MASSA SECA E NUTRIÇÃO DO MILHO COM A APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS TRATADOS EM BIODIGESTOR E LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO EM UM LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO	61
1 INTRODUÇÃO	65
2 MATERIAL E MÉTODOS	67
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
3.1 Produção de matéria seca	73
3.2 Atributos químicos do solo	74
3.3 Teor de nutrientes na parte aérea do milho	81
4 CONCLUSÕES	85
REFERÊNCIAS	87

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

Uma das grandes preocupações presentes nas discussões acerca das atividades agrícolas está relacionada ao meio ambiente e ao padrão insustentável de produção e consumo vigente, denominada economia linear. Essa preocupação não diz respeito apenas ao seu crescimento acelerado, mas, principalmente, aos impactos nocivos à vida no planeta.

Dentre os setores industriais e agroindustriais, pode-se destacar a atividade de criação de suínos como alto potencial poluidor, dada a geração de vultosos volumes de dejetos, sobretudo, quando os animais são criados em regime intensivo. Suínos confinados produzem uma grande quantidade de dejetos, potencialmente danosos, principalmente, quando lançados nas águas.

Sendo assim, é necessário buscar soluções eficazes que visam à diminuição dos impactos por meio da redução da carga orgânica desses resíduos. Atualmente, existem várias técnicas para tratar esses dejetos, de modo a utilizá-los ou fazer com que sejam descartados de forma a reduzir os danos ambientais (PINTO et al., 2014).

Dentre as técnicas disponíveis, a biodigestão anaeróbia é um método eficaz no tratamento de dejetos, por possuir como principal característica a produção de biogás, o qual pode ser utilizado na substituição de diversos combustíveis. Além disso, essa técnica é capaz de produzir biofertilizante, que possibilita ao produtor vantagens como a redução da aplicação de fertilizantes minerais e custos de produção (RIZZONI et al., 2012). O biodigestor modelo tubular, conhecido também como tubular, é o mais difundido no Brasil, por apresentar a vantagem de poder ser usado tanto em pequenas quanto em grandes propriedades e também em projetos agroindustriais (OLIVER et al., 2008).

No entanto o tratamento anaeróbio não é suficiente para alcançar os padrões para lançamento em curso d'água, segundo a legislação. Assim, torna-se interessante conjugá-lo com um sistema aeróbio. Uma alternativa, por exemplo, é de se utilizar as lagoas de estabilização como pós-tratamento, pois apresentam eficiência na remoção da matéria orgânica, remoção de nutrientes e de patógenos. São sistemas de tratamento biológico caracterizados pela estabilização da matéria orgânica por meio da oxidação bacteriana e pela redução fotossintética (VON SPERLING, 2005).

As lagoas de estabilização apresentam várias vantagens, incluindo a redução de poluentes e custos, podendo tratar pequenas ou médias quantidades de águas residuárias, domésticas ou industriais, apresentando, comumente, efluente com características passíveis de serem lançados nos corpos receptores. Além disso, segundo Andrade Neto (1997), as lagoas de estabilização destacam-se pela simplicidade de operação, manutenção e construção, para tratar os resíduos, sendo um processo com baixos custos de implantação, indicado para solução em suinoculturas que possuem áreas disponíveis.

Os dejetos de suínos contêm diversos nutrientes fundamentais, para o desenvolvimento de plantas, incluindo nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e boro (B), o que o qualifica para uso agrícola. Todavia alguns cuidados devem ser tomados, ao utilizar os dejetos como fertilizante orgânico, pois eles podem conter, em sua composição, quantidades desproporcionais de nutrientes. Por isso, é preciso conhecer a dose adequada de aplicação desses resíduos (SEGANFREDO, 2007).

Dado o exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar, conjuntamente, a eficiência de dois biodigestores, modelo tubular, combinado a uma lagoa de estabilização, com a finalidade de verificar a remoção da matéria orgânica, de

nutrientes e de coliformes para posterior utilização do efluente como biofertilizante na cultura do milho.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A teoria que fundamenta este trabalho abrange as temáticas: suinocultura e poluição, bioquímica da biodigestão, lagoas de estabilização, metais pesados na suinocultura, aplicação de dejetos como fertilizante.

2.1 Suinocultura e poluição

A atividade suinícola é um dos setores agropecuários com a produção de maior carga poluidora. Diante disso, é necessário que os resíduos provenientes da suinocultura sejam tratados e destinados de modo adequado de forma a evitar a contaminação da água, do solo e do ar (SEGANFREDO, 2007).

Na suinocultura, os dejetos líquidos podem ser utilizados, desde que tratados como fertilizante, em áreas cultivadas de culturas, como grãos ou pastagens. Isso é desejável pelo fato de os dejetos conterem, na sua constituição, nutrientes essenciais às plantas e poderem ser aproveitados na própria unidade de produção. Entretanto a quantidade de resíduos gerados nas propriedades pode exceder a capacidade de suporte dos solos, se descartados sem o devido controle (BASSO et al., 2012).

Segundo Pote et al. (2001), os dejetos, quando manejados de forma adequada, contribuem para melhorar as condições químicas, físicas e biológicas do solo. Por outro lado, se forem utilizados de forma incorreta, passam de fertilizantes a poluentes, contaminando o solo, o ar e, principalmente, os recursos hídricos.

O lançamento de águas residuárias da criação de suínos nos cursos d'água pode promover proliferação de doenças, aumento na demanda por oxigênio, maus odores e eutrofização do ambiente aquático, em função dos

elevados teores de nitrogênio e fósforo na constituição dos dejetos (SEGANFREDO, 2007; VON SPERLING, 2005).

O nitrogênio é um elemento químico encontrado em grande quantidade nos resíduos dos suínos e, por se tratar de um nutriente limitante para o crescimento de grande parte das plantas, é bastante utilizado para auxiliar no aumento da produção agrícola (MUCHOVEJ; RECGICL, 1994).

O fósforo é considerado o principal responsável pela eutrofização de ambientes aquáticos, sobretudo, em condições tropicais (TUNDISI, 2003). Esse elemento químico é um constituinte importante, nos sistemas biológicos, participa de processos fundamentais no metabolismo dos seres vivos, como: armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (por meio dos fosfolipídios). Todo tipo de fósforo, que se encontra em águas naturais, quer ele esteja na forma iônica ou na complexada, encontra-se na forma de fosfatos (ESTEVES, 1998). De acordo com Lelis et al. (2010), o fósforo presente nas fezes dos animais é proveniente de três vias, o P que estava na forma inorgânica e não foi absorvido, o P endógeno, proveniente do metabolismo e lise celular e o P do ácido fítico, que não foi disponibilizado no trato gastrointestinal (TGI).

No que diz respeito à poluição de odores e à poluição do ar com a disposição da água residuária de suinocultura, a qual se deve à sua degradação anaeróbia sem controle. Os dejetos de suínos são constituídos por fezes, urina, sobras de alimentos, água dos bebedouros, pêlos e poeira (AITA; PORT; GIACOMINI, 2006). E a sua decomposição anaeróbia pode liberar gases metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e amônia (NH_3) (CABARAUX et al., 2009). Os dois primeiros contribuem para o aumento do efeito estufa (BAIRD; CANN, 2011; SILVA; PAULA, 2009), enquanto o NH_3 é tóxico ao homem (GUIMARÃES; AMARAL; ITO, 2016).

2.2 Bioquímica da biodigestão

A biodigestão anaeróbia é um processo pelo qual a matéria orgânica sofre decomposição, por meio de organismos vivos, na ausência de oxigênio. Ela é uma das formas que vem sendo utilizadas para tratar dejetos de suínos. O processo se mostra eficaz no tratamento de resíduos, porque contribui para o saneamento rural, reduzindo as demandas químicas e bioquímicas de oxigênio, de sólidos totais, fixos e voláteis (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007; CHERNICHARO, 2007; ORRICO et al., 2007).

Apesar de apresentar tais potencialidades e ser conhecida há bastante tempo, em todo o mundo, somente a partir do final da década de 2010, a biodigestão anaeróbia vem despertando o interesse em diversos setores da sociedade (WU et al., 2010).

A degradação da matéria orgânica por via anaeróbia é diferente do que ocorre nos processos aeróbios, pois ela apresenta um maior grau de complexidade. De um modo geral, ela ocorre basicamente em quatro etapas, sendo elas a hidrólise, acidogênese, acetogênese e, por último, a metanogênese, em que será formado o metano. Os compostos orgânicos complexos são transformados em compostos orgânicos mais simples. Esse processo acontece, em vários estágios bioquímicos consecutivos, com reações em cadeia e cada um realizado por diferentes grupos microbianos específicos (SANT'ANNA, 2013).

A hidrólise enzimática, a primeira fase no processo de degradação anaeróbia, consiste na quebra de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), por meio da fermentação. As enzimas extracelulares que são excretadas pelas bactérias hidrolíticas fermentativas são as que atuam nessa fase (CHERNICHARO, 2007).

Na acidogênese, as moléculas menores, obtidas na hidrólise, são metabolizadas por bactérias dos gêneros *Clostridium*, *Staphylococcus*,

Streptococcus, *Desulphovibrio*, *Lactobacillus* e *Actinomyces*, convertendo-se em diversos compostos mais simples (RIZZONI et al., 2012).

A fase seguinte, denominada acetogênese, caracteriza-se pela oxidação dos ácidos orgânicos, pelas bactérias acetogênicas, resultando em substrato para os microrganismos metanogênicos. Bactérias acetogênicas digerem ácidos orgânicos em hidrogênio, dióxido de carbono e uma grande quantidade de acetato (CHERNICHARO, 2007).

Por fim, na metanogênese, ocorre a formação do metano pela ação das arqueias acetoclásticas e pelas arqueias hidrogenotróficas. As acetoclásticas usam acetato, produzindo gás carbônico (CO_2) e metano (CH_4). Ainda que poucas espécies de arqueias metanogênicas sejam capazes de formar metano, a partir do acetato, são responsáveis por 60 a 70% de toda a produção de metano. Essas pertencem a dois gêneros principais: *Methanosarcina* e *Methanosaeta*. Já as hidrogenotróficas utilizam o gás carbônico, como fonte de carbono e acceptor final de elétrons, e o hidrogênio como fonte de energia. O hidrogênio funciona como um agente redutor, produzindo metano (SIQUEIRA, 2012).

Nessas fases, existem alguns fatores que podem influenciar na digestão anaeróbia que são de extrema importância, durante seu processo, como a temperatura e o pH.

A temperatura é um fator relevante, pois cada fase do processo de digestão anaeróbia se desenvolve melhor numa determinada faixa de temperatura. Há diferentes intervalos de temperatura, dentre os quais se realiza a fermentação anaeróbia: a psicrófila (menor que 30°C), a mesófila (que varia de 30 a 40°C) e a termófila (compreendida entre 50 a 60°C). Estudos mostram que a faixa mesófila é mais propícia aos microrganismos (YADVIKA et al., 2004).

O potencial hidrogeniônico (pH), com valor compreendido entre seis e oito, está na faixa ideal para o desenvolvimento das arqueias formadoras de

metano. Valores inferiores devem ser evitados, pois pode haver prejuízos às etapas de digestão. Entretanto é comum encontrar pH ácido, em virtude da presença de bactérias acidogênicas, em que produtos como o dióxido de carbono e alguns ácidos são formados (CHERNICHARO, 2007).

No meio rural, biodigestores, nos quais ocorre a digestão anaeróbia, têm sido bastante utilizados, pois eles asseguram melhora nas condições sanitárias, permite a produção de biogás, que é um insumo energético de grande utilidade devido à presença do metano que é um gás combustível (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007; HOLM-NIELSEN; SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009; MARCOS et al., 2010; MASSÉ et al., 2010). O biodigestor pode ser descrito como sendo uma câmara hermeticamente fechada, de forma a não haver entrada de oxigênio. Os resíduos são inseridos dentro do biodigestor, no qual ocorre a metabolização dos compostos orgânicos por microrganismos anaeróbios.

Durante o processo de decomposição da matéria orgânica via anaeróbia, é produzido o metano, que pode ser utilizado como fonte de energia (CANTO, 2009) e o biofertilizante, rico em nutrientes para as plantas (SEGANFREDO, 2007).

2.3 Lagoas de estabilização

Os Estados Unidos foram o primeiro país a utilizar lagoas de estabilização para tratar efluentes. Lagoas naturais e artificiais recebiam dejetos de animais, esgotos domésticos de pequenas comunidades e, acidentalmente, realizavam fenômenos típicos e próprios de depuração dos esgotos, pelo menos, há um século. As primeiras lagoas acidentais datam de 1924, em Santa Rosa, na Califórnia e Fesseden, em 1928, em Dakota do Norte (JORDÃO; PESSOA, 2014).

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico e constituem-se em uma das formas mais simples para o tratamento dos esgotos. Existem diversos sistemas de lagoa de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área.

De uma maneira geral, as lagoas podem ser classificadas em:

- a) Sistemas de lagoas anaeróbias.
- b) Lagoas facultativas.
- c) Lagoas aeradas facultativas.
- d) Sistema de lagoas aeradas de mistura completa seguidas por lagoas de decantação.

Além destas lagoas, que têm como objetivo principal remover a matéria carbonácea, existem também as lagoas de maturação, que se direcionam à remoção de patógenos.

As lagoas anaeróbias consistem em uma forma alternativa de tratamento, nas quais a existência de condições anaeróbias são essenciais para um bom funcionamento. O sucesso desse tratamento pode ser alcançado, por meio do lançamento de uma alta carga de DBO por unidade de volume da lagoa, que faz com que a taxa de oxigênio consumida seja muito superior à taxa de produção (AISSE, 2000). Este tipo de lagoa desempenha o mesmo papel do biodigestor, com a desvantagem de não ser possível captar o biogás gerado.

Já as lagoas facultativas são as mais simples dos sistemas de lagoa de estabilização. Seu processo consiste, basicamente, na retenção dos esgotos, por um longo período de tempo suficiente, para que os processos naturais aconteçam (VON SPERLING, 2005), para remoção dos poluentes.

A lagoa aerada facultativa é utilizada, quando o objetivo é ter um sistema predominante aeróbio e de dimensões menores que as lagoas

facultativas. Sua principal diferença, em relação à lagoa facultativa, diz respeito à forma de suprimento de oxigênio. Na lagoa facultativa, a origem do oxigênio se dá por meio da fotossíntese e, na lagoa aerada facultativa, o oxigênio é obtido principalmente por aeradores (VON SPERLING, 2005).

As lagoas aeradas de mistura completa são essencialmente aeróbias. A função dos aeradores não está somente em garantir a oxigenação do meio, como também em manter os sólidos em suspensão dispersos no meio líquido. O tempo de detenção está em torno de dois a quatro dias (VON SPERLING, 2005).

As lagoas de maturação têm como objetivo principal a remoção de patógenos. Elas são utilizadas, geralmente, no final de um sistema de lagoa de estabilização (JORDÃO; PESSOA, 2014). Esse tipo de lagoa é o único sistema capaz de produzir efluente com qualidade adequada para seu reuso, sem que necessite de uma etapa adicional de desinfecção (SAMPAIO; MENDONÇA, 2006).

2.4 Metais pesados na suinocultura

Segundo Malavolta (1994), o termo metal pesado se aplica a elementos com densidade superior a 5 g cm^{-3} ou que possuem número atômico maior que 20. Assim, elementos químicos, como cobre, ferro, manganês, molibdênio, zinco, cobalto, níquel, vanádio, alumínio, prata, cádmio, cromo, mercúrio e chumbo são considerados metais pesados (MACÊDO, 2006).

Na natureza, esses elementos podem ser encontrados, em formas diferentes, em partes do ambiente, como: atmosfera, água, solo, sedimentos e organismos vivos, havendo grande dinâmica de interação entre esses meios.

Os metais pesados não podem ser destruídos e são altamente reativos, sendo pouco encontrados em estado puro na natureza. Em geral, são encontrados em concentrações muito pequenas, associados a outros elementos químicos,

formando minerais em rochas (MORTATTI; MORAES; KIANG, 2012). Assim, ficam imobilizados e são de baixa mobilidade. No entanto, caso disponibilizados, podem causar impactos ao meio ambiente, razão pela qual tem merecido atenção em várias partes do mundo.

Esses elementos presentes no solo ou na água podem ter sua origem do próprio processo de intemperismo do material de origem do solo. A atividade antrópica, porém tem sido apontada como a principal fonte de contaminação do meio físico, destacando-se fontes primárias, como a adição de fertilizantes e pesticidas, resíduos de animais e humanos e secundárias como a atividade industrial e de mineração (BASSO et al., 2012).

Eles podem também estar presentes nos dejetos dos suínos, com destaque para o cobre (Cu) e o zinco (Zn), que são adicionados à alimentação dos suínos com a intenção de prevenir doenças e melhorar a digestão. Assim, o descarte dos dejetos desses animais, em grandes quantidades, podem se acumular no solo, causando assim a sua contaminação (HAUSCHILD et al., 2012).

Nos processos de lixiviação, esses dois elementos podem ficar retidos pela maioria dos solos, principalmente, quando se encontram com pH acima de sete e são ricos em matéria orgânica. Se o pH estiver com valor reduzido, solos tropicais têm sua capacidade de sorção reduzida e, por lixiviação, o cobre e o zinco acabam sendo deslocados para os corpos d'água (BARROS et al., 2003).

Além de cobre e zinco, também podem ser encontrados nos dejetos de suínos chumbo (Pb), níquel (Ni), cromo (Cr) e cádmio (Cd), por estarem presentes nos suplementos minerais que são fornecidos nas rações e que são essenciais ao crescimento das culturas. Porém, eles devem ser disponibilizados, em baixas concentrações as culturas (MORAL et al., 2008), pois em excesso, podem causar uma série de distúrbios fisiológicos e nutricionais, que influenciam no crescimento e no desenvolvimento das plantas. Os prejuízos podem ser

relacionados à absorção, translocação e funções dos nutrientes (MENGEL; KIRKBY, 2004; SOARES, 1999).

A absorção de metais pesados pelas plantas varia, de acordo com cada espécie vegetal e, na mesma espécie, entre as diferentes partes da planta, sendo absorvidos pelas raízes, íons tóxicos, particularmente cátions divalentes de Cd, Pb, Hg, Zn, Cu e Ni, que se acumulam em suas células (MOHR; SCHOPFER, 1995).

O consumo de plantas e grãos com resíduos de metais pesados podem causar problemas de saúde nos seres humanos e nos animais que os consomem. A intoxicação por metais pesados provoca um conjunto específico de sintomas e um quadro clínico próprio. Os dois principais mecanismos de ação dos metais pesados, no ser vivo, são formação de complexos com os grupos funcionais das enzimas, que prejudica o perfeito funcionamento do organismo e a combinação com as membranas celulares, que perturba ou, em alguns casos mais drásticos, impede completamente o transporte de substâncias essenciais, tais como os íons Na^+ e K^+ e de substâncias orgânicas (AGUIAR et al., 2002). Entretanto os dejetos podem ser fontes de metais pesados, o que demanda por um acompanhamento quando do seu uso nas culturas agrícolas.

2.5 Aplicação de dejetos como fertilizante

O uso de dejetos de animais como fertilizante tem sido bastante disseminado pelas vantagens proporcionadas às plantas. Apesar de os benefícios econômicos, decorrentes da reutilização dos dejetos, esta prática pode apresentar riscos ambientais e, ainda, causar alterações na composição e na atividade dos organismos do solo (SCHERER; BALDISSERA; NESI, 2007; SEIDEL et al., 2010).

Os resíduos desses animais podem suprir as necessidades parciais ou totais das culturas, por serem fontes de nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio. Mesmo sendo uma importante fonte de adubação e fertilização do solo, cuidados em relação ao manejo devem fazer parte do processo para que haja redução dos danos ao meio ambiente (HÜBNER, 2008; QUADRO et al., 2011).

A incorporação de matéria orgânica, proveniente dos dejetos de suínos ao solo, eleva a capacidade de troca de catiônica e proporciona a melhoria na estrutura, caracterizada pela diminuição da densidade do solo, aumento da porosidade e da taxa de infiltração de água. Pode também proporcionar melhoras na distribuição do tamanho dos poros do solo, favorecer incrementos do armazenamento de água no perfil, o que prolonga o período com adequada disponibilidade hídrica para as culturas (MORAES et al., 2014).

Dessa forma, a utilização de dejetos líquidos de suínos é uma opção, para se obter fontes de nutrientes para as culturas, dentre as quais se inclui o milho, importante componente para a ração de suínos. Essa cultura requer que suas exigências nutricionais sejam plenamente atendidas. Os dejetos de suínos possuem alta carga de N, nutriente exigido em maior quantidade no milho (ARAÚJO et al., 2004), seguido por K, P, Ca e Mg (VASCONCELLOS et al., 1983).

O nitrogênio é um dos nutrientes que proporcionam efeitos expressivos no aumento na produção de grãos, incluindo a cultura do milho, pois é importante na constituição de moléculas de proteínas, enzimas, coenzimas, ácidos nucleicos e citocromos, além de sua importante função como integrante da molécula de clorofila (GROSS et al., 2006; QUEIROZ et al., 2011).

Malavolta (1989) complementa que o nitrogênio é, em geral, o elemento que as plantas necessitam em maior quantidade. Em sua maior proporção, ele é absorvido pelas raízes na forma de nitrato. Após o processo de digestão, ou seja,

mineralização, o nitrogênio orgânico é transformado em nitrato para que as raízes possam absorvê-lo.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A expansão da suinocultura tem como característica principal a grande concentração de animais por área. O crescimento dessa atividade traz como consequência a poluição das águas, dos solos e do ar, com emissão de maus odores e proliferação de insetos, o que causa desconforto à população. Dessa forma, a digestão anaeróbia é uma alternativa viável para evitar danos ao meio ambiente. Por meio dos biodigestores, é possível obter o biogás e o biofertilizante, além de possibilitar a captura de metano e de outros gases causadores do efeito estufa, que seriam emitidos diretamente para a atmosfera.

Fica evidenciado, portanto que trabalhos que venham a avaliar a aplicação dos efluentes de biodigestores são importantes quanto a fornecer subsídios, para o reaproveitamento deste material, anteriormente tido como um poluidor do ambiente, como um biofertilizante interessante para ser empregado no ciclo da produção dos suínos.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, M. R. M. P. et al. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 6B, p. 1145-1154, 2002.

AISSE, M. M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2000. 191 p.

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

ANDRADE NETO, C. O. **Sistema simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; WELTER, R. A. Potencial de redução de emissão de equivalente de carbono de uma unidade suinícola com biodigestor. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 648-657, 2007.

ARAÚJO, L. A. N. et al. Adubação nitrogenada na cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, n. 8, p. 771-777, ago. 2004.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARROS, S. S. et al. Poder poluente de águas residuárias de suinocultura após utilização de um tratamento integrado. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, São Paulo, v. 40, p. 126-135, 2003. Supplement 2.

BASSO, C. J. et al. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 4, p. 653-659, abr. 2012.

CABARAUX, J. F. et al. Gaseous emissions from weaned pigs raised on different floor systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 130, n. 3/4, p. 86-92, Apr. 2009.

CANTO, T. **Química na abordagem do cotidiano**. 5. ed. São Paulo: Moderna, 2009.

CHERNICHARO, A. C. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

GROSS, M. R. et al. 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, maio/jun. 2006.

GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F.; ITO, M. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, n. 44, p. 125-156, set. 2016.

HAUSCHILD, L. et al. Alimentação de leitões com dietas contendo soro de leite fermentado mais zinco e cobre orgânico. **Archivos de Zootecnia**, Córdoba, v. 61, n. 233, p. 71-77, 2012.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 22, p. 5478-5484, 2009.

HÜBNER, A. P. **Reator aeróbico de biogrânulos e lagoa de aguapé como biotecnologia para tratamento de águas residuais da suinocultura**. 2008. 164 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

LELIS, G. R. et al. Suplementação dietética de fitase sobre o metabolismo de nutrientes de frangos de corte. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 39, n. 8, p. 1768-1773, 2010.

MACÊDO, J. A. B. **Introdução à química ambiental: química, meio ambiente e sociedade**. 2. ed. Juiz de fora: CRQ, 2006.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1989. 292 p.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental**: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos. São Paulo: ProduQuímica, 1994. 153 p.

MARCOS, A. et al. Combustible gas production (methane) and biodegradation of solid and liquid mixtures of meat industry wastes. **Applied Energy**, Oxford, v. 87, n. 5, p. 1729-1735, 2010.

MASSÉ, D. et al. Methane yield from switchgrass harvested at different stages of development in Eastern Canada. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 101, n. 24, p. 9536-9541, 2010.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. 4th ed. New York: M. Dekker, 2004. 687 p.

MOHR, H.; SCHOPFER, R. **Plant physiology**. Berlin: Springer Verlag, 1995. 629 p.

MORAES, M. T. et al. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Ciências Agrárias**, Londrina, v. 35, n. 6, p. 2945-2954, nov./dez. 2014.

MORAL, R. et al. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. **Waste Management**, Oxford, v. 28, p. 367-371, 2008.

MORTATTI, J.; MORAES, G. M.; KIANG, C. H. Distribuição e possível origem de metais pesados nos sedimentos de fundo ao longo da bacia do alto rio Tietê: aplicação da normalização geoquímica sucessiva. **Geociências**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 175-184, 2012.

MUCHOVEJ, R. M. C.; REHCIGL, J. E. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrasses on Water Quality. In: LAL, R.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil process and water quality**: advances in soil science. Boca Raton: Lewis, 1994. p. 91-135.

OLIVER, A. P. M. et al. **Manual de treinamento em biodigestão**. Salvador: Instituto Winrock - Brasil, 2008.

ORRICO, A. C. A. et al. Caracterização e biodigestão anaeróbia dos dejetos de caprinos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 639-647, set./dez. 2007.

PINTO, L. P. et al. Levantamento de dados sobre os dejetos suínos e suas características. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, Cascavel, v. 3, p. 179-187, 2014.

POTE, D. H. et al. Water quality effects of infiltration rate and manure application rate for soils receiving swine manure. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 56, n. 1, p. 32-37, 2001.

QUADRO, M. S. et al. Biomassa e atividade microbiana em solo acrescido de dejetos suíno. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 17, n. 1/4, p. 85-93, jan./mar. 2011.

QUEIROZ, A. M. et al. Avaliação de diferentes fontes e doses de nitrogênio na adubação da cultura do milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, Sete Lagoas, v. 10, n. 3, p. 257-266, 2011.

RIZZONI, L. B. et al. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, Garça, ano 9, n. 18, jan. 2012. Disponível em:
<http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:bFsoWX4GwtoJ:faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/W34ebZOEZuzvEvG_2013-6-28-18-12-37.pdf+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>. Acesso em: 10 mar. 2018.

SAMPAIO, L. F. S.; MENDONÇA, L. C. Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização, localizado em São Cristóvão, SE - Brasil, no tratamento de esgotos domésticos (II-109). In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 8., 2006, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: SIBESA, 2006. 1 CD-ROM.

SANT`ANNA, J. R. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2013.

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

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

SEIDEL, E. P. et al. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum**. Technology, Maringá, v. 32, n. 2, p. 113-117, 2010.

SILVA, R. W. C.; PAULA, B. L. Causa do aquecimento global: antropogênica versus natural. **TERRÆ Didática**, Campinas, v. 5, n. 1, p. 42-49, 2009.

SIQUEIRA, J. **Co-digestão de glicerina bruta associada a esterco bovino na produção de biogás**. 2012. 56 f. Dissertação (Mestrado em Bioenergia)-Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2012.

SOARES, C. R. F. S. **Toxidez de zinco, cobre, cádmio e chumbo para o eucalipto em solução nutritiva**. 1999. 132 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima, 2003. 247 p.

VASCONCELLOS, C. A. et al. Acumulação de massa seca e de nutrientes por dois híbridos de milho com e sem irrigação suplementar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 18, n. 8, p. 887-901, ago. 1983.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização: volume 3**. Belo horizonte: Ed. UFMG, 2005.

WU, X. et al. Biogás and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 101, n. 11, p. 4042-4047, 2010.

YADVIKA, S. et al. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques: a review. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 95, n. 1, p. 1-10, Oct. 2004.

SEGUNDA PARTE - ARTIGO

**ARTIGO 1 - AVALIAÇÃO DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE
RESÍDUOS DA SUINOCULTURA CONSTITUÍDO POR BIODIGESTOR
TUBULAR E LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO**

*Rosicler Tavares do Amaral Tonelli

Alessandro Torres Campos

Enilson de Barros Silva

Tadayuki Yanagi Junior

Ronaldo Fia

Artigo redigido conforme norma da NBR 6022 (ABNT, 2003).

Avaliação de sistema de tratamento de resíduos da suinocultura constituído por biodigestor tubular e lagoa de estabilização

RESUMO

Os sistemas de confinamentos na suinocultura podem gerar grandes quantidades de resíduos, o que tem se tornado motivo de preocupação, dado o grande potencial de provocar impactos ambientais na água, ar e solo e, conseqüentemente, ao homem e aos animais. Diante disso, o objetivo do trabalho foi avaliar a redução do potencial poluidor de dejetos da suinocultura, tratando a água residuária em biodigestores modelo tubular seguidos por lagoa de estabilização. Para tanto, coletaram-se amostras no tanque de equalização, que recebe o dejetos bruto das instalações, nas saídas dos dois biodigestores e na lagoa de estabilização. As variáveis analisadas foram: pH, coliformes totais e termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), nitrogênio total (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₃) e fósforo total (P_{total}). As variáveis DBO, DQO, ST, SF, SV, NTK, N-NH₃, P_{total}, coliformes totais e termotolerantes foram removidos com percentuais de 80; 79; 60; 20; 78; 53; 47; 51; 99,98 e 99,58 %, respectivamente. Concluiu-se, assim, que o sistema de tratamento analisado demonstrou ser eficiente na depuração da água residuária, no entanto não ao ponto de ser permissível o seu lançamento. Recomenda-se, logo a sua utilização na fertirrigação.

Palavras-chave: Tratamento biológico. Instalações para Suínos. Digestão anaeróbia. Impactos ambientais.

Evaluation of a treatment system of swine residues constituted by tubular biodigester and stabilization lagoon

ABSTRACT

Feedlot systems in swine farms can generate large amounts of waste, which has become a cause for concern, given the great potential of causing environmental impacts on water, air and soil, and consequently on man and animals. Therefore, the objective of this work was to evaluate the reduction of the pollutant potential of swine manure, treating the wastewater in tubular model biodigesters followed by stabilization pond. For this, samples were collected in the equalization tank, which receives the raw waste from the facilities, at the exits of the two biodigesters and in the stabilization pond. The variables analyzed were: pH, total and thermotolerant coliforms, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total solids (ST), fixed solids (SF), volatile solids (SV), total nitrogen), ammoniacal nitrogen (N-NH₃) and total phosphorus (P_{total}). The variables BOD, COD, ST, SF, SV, NTK, N-NH₃, P_{total}, total coliforms and thermotolerant coliforms were removed with percentages of 80; 79; 60; 20; 78; 53; 47; 51; 99.98 and 99.58%, respectively. It was concluded, therefore, that the analyzed treatment system proved to be efficient in the purification of the wastewater, however, not to the point of being permissible its launching. It is therefore recommended to use it in fertigation.

Keywords: Biological treatment. Installations for swines. Anaerobic digestion. Environmental impacts.

1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento dos sistemas de produção animal, ocorreu também o aumento da preocupação em relação ao destino dos rejeitos dessa atividade (GIONGO et al., 2018). Os resíduos dos animais não eram considerados componentes do sistema produtivo, por isso, tornaram-se fontes poluidoras do meio ambiente, sendo, muitas vezes, lançados em cursos de água (ANGONESE et al., 2006). De acordo com Güngör-Demirci e Demirer (2004), o espaço físico era outro fator que limitava a deposição desses resíduos, o que poderia causar, além de outros fatores, o aumento das emissões de gás carbônico (CO₂) e metano (CH₄).

A expansão da atividade no país e no mundo trouxe consigo, também, a necessidade de se produzir mais em um menor espaço. Com o advento de técnicas de conforto animal, consegue-se atingir o objetivo, no entanto passou-se a gerar grandes quantidades de resíduos ricos em N e P, em matéria orgânica e com presença considerável de organismos patogênicos (ORRICO JÚNIOR et al., 2010a). Como consequência, há um grande potencial de se causar contaminação do meio físico (BELLI FILHO et al., 2001; MORAES, 2017). Além disso, à criação intensiva desses animais em baias fez-se necessário utilizar grandes volumes de águas (ORRICO JUNIOR et al., 2009).

Procurando solucionar esse problema, muitas formas de tratar os resíduos têm sido estudadas, para que eles tenham uma destinação adequada. Uma técnica eficaz na redução desses poluentes é a biodigestão anaeróbia que, além de agregar valor econômico à produção, com a geração do biogás, contribui de forma considerável para a redução dos impactos ambientais inerentes ao setor (GALBIATTI et al., 2010). A biodigestão anaeróbia ocorre na ausência de oxigênio, em um processo microbiológico, transformando

compostos complexos em compostos mais simples, torna os nutrientes mais disponíveis e gera o metano (SILVA et al., 2012).

Pelos motivos explicitados, o biodigestor modelo tubular é muito utilizado no tratamento de resíduos de animais e se caracteriza por possuir uma base retangular construída de alvenaria e um gasômetro feito em manta flexível de PVC, a qual é fixa sobre uma valeta de água que circunda a base. Sua cobertura é feita com geomembrana sintética de polietileno de alta densidade (PEAD), que é ancorada ao redor do perímetro de todo o biodigestor (CALZA et al., 2015).

No entanto, mesmo depois de ter passado pelo tratamento em biodigestores anaeróbios, os resíduos trazem, apesar de todas essas vantagens, na sua composição, elevada concentração de poluentes. Por isso, é recomendado um pós-tratamento, sendo a lagoa de estabilização uma opção viável (VIVAN et al., 2010).

De acordo com Costa e Medri (2002), lagoas de estabilização são utilizadas com grande frequência no tratamento de águas residuárias de suinocultura, nas quais ocorre a estabilização da matéria orgânica por processos biológicos. Durante a passagem do líquido pelo reator, os sólidos suspensos vão sedimentando e sofrem digestão anaeróbia no fundo. Esse material, o lodo, pode ser aproveitado como biofertilizante (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009).

Como vantagens da utilização das lagoas de estabilização, pode-se citar a elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e os baixos custos de implantação e manutenção (SOUZA et al., 2016). Assim, são indicados para a suinocultura que dispõe de área para implementação do reator.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência do sistema conjugado da biodigestão anaeróbia, em biodigestores modelo tubular e lagoa de estabilização, no tratamento da água residuária da suinocultura.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Granja Niterói, localizada no município de Lavras, Minas Gerais. O sistema de produção de suínos é de ciclo completo, ou seja, unidade de produção que compreende animais do nascimento até o abate.

O sistema de tratamento da água residuária é constituído por um tanque de equalização, dois biodigestores modelo tubular e uma lagoa de estabilização (FIGURA 1).

Os dejetos são coletados diariamente na forma líquida e transportados em canaletas sob as edificações, de onde são escoados pela ação da gravidade, para um tanque de equalização, em tubulações de policloreto de vinila (PVC). Os resíduos são transportados até uma caixa difusora de escoamento construída em polietileno, por um conjunto motobomba helicoidal com capacidade de $25 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ de vazão e 15 cv de potência. Essa caixa tem como função dividir os resíduos para os dois biodigestores.

O tanque de equalização, que armazena, temporariamente, os dejetos advindos das instalações, possui profundidade de 2 m, volume de 210 m^3 , dimensões de 11 x 6 m de base menor (fundo), 15 x 10 m de base maior (parte superior do tanque).

A água residuária da suinocultura (ARS) permanece nos biodigestores (FIGURA 1) por um período de 30 dias, escoando, por gravidade, por meio de tubos de policloreto de vinila (PVC) de 200 mm, para uma lagoa de estabilização (FIGURA 1). Os biodigestores são de escoamento contínuo, possuem formato de tronco de pirâmide invertido na parte subterrânea, tendo a base menor (fundo do biodigestor) dimensões de 27 x 12 m, e a base maior (superior) com dimensões de 32 x 17 m. A profundidade dos biodigestores é de 2,5 m e o volume total é de 1.073 m^3 , sendo cobertos com geomembranas

flexíveis (gasômetros) de policloreto de vinila (PVC), que apresentam 1,0 mm (1.000 μm) de espessura.

A profundidade da lagoa de estabilização é de 3,5 m perfazendo um volume de 6.510 m³, tendo eixo maior de 60 m e eixo menor de 31 m. O tempo de detenção hidráulica (TDH) que a água residuária permanece na lagoa é de 30 dias. As paredes laterais e o fundo da lagoa são revestidos com geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD), possuindo 0,8 mm de espessura. O biofertilizante, após armazenado na lagoa, tem sido utilizado em culturas anuais.

Figura 1 - Sistema de tratamento de resíduos da suinocultura: a = tanque de equalização; b = biodigestores modelo canadense; c= lagoa de estabilização.



Fonte: Da autora (2018).

As amostras dos resíduos foram coletadas, uma vez por semana, por um período de três meses (agosto a outubro de 2017), totalizando 10 amostragens. As amostras foram coletadas em garrafas plásticas, sempre no período da manhã, em quatro pontos, sendo eles: tanque de equalização, após biodigestor 1, após biodigestor 2 e após lagoa de estabilização. Na lagoa, a amostragem foi do tipo integrada, em 4 pontos na lagoa, nos demais pontos, a amostragem foi do tipo simples. Em seguida, as amostras foram enviadas ao Laboratório de Águas Residuárias, do Núcleo Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Lavras – MG, para a realização das análises químicas e microbiológicas.

As variáveis analisadas foram: pH, coliformes totais e termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), nitrogênio total (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₃) e fósforo total (Ptotal), seguindo as metodologias descritas em American Public Health Association (APHA, 2005).

Os resultados obtidos das variáveis foram submetidas à análise estatística com base na média e desvio-padrão. Os dados foram testados quanto à normalidade, considerando intervalos de 95% de confiança. O teste utilizado foi o Shapiro test.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Potencial hidrogeniônico

Os valores médios das variáveis físicas e químicas, referentes às amostras que foram coletadas na entrada do sistema de tratamento (no tanque de equalização), na saída do biodigestor 1 e do biodigestor 2 e na lagoa de estabilização (final do sistema de tratamento), durante o período de monitoramento do sistema de tratamento, estão listados na Tabela 1.

Os valores médios, encontrados para o potencial hidrogeniônico (pH), para o tanque de equalização, biodigestor 1, biodigestor 2 e lagoa de estabilização foram de 7,2; 7,6; 7,7; 8,4, respectivamente. O pH analisado em cada ponto de coleta manteve-se na faixa de, aproximadamente 7, exceto para a lagoa de estabilização, sendo que esse valor é o considerado propício ao crescimento de microrganismos que decompõem a matéria orgânica, na ausência de oxigênio, o que é favorável para o desenvolvimento das arqueias formadoras de metano (SUNNY; MOHAN, 2008). Vivan et al. (2010), ao analisarem a eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização, na remoção de poluentes em dejetos de suínos, encontraram valor similar de pH, igual a 7,1, para o dejetos bruto.

A lagoa de estabilização apresentou o maior valor de pH, durante o período em que foram realizadas as análises, quando comparada ao tanque de equalização, biodigestor 1 e biodigestor 2. Isso pode estar associado ao fato de os resíduos permanecerem por mais tempo na lagoa, o que propicia um maior consumo de ácidos ou de compostos intermediários na formação de dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4) (OLIVEIRA et al., 2011).

3.2 Demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio

O sistema analisado se mostrou eficiente na remoção de DBO durante todo o período de monitoramento. A remoção total alcançada foi de 80%, ao analisar as amostras do tanque de equalização comparado à lagoa de estabilização. Em relação à DQO, a redução foi de 79%.

Silva et al. (2012), ao realizarem avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio, sem utilizar lagoa de estabilização, para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola, obtiveram redução quanto às taxas de DQO e DBO de, aproximadamente, 97 e 96%.

Tabela 1 - Valores médios e desvio-padrão das variáveis físicas e químicas dos resíduos da suinocultura coletados no Tanque de equalização, Biodigestor 1, Biodigestor 2 e Lagoa de estabilização.

(Continua)

Variável	Média e Desvio-Padrão (Tanque equalização – Dejetos brutos)	Média e Desvio-Padrão (Biodigestor 1)	Média e Desvio-Padrão (Biodigestor 2)	Média e Desvio-Padrão (Lagoa de Estabilização)
pH	7,2 ± 0,3	7,6 ± 0,4	7,7 ± 0,3	8,4 ± 0,4
DBO (mg L ⁻¹)	14.290 ± 674	4.650 ± 844	4.625 ± 853	2.815 ± 515
DQO (mg L ⁻¹)	26.652 ± 3.364	9.507 ± 1005	9.507 ± 1005	5.644 ± 1614
ST (mg L ⁻¹)	13.041 ± 3.531	5.994 ± 958	6.806 ± 719	5.173,83 ± 666
SF (mg L ⁻¹)	4.037 ± 1.014	3.739 ± 448	3.605 ± 240	3.213,50 ± 300
SV (mg L ⁻¹)	9.004 ± 2.525	2.607 ± 638	3.200 ± 552	1.960 ± 435,25
NTK (mg L ⁻¹)	2.540 ± 846	1.557 ± 511	1.483 ± 495	1.199 ± 290

Tabela 1 - Valores médios e desvio-padrão das variáveis físicas e químicas dos resíduos da suinocultura coletados no Tanque de equalização, Biodigestor 1, Biodigestor 2 e Lagoa de estabilização.

(Conclusão)

Variável	Média e Desvio-Padrão (Tanque equalização – Dejetos brutos)	Média e Desvio-Padrão (Biodigestor 1)	Média e Desvio-Padrão (Biodigestor 2)	Média e Desvio-Padrão (Lagoa de Estabilização)
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	1.852 ± 372	1.271 ± 145	1.340 ± 193	971 ± 283
P _{total} (mg L ⁻¹)	180 ± 0,32	95 ± 1	93 ± 1	88 ± 1

Fonte: Da autora (2018).

Nota: Potencial hidrogeniônico (pH), Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Demanda química de oxigênio (DQO), Sólidos totais (ST), Sólidos fixos (SF), Sólidos voláteis (SV), Nitrogênio total (NTK), Nitrogênio amoniacal (N-NH₃), Fósforo total (P_{total}).

Neste trabalho, os percentuais de redução encontrados para DBO e DQO encontram-se menores aos que foram constatados por Araújo et al. (2012), de 97% para DBO e 95% para DQO, ao analisarem um sistema de tratamento de dejetos suínos em série e, em escala real, composto de unidades anaeróbias, unidades aeróbias e pós-tratamento. O resultado de redução maior obtido pelos autores é explicado pelo uso maior de diversidade de tratamentos.

3.3 Sólidos totais, fixos e voláteis

Os sólidos totais, os sólidos fixos e os sólidos voláteis baixaram, em média, de 13.041mg L⁻¹, 4.037mg L⁻¹ e 9.004mg L⁻¹ no tanque de equalização, para 5.173 mg L⁻¹; 3.213 mg L⁻¹ e 1.960 mg L⁻¹ no efluente da lagoa, respectivamente, correspondendo a remoções de 60; 20 e 78 %, respectivamente. Os sólidos totais voláteis, que correspondem à parte orgânica dos sólidos totais, obtiveram uma redução mais acentuada (78 %), em relação aos sólidos fixos

totais (20 %) que correspondem à fração inorgânica dos sólidos totais. Esse feito se deve, provavelmente, à conversão dos sólidos voláteis em biogás. Os sólidos fixos, por sua vez, ficam dissolvidos no efluente e, em grande parte, depositados no fundo da lagoa como lodo.

Orrico Júnior et al. (2010b), ao estudarem a biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola (cama de frangos e carcaças), alcançaram reduções inferiores de sólidos voláteis, de 40,59; 44,35; 47,21%, para os três biodigestores do tipo batelada de campo, analisados, respectivamente. O fato pode ter ocorrido por ter sido utilizado um material mais difícil de se degradar, como ressaltado por Marcos et al. (2010), a eficiência de remoção de sólidos voláteis está relacionada a materiais que são fáceis de serem degradados.

3.4 Nitrogênio total e nitrogênio amoniacal

As concentrações médias de nitrogênio total obtidos no sistema variaram de 2.540 mg L⁻¹ do tanque de equalização para 1.199 mg L⁻¹ para a lagoa de estabilização, alcançando uma eficiência de redução de 53%. Para o nitrogênio amoniacal, os valores foram de 1.852 mg L⁻¹ do tanque para 971 mg L⁻¹ da lagoa, representando uma redução de 47%.

O pH da lagoa mostrou-se alcalino, apresentando um valor de 8,4. Os resultados deste trabalho são condizentes com Chernicharo (2007), que ressalta que a maior parte da remoção de nitrogênio se dá por volatilização da amônia (NH₃), pois valores elevados de pH favorecem que isso ocorra. Porém, estudos indicam que a maior parte da remoção de nitrogênio ocorre por assimilação do íon amônio e nitrato pelas algas e sedimentação do nitrogênio orgânico particulado.

Segundo Vivan et al. (2010), essa condição é favorável para que haja o deslocamento do equilíbrio químico do íon amônio (NH₄⁺) para a amônia (NH₃).

A existência de elevados valores de pH faz o equilíbrio ser deslocado para a direita (EQUAÇÃO 1):



De acordo com Picot et al. (1992), a diminuição da concentração de nitrogênio amoniacal na superfície de lagoas de estabilização ocorre pela sua assimilação, na forma de NH_4^+ pelo fitoplâncton, contudo perdas na forma não ionizada (NH_3), também, podem acontecer, por aumentos de pH por indução da atividade fotossintética.

3.5 Fósforo total

Os valores médios de fósforo total apresentaram variações significativas, quando comparadas ao valor encontrado, para o tanque de equalização, ao valor encontrado para a lagoa de estabilização. Para o tanque de equalização (dejetos brutos) e para a lagoa de estabilização, a variação desses valores foram de 180 mg L^{-1} e 88 mg L^{-1} , respectivamente, que possibilitou uma eficiência total de 51% no sistema de tratamento.

A remoção de fósforo pode ter ocorrido pelos valores elevados de pH, o qual facilita a precipitação de fosfatos (ARAÚJO et al., 2012), tal como verificado na lagoa de estabilização, que apresentou o maior valor médio de pH.

De acordo com Peng et al. (2007), no sistema de tratamento de lagoas de estabilização, a precipitação dos fosfatos sofre influência do pH. Valores de pH entre 7,9 e 8,5 são propícios para que a precipitação aconteça.

Urbinati e Oliveira (2016), avaliando o desempenho de dois sistemas de tratamento com reatores de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em dois estágios, com e sem pós-tratamento em reator operado em batelada

sequencial alimentada (RBS), com etapa aeróbia, tratando águas residuárias de suinocultura, encontraram remoção próxima à depreendida neste trabalho, os autores obtiveram média de 53% de fósforo total.

O percentual de redução encontrado por Souza et al. (2016) foi superior ao encontrado neste trabalho. Os autores, ao analisarem um tratamento de dejetos líquidos de suínos, por meio de lagoas de estabilização em série, sendo uma lagoa anaeróbia e duas facultativas, alcançaram uma redução de 63,46%. Essa ocorrência se explica pelo fato de os dejetos terem permanecido por um período de 45 dias de retenção hidráulica na lagoa anaeróbia, 35 dias na primeira lagoa facultativa e mais 25 dias na segunda lagoa facultativa, ou seja, tempo superior ao tempo de permanência dos resíduos do presente trabalho.

3.6 Coliformes totais e coliformes termotolerantes

Observando-se os resultados constantes na Tabela 2 pode-se confirmar que as concentrações de coliformes totais foram reduzidas, ao longo do sistema, sendo que a maior redução ocorreu na lagoa de estabilização, que apresentou uma eficiência de 99,98% na redução, quando comparada ao tanque de equalização. A remoção de coliformes termotolerantes foram removidos em 99,78%.

Orrico Júnior et al. (2010b), ao avaliarem parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos, encontraram reduções semelhantes às encontradas neste trabalho, tanto para os coliformes totais quanto para os coliformes termotolerantes.

Ramires e Oliveira (2014), avaliando o desempenho de dois reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), em escala piloto, obtiveram valores médios de eficiência de remoção de coliformes totais de 99,81

a 99,99% e de coliformes termotolerantes de 99,72 a 99,99%, corroborando com os resultados encontrados nesta pesquisa.

Tabela 2 - Números mais prováveis (NMP) médios de coliformes Totais e Termotolerantes dos quatro sistemas analisados, e porcentagem de redução da lagoa em relação ao tanque.

Parâmetros	Tanque de equalização (dejetos brutos)	Biodigestor 1	Biodigestor 2	Lagoa	Eficiência total %
Coliformes Totais	$3,61 \times 10^{12}$	$5,42 \times 10^9$	$5,42 \times 10^9$	$7,45 \times 10^8$	99,98
Coliformes Termotolerantes	$1,38 \times 10^{10}$	$6,05 \times 10^8$	$6,05 \times 10^8$	$5,86 \times 10^7$	99,58

Fonte: Da autora (2018).

4 CONCLUSÃO

O sistema de tratamento, composto por biodigestores do tipo tubular, seguido por lagoa de estabilização, apresentou eficiências nas reduções de DBO, DQO, ST, SF, SV, NTK, N-NH₃. Os coliformes totais e termotolerantes indicaram os maiores percentuais de redução, dessa forma, esse sistema se mostra eficiente, porém não a ponto de ser permissível o lançamento do efluente no curso de água. Recomenda-se, portanto a avaliação de seu uso em fertirrigação de culturas e, na eventual utilização desse efluente na agricultura, é necessária a presença de um profissional para estabelecer as doses recomendadas para tipo de solo e planta.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005.

ANGONESE, A. R. et al. Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 745-750, 2006.

ARAÚJO, I. S. et al. Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suínos instalado no estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 7, p. 745-753, jul. 2012.

BELLI FILHO, P. et al. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 166-170, 2001.

CALZA, L. F. et al. Avaliação dos custos de implantação de biodigestores e da energia produzida pelo biogás. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 6, p. 990-997, nov./dez. 2015.

CHERNICHARO, A. C. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

COSTA, R. H. R.; MEDRI, W. Modeling and optimization of stabilization ponds system for treatment of swine waste: organic matter evaluation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 45, n. 3, p. 385-392, 2002.

GALBIATTI, J. A. et al. Estudo qualiquantitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 4, p. 432-437, abr. 2010.

GIONGO, A. et al. Swine wastewater nitrogen removal at deferents C/N ratios using the MLE process. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 38, n. 6, p. 968-977, 2018.

GÜNGÖR-DEMIRCI, G.; DEMIRER, G. N. Effect of initial COD concentration, nutrient addition, temperature and microbial acclimation on

anaerobic treatability of broiler and cattle manure. **Bioresource Technology**, Essex, v. 93, n. 2, p. 109-117, 2004.

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

MARCOS, A. et al. Combustible gas production (methane) and biodegradation of solid and liquid mixtures of meat industry wastes. **Applied Energy**, Oxford, v. 87, n. 5, p. 1729-1735, May 2010.

MORAES, R. E. de. Suinocultura e o meio ambiente: revisão de literatura. **Revista Electrónica de Veterinária**, Málaga, v. 18, n. 10, p. 1-17, 2017.

OLIVEIRA, A. B. M. et al. Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 58, n. 6, p. 690-700, nov./dez. 2011.

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

ORRICO JÚNIOR, M. A. P. et al. Biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 546-554, maio/jun. 2010b.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P. et al. Compostagem da fração sólida da água residuária de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 3, p. 483-491, jul./set. 2009.

PENG, J. F. et al. Adsorption and release of phosphorus in surface sediment of a wastewater stabilization pond. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 31, n. 2, p. 92-97, 2007.

PICOT, B. et al. Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 25, n. 12, p. 197-206, 1992.

RAMIRES, R. D. A.; OLIVEIRA, R. A. Remoções de DQO, sólidos e nutrientes e coliformes em reatores UASB em dois estágios tratando águas residuais da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 6, p. 1256-1269, 2014.

SILVA, W. T. L. et al. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 35-40, 2012.

SOUZA, C. V. et al. Tratamento de dejetos líquidos de suínos por meio de lagoas de estabilização visando uso agrícola. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 13, n. 1, p. 107-120, jan./jun. 2016.

SUNNY, N.; MOHAN, S. Study on biomethanization of waste water from jam industries. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, p. 210-213, 2008.

URBINATI, E.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento anaeróbio-aeróbio de águas residuárias de suinocultura com reatores UASB e batelada em série. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 1, p. 124-142, 2014.

VIVAN, M. et al. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

**ARTIGO 2 - PRODUÇÃO DE MASSA SECA E NUTRIÇÃO DO MILHO
COM A APLICAÇÃO DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS
TRATADOS EM BIODIGESTOR E LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO EM
UM LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO**

*Rosicler Tavares do Amaral Tonelli

Alessandro Torres Campos

Enilson de Barros Silva

Tadayuki Yanagi Junior

Artigo redigido conforme norma da NBR 6022 (ABNT, 2003).

Produção de massa seca e nutrição do milho com a aplicação de dejetos líquidos de suínos tratados em biodigestor e lagoa de estabilização em um Latossolo Vermelho distrófico

RESUMO

A suinocultura possui grande importância econômica na agropecuária. No entanto, é uma atividade que pode vir a degradar o meio ambiente caso seus resíduos não sejam tratados de forma adequada. Os dejetos de suínos são fontes de nutrientes para as plantas, desde que sejam manejados de maneira correta. Dessa forma, este trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da aplicação de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos tratados em biodigestor e lagoa de estabilização, tendo como base os atributos químicos de um Latossolo Vermelho distrófico na produção de massa seca e nos teores de nutrientes na parte aérea do milho. O experimento foi realizado em casa de vegetação, tendo duração total de 45 dias após a emergência das plantas. Foram testados cinco tratamentos e cinco repetições, analisando os atributos químicos do solo, produção de massa seca e os teores de nutrientes na parte aérea do milho. Os tratamentos foram constituídos da aplicação de diferentes dosagens de dejetos líquidos de suíno (DLS) equivalente a 0, 75, 150 e 300 mg dm⁻³ de N. Em relação aos atributos químicos do solo, sofreram aumentos significativos os teores de P, Mg, Mn, Cu, Zn e S. A massa seca da parte aérea do milho diferiu significativamente entre os tratamentos, havendo maior produtividade na maior dose. Em relação à parte aérea do milho, a adubação com dejetos líquidos de suínos aumentou de forma significativa os teores de P, Mg, S, Fe e Zn. Pelos resultados, constatou-se que os dejetos líquidos de suínos possuem características favoráveis para seu aproveitamento como biofertilizante.

Palavras-chave: Fertirrigação. Instalações para suinocultura. Biodigestor canadense (ou tubular). Biofertilizante. Sustentabilidade.

Production of dry matter and corn nutrition with the application of liquid slurry of treated swines in biodigester and stabilization pond in a dystrophic Red Latosol

ABSTRACT

Swine farming has great economic importance in agriculture. However, it is an activity that can degrade the environment if its waste is not treated properly. Swine waste is a source of plant nutrients as long as it is handled correctly. The objective of this work was to evaluate the effects of different doses of liquid slurry from treated swines on a biodigester and stabilization pond, based on the chemical attributes of a dystrophic Red Latosol in the production of dry mass and nutrient contents in the aerial part of the corn. The experiment was carried out in a greenhouse, with a total duration of 45 days after plant emergence. Five treatments and five replicates were tested, analyzing soil chemical attributes, dry mass production, and nutrient content in the maize area. The treatments were constituted by the application of different doses of liquid swine manure (DLS) equivalent to 0, 75, 150 and 300 mg dm⁻³ of N. In relation to soil chemical attributes, the levels of P, Mg, Mn, Cu, Zn and S. The dry mass of the aerial part of the maize differed significantly between treatments, with higher productivity at the higher dose. In relation to the aerial part of the corn, fertilization with liquid swine manure significantly increased the levels of P, Mg, S, Fe and Zn. The results showed that liquid swine manure has favorable characteristics for its use as a biofertilizer.

Keywords: Fertigation. Swaine farming. Canadian (or tubular) biodigester. Biofertilizer. Sustainability.

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com o meio ambiente vem se tornando cada vez mais frequente. Na agropecuária, a suinocultura caracteriza-se pelo potencial poluidor que se acentua à medida que cresce a demanda pela produção de alimentos (DUDA; OLIVEIRA, 2011).

Nas últimas décadas, a suinocultura passou por transformações com a migração do modelo de produção para os sistemas intensivos, em que os animais se concentram em unidades confinadas. Esses sistemas de confinamentos resultam num aumento da geração de dejetos que são, muitas vezes, lançados de forma inadequada nos cursos d'água (HIGARASHI et al., 2008).

Os resíduos produzidos pelos suínos apresentam alto grau de poluição, caracterizando-se por uma alta carga orgânica e de nutrientes, o que pode causar a eutrofização, contaminação das águas e do solo, maus odores e até mesmo intoxicação de pessoas, além da morte de peixes e outros animais (ANGONESE et al., 2006; SILVA et al., 2013).

Nesse contexto, sistemas alternativos que possam diminuir os problemas causados pelo resíduos oriundos dessa atividade têm despertado interesse de produtores. Dentre esses sistemas, a biodigestão anaeróbia é um dos métodos mais utilizados, por ser eficaz no tratamento de dejetos, apresentando como característica a produção de biogás e biofertilizante (RIZONNI et al., 2012).

O biofertilizante gerado, a partir do processo de biodigestão anaeróbia, atua na melhora das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Seus benefícios são vários, como proporcionar melhor estrutura e atividade microbiológica, maior retenção de umidade e fornecimento de nutrientes como potássio (K), nitrogênio (N) e fósforo (P) (ARAÚJO et al., 2008; PARIZ et al., 2009; SILVEIRA JUNIOR et al., 2015). De acordo com Scheffer-Basso, Scherer e Ellwanger (2008), a adubação realizada com dejetos de animais aumenta a

concentração de matéria orgânica, melhora a estrutura do solo e fornece nutrientes necessários às plantas, quando usada de forma correta.

De acordo com Calza et al. (2015), o biodigestor modelo tubular é o mais indicado para tratar dejetos de suínos, além de apresentar menor custo de construção quando comparado aos biodigestores modelo indiano e chinês. A complementação do tratamento, em lagoa de estabilização, torna-se interessante na redução mais eficiente de matéria orgânica e patógenos.

Considerando a quantidade de macro e micronutrientes contidos nos resíduos de suínos, a utilização desses dejetos como biofertilizantes, na cultura do milho, mostra-se interessante, uma vez que é conhecida a importância de nutrientes como o nitrogênio em relação à suas funções no metabolismo das plantas (FERREIRA et al., 2001).

O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da aplicação de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos, após tratamento em biodigestor e lagoa de estabilização, analisando os atributos químicos de um Latossolo Vermelho distrófico, a produção de massa seca e teores de nutrientes na parte aérea do milho.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido em casa de vegetação, na Universidade Federal de Lavras (UFLA), localizada em Lavras, MG, que está situada à latitude de 21°14'43" Sul e longitude de 44°59'59" Oeste, com 919 m de altitude, durante os meses de janeiro a abril de 2017. As amostras de solo foram coletadas em Latossolo Vermelho distrófico (LVd), na profundidade de 0 a 0,20 m, localizado no *Campus* da UFLA. Foram retiradas subamostras de vários pontos com a finalidade de se obter uma amostra composta de solo para as análises químicas e de textura do solo (TEIXEIRA et al., 2017) (TABELA 1). As análises dos dejetos líquidos de suínos (DLS) foram realizadas, conforme metodologias descritas por American Public Health Association (APHA, 2005), estando os valores representados na Tabela 2.

Tabela 1 - Análise química e de textura do solo antes da implantação do experimento.

(continua)

Atributos	Unidade	Valor
pH _{água}		5,3
P	mg dm ⁻³	2,7
K		22
Ca		1,1
Mg	cmol _c dm ⁻³	0,3
Al		0,0
T		3,9
M	%	0,0
V		37

Tabela 1 - Análise química e de textura do solo antes da implantação do experimento.

(conclusão)		
Atributos	Unidade	Valor
S		51,3
B		0,2
Cu	mg dm ⁻³	1,3
Fe		31,1
Mn		4,0
Zn		0,5
CO		0,9
Areia	dag kg ⁻¹	15,0
Silte		8,0
Argila		77,0

Fonte: Da autora (2018).

pH_{água}: Relação solo:água 1:2,5. P, K, Cu, Fe, Mn e Zn: extrator Mehlich-1. Ca, Mg e Al: extrator KCl 1 mol L⁻¹. T: Capacidade de troca de cátions a pH 7,0. m: saturação de alumínio. V: Saturação por bases. CO: Carbono orgânico pelo método *Walkley-Black*. S: extrator fosfato monocálcio com ácido acético. Areia, silte e argila: Método da pipeta.

Tabela 2 - Análise de valor agrônômico do dejetos líquido de suíno (DLS), tratado em biodigestores modelo canadense e lagoa de estabilização.

(continua)		
Parâmetros	Unidade	DLS
pH em água	-	8,01
Densidade aparente	g cm ⁻³	0,96
Carbono orgânico (C.O.)		1,71
Matéria orgânica (M.O.)		3,08
Nitrogênio total (N)		1,18
Fósforo total (P)	g L ⁻¹	0,02
Potássio (K)		1,16
Cálcio (Ca)		0,16
Magnésio (Mg)		0,04
Enxofre (S)		0,04

Tabela 2 - Análise de valor agrônômico do dejetos líquido de suíno (DLS), tratado em biodigestores modelo tubular e lagoa de estabilização.

(conclusão)		
Parâmetros	Unidade	DLS
Boro (B)		0,00
Cobre (Cu)		1,00
Ferro (Fe)	mg L ⁻¹	3,00
Manganês (Mn)		1,00
Zinco (Zn)		5,00
Relação (C/N)	-	1,45

Fonte: Da autora (2018).

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, com cinco tratamentos e cinco repetições. Os tratamentos foram constituídos da aplicação de diferentes dosagens de dejetos líquido de suíno (DLS) equivalente a 0, 75, 150 e 300 mg dm⁻³ de N, determinado conforme metodologia descrita por Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco et al. (1995), e tratamento adicional de adubação mineral, na forma de sulfato de amônio (SA), na dose de 300 mg dm⁻³ de N, que serviu como controle.

As amostras de solo foram peneiradas em peneiras de 5 mm de diâmetro de abertura. Em seguida, foi realizada a adição de 1,5 g de calcário dolomítico com PRNT 90% por kg de solo. Posteriormente, foram inseridos 4 kg de solo, individualmente, em vasos de polietileno com capacidade para 5 dm³, onde passou por um período de incubação de 30 dias, com a finalidade de atingir um pH próximo de 6,0.

Após a correção do pH, foi realizada a adubação básica, tendo 15 dias de incubação, em que se utilizou cloreto de potássio (60% de K₂O), superfosfato triplo (45% de P₂O₅), ácido bórico (17% de B) e sulfato de zinco (20% de Zn), em doses descritas conforme a Tabela 3.

Tabela 3 - Dosagens utilizadas por tratamento para a adubação básica.

Tratamentos	Cloreto de potássio	Superfosfato triplo	Ácido bórico	Sulfato de zinco
..... g kg ⁻¹ de solo				
T1	0,50	0,67	0,005	0,002
T2	0,50	0,67	0,005	0,002
T3	0,38	0,67	0,005	0,002
T4	0,25	0,67	0,005	0,002
T5	0	0,67	0,005	0,002

Fonte: Da autora (2018).

Após a adubação básica e o período de incubação, foram adicionadas as doses dos dejetos de suínos, que permaneceram por um período de incubação de 15 dias, para posterior plantio do milho. Foi realizada semeadura de 8 sementes do milho por vaso. Seis dias após a emergência, realizou-se o desbaste, deixando-se apenas uma planta por vaso.

As irrigações foram realizadas, diariamente, levando-se em consideração 60% da capacidade de campo do solo. Testes de pesagens de vasos foram realizados, por meio de saturação e pesagens frequentes, até obtenção de peso constante, para atingir a capacidade de campo.

O experimento teve duração de 45 dias, contabilizados após a germinação das sementes. Ao final do experimento, as plantas foram cortadas rente ao solo para separar as raízes da parte aérea. A parte aérea foi lavada com água corrente e, posteriormente, com água destilada. Em seguida, as plantas foram colocadas em estufa de secagem a 65°C, durante 72 horas. Logo após esse período, foi realizada a pesagem da massa das plantas, em balança analítica de precisão, para que fosse obtida a massa seca da parte aérea.

As amostras da parte aérea das plantas foram trituradas, para a determinação dos valores de macronutrientes e micronutrientes, segundo metodologia descrita por Silva (2009).

Os dados obtidos da massa seca da parte aérea, as análises químicas do solo e os nutrientes da parte aérea das plantas de milho foram submetidos à análise de variância. As médias dos cinco tratamentos foram submetidas ao teste de Scott & Knott a 5% e as doses de DLS foram submetidas ao estudo de regressão polinomial.

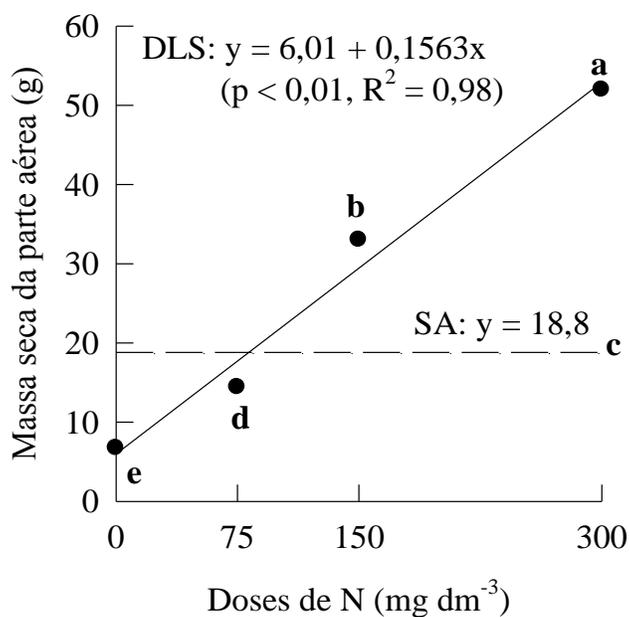
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Produção de matéria seca

A produção de matéria seca da parte aérea do milho (FIGURA 1) diferiu significativamente entre os tratamentos, sendo observada uma correlação positiva com as doses de DLS. A produção de matéria seca das plantas aumentou, conforme se aumentaram as doses de DLS. Lourenzi et al. (2014) asseguram que doses maiores de nutrientes de compostos orgânicos favorecem maior produção de matéria seca pela cultura do milho.

Lima et al. (2012), utilizando biofertilizantes de bovinos, também encontraram resultados semelhantes, ao analisarem o crescimento inicial do milho fertirrigado com biofertilizante. Santos e Trindade (2010), de igual modo, encontraram resultados semelhantes em plantas de melancia que foram submetidas a doses crescentes de esterco caprino.

Figura 1 - Produção de massa seca da parte aérea de plantas de milho em função de doses de N na forma de dejetos líquidos de suínos (DLS) e adubação mineral com sulfato de amônio (SA). Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott & Knott.



Fonte: Da autora (2018).

3.2 Atributos químicos do solo

Observou-se uma tendência linear entre o aumento das doses de N na forma de dejetos líquidos de suíno (DLS) e os valores de pH em água (FIGURA 2). Na dose de 150 mg de DLS, observa-se o maior valor de pH. No entanto, quando a dose DLS foi aumentada para 300 mg, houve uma ligeira diminuição no pH. Essas alterações, provavelmente, estão relacionadas à dinâmica de degradação e nitrificação (SILVA et al., 1999).

Cabral et al. (2011), avaliando o efeito da aplicação de água residuária de suinocultura sobre as propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distrófico e sobre a produção do capim elefante, não observaram variações

significativas nos valores de pH do solo para diferentes doses de dejetos líquidos de suínos. Conforme discutido por Cassol et al. (2012), alterações de pH no solo que receberam ARS podem estar relacionadas ao balanço entre o poder alcalinizante da ARS e a acidificação de reações que ocorrem no solo, associadas ao poder tampão do solo.

Para o P, a equação de estimação foi considerada significativa ao nível de 1% pelo teste t. Dessa maneira, observa-se uma tendência linear entre o aumento das doses de DLS e os valores de P (FIGURA 2). Observa-se que existem diferenças ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Scott & Knott entre as médias, tendo maiores teores de P no tratamento com a maior dose aplicada. Assim, o aumento dos teores de P acompanhou o aumento das doses de DLS.

Prior et al. (2009), ao estudarem o acúmulo e percolação de P no solo por aplicação de água residuária de suinocultura (ARS), na cultura do milho em Latossolo Vermelho distroférico, constataram que o uso contínuo de ARS elevou os teores de P no solo, porém, em pequenas quantidades. Apesar de o P ser um elemento essencial para as plantas e seu aumento ser benéfico, o seu excesso também pode causar malefícios no solo (CERETTA et al., 2003).

O teores de K no solo decresceram linearmente com o aumento das doses dos dejetos líquidos de suínos, ao longo do experimento (FIGURA 2). Observa-se que existem diferenças ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Scott & Knott entre as médias. Essa redução pode ter ocorrido pela competição do Mg, que aumentou com a dose, com o potássio. Esse resultado é discordante do encontrado por Freitas et al. (2004) que registraram aumento na concentração de K no solo após aplicação de ARS na cultura do milho.

Para o teor de Ca, a equação de estimação não foi considerada significativa ao nível de 1% pelo teste t, dessa forma, observa-se uma constância entre as doses de N na forma de DLS e os valores de Ca (FIGURA 2). Assim

não se pode definir uma interferência no fornecimento de DLS no efeito do Ca no solo. Ao analisar a Figura 2, é possível observar que não existem diferenças ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Scott & Knott entre as médias, sendo que as médias das doses obtiveram praticamente resultado único, portanto se aceita a hipótese de igualdade. Ceretta et al. (2003), ao analisarem características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos, em pastagem natural, constataram que a aplicação do esterco proporcionou aumento de Ca trocável no solo, porém os autores consideraram esse acréscimo pequeno.

Analisando a Figura 2, nota-se que os teores de Mg aumentaram, conforme aumento das doses aplicadas de DLS. O teor de Mg no solo apresentou uma tendência linear. Existem diferenças ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Scott & Knott entre as médias, sendo que a dose máxima testada de 300 mg dm^{-3} de DLS, obteve o maior teor de Mg.

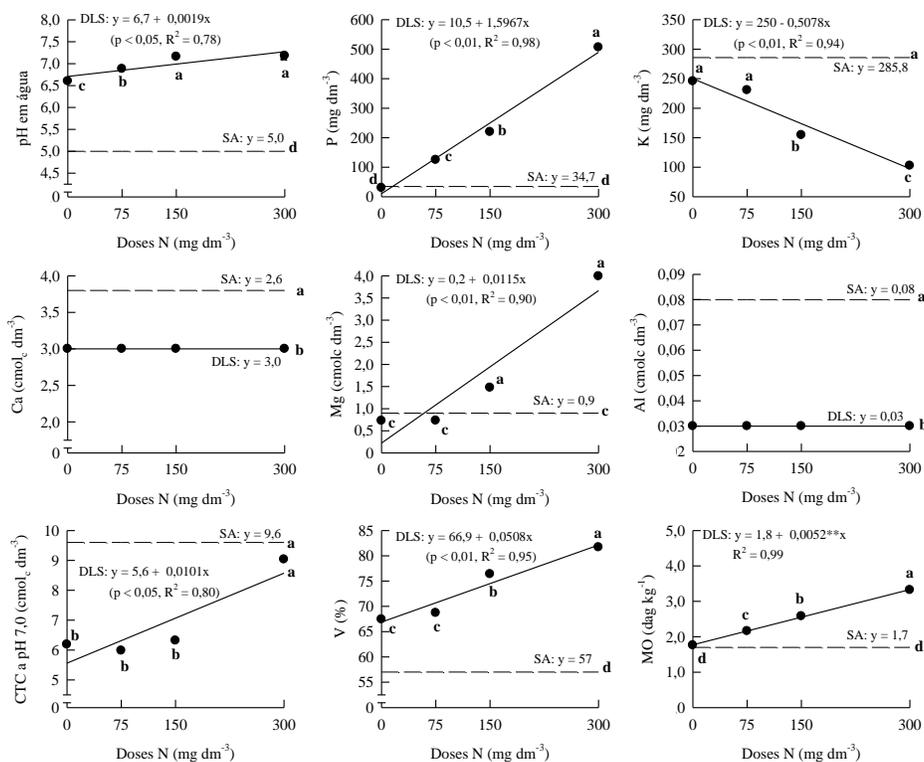
Os resultados mostram estabilidade do teor de alumínio com a dose crescente da DLS (FIGURA 2). Pelo teste de Scott & Knott, não foram observadas diferenças ao nível de 5% de probabilidade. Segundo Lourenzi et al. (2011), a utilização de águas residuárias da suinocultura fornecem nutrientes às plantas e proporcionam redução de Al^{3+} no solo. Esses autores, ainda, acreditam que essa diminuição do Al^{3+} se deva à complexação na fração húmica, dada a alta reatividade dos ácidos fúlvicos e húmicos presentes nos dejetos. Essa estabilidade do teor do Al com a adição das doses de DLS é benéfica para a planta, pois altas concentrações desse elemento químico no solo podem limitar o crescimento do sistema radicular, além ser tóxico para a planta (ARAÚJO et al., 2011).

Por meio das análises dos tratamentos com doses de dejetos líquidos de suínos, verifica-se uma tendência linear entre o aumento das doses de DLS e os valores de CTC a potencial 7,0 (FIGURA 2). Existem diferenças ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Scott & Knott entre as médias, visto que a média

da aplicação da dose de 300 mg dm^{-3} de DLS apresentou melhor desempenho que as demais. Isso ocorre em razão do aumento da matéria orgânica, que se reflete em incrementos da CTC (LOURENZI et al., 2016). Smanhotto et al. (2010), estudando o Cu e Zn, no material percolado e no solo, com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja, observaram também que a maior CTC foi verificada quando se utilizou a maior taxa de ARS nos dois períodos avaliados.

Ao analisar a Figura 2, identifica-se que houve também aumento de saturação por bases (V%), pois essa elevação é consequência do aumento dos teores de Mg. Aumentos na V pela aplicação de águas residuárias podem estar atribuídos à alta concentração de íons e aos coloides orgânicos que se encontram presentes nos efluentes (ERTHAL et al., 2010).

Figura 2 - Atributos químicos do solo em função de doses de N na forma de dejetos líquidos de suíno (DLS) e adubação mineral com sulfato de amônio (SA). (** significativo a 1% pelo teste de t). Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste de Scott & Knott a 5%.



Fonte: Da autora (2018).

Nos teores de matéria orgânica (MO) (FIGURA 2), destaca-se que existem diferenças ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Scott & Knott entre as médias das doses e controle, porém, entre o tratamento adicional, em que se utilizou sulfato de amônio e a testemunha, não foi observada diferença significativa. A aplicação de resíduos orgânicos acarretou adição de carbono ao solo, podendo causar mudanças quantitativas e qualitativas na matéria orgânica (HERNÁNDEZ et al., 2006).

Pelo teste de médias (FIGURA 3), apurou-se que os teores de S aumentaram com a aplicação das doses de DLS. Nota-se que existem diferenças ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Scott & Knott entre as médias. O tratamento que recebeu o sulfato de amônio (SA) apresentou maior teor de S, tendo ocorrido, provavelmente, pela presença do íon sulfato presente na composição do SA. O tratamento que recebeu 300mg de DLS apresentou o maior teor de S, evidenciando uma maior mineralização do material orgânico, nesta dose. De acordo com Tiecher et al. (2012), o enxofre está associado ao material orgânico e sua disponibilização no solo depende da taxa de mineralização do material orgânico no meio onde ele se encontra.

Em relação ao teor de B, a equação de estimação não foi considerada significativa ao nível de 5% pelo teste t. Observa-se uma constância entre as doses de N na forma de dejetos líquidos de suínos e os valores de B (FIGURA 3), deste modo, não se pode definir uma interferência no fornecimento de DLS, no efeito do B ao solo, de acordo com o experimento realizado.

O teor de Cu (FIGURA 3) no solo apresentou tendência linear, aumentando com o incremento nas doses de DLS aplicadas. Na dose máxima de 300 mg dm^{-3} de DLS, foi encontrado o maior teor de Cu. Notam-se diferenças ao nível de 5% de probabilidade.

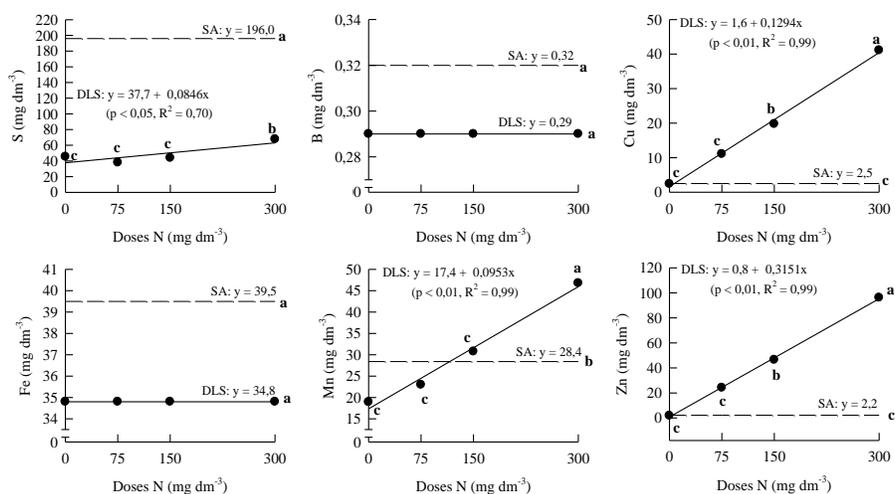
Para os teores de Fe (FIGURA 3), a equação de estimação não foi considerada significativa ao nível de 5% pelo teste t. Observou-se uma constância entre as doses de N na forma de DLS e os valores de Fe. Deste modo, pode-se considerar que não houve interferência no fornecimento de DLS no efeito de Fe no solo.

Para os teores de Mn (FIGURA 3), é possível observar uma tendência linear entre os aumentos das doses de DLS. Na dose de 300 mg dm^{-3} de DLS, encontrou-se o maior teor de Mn. Conforme Moral et al. (2008), o manganês é

um elemento essencial ao crescimento das culturas, porém pode ser fitotóxico mesmo em baixas concentrações.

Os teores de Zn, assim como o Cu, também aumentaram, conforme as doses de DLS eram aumentadas (FIGURA 3). Smanhotto et al. (2010), por outro lado, não observaram diferenças significativas de Cu no solo com a aplicação de água residuária da suinocultura e adubação; já as concentrações de Zn no solo foram influenciadas pelas taxas aplicadas de água residuária da suinocultura. Segundo Sodré, Lenzi e Costa (2001), o pH exerce grande influência na dinâmica do cobre no solo. Os autores afirmam que pH com valores acima de seis favorecem a retenção do Cu em solos. Assim, no presente trabalho, o pH se encontra em condição favorável à menor mobilidade de metais pesados. Dessa forma, mesmo que haja aumento na concentração total, a forma disponível pode estar diminuindo.

Figura 3 - Teores de S e micronutrientes no solo em função de doses de N na forma de dejetos líquidos de suíno (DLS) e adubação mineral com sulfato de amônio (SA). (** significativo a 1% pelo teste de t). Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott & Knott a 5%.



Fonte: Da autora (2018).

3.3 Teor de nutrientes na parte aérea do milho

A partir dos resultados deste trabalho, observa-se uma constância entre as doses de N na forma de dejetos líquidos de suíno (DLS) e os valores de N na parte aérea do milho (FIGURA 4). Deste modo, não se pode definir uma interferência no fornecimento de DLS no efeito de N no milho.

Biondi e Nascimento (2005), pelo contrário, ao estudarem o acúmulo de nitrogênio em plantas cultivadas, em solos tratados com lodo de esgoto, concluíram que as doses de lodo elevaram os teores de nitrogênio na matéria seca, nas duas culturas avaliadas (feijão e milho), quando se aumentavam as doses.

De forma semelhante ao observado no presente trabalho, Inoe et al. (2011), ao avaliar o efeito da aplicação de diferentes doses e tipos de biofertilizantes sobre a concentração de nutrientes e a produtividade de matéria seca de plantas de milho, também, não encontraram alterações nas concentrações de nitrogênio no tecido vegetal.

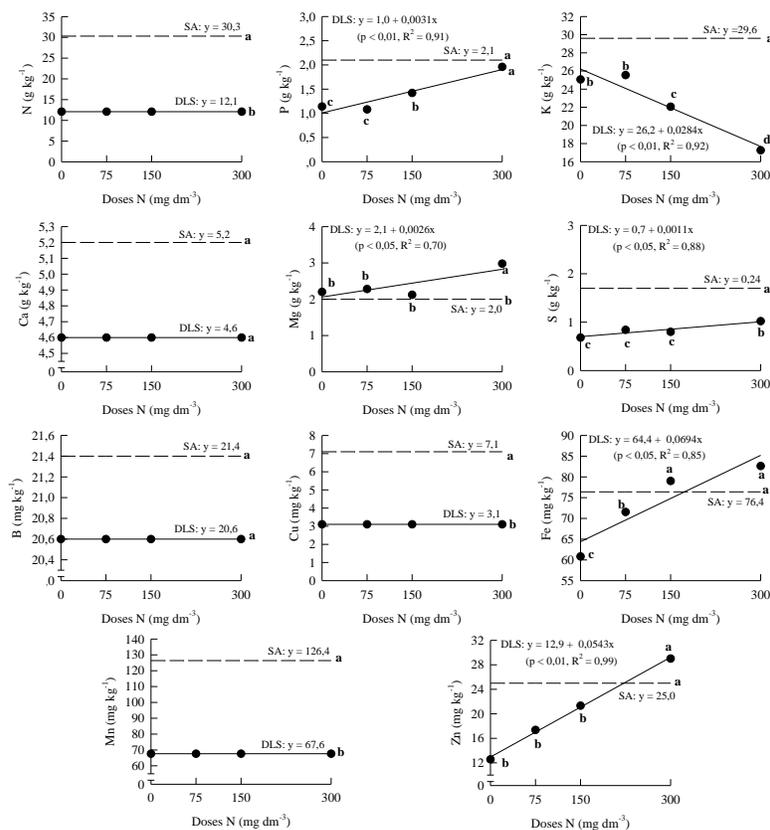
Em relação ao P (FIGURA 4), os resultados mostraram que a adubação com o DLS possibilitou o seu aumento na parte aérea do milho. Foi observada uma tendência linear entre o aumento das doses de N na forma de DLS, sendo que a dose de 300 mg dm^{-3} apresentou o maior teor de fósforo.

Os resultados deste trabalho mostraram uma redução no teor de K (FIGURA 4), a partir da dose de 150 mg dm^{-3} , conforme se aumentaram as doses de DLS, visto que a média da dose controle e 75 mg dm^{-3} obteve o maior teor de K. O tratamento que recebeu a adubação com o SA obteve maior resultado quando comparado com os demais tratamentos. Pode ter ocorrido competição entre Mg e K, durante o processo de absorção radicular, uma vez que esses dois elementos químicos utilizam os mesmos sítios de absorção. Essa

competição pode resultar em um menor acúmulo de um desses nutrientes (ANDREOTTI et al., 2001).

Ao analisar a Figura 4 do teor de Ca, nota-se que as médias obtiveram resultado único, portanto aceita-se a hipótese de igualdade. A adição de DLS não promoveu acúmulo significativo ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Scott & Knott entre as médias de Ca na parte aérea do milho (FIGURA 4).

Figura 4 - Teor de nutrientes na parte aérea de plantas de milho em função de doses de N na forma de dejetos líquidos de suíno (DLS) e adubação mineral com sulfato de amônio (SA).



Legenda: (** significativo a 1% pelo teste de t). Médias seguidas por mesma letra não diferem e entre si pelo teste de Scott & Knott a 5%.

Fonte: Da autora (2018).

No que se refere ao magnésio (Mg) (FIGURA 4), na parte aérea do milho, nota-se que houve diferença significativa entre a testemunha e a adubação com DLS, principalmente, na dose de 300 mg dm^{-3} . Na dose de 150 mg dm^{-3} , houve uma redução no teor de Mg, quando comparado às doses de 75 e 300 mg dm^{-3} . A relação entre os elementos químicos Ca e Mg, na nutrição das plantas, está relacionada com suas propriedades químicas mais próximas, como valência, raio iônico, grau de hidratação e mobilidade, fazendo com que ocorra competição pelos sítios de adsorção no solo e na absorção da raiz. Sendo assim, a presença de um pode prejudicar os processos de adsorção e absorção do outro (MEDEIROS et al., 2008).

Para o S na parte aérea do milho, nota-se que ocorreu aumento no teor desse macronutriente no milho com a aplicação das doses de DLS. Observa-se que existem diferenças ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Scott & Knott (FIGURA 4). O tratamento que utilizou o SA apresentou maior teor de S, quando comparado com os tratamentos em que foram adicionados o DLS. Isso pode ter ocorrido pela presença do íon SO_4^{2-} presente no SA, pois a maior parte do enxofre é absorvido pelas plantas, essencialmente, na forma de íons sulfato presentes no solo.

Observou-se que os teores dos micronutrientes B, Cu e Mn, na parte aérea do milho, não aumentaram de forma significativa. Nota-se, portanto uma constância entre as doses de N na forma de DLS e os valores de B, Cu e Mn. Deste modo, não se pode definir uma interferência no fornecimento do dejetos líquido de suíno no efeito desses elementos no milho (Figura4). A ausência de resposta do Cu, ao aumentar as doses de DLS, pode ser atribuída à forte complexação que esse metal sofre pela matéria orgânica e também pelo antagonismo entre Cu e o Zn. Em relação ao Mn, uma explicação, para não haver diferenças entre o aumento das doses de DLS, pode ter ocorrido pelo

efeito da calagem que provoca aumento no pH do solo o que ocasionou redução da disponibilidade desse elemento para a planta do milho.

No que se refere ao teor de Fe, na parte aérea do milho, observa-se que houve diferença significativa entre a testemunha e a adubação com o DLS (FIGURA 4).

Os valores entre as médias foram aumentando, à medida que se aumentaram as doses de DLS, exceto para a dose de 300mg, que promoveu uma leve redução. O aumento do teor de Fe, na parte aérea do milho, pode ser justificado por causa desse cátion sofrer influência do pH. A água residuária possui considerável quantidade de matéria orgânica, assim, o pH se manteve ácido, na maioria dos tratamentos, com isso, os cátions micronutrientes acabam tendo maior solubilidade e disponibilidade, facilitando sua absorção pela planta (SOUZA et al., 2015).

A adubação orgânica com o DLS apresentou aumento nos teores de Zn, conforme se aumentaram as doses de DLS. As plantas de milho obtiveram maiores valores de Zn na dose de 300 mg dm⁻³ (FIGURA 4), em virtude de à grande presença desse metal nos resíduos de suínos, uma vez que esse elemento é adicionado à ração desses animais (MENEZES et al., 2017).

4 CONCLUSÕES

- a) A respeito dos atributos químicos do solo, a adubação com os dejetos líquidos de suínos proporcionou aumentos significativos nos teores de P, Mg, Mn, Cu, Zn e S;
- b) biofertilizante de suínos estimulou a produção de matéria seca da folha da parte aérea do milho aos 45 dias após o plantio;
- c) Na parte aérea do milho, a aplicação dos dejetos líquidos de suínos influenciou os níveis de forma positiva pH, P, Mg, CTC, V%, MO, S, Cu, Mg e Zn.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005.

ANDREOTTI, M. et al. Crescimento do milho em função da saturação por bases e da adubação potássica. **Scientia Agrícola**, Botucatu, v. 58, n. 1, p. 145-150, 2001.

ANGONESE, A. R. et al. Eficiência energética de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 745-750, 2006.

ARAUJO, A. S. et al. Substituição de nitrogênio por esterco bovino na produtividade de forragem e qualidade do solo. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Salvador, v. 12, n. 4, p. 852-866 out./dez. 2011.

ARAÚJO, J. F. et al. Adubação organomineral e biofertilização líquida na produção de frutos de pinheira (*Annonas quamosal* L.) no submédio São Francisco, Brasil. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 24, n. 4, p. 48-57, 2008.

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A. Acúmulo de nitrogênio e produção de matéria seca de plantas em solos tratados com lodo de esgoto. **Caatinga**, Mossoró, v. 18, n. 2, p. 123-128, abr./jun. 2005.

BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Nitrogen total. In: PAGE, A. L. (Ed.). **Methods of soil analysis: part 2**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.

CABRAL, J. R. et al. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 823-831, 2011.

CALSA, L. F. et al. Avaliação dos custos de implantação de biodigestores e da energia produzida pelo biogás. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 6, p. 990-997, nov./dez. 2015.

CASSOL, P. C. et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 36, n. 6, p. 1911-1923, 2012.

CERETTA, C. A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, n. 6, p. 729-735, jun. 2003.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 91-100, jan./mar. 2011.

ERTHAL, V. J. T. et al. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 5, p. 467-477, 2010.

FERREIRA, A. C. B. et al. Características agronômicas e nutricionais do milho adubado com nitrogênio, molibdênio e zinco. **Scientia Agrícola**, Jaboticabal, v. 58, n. 1, p. 131-138, jan./mar. 2001.

FREITAS, W. S. et al. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura sobre a produção de milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 8, p. 120-125, 2004.

HERNÁNDEZ, D. et al. Detection of copper (II) and zinc (II) binding to humic acids from pig slurry and amended soils by fluorescence spectroscopy. **Environmental Pollution**, Barking, v. 143, p. 212-220, 2006.

HIGARASHI, M. M. et al. Aplicação de adsorção para remover amônia de efluentes suínocolas pré-tratados. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 5, p. 1156-1160, 2008.

INOUE, K. R. A. et al. Concentração de nutrientes em plantas de milho, adubadas com biofertilizantes, obtidos na digestão anaeróbia da manipueira. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 19, n. 3, p. 236-243, maio/jun. 2011.

LIMA, J. G. A. et al. Crescimento inicial do milho fertirrigado com biofertilizante. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, Patos, v. 8, n. 1, p. 39-44, jan./mar. 2012.

LOURENZI, C. R. et al. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 51, n. 3, p. 233-242, mar. 2016.

LOURENZI, C. R. et al. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 38, p. 949-958, 2014.

LOURENZI, C. R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 35, n. 5, p. 1827-1836, 2011.

MEDEIROS, J. C. et al. Relação cálcio: magnésio do corretivo da acidez do solo na nutrição e no desenvolvimento inicial de plantas de milho em um Cambissolo Húmico Álico. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 4, p. 799-806, out./dez. 2008.

MENEZES, J. F. S. et al. Productivity of sugarcane and residual nutrient content in the soil after pig slurry applications. **Revista Agrarian**, Rio Verde, v. 10, n. 35, p. 42-51, 2017.

MORAL, R. et al. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. **Waste Management**, Oxford, v. 28, p. 367-371, 2008.

PARIZ, C. M. et al. Desempenhos técnicos e econômicos da consorciação de milho com forrageiras dos gêneros Panicum e Brachiaria em sistema de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 39, n. 4, p. 360-370, 2009.

PRIOR, M. et al. Acúmulo e percolação de P no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, Guarapuava, v. 2, n. 1, p. 89-96, 2009.

RIZONNI, L. B. et al. Biodigestão anaeróbia no tratamento e dejetos de suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, Garça, ano 9, n. 18, p. 1-20, jan. 2012.

SANTOS, A. W.; TRINDADE, A. M. G. Análise do crescimento e desenvolvimento de melancia submetida a diferentes doses de esterco de caprino. **Revista Agropecuária Técnica**, Areia, v. 31, n. 2, p. 170-174, 2010.

SCHEFFER-BASSO, S. M.; SCHERER, C. V.; ELLWANGER, M. F. Resposta de pastagens perenes a adubação com chorume suíno: pastagem natural. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 37, n. 2, p. 221-227, 2008.

SILVA, C. A. et al. Mineralização de nitrogênio e enxofre em solos brasileiros sob influência da calagem e fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 34, n. 9, p. 1679-1689, set. 1999.

SILVA, C. O. et al. Biodigestão anaeróbia com substrato formado pela combinação de esterco ovino caprino, manipueira e biofertilizante. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aquidabã, v. 4, n. 1, p. 88-103, dez. 2012/maio 2013.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília, DF: EMBRAPA Informações Tecnológicas, 2009. 627 p.

SILVEIRA JUNIOR, O. et al. Implantação de pastagens sob sistema monocultivo e integrado com lavoura utilizando biofertilizante de cama de aviário como adubação de cobertura. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Salvador, v. 16, n. 3, p. 499-512 jul./set. 2015.

SMANHOTTO, A. et al. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 2, p. 346-357, mar./abr. 2010.

SODRÉ, F. F.; LENZI, E.; COSTA, A. C. Utilização de modelos físico-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 324-330, 2001.

SOUZA, D. P. et al. Influência da fertirrigação por sulco utilizando água residuária e diferentes níveis de adubação na produtividade do feijoeiro. **Irriga**, Botucatu, v. 20, n. 2, p. 348-362, mar./jun. 2015.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas, e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 1995. 174 p.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed., rev. e ampl. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017. 573 p.

TIECHER, T. R. et al. Resposta de culturas e disponibilidade de enxofre em solos com diferentes teores de argila e matéria orgânica submetidos à adubação sulfatada. **Bragantia**, Campinas, v. 71, n. 4, p. 518-527, 2012.