

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

SARAH MELLO LEITE MORETTI

**Irrigação de dois cultivos de milho com efluente de suinocultura tratado em
biodigestor anaeróbio: avaliações no sistema solo-água-ar-planta**

Piracicaba

2017

SARAH MELLO LEITE MORETTI

Irrigação de dois cultivos de milho com efluente de suinocultura tratado em biodigestor anaeróbio: avaliações no sistema solo-água-ar-plantas

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Cassio Hamilton Abreu Junior

Co-orientadora: Dra. Edna Ivani Bertoncini

Piracicaba

2017

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Moretti, Sarah Mello Leite

Irrigação de dois cultivos de milho com efluente de suinocultura tratado em biodigestor anaeróbio: avaliações no sistema solo-água-ar-plnata / Sarah Mello Leite Moretti; orientador Cassio Hamilton Abreu Junior; Coorientador Edna Ivani Bertoncini. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2017. 169 p. : il.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Fertilidade do solo 2. Grãos 3. Nutrição vegetal 4. Química do solo 5. Relação solo-água-planta-atmosfera 6 Resíduos agrícolas 7. Reuso da água 8. Suínos 9. Tratamento biológico anaeróbio I. Título

CDU 628.381 : 631.8

Aos meus pais,

Conceição e Vanderlei, por me permitirem seguir com meus sonhos e objetivos, e serem peças fundamentais na minha trajetória, sem eles nada seria possível...

Ao meu irmão,

Diogo de Mello Leite, por ser companheiro e entender os momentos da necessária ausência...

Ao meu esposo,

João Paulo Moretti, por apoiar e, acima de tudo, dar suporte às minhas escolhas e fazer parte delas, todas guiadas pelo sincero amor à pesquisa, agradeço por reconhecer esse amor...

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus as bênçãos recebidas e a força nos momentos difíceis, sem os quais nada se realizaria.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) da Universidade de São Paulo, a estrutura para realização dos meus trabalhos e a Comissão de Pós-Graduação do Centro o auxílio.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) à concessão da bolsa de doutorado, Processo 158795/2013-0.

À Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA), Polo Centro Sul, da cidade de Piracicaba agradeço a estrutura fornecida para realização dessa pesquisa e, aos funcionários o auxílio nas atividades.

Aos funcionários e a diretoria da Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Tanquinho – UPD/Tanquinho, a estrutura e auxílio para execução das atividades de campo.

Ao Prof. Dr. Cassio Hamilton Abreu Junior a orientação, amizade e apoio para execução desse trabalho.

À Dra. Edna Ivani Bertoncini meu eterno agradecimento, por todo o conhecimento passado e a formação profissional a mim concedida, a amizade de todos esses anos, ao companheirismo e apoio à pesquisa que foi fundamental para que esse estudo fosse realizado, histórias para toda uma vida. Agradeço também por ceder o Dito que, além de ajudar ao longo de todo o ensaio de campo, foi uma excelente companhia.

Ao Dr. André Cesar Vitti, o auxílio, os ensinamentos, principalmente durante as atividades de campo, e a amizade.

Aos demais pesquisadores da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA), Polo Centro Sul, da cidade de Piracicaba, os ensinamentos e experiências passadas.

Ao Instituto Agronômico de Campinas e a Pesquisadora Dra Angélica Prael Pantano, agradeço a estrutura concedida e orientação para realização de algumas atividades.

Aos colegas de pós-graduação agradeço as experiências trocadas. À colega de Pós-graduação e pesquisa Nadia, todo apoio e incentivo ao longo dessa caminhada.

A minha família, meus pais Conceição e Vanderlei, ao meu irmão Diogo, o apoio emocional, mas também a ajuda durante os finais de semana, o reconhecimento de sempre.

Aos meus sogros Mafalda e Eliseu, o apoio, o reconhecimento e admiração.

Ao meu esposo João Paulo, a paciência, a compreensão, o auxílio durante as atividades desta pesquisa, o apoio incondicional, meu agradecimento eterno.

Aos meus avós, especialmente minha avó Rita, por ter estado presente, mesmo que ausente fisicamente, nos momentos em que pensei que não seria capaz.

A todos que não citei e que de alguma forma contribuíram para meu crescimento e execução desse trabalho.

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.”

(Madre Teresa de Calcutá)

RESUMO

MORETTI, S. M. L. **Irrigação de dois cultivos de milho com efluente de suinocultura tratado em biodigestor anaeróbio: avaliações no sistema solo-água-ar-planta.** 2017. 169 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

Por muitos anos, os dejetos brutos de suínos foram inadequadamente destinados em áreas vizinhas às granjas, havendo pouca informação quanto aos danos causados pela elevada carga orgânica, patógenos e outros contaminantes como N, K, Na, Cu e Zn. Contudo, o uso agrícola do efluente tratado pode promover o uso racional da água e de insumos, melhorias na fertilidade do solo e na produtividade. Nesse contexto, avaliou-se o tratamento dos dejetos em biodigestor anaeróbio e os efeitos da irrigação de dois cultivos de milho com os efluentes tratados. Os dejetos brutos (EB) foram peneirados e tratados no biodigestor, gerando o efluente tratado (EBL) que foi diluído (1:50, v:v) (EBLD), simulando etapas posteriores do tratamento. Periodicamente, caracterizaram-se os efluentes e avaliou-se a eficiência do tratamento. Para avaliar a depuração da carga orgânica dos efluentes em um solo argiloso e outro arenoso, realizou-se teste de respirometria, quantificando o C-CO₂ liberado ao longo de 172 dias. Conduziu-se ensaio de campo delineado em blocos casualizados, avaliando os seguintes tratamentos ao longo dos cultivos do milho safra e safrinha: T1-controle; T2-fertilização mineral sem irrigação, T3-irrigação com EBL, T4-irrigação com EBLD, T5-fertilização mineral com irrigação com água. Utilizaram-se tensiômetros para avaliar a necessidade de irrigação. Avaliaram-se os efeitos sobre a qualidade e fertilidade do solo, volatilização de nitrogênio, nutrição e produtividade da cultura. O EB não se enquadrou aos limites estabelecidos para uso agrícola de resíduos. O EBL enquadrou-se a esses limites, apresentando menores valores de DBO, DQO, sólidos, teores de P, Ca, Cu, Zn, Fe e Mn, e ausência de coliformes fecais e *Salmonella*. Contudo, apresentou valores elevados de CE, Na e N. No teste de respirometria, obteve-se maior taxa de degradação do material orgânico adicionado ao Argissolo em comparação ao Latossolo, verificando a ocorrência do efeito “priming” no Argissolo. As maiores perdas por volatilização de N ocorreram de 2 a 3 dias após a aplicação de 33,3 mm do EBL, as quais foram baixas e menores em relação às obtidas para fertilizantes nitrogenados. A irrigação com EBL aumentou a condutividade elétrica nas duas camadas de solo no primeiro cultivo, e no segundo cultivo houve sua redução. Os efluentes não alteram os teores disponíveis e totais de Cu e Zn no solo. Houve aumento nos

teores de K trocável e na solução do solo da camada superficial, em função do uso do EBL. Após o segundo cultivo, os teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram maiores na camada subsuperficial de T3 (EBL). Para a safrinha, o uso do EBL aumentou os teores de N na folha e no grão. Já para safra, o uso do EBL aumentou apenas o teor de N no grão. Não houve alteração nos teores de micronutrientes no tecido vegetal. As produtividades de T3 (EBL) foram iguais a $6,7 \text{ t ha}^{-1}$ para a safrinha e a $13,1 \text{ t ha}^{-1}$ para a safra. Além disso, o uso do EBL no solo aumentou o teor de matéria seca e o comprimento de espiga, indicando suprimento de água e nutrientes para os dois cultivos de milho.

Palavras-chave: Dejeito de suinocultura. Reuso agrícola. Química do solo. Contaminantes. Grãos.

ABSTRACT

MORETTI, S. M. L. **Irrigation of two maize cultivations with swine wastewater treated in anaerobic biodigester**: evaluations on soil-water-air-plant system. 2017. 169 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

For several years, the swine manures were improperly applied in soil of areas near to swine farms, without previous treatment. Additionally, there is little information about the contamination level caused by high organic load, pathogens, and high concentrations of N, K, Na, Cu and Zn present in swine waste. However, the treated swine wastewater use can promote the rational use of water and agricultural inputs, improving soil fertility and crop productivity. In this context, it aimed to evaluate the swine liquid waste treatment through the anaerobic biodigester and the irrigation effects of two maize cultivations with treated effluents. The liquid swine waste (EB) was sieved and, after, it was treated in biodigester, generating the treated effluente (EBL). The EBL was diluted (1:50, v:v) (EBLD), in order to simulate subsequent phases of treatment. Periodically, the effluents were characterized in order to evaluate the treatment efficiency. For evaluate the organic load depuration in a clayey and sandy soils, it was performed the respirometry test, quantifying the C-CO₂ released during 172 days. It was conducted the field experiment designed in randomized blocks, evaluating the following treatments during winter and summer maize cultivations: T1- control; T2-mineral fertilization without irrigation; T3-irrigation with EBL; T4-irrigation with EBLD; T5-mineral fertilization with water irrigation. It was used tensiometers for evaluate the irrigation needs. It was evaluated the effects about soil fertility and quality, nitrogen loses by volatilization, culture nutrition and productivity. The EB didn't presented limits in accordance to legislations about agricultural use. The EBL presented reduced values of BOD, COD, volatile solids, contents of P and Ca, and absence of fecal coliforms and *Salmonella*, they being in accordance to limits established by these legislations. However, the values of CE and Na were higher than these limits. In respirometry test, it was observed higher organic material degradation for Ultisol in comparison to Oxisol and, verifying the "priming" effect for Ultisol. The higher losses by N volatilization occurred between 2 and 3 days after application of 33.3 mm of EBL, those were lower in relation to losses obtained from mineral fertilizers. In soil, the EBL irrigation increased the CE in first cultivation, which reduced after the second cultivation. There were not changes in available

and total contents of Cu and Zn in soil. There were increases in exchangeable K contents and in soil solution of superficial soil depth. After the second cultivation, the contents of N-NH_4^+ e N-NO_3^- were higher in subsuperficial depth of T3 (EBL). For winter cultivation, the EBL increased the N contents in leaf and grains. Already for summer cultivation, the EBL increased only the N contents in grains. There were not changes in micronutrients contents of vegetal tissues. The productivities of T3 (EBL) were equals to 6.7 t ha^{-1} for winter maize and 13.1 t ha^{-1} for summer maize. Furthermore, the EBL increased the dry matter and length of ear, verifying that EBL supplied nutrients and water need to maize cultivations.

Keywords: Swine waste. Agricultural reuse. Soil chemistry. Contaminants. Grains.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Limpeza das baias com mangueiras lava-jato (A) e peneira utilizada para remoção de sólidos suspensos (B) presente nos dejetos.	30
Figura 2.2. Instalação do biodigestor anaeróbico de lona: abertura da vala (A), impermeabilização (B), introdução de dejetos peneirados (C) para partida do biodigestor (D).	31
Figura 2.3. Aspecto das dimensões do biodigestor de lona e seus compartimentos para armazenamento do efluente e do gás formado ao longo do processo.	31
Figura 2.4. Aspecto do efluente de suinocultura tratado no biodigestor de lona (EBL).	32
Figura 2.5. Distribuição das formas de nitrogênio mineral (N-min) e orgânico (N-org) em relação ao N-total, presente no efluente bruto (EB), no efluente do biodigestor de lona (EBL), e no efluente do biodigestor de lona diluído (EBLD).	36
Figura 2.6. Evolução da razão de adsorção de sódio (RAS) ao longo do período avaliado apresentada pelo efluente bruto (EB) proveniente da limpeza das baias, da água utilizada na limpeza, do efluente tratado no biodigestor de lona (EBL) e do efluente tratado no biodigestor de lona e diluído (1:50, v:v) (EBLD).	42
Figura 3.1. Aspecto dos respirômetros e sua incubação em BOD	58
Figura 3.2. C-CO ₂ acumulado após aplicações sucessivas do efluente de suinocultura tratado (EBL) e do efluente de suinocultura tratado e diluído (EBLD) em Latossolo vermelho de textura argilosa (LV) e Argissolo vermelho-amarelo de textura arenosa (PVA).	64
Figura 4.1. Aspecto do coletor semi-aberto instalado ao lado das linhas de milho de cada parcela do ensaio de campo, a fim de quantificar as perdas por volatilização	84
Figura 4.2. Extração da solução presente nas espumas coletadas a partir de lavagem com porções de água deionizada, transferência do extrato para frascos para posterior pesagem, armazenamento e quantificação do nitrogênio volatilizado em cada coleta	84
Figura 4.3. Perdas de nitrogênio por volatilização de N-NH ₃ quantificadas ao longo do ciclo do milho safrinha (97 dias), decorrentes de cada irrigação realizada com o efluente de suinocultura tratado (EBL) e com efluente de suinocultura tratado e diluído (EBLD)	87
Figura 4.4. Temperatura média e precipitação obtida ao longo do ensaio realizado durante o cultivo do milho de inverno	89
Figura 4.5. Perdas de nitrogênio por volatilização de N-NH ₃ quantificadas ao longo do ciclo do milho safrinha (77 dias), decorrentes de cada irrigação realizada com efluente de suinocultura tratado (EBL), com o efluente de suinocultura tratado e diluído (EBLD), proveniente das fertilizações nitrogenadas	90
Figura 4.6. Temperatura média e precipitação obtida ao longo do ensaio realizado durante o cultivo do milho de verão.	91

Figura 5.1. Aspecto da área de condução do ensaio de campo: aplicação de glifosato para dessecação da grama (A) e aração do solo (B).....	105
Figura 5.2. Aplicação de calcário em área total antes do cultivo do milho safrinha (C), e aplicação nas parcelas após a primeira colheita (D)	106
Figura 5.3. Semeadura do milho cultivado no período de inverno (E) e verão (F), utilizando sementes de milho híbrido precoce	106
Figura 5.4. Instalação dos tensiômetros (G) em duas profundidades (0-0,20 m e 0,20-0,40 m) (I) para monitoramento do potencial mátrico do solo e controle das irrigações (I).	107
Figura 5.5. Sistema de armazenamento de efluentes e irrigação manual com regadores	107
Figura 5.6. Coleta de amostras de solos para realização de análise de fertilidade (J) e aspecto de pasta de saturação para quantificação de íons na solução do solo (K)	108
Figura 5.7. Filtração das pastas de saturação (L) e obtenção dos extratos de solo (M), para posterior quantificação dos íons presentes em cada profundidade avaliada.....	109
Figura 6.1. Coleta de folha diagnóstico de milho(A) e moagem(B) para posterior análise do estado nutricional da cultura.....	142
Figura 6. 2. Coleta e pesagem da parte área das plantas para avaliação da produção de matéria seca.	142
Figura 6.3. Moagem da parte área das plantas e separação das amostras para secagem	143
Figura 6.4. Avaliação de parâmetros agronômicos: altura de plantas, altura de inserção das espigas, comprimento e diâmetro da espiga.....	143
Figura 6.5. Colheita de espigas de milho dos cultivos safrinha(C) e safra(D) para avaliação de produtividade.....	144
Figura 6. 6. Despalha, secagem e debulha das espigas para quantificação da produtividade de grãos nos cultivos de safra e safrinha.....	144

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Caracterização físico-química do efluente bruto (EB) proveniente da limpeza das baias, do efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona (EBL), do efluente do biodigestor de lona tratado e diluído (EBLD) (1:50, v:v).....	35
Tabela 2.2. Caracterização microbiológica do efluente bruto (EB), do efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona por 100 dias (EBL), do efluente do biodigestor de lona tratado e diluído (EBLD) (1:50, v:v) e da água utilizada na granja	38
Tabela 3.1. Caracterização físico-química do efluente bruto (EB), efluente de suinocultura tratado em biodigestor (EBL), efluente de suinocultura tratado e diluído (1:50, v:v) utilizados em cada uma das três aplicações avaliadas ao longo do teste de respirometria	61
Tabela 3. 2. Parâmetros químicos e físico-químicos do Latossolo Vermelho, textura argilosa (LV) e do Argissolo Vermelho-Amarelo, textura arenosa (PVA) coletados da camada 0-0,20 m e utilizados no ensaio de biodegradação.....	62
Tabela 3.3. Parâmetros da equação de cinética química de primeira ordem, estimados a partir do ajuste dos valores de C-CO ₂ evoluído, e fração de degradação obtida 51 dias após a primeira aplicação do efluente de suinocultura tratado (33,3 mm do EBL) em Latossolo vermelho, textura argilosa e Argissolo vermelho-amarelo, textura arenosa.....	66
Tabela 3.4. Parâmetros da equação de cinética química de primeira ordem, estimados a partir do ajuste dos valores de C-CO ₂ evoluído, e fração de degradação obtida 72 dias após a segunda aplicação do efluente de suinocultura tratado e do efluente de suinocultura tratado e diluído (8,3 mm do EB e EBLD) em Latossolo vermelho, textura argilosa e Argissolo vermelho-amarelo, textura arenosa	68
Tabela 3.5. Parâmetros da equação de cinética química de primeira ordem, estimados a partir do ajuste dos valores de C-CO ₂ evoluído, e fração de degradação obtida 45 dias após a terceira aplicação do efluente de suinocultura tratado e do efluente de suinocultura suinocultura tratado e diluído (33,3 mm do EB e EBLD) em Latossolo vermelho, textura argilosa e Argissolo vermelho-amarelo, textura arenosa.....	70
Tabela 4.1. Caracterização físico-química do efluente bruto (EB) proveniente da limpeza das baias, do efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona (EBL) e do efluente do biodigestor de lona tratado e diluído (EBLD) (1:50, v:v).....	86
Tabela 4.2. Quantidades de nitrogênio adicionadas e perdas de nitrogênio por volatilização ao longo do cultivo do milho safra e safrinha	92
Tabela 5.1. Caracterização físico-química da água utilizada para irrigação e limpeza das baias, do efluente bruto (EB) proveniente da limpeza das baias, do efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona (EBL), do efluente do biodigestor de lona tratado e diluído (EBLD) (1:50, v:v) e da água de irrigação	111

Tabela 5.2. Análise de físico-química do solo coletado na camada 0-0,20 m e 0,20-0,40 m realizada antes do preparo e cultivo do milho.....	113
Tabela 5.3. Atributos de fertilidade de solo obtidos após um cultivo de milho (safrinha) submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação	118
Tabela 5.4. Atributos de fertilidade de solo obtidos após dois cultivos de milho submetidos a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação	119
Tabela 5.5. Teores disponíveis de micronutrientes no solo, extraídos com DTPA e água quente, após o primeiro cultivo de milho (safrinha) submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação .	121
Tabela 5.6. Teores disponíveis de micronutrientes no solo, extraídos com DTPA e água quente, após o segundo cultivo de milho (safra) submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação	122
Tabela 5.7. Teores totais de Cu e Zn determinados ao final do primeiro cultivo de milho submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação	122
Tabela 5.8. Teores totais de Cu e Zn determinados ao final do segundo cultivo de milho submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação	123
Tabela 5.9. Íons extraídos pelo método da pasta de saturação a fim de simular os teores presentes na solução do solo, após o cultivo de milho no período da safrinha e submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação	124
Tabela 5.10. Íons extraídos pelo método da pasta de saturação a fim de simular os teores presentes na solução do solo, após dois cultivos de milho (safrinha e safra) e submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação	125
Tabela 6.1. Nutrientes e água aplicados ao longo dos cultivos de milho (safrinha e safra) submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação	147
Tabela 6.2. Teores de nutrientes nas folhas de milho submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação ao longo de dois ciclos de cultivo.....	152
Tabela 6.3. Teores de nutrientes nos grãos de milho submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação ao longo de dois ciclos de cultivo.....	156
Tabela 6.4. Produção de matéria seca (folha, colmo e palha da espiga) e de produção de grãos de dois cultivos de milho submetidos a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação	159
Tabela 6.5. Parâmetros agronômicos de espiga obtidos após dois cultivos de milho submetidos a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação	161

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	19
REFERÊNCIAS	21
2. EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE EFLUENTE DE SUINOCULTURA E SEU POTENCIAL DE USO AGRÍCOLA.....	25
2.1. Introdução.....	27
2.2. Material e Métodos.....	30
2.3. Resultados e Discussão.....	33
2.3.1. Caracterização do efluente de suinocultura tratado.....	33
2.3.2. Potencial de uso agrícola e as legislações ambientais vigentes.....	39
2.4. Conclusões.....	47
Referências.....	48
3. MINERALIZAÇÃO DO CARBONO EM SOLOS IRRIGADOS COM EFLUENTE DE SUINOCULTURA TRATADO EM BIODIGESTOR ANAERÓBIO	53
3.1. Introdução.....	55
3.2. Material e Métodos.....	57
3.3. Resultados e Discussão.....	60
3.3.1. Caracterização dos efluentes e dos solos utilizados no ensaio de biodegradação	60
3.3.2. Biodegradação do carbono presente nos efluentes de suinocultura	63
3.4. Conclusões.....	73
Referências.....	73
4. VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM LATOSSOLO CULTIVADO COM MILHO E IRRIGADO COM EFLUENTE DE SUINOCULTURA TRATADO	77
4.1. Introdução.....	79
4.2. Material e Métodos.....	81
4.2.1. Geração e caracterização do efluente de suinocultura tratado.....	81
4.2.2. Delineamento experimental e tratamentos	82
4.3. Resultados e Discussão.....	84
4.3.1. Caracterização dos efluentes utilizados	84
4.3.2. Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia.....	87
4.4. Conclusões.....	95
Referências.....	95

5. FERTILIDADE E MOBILIDADE DE ÍONS EM LATOSSOLO IRRIGADO COM EFLUENTE DE SUINOCULTURA TRATADO ANAEROBIAMENTE.....	99
5.1. Introdução	101
5.2. Material e Métodos	103
5.2.1. Geração e caracterização do efluente de suinocultura tratado.....	103
5.2.2. Experimento de campo com a cultura do milho	104
5.2.3. Análise dos resultados	109
5.3. Resultados e Discussão	109
5.3.1. Caracterização dos efluentes utilizados na irrigação dos cultivos de milho	109
5.3.2. Fertilidade do solo da área experimental antes do cultivo.....	112
5.3.3. Fertilidade do solo após os cultivos de milho safrinha e safra	114
5.3.4. Concentração de íons na solução do solo após os cultivos de milho safrinha e safra	123
5.4. Conclusões	130
Referências	131
6. EFEITO DA IRRIGAÇÃO COM EFLUENTE DE SUINOCULTURA TRATADO SOBRE A PRODUÇÃO DO MILHO SAFRINHA E SAFRA.....	135
6.1. Introdução	137
6.2. Material e Métodos	139
6.2.1. Geração e caracterização do efluente de suinocultura tratado.....	139
6.2.2. Experimento de campo com a cultura do milho	140
6.2.3. Análise dos resultados	145
6.3. Resultados e Discussão	145
6.3.1. Nutrientes e água aplicados ao longo dos cultivos de milho safrinha e safra	145
6.3.2. Teores foliares de nutrientes de milho cultivado nos períodos safrinha e safra	148
6.3.3. Teores de nutrientes nos grãos de milho cultivado na safrinha e safra.....	153
6.3.4. Produção de matéria seca de parte aérea e de grãos de milho	157
6.3.5. Parâmetros agrônômicos: comprimento, diâmetro, altura de inserção da espiga e altura de plantas	159
6.4. Conclusões	162
Referências	162
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	168

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas tem sido registrado aumento no consumo de carne suína, sendo maior nos países em desenvolvimento. De acordo com levantamento realizado pelo SEBRAE (2016), estima-se aumento de 11% no consumo mundial de carne suína até 2024. Tal evolução no mercado de carne suína tem refletido na produção brasileira, que atualmente é considerado o quarto maior produtor e exportador, tendo produzido 3,64 milhões de toneladas de carne suína, sendo que 85% da produção total de carne foi consumida pelo mercado interno (ABPA, 2016).

Contudo, a evolução da produção de suínos no Brasil reflete no aumento do volume dos resíduos provenientes do manejo higiênico-sanitário adotado pela maioria das granjas que possuem a criação de suínos em baias, cuja limpeza se dá pela lavagem com mangueiras ou lava-jatos. A geração de resíduos torna a atividade uma das mais poluentes dentre as demais atividades agropecuárias brasileiras (NOVAES, 2001), devido ao tipo de alimentação fornecida aos animais, sua baixa conversão alimentar, e à geração de dejetos com elevada carga orgânica e de contaminantes.

Considerando o atual rebanho brasileiro e a geração de 50 L dia⁻¹ de dejetos líquidos por matriz alojada (BERTONCINI, 2013), estima-se uma geração de 86.012,75 m³ dia⁻¹ de dejetos brutos pela suinocultura brasileira, os quais, por muitos anos, foram aplicados em áreas vizinhas às granjas de criação de suínos, sem nenhum tipo de tratamento prévio. O volume de efluente gerado nesse sistema de manejo e sua caracterização físico-química, química e microbiológica dependerá da fase de vida do animal e do tipo de lavagem efetuado (BERTONCINI, 2012), devido às alterações na dieta ao longo do ciclo.

No entanto, há alguns elementos que são alvo de estudos devido o potencial de contaminação ambiental, quando presente em concentrações elevadas nos dejetos, como o cobre (Cu), zinco (Zn), sódio (Na) e nitrogênio (N). O Cu é fornecido aos animais como promotor de crescimento e, em relação ao total fornecido, apresenta absorção de 15 a 30% em animais jovens e de 5 a 10% nos animais adultos (MCDOWEL, 1992). O Zn é fornecido aos animais como controlador de diarreia, o qual é encontrado nas rações em concentrações que podem variar de 300 a 3200 mg kg⁻¹ (LIMA; MORÉS; SANCHES, 2009). O Na é fornecido junto à ração para melhoraria da palatabilidade do alimento e reduzir o canibalismo, maiores concentrações de Na podem ser encontradas na dieta de animais na fase de terminação a fim aumentar a retenção de água no animal antes do abate (MORAL et al., 2008).

O N presente nos dejetos está associado ao fornecimento de proteínas brutas aos animais por meio da soja e milho, contudo, grande parte do nitrogênio é excretada devido a não conversão das proteínas em aminoácidos passíveis de serem absorvidos pelos animais (LIMA; MORÉS; SANCHES, 2009).

Assim, um dos principais problemas enfrentados pelo suinocultor é o tratamento dos dejetos para que seja realizada a destinação adequada do grande volume gerado diariamente nas granjas. A atividade suinícola sofre com as oscilações de preço no mercado, principalmente de grãos, *commodities* agrícolas utilizadas na alimentação animal. De acordo com estudo realizado pelo SEBRAE (2016), o custo com alimentação animal pode representar 87,43% dos custos totais da produção de suínos, assim, buscam-se sistemas de tratamento de dejetos que sejam capazes de reduzir seu potencial poluidor, mas não onerem o produtor rural e gere renda extra, por meio da geração de subprodutos da atividade como composto orgânico, biogás e água de reuso (BERTONCINI, 2016).

O uso agrícola de efluentes gerados por sistemas de tratamento como o biodigestor, além de ser uma alternativa sustentável de destinação dos resíduos gerados nas granjas de suínos, pode representar economia no uso de água e fertilizantes minerais na propriedade, a qual pode cultivar culturas que são utilizadas como matéria-prima da alimentação animal, como milho e soja. E, assim, reduzir custos inerentes à produção de suínos, podendo obter produtividade semelhante aos cultivos com uso do manejo tradicional (SEIDEL et al., 2010) e, melhorias na fertilidade do solo cultivado (MEDEIROS et al., 2011; GARRIDO et al., 2014) em função da presença de nutrientes e de matéria orgânica.

Contudo, as características do solo, da cultura, e época de cultivo devem ser consideradas antes da aplicação de resíduos orgânicos aos solos, uma vez que a degradação dessa matéria orgânica pode disponibilizar nutrientes para o sistema e, se não forem absorvidos pelas plantas, podem acumular-se no solo ou serem perdidos por volatilização (GONZATTO et al., 2013) e lixiviação (BASSO et al., 2004, ANAMI et al., 2008). Além disso, o uso indiscriminado de efluentes brutos ou tratados em solos pode promover desbalanços na fertilidade do solo e na nutrição da cultura, em função de possíveis alterações nas características do solo (TIECHER et al., 2013; LOURENZI, 2014; AGNE; KLEIN, 2014).

Estudos têm sido realizados a fim de encontrar formas adequadas de disposição desses resíduos. No entanto, o nível de tratamento dado ao resíduo é precário e é baixa a eficiência de remoção de nutrientes, promovendo a aplicação em solos de resíduos muito semelhantes aos dejetos brutos. Na maioria dos estudos com uso agrícola de efluentes de suinocultura

realizou-se apenas uma aplicação do efluente ao longo do ciclo da cultura, sem considerar o uso do mesmo ao longo do tempo, simulando aquilo que ocorre em condições reais nas granjas suinícolas.

No Brasil não há legislação nacional, capaz de orientar quanto às características mínimas necessárias para que o efluente de suinocultura possa ser utilizado na agricultura e a forma de uso, como existe para os efluentes provenientes da indústria cítrica (CETESB, 2010) e das estações de tratamento de esgoto (CETESB, 2006), auxiliando, também, no dimensionamento do sistema de tratamento necessário dos dejetos a fim de atender tais parâmetros.

Considerando o exposto, o presente trabalho foi desenvolvido para testar a hipótese de que o tratamento anaeróbio de dejetos de suínos reduz o potencial poluidor do resíduo, tornando possível seu uso agrícola como fonte de água e nutrientes no cultivo de milho, atuando na dinâmica de degradação da matéria orgânica do solo, nas perdas de nitrogênio para a atmosfera e na melhoria da fertilidade do solo.

REFERÊNCIAS

- AGNE, S. A. A.; KLEIN, V. A. Matéria orgânica e atributos físicos de um Latossolo veremelho após aplicação de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 7, p. 720-726, 2014.
- ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75–80, 2008.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. **Relatório Anual 2016**. São Paulo: ABPA, 2016. 133 p.
- BASSO, J. C.; CERETTA, C. A.; PAVINATO, P. C.; SILVEIRA, M. J. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1733-1778, 2004.
- BERTONCINI, E. I. As experiências de reuso da água no meio rural. In: SIMPÓSIO DOS COMITÊS PCJ, 1., 2012, São Pedro. (CD ROM).
- BERTONCINI, E. I. Tratamento, reuso e impacto de resíduos urbanos e agroindustriais na agricultura. In: SIMPÓSIO AGROAMBIENTAL DO PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE, 3., 2013, São Carlos. São Carlos: UFSCar, 2013.
- BERTONCINI, E. I. **Agência de São Paulo desenvolve modelo piloto para reaproveitar dejetos de suínos**. Brasília, DF: MAPA, 2016. 3 p. (Boletim Técnico, 52).

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Instrução Técnica Nº 31:** Aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura. São Paulo: CETESB, 2006. 16 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Norma Técnica P4.002:** Efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas - critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2010. 20 p.

GARRIDO, M. G.; MARTÍNEZ, S. M.; CANO, A. F.; YANARDAG, A. B.; AROCENA, J. M. Soil fertility status and nutrients provided to spring barley (*Hordeum distichon* L.) by pig slurry. **Chilean Journal of Agricultural Research**, Chillán, Chile, v. 74, n. 1, p. 73-82, 2014.

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

LIMA, G. J. M. M.; MORÉS, N.; SANCHES, R. K. As diarreias nutricionais na suinocultura. **Acta Scientiae Veterinariae**, Porto Alegre, v. 37, p. 17-33, 2009.

LOURENZI, C. R. **Dejetos de suínos: produção de culturas, efeitos na matéria orgânica e na transferência de formas de fósforo.** 2014. 127 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

McDOWEL, L. R. **Minerals in animal and human nutrition.** San Diego: Academy Press, 1992. 524 p.

MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; PÉREZ-MARIN, A. M.; SOARES, F. A. L.; FERNANDES, P. D. Características químicas do solo sob algodoeiro em área que recebeu água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 107-1055, 2011.

MORAL, R.; PEREZES-MURCIA, M. D.; PEREZ-ESPINOSA, A.; MORENO-CASELLES, J.; PAREDES, C.; RUFETE, B. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. **Waste Management**, New York, v. 28, n. 2, p. 367-371, 2008.

NOVAES, W. Dilemas do desenvolvimento agrário. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 15, n. 43, p. 51-60, 2001.

SEIDEL, E. P.; GONÇALVES-JUNIOR, A. C.; VANIN, J. P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. 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.

SERVIÇO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS – SEBRAE. **Mapeamento da suinocultura brasileira**. Brasília, DF: Associação Brasileira dos Criadores de Suíno; SEBRAE, 2016. 376 p.

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LORENZI, C. R.; COUTO, R. R.; BRUNETTO, G. Formas e acúmulo de cobre e zinco em um Argissolo vermelho com histórico de aplicação de dejetos líquido e camada sobreposta de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 812-824, 2013.

2. EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE EFLUENTE DE SUINOCULTURA E SEU POTENCIAL DE USO AGRÍCOLA

Resumo

O tratamento do grande volume de resíduo gerado pela suinocultura tem sido uma das principais dificuldades enfrentadas pelo setor. Assim, buscam-se sistemas de tratamento que não onerem o produtor e que promovam redução do potencial poluidor do dejetos a fim de tornar possível o uso agrícola, promovendo uso racional da água, economia no uso de fertilizantes, e utilizando o solo como depurador da carga orgânica do resíduo, minimizando os danos ao ambiente. Nesse estudo, objetivou-se avaliar a eficiência de remoção de poluentes do dejetos de suinocultura (EB) tratado em biodigestor anaeróbio, e o potencial de uso agrícola do efluente tratado de acordo com as legislações vigentes. O EB proveniente da limpeza das baias de suínos com mangueiras lava-jato foi peneirado e posteriormente tratado em biodigestor anaeróbio de lona (EBL). O EBL foi diluído na proporção 1:50 (v:v) (EBLD) a fim de simular outras etapas de um sistema de tratamento completo. Após a primeira recarga do biodigestor, avaliaram-se os tempos de detenção hidráulica (TDH) de 100 e 130 dias. Posteriormente, nova recarga foi realizada e foram avaliados os TDH de 30, 180 e 210 dias. Caracterizaram-se os EB, EBL e EBLD quanto aos parâmetros químicos, físico-químicos e microbiológicos. Após o tratamento, houve redução de 90% nos valores de DBO, DQO, sólidos voláteis, P, Ca, Cu e Zn, e de 80% no valor de sólidos fixos, Fe, Mn e Mg. Houve eliminação de coliformes fecais e *Salmonella*, e redução de coliformes totais de $1,6 \times 10^7$ para $5,3 \times 10^5$ NMP/100 ml, não havendo restrição de uso para irrigação quanto à presença de patógenos. O EBL apresentou valores de CE, de N-NH_4^+ e Na, acima dos valores estabelecidos pelas legislações sobre uso agrícola de outros tipos de efluentes. Contudo, não há restrição de uso do EBL quanto aos valores de CE associados aos valores de razão de adsorção de sódio (RAS). Os teores de Cu e Zn presentes no EBL estiveram abaixo do limite estabelecido pela legislação estadual para uso de outros tipos de efluentes, com exceção das coletas de maio/2015 e julho/2015, verificando que somente quando a TDH foi maior que 100 dias houve a redução desses metais. Assim, não deve ser realizado o uso agrícola dos dejetos brutos de suínos, devido à presença de patógenos, e teores de N, Na, Cu e Zn acima dos limites estabelecidos pelas legislações vigentes, além da elevada carga orgânica. O efluente de suinocultura tratado por processos primários de tratamento apresenta potencial de uso agrícola, desde que critérios de uso sejam adotados e estabelecidos por futura legislação, a qual poderá utilizar o N e Na como elementos limitantes destes critérios.

Palavras-chave: dejetos de suinocultura, tratamento de efluentes, contaminantes, reuso agrícola.

EFFICIENCY OF ANAEROBIC BIODIGESTION OF SWINE WASTEWATER AND ITS POTENTIAL FOR AGRICULTURAL USE

Abstract

The large volumes treatment of waste generated by swine production has been one of main difficulties faced by this activity. Thus, the swine sector has been searching by low cost treatment systems, which reduce the pollutant potential of swine manure, in order to perform its agricultural use, promoting rational use of water, savings in mineral fertilizers use, and using the soil as purifier of organic load present in waste, minimizing the damage to environment. In this study, it was aimed to evaluate the efficiency of pollutant removing from swine manure (EB) through an anaerobic biodigester, and the potential for agricultural use of treated swine wastewater in accordance to current legislations. The EB from pig stalls cleaning was sieved for suspended solids removing and after it was treated in an anaerobic biodigester (EBL). The EBL was diluted in ratio equal to 1:50 (v:v) (EBLD) in order to simulate the other phases of a complete treatment system. After the first recharge done in biodigester, the hydraulic detention times (TDH) equal to 100 and 130 days were evaluated. Posteriorly, another recharge was done and the TDH equal to 30, 180 and 210 days were evaluated. The parameters chemical, physic-chemical and microbiological were determined in samples of EB, EBL and EBLD. There were reduction of 90% in values of BOD, COD, volatile solids, P, Ca, Cu, Zn, and of 80% in values of fixed solids, Fe, Mn, and Mg. There were eliminations of fecal coliforms and *Salmonella*, and reductions in amounts of total coliforms from 1.6×10^7 to 5.3×10^5 MPN/100 ml, there was not restriction of use regarding pathogens presence. The EBL presented values of EC, contents of N-NH₄⁺ and Na higher than values established by current legislations about agricultural use of other effluents. However, there was not restriction of EBL use regarding CE values associated to values of sodium adsorption ratio (RAS). Cu and Zn contents present in EBL were lower than values established in state legislation, except for samplings performed in may/2015 and july/2015, verifying that there was metals reduction only when the TDH were higher than 100 days. Thus, should not performed the agricultural use of swine waste without previous treatment, due to presence of pathogens, and contents of N, Na, Cu and Zn higher than limits established by current legislations, besides the high organic load. The swine wastewater treated through primary processes present potential for agricultural use, however, for this, use criteria should be adopted and established by a future legislation, which will may use the N and Na as elements limiting of these criteria.

Keywords: swine waste, effluents treatment, contaminants, agricultural reuse.

2.1. Introdução

O Brasil é o quarto maior produtor e exportador de carne suína (ABPA, 2016), e atualmente um dos entraves enfrentados por essa atividade é a destinação adequada do grande volume de dejetos gerado pela criação de suínos, resíduo este que apresenta elevada carga orgânica e presença de nutrientes/contaminantes. Frente às pressões ambientais, discussões têm sido levantadas a respeito dos impactos ambientais que a destinação inadequada desse resíduo possa gerar, como a contaminação do solo, de águas superficiais e subterrâneas, e do produto agrícola colhido.

O dejetos de suínos é proveniente do manejo higiênico-sanitário adotado pela maioria das granjas, em que se realiza a limpeza das baias de suínos com mangueiras ou lava-jatos. As caracterizações físico-químicas, químicas e microbiológicas do efluente gerado dependerão do ciclo de vida do animal, do tipo de alimentação fornecida e do tipo de lavagem efetuada (BERTONCINI, 2012). Apesar do lançamento de esgoto industrial e urbano não tratado ser a principal fonte de poluição dos corpos de água, o descarte inadequado de resíduos agropecuários tem sido alvo de discussões para a construção da Agenda 21 nacional, a fim de propor soluções para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável (NOVAES, 2001).

O uso agrícola do dejetos de suinocultura sem tratamento prévio pode ocasionar contaminação do sistema solo-água-ar-plantas, decorrentes, por exemplo, da lixiviação de nitrato oriundo da rápida conversão no solo das formas amoniacais de nitrogênio presentes em concentrações elevadas no dejetos (ANAMI et al., 2008), que também podem ser perdidas para a atmosfera por meio da volatilização da amônia (BASSO et al., 2004; GONZATTO et al., 2013). Além disso, podem ocorrer contaminações do solo, da água e do produto colhido por organismos patogênicos (SEGANFREDO; SOARES; KLEIN, 2003) e pelo acúmulo no solo e/ou lixiviação de outros elementos como sódio, potássio, cobre e zinco (CERETTA et al., 2010; TIECHER et al., 2013; SANTOS, 2004). Assim, buscam-se sistemas de tratamento capazes de tornar passível o uso sustentável desse resíduo em solos agrícolas.

Os altos teores de alguns elementos presentes nos dejetos estão relacionados ao fornecimento dos mesmos em elevadas concentrações nas rações, e a baixa conversão alimentar dos suínos ocasionada pelo fornecimento de rações compostas por grãos crus (soja e milho) a animais que possuem sistema de digestão monogástrico, o qual apresenta difícil digestão desses tipos de alimentos. O zinco pode ser encontrado nas rações na ordem de 3.000 mg kg⁻¹, sendo fornecido para o controle da diarreia. O cobre pode ser encontrado na ordem de 250 mg kg⁻¹, e é utilizado como promotor do crescimento (PERDOMO; LIMA;

NONES, 2001). O sódio é fornecido com a finalidade de aumentar a palatabilidade e também aumentar a retenção de água em suínos antes do abate (MORAL et al., 2008).

Lima, Scapini e Tevernari (2012) encontraram valores discrepantes entre as tabelas de referência nutricional brasileira e americana, que são utilizadas para recomendação de sódio e outros nutrientes a serem fornecidos na dieta de suínos. A quantidade de sódio recomendada pela tabela nutricional brasileira foi 50% maior quando comparada a recomendação americana. De acordo com Santos (2014) poucas são as pesquisas realizadas a fim de avaliar os impactos reais no ganho de peso animal devido ao fornecimento de diferentes quantidades de sódio na ração de suínos, pois este é um nutriente que, quando adicionado às rações, pouco influenciará no preço final das mesmas.

Em função da elevada carga orgânica e presença de contaminantes em níveis elevados, os dejetos de suínos devem ser tratados em sistemas de tratamento que compreendam diversas etapas, propiciando efluentes finais cuja caracterização possa enquadrar-se nas legislações agrícolas e ambientais que priorizam o uso de resíduos em solos de modo sustentável.

Inicialmente, promove-se a retirada de materiais suspensos e grosseiros por meio de peneiras ou tanques de sedimentação. Posteriormente, os efluentes são encaminhados a sistemas que reduzam a carga orgânica como digestores anaeróbios, restando ainda material orgânico solúvel, e outros contaminantes como nitrato, fósforo, elementos como o cobre e zinco, e uma carga patogênica ainda elevada. A carga orgânica e os contaminantes remanescentes devem ser removidos por sistemas de tratamento aeróbios e físico-químicos,

De acordo com Bertocini (2011), os biodigestores anaeróbios são sistemas de tratamento que tem sido utilizado por granjas de suínos de médio e grande porte, contudo, a forma de condução do processo de biodigestão nas granjas resulta em baixa eficiência do processo anaeróbio, pois os dejetos são conduzidos ao biodigestor na forma bruta, sem nenhum tipo de pré-tratamento.

Esses dejetos apresentam em torno de 6% de sólidos suspensos, os quais necessitam ser removidos para que haja melhor eficiência do processo de biodigestão e maior longevidade dos biodigestores, uma vez que a presença desses sólidos reduz o processo de decomposição anaeróbia e contribui com a formação de lodo no fundo do biodigestor que necessita de remoção, aumentando os custos do tratamento desses dejetos.

A remoção dos materiais sólidos grosseiros, por meio do peneiramento dos dejetos brutos, pode aumentar a eficiência do processo de tratamento anaeróbio que consiste na transformação da matéria orgânica biodegradável na ausência de oxigênio, resultando na produção de metano, dióxido de carbono e outros subprodutos.

O processo de digestão anaeróbia é governado por diferentes tipos de bactérias e ocorre ao longo de quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetanogênese e metanogênese (VAN HANDEL; LETTINGA, 1994). Cada fase possui uma especificidade e o controle dos fatores que as influenciam é fundamental para que haja eficiência do processo de biodigestão na remoção da carga orgânica e de outros elementos presentes nos dejetos, alguns desses fatores são: temperatura, pH, características do resíduo, tempo de retenção, acúmulo de compostos tóxicos aos microrganismos acima do aceitável em cada fase, entre outros fatores (OLIVEIRA, 1993).

O tratamento desses dejetos pode tornar possível o reuso agrícola do efluente de suinocultura tratado, representando ao produtor uma importante fonte de nutrientes (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002) e matéria orgânica (PERDOMO; LIMA, 1998), podendo proporcionar aumento na produtividade da cultura e melhoria na qualidade do produto colhido (BASTOS et al., 2015). Assim como melhorar as características do solo cultivado (ANAMI et al., 2008), por meio do uso racional da água e gerando economia no uso de fertilizantes minerais. Além disso, esse resíduo pode representar a única fonte de nutrientes e água disponível ao produtor, principalmente nas pequenas propriedades.

No entanto, no Brasil, não há normas definidas para reuso de efluentes oriundos de atividades diversas, sejam industriais ou agrícolas, e que estabeleçam limites de contaminantes e critérios de uso. A Resolução CONAMA nº 54 (BRASIL, 2005) incentiva o reuso de água de qualidade inferior, no entanto, não estabelece critérios de uso ou limites aceitáveis de nutrientes/contaminantes que podem estar presentes nas águas residuárias.

No estado de São Paulo há legislações específicas para o uso de vinhaça (CETESB, 2015), efluente de indústria cítrica (CETESB, 2010), e efluente sanitário (CETESB, 2006) que limitam seu uso em função dos teores de potássio, nitrato, coliformes, condutividade elétrica entre outros parâmetros. De acordo com a Decisão da Diretoria N° 388/2010/P (CETESB, 2010), é necessária a criação de uma legislação específica para uso de efluentes que não se enquadrem nas legislações existentes.

Considerando o exposto, e a ausência de uma legislação brasileira que regulamente e oriente o uso agrícola desse efluente, objetivou-se por meio desse estudo avaliar a eficiência do processo de biodigestão anaeróbia do efluente de suinocultura após o processo de peneiramento do dejetos bruto, e assim, também poder avaliar o potencial de reuso agrícola do efluente de suinocultura tratado frente às legislações ambientais brasileiras vigentes.

2.2. Material e Métodos

O presente estudo foi realizado na Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento (UPD) de Tanquinho, APTA, pertencente à Secretaria de Agricultura e Abastecimento do estado de São Paulo, na cidade de Piracicaba, SP. A unidade abriga uma granja com capacidade para 180 animais confinados, em fase de terminação, nos quais as baias são lavadas frequentemente.

O efluente proveniente da limpeza das baias (Figura 2.1A) passou por uma peneira estática com capacidade de $10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, diâmetro dos furos de 0,65 mm, com a finalidade de separar os sólidos suspensos, como restos de grãos de milho e soja (Figura 2.1B). Em seguida, a parte líquida seguiu para tratamento no biodigestor tubular de lona, instalado sob uma vala de 3 metros de diâmetro por 12 metros de comprimento (Figura 2.2A) em solo impermeabilizado com manta de PVC (Figura 2.2B), mesmo material que foi confeccionado o biodigestor com volume de 60 m^3 para conter o efluente e 30 m^3 para conter o biogás liberado durante o processo de decomposição do substrato orgânico (Figura 2.3).

O tempo de detenção hidráulica (TDH) calculado para esse biodigestor é de no mínimo 20 dias, de acordo com teste de eficiência do tratamento determinado pelo fabricante. No entanto, para o presente ensaio manteve-se o efluente por mais tempo no biodigestor, pois durante o período do estudo ocorreram vazios sanitários na granja.

Figura 2.1. Limpeza das baias com mangueiras lava-jato (A) e peneira utilizada para remoção de sólidos suspensos (B) presente nos dejetos.



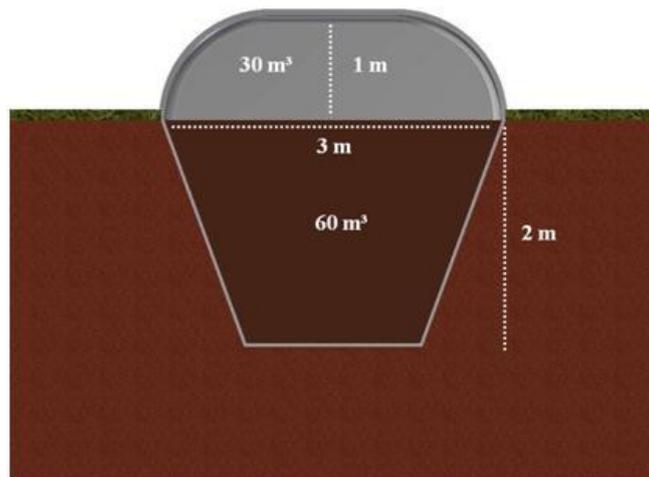
Fonte: Moretti, S.M.L.

Figura 2.2. Instalação do biodigestor anaeróbio de lona: abertura da vala (A), impermeabilização (B), introdução de dejetos peneirados (C) para partida do biodigestor (D).



Fonte: Moretti, S.M.L.

Figura 2.3. Aspecto das dimensões do biodigestor de lona e seus compartimentos para armazenamento do efluente e do gás formado ao longo do processo.



Fonte: Moretti, S.M.L.

Em dezembro de 2014, quando foi feita a instalação do biodigestor, foram colocados 30 m^3 de efluente peneirado para partida do biodigestor (Figura 2.2C) e o mesmo foi inflado iniciando sua atividade (Figura 2.2D). Em fevereiro de 2015 foi realizada a primeira recarga do biodigestor de lona, sendo adicionados 18 m^3 de efluente peneirado que permaneceu no biodigestor por 100 dias. Após esse período, houve nova entrada de 18 m^3 de dejetos peneirados, em junho de 2015, com a finalidade de manter a atividade microbiana. Após esse período, não houve novas entradas de efluente até o final da condução do estudo.

Este estudo avaliou a eficiência do sistema de tratamento do dejetos de suinocultura, o potencial de uso agrícola do efluente tratado em biodigestor de lona (EBL) (Figura 2.4), e também do mesmo efluente diluído na proporção de 1:50 (v:v) (EBLD) de modo a simular outras etapas de um sistema de tratamento.

Figura 2.4. Aspecto do efluente de suinocultura tratado no biodigestor de lona (EBL).



Fonte: Moretti, S.M.L.

Os efluentes foram caracterizados ao longo dos meses de maio, junho, julho, dezembro e janeiro, referentes a 100, 130, 30, 180 e 210 dias de detenção, respectivamente. Os tempos de detenção hidráulica foram calculados considerando cada recarga realizada antes da coleta dos efluentes (fevereiro/2015 e junho/2015).

Imediatamente após a coleta foram determinados os valores de pH e condutividade elétrica (CE). Em seguida, no Laboratório de Análise de Solos, Resíduos Vegetais e Resíduos Orgânicos da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios - Polo Centro Sul (APTA), foram realizadas as determinações da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e série de sólidos (sólidos totais – ST, sólidos fixos – SV e sólidos voláteis – SV) (EATON et al., 2005), dos teores de N-total pelo método Kjeldhal, dos teores de N-NH₄⁺ (KEMPERS; ZWEERS, 1986), dos teores de N-NO₃⁻ (YANG et al., 1998), além dos teores semi-totais de potássio, cálcio sódio, fósforo, cobre, zinco, magnésio, ferro e manganês em extratos de digestão nítrica (EATON et al., 2005).

Após 100 dias de detenção hidráulica, no mesmo laboratório, foram determinadas as quantidades de coliformes totais, coliformes termotolerantes e a presença de *Salmonella* spp (USEPA, 2012) no dejetos bruto (EB – efluente proveniente da limpeza das baias), no efluente de suinocultura tratado (EBL), no efluente de suinocultura tratado e diluído (EBLD) e na água utilizada para a diluição.

2.3. Resultados e Discussão

2.3.1. Caracterização do efluente de suinocultura tratado

Ao longo das avaliações feitas para esse estudo, de maio de 2015 a janeiro de 2016, após contrastar as características apresentadas pelo efluente bruto com as do efluente tratado, foi possível observar reduções nos valores de DBO em torno de 90%, para todos os efluentes estudados (Tabela 2.1). Essas reduções foram iguais a 88, 90, 92% para os meses de maio, junho e julho de 2015, respectivamente, e de 97% para os meses de dezembro de 2015 e janeiro de 2016. Tais valores estiveram acima do valor de 80% estabelecido pela legislação do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 1976) que prevê padrões para o lançamento de efluentes em corpos de água, oriundos de sistema de tratamento de águas residuárias.

Mesmo nível de redução, em torno de 90%, foi obtido para os valores de DQO em todos os períodos avaliados (Tabela 2.1). Vivan et al. (2010) encontraram redução de 84% após dez meses do tratamento do efluente de suínos em sistema composto por um biodigestor e lagoas facultativas, os autores desse trabalho atribuíram esse fato a elevada degradabilidade da matéria orgânica presente no material. A afirmação feita pelos autores pode ser confirmada neste estudo pela redução de 90% obtida para os valores de sólidos voláteis.

Para sólidos fixos, observam-se reduções menores, e iguais a 78, 86 e 70% para os meses de maio, junho e julho, respectivamente. A menor redução nos teores de sólidos fixos observada no mês de julho está relacionada à entrada de efluente realizada no final do mês de junho. Após esse período, para os meses de dezembro e janeiro observou-se 82% de redução nos valores de sólidos fixos. Desse modo, as reduções significativas observadas nos valores de DBO, DQO e na série de sólidos, ocorridas em função da decomposição anaeróbia dos dejetos de suínos indicam elevada eficiência do processo no biodigestor de lona.

Tais fatos podem ser confirmados pelos resultados apresentados no Capítulo 3, onde se observou degradação de 46,2 e 108,7% do material orgânico adicionado 51 dias após a aplicação de 33,3 m do EBL a um Latossolo Vermelho distrófico textura argilosa e a um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico textura arenosa, respectivamente, demonstrando haver a presença de compostos orgânicos de fácil degradação mesmo após o tratamento do resíduo no biodigestor de lona, o qual apresentou tempo de meia vida nos solos estudados de cerca de nove dias.

Os teores de P e Ca no EBL reduziram em torno de 90% quando comparado o EB, provavelmente, devido à precipitação desses elementos como fosfato de cálcio, que deve ter

permanecido no lodo formado no fundo do biodigestor. Este processo pode ser constatado pelo aumento dos valores de pH do efluente (Tabela 2.1), observado ao longo do processo de tratamento, reduzindo as formas solúveis dos elementos (OLIVEIRA, 2007). Vivan et al. (2010), encontraram redução de 98% nos teores de P e Ca presente em efluente de suinocultura, após dez meses de tratamento do resíduo em biodigestor e em lagoas facultativas, fato este também atribuído à precipitação dos elementos como fosfato de cálcio.

Para os teores de magnésio, observamos redução em torno de 80% ao longo dos períodos avaliados, com teores variando de 23,5 a 33,0 mg L⁻¹ no EBL (Tabela 2.1), eficiência de remoção do elemento semelhante à obtida por Pereira (2006) após tratamento de dejetos de suinocultura em sistema composto por tanque de decantação e duas lagoas anaeróbias. Maiores reduções nos teores de magnésio foram obtidas pelo autor após o efluente ser tratado em seis lagoas anaeróbias que compuseram o sistema de tratamento.

A remoção desses elementos também pode estar relacionada à formação de sais que provavelmente ficaram aderidos ao lodo do fundo da lagoa, como observado por Duda e Oliveira (2011) após tratamento de dejetos de suínos em sistema composto por reatores anaeróbios (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB) e filtro biológico. Os autores observaram, após análises de microscopia eletrônica e microanálise de energia dispersiva de raios X, que havia sais compostos principalmente por minerais de P, Mg e Ca aderidos ao material suporte do filtro biológico.

Os teores de Fe e Mn também reduziram em 80% após o processo de tratamento estudado. E os teores de Cu e Zn reduziram em torno de 90% (Tabela 2.1). As reduções observadas para esses metais estão relacionadas ao aumento do pH observado ao longo do processo de decomposição anaeróbia (Tabela 2.1), uma vez que em valores de pH acima de 6,5 esses elementos tendem a ocorrer em formas precipitadas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1987), permanecendo no lodo formado no fundo do biodigestor de lona.

Pereira (2006) avaliou o tratamento de dejetos de suinocultura em lagoas anaeróbias e, logo após o tanque de decantação, houve reduções em torno de 70 a 80% nos teores dos elementos supracitados, com exceção do Zn que apresentou uma redução de 11% após o tanque de decantação e igual a 90% após tratamento na primeira lagoa anaeróbia estudada. Amaral, Kunz e Steinmetz (2014) verificaram que as reduções nos teores de Cu e Zn, após tratamento do dejetos de suinocultura em sistema anaeróbio, estiveram relacionadas à redução na solubilidade desses elementos devido à formação de ligações químicas com a matéria orgânica e a sulfetos, representando formas oxidadas desses elementos.

Tabela 2.1. Caracterização físico-química do efluente bruto (EB) proveniente da limpeza das baias, do efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona (EBL), do efluente do biodigestor de lona tratado e diluído (EBLD) (1:50, v:v)

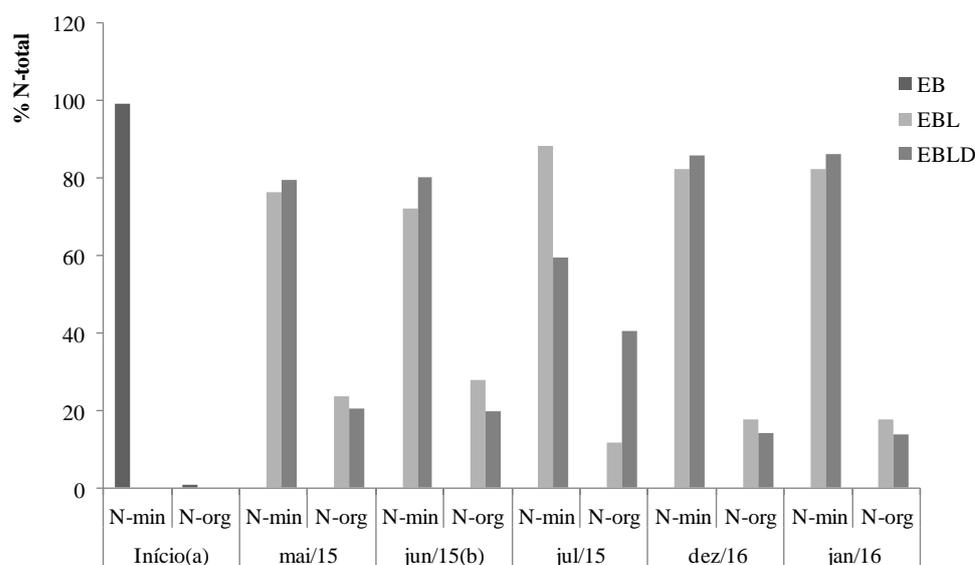
Parâmetros	Início ^(a)	Maio/2015		Junho/2015 ^(b)		Julho/2015		Dezembro/2015		Janeiro/2016	
	EB	EBL	EBLD	EBL	EBLD	EBL	EBLD	EBL	EBLD	EBL	EBLD
<i>TDH (dias)</i>		100		130		30		180		210	
<i>pH</i>	5,9	7,8	8,7	7,8	7,9	7,7	8,3	8,2	8,1	7,8	8,6
<i>CE mS cm⁻¹</i>	7,2	23,3	1,1	23,0	0,4	16,0	0,7	15,2	0,3	16,4	0,7
<i>DBO mg L⁻¹</i>	13.187,5	1.624,7	81,6	1.308,2	59,1	1.033,9	47,3	400,3	ND	400,3	ND
<i>DQO mg L⁻¹</i>	54.500,0	1.000	59,5	1.329,5	ND	2.750	122,5	1.172,5	ND	1.172,5	ND
<i>ST mg L⁻¹</i>	43.559,8	3.763,6	300	3.715	ND	4.114,2	ND	2.554,7	ND	2.554,7	ND
<i>SF mg L⁻¹</i>	11.324,0	2.431,4	300	1.531,8	ND	3.383,1	ND	2.077,7	ND	2.077,7	ND
<i>SV mg L⁻¹</i>	32.235,8	1.332,3	ND	2.183,2	ND	731,1	ND	477	ND	477	ND
<i>N-total mg L⁻¹</i>	1.670,8	1.598,8	49	1.566,9	48,2	1.845,2	38,1	1.933,8	27,8	1.935,1	25,5
<i>N-NH₄⁺ mg L⁻¹</i>	1.647,8	1220,0	38,9	1.092,1	38,7	1.624,8	22,6	1.591,1	23,9	1.590	22
<i>N-NO₃⁻ mg L⁻¹</i>	9,5	1,7	< 0,06	0,1	< 0,06	2,1	0,1	1,6	< 0,06	1,7	< 0,06
<i>P mg L⁻¹</i>	415,7	16,7	< 1,0	17,4	< 1,0	56,7	< 1,0	39,1	4,0	49	4,3
<i>K mg L⁻¹</i>	1.069,9	1.213,2	14,9	1.064,4	18,2	1.106,9	17,7	1.305,5	20,5	1.096	14,5
<i>Ca mg L⁻¹</i>	229,9	49	13,8	28,7	13,3	30,9	< 0,003	< 0,003	< 0,003	3,5	< 0,003
<i>Na mg L⁻¹</i>	322,3	352,2	110,0	307,8	117,2	343,2	144,6	323,5	80,0	238	78,5
<i>Mg mg L⁻¹</i>	157,5	28,0	< 0,0004	23,5	< 0,0004	31,5	< 0,0004	28,0	< 0,0004	33,0	< 0,0004
<i>Cu mg L⁻¹</i>	13,6	1,0	< 0,004	0,1	< 0,004	1,4	< 0,004	0,3	< 0,004	0,2	< 0,004
<i>Fe mg L⁻¹</i>	19,8	2,4	< 0,005	0,2	< 0,005	3,8	0,8	2,0	< 0,005	2,2	< 0,005
<i>Zn mg L⁻¹</i>	44,0	3,3	0,15	1,45	0,35	4,8	0,40	0,8	< 0,001	1,2	0,5
<i>Mn mg L⁻¹</i>	7,0	0,1	< 0,003	0,1	< 0,003	1,3	< 0,003	0,1	< 0,003	0,1	< 0,003

^(a)Recarga realizada com 30 m³ de EB peneirado em fevereiro/2015. ^(b)Recarga realizada com 30 m³ de EB peneirado no final de junho/2015. NDAbaixo do limite de detecção do método.

Não houve alterações nos teores de N, Na e K presentes no EBL quando comparado ao EB, já os teores desses elementos presentes no EBLD alteraram-se devido à diluição realizada (Tabela 2.1). Os elementos Na e K são extremamente solúveis e permanecem no efluente final. Já a manutenção dos níveis de nitrogênio durante o processo de biodigestão anaeróbia é esperada, uma vez que a maior parte do N presente está na forma amoniacal e, não havendo condições de aerobiose, não ocorre sua transformação em N-nítrico, isto é, não há possibilidades de ocorrer o processo de nitrificação, e nem mesmo a volatilização de N na forma de amônia (SCHEEREN et al., 2011).

A maior parte do nitrogênio presente nesses efluentes esteve sob a forma inorgânica, preferencialmente como $N-NH_4^+$. Podemos observar na Figura 2.5 que praticamente todo o nitrogênio presente no EB encontrava-se na forma mineral e, ao longo do processo de tratamento, o nitrogênio presente na forma mineral passou a representar cerca de 80% do nitrogênio total, e os outros cerca de 20% representaram o nitrogênio sob a forma orgânica. Possivelmente, em função da decomposição do material orgânico presente nos dejetos, houve a formação de compostos orgânicos mais estáveis e a ligação do N-mineral a esses compostos. Mesma tendência é observada para as formas de N presente no EBLD, uma vez que apesar de apresentar teores menores de N em relação ao EBL (Tabela 2.1) em função da diluição, em termos percentuais, manteve-se a mesma proporção com relação aos teores de N-total.

Figura 2.5. Distribuição das formas de nitrogênio mineral (N-min) e orgânico (N-org) em relação ao N-total, presente no efluente bruto (EB), no efluente do biodigestor de lona (EBL), e no efluente do biodigestor de lona diluído (EBLD).



^(a)Recarga realizada com 30 m³ de EB peneirado em fevereiro/2015. ^(b)Recarga realizada com 30 m³ de EB peneirado no final de junho/2015.

Quanto aos aspectos relacionados à patogenicidade dos efluentes, verifica-se que houve redução nos valores de coliformes totais, *Escherichia coli*, e eliminação de *Salmonella* (Tabela 2.2) quando comparamos a caracterização do EB com o EBL. Cabe ressaltar que a maior parte dos coliformes encontrados no EB pertence à classe *E. coli*, como ocorre para os efluentes sanitários. Após 100 dias de tratamento no biodigestor de lona (maio de 2015), os valores de coliformes totais passaram de $1,6 \times 10^7/100$ ml para $5,3 \times 10^5/100$ ml.

Após o processo de biodigestão houve ausência de *E. coli*, indicando que houve sua eliminação e proliferação da pequena parcela de outros tipos de coliformes termotolerantes que toleram temperaturas acima de 40°C , condições essas que ocorrem durante a biodigestão anaeróbia. No entanto, não é possível confirmar esse fato, uma vez que não foi feita a quantificação total de coliformes termotolerantes e a avaliação das espécies pertencentes a esse grupo de bactérias. Assim, é necessário realizar tais avaliações a fim de identificar quais são essas espécies, e a importância das mesmas do ponto de vista sanitário e ambiental. A partir disso, será possível avaliar se somente a quantificação da espécie *E. coli* é suficiente para garantir a sanidade do efluente de suinocultura tratado para uso agrícola.

A legislação internacional sobre qualidade microbiológica de águas residuárias usadas na agricultura (OMS, 2000) e a legislação estadual sobre uso agrícola de efluente sanitário (CETESB, 2006) permitem a substituição da quantificação de coliformes termotolerantes pela quantificação de *E. coli*, pois consideram ser essa a espécie de coliformes termotolerantes mais abundante, indicadoras de contaminação fecal e são utilizadas para inferir sobre a qualidade da água.

Contudo, a legislação nacional sobre classificação de corpos d'água e seus usos (CONAMA, 2005), estabelece que caso seja feita essa substituição deverá ser respeitado os limites estabelecidos pelo órgão competente. Em estudo realizado pelo órgão ambiental do estado de São Paulo (SATO et al., 2008) identificou-se a presença de bactérias do gênero *Klebsiella*, em amostras de água coletadas em diferentes regiões do estado de São Paulo, perfazendo 64,5% dos coliformes termotolerantes quantificados em amostras de água coletadas em diferentes pontos do estado de São Paulo, sendo a principal espécie *K. pneumoniae*, outra espécie de bactéria entérica que também pode ser indicadora de contaminação fecal. Devido a esse e outros fatores, o órgão estabeleceu critérios para uso da espécie *E. coli* na avaliação da qualidade microbiológica de água.

Semelhante eficiência de remoção foi obtida por Orrico-Júnior, Orrico e Junior (2009), que observaram redução de $3,6 \times 10^9/100$ ml para $3,6 \times 10^2/100$ ml, tanto para os valores de coliformes totais quanto de coliformes fecais, após 36 dias de detenção do efluente de suínos

em biodigestor de lona. Já Souza e Cappi (2010) observaram menor eficiência na remoção de coliformes fecais presentes no dejetos de suínos após tratamento em biodigestor tubular, os valores de coliformes fecais presentes no afluente reduziram de $1,7 \times 10^8$ NMP/100 ml para $1,3 \times 10^8$ NMP/100 ml do efluente tratado.

No entanto, ressalta-se que o tempo de detenção do resíduo no biodigestor, assim como, as características do material de entrada, e outras características inerentes ao processo de tratamento anaeróbio, influenciam diretamente na remoção de coliformes presentes (CARRINGTON; HARMAN; PIKE, 1982).

Orrico Júnior, Orrico e Junior (2009) verificaram que o peneiramento prévio do dejetos antes da entrada do mesmo no biodigestor tubular de lona proporcionou maior remoção de coliformes fecais e totais presentes no mesmo dejetos, sendo que o dejetos peneirado previamente apresentou valores de coliformes iguais a $3,6 \times 10^2$ NMP/100 ml após o tratamento em biodigestor, enquanto que o dejetos sem peneiramento apresentou valores de coliformes iguais a $1,5 \times 10^4$ NMP/100 ml após o tratamento. Essa remoção de coliformes se deve a maior eficiência do processo de biodigestão quando houve o peneiramento e a remoção de materiais mais grosseiros, melhorando a atividade dos microrganismos decompositores da matéria orgânica, com conseqüente redução de organismos patogênicos.

Tabela 2.2. Caracterização microbiológica do efluente bruto (EB), do efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona por 100 dias (EBL), do efluente do biodigestor de lona tratado e diluído (EBLD) (1:50, v:v) e da água utilizada na granja

	EB	EBL	EBLD	Água
<i>Coliformes totais</i>				
MPN/100 ml	$>1,6 \times 10^7$	$5,3 \times 10^5$	Ausente	Ausente
<i>Escherichia coli</i>				
MPN/100 ml	$1,6 \times 10^7$	Ausente	Ausente	Ausente
<i>Salmonella</i>	Presente	Ausente	Ausente	Ausente

De acordo com Nogueira et al. (1992) são vários os fatores responsáveis pela remoção de patógenos no processo de biodigestão, no entanto, para o autor o mais importante é o tempo que esses microrganismos permanecem na ausência de oxigênio, que deve variar de 30 a 40 dias. Assim, verifica-se que o processo de tratamento estudado pode atender as variáveis necessárias para remoção de *Salmonella spp* (Tabela 2.2), que deve associar temperaturas variando de 22 a 37 °C com tempo de detenção hidráulica de 6 a 20 dias,

podendo haver de 82 a 96% de remoção desse grupo de microrganismos entéricos (CRAVEIRO; LA IGLESIA; HIRATA, 1982).

Massé, Gilbert e Topp (2011) também encontraram redução nos valores de *Salmonella* presente em dejetos de suíno de 103 UFC g⁻¹ para níveis não detectáveis, após digestão anaeróbia psicrófila (20°C) do resíduo em digestores anaeróbios dispostos em batelada, após duas semanas de tratamento, demonstrando a eficiência deste tipo de tratamento em remover este patógeno apesar das temperaturas não tão elevadas. Bessa et al. (2011) verificaram variações na quantificação de *Salmonella* ao longo de 14 coletas mensais do efluente de entrada e saída de um biodigestor, havendo a detecção do patógeno mesmo quando não houve a detecção na entrada do biodigestor. De acordo com os autores, esse fato poderia ser devido à presença de nutrientes disponíveis aos microrganismos que estariam ocasionando o seu desenvolvimento, e outros sistemas deveriam ser acoplados ao biodigestor.

Assim, verifica-se que houve redução dos riscos de contaminação do solo e daqueles expostos ao uso agrícola e manuseio do efluente de suinocultura tratado, quanto à presença dos microrganismos patogênicos estudados. No entanto, a partir deste estudo vislumbram-se oportunidades de realização de pesquisas mais aprofundadas a fim de confirmar tais resultados, como por exemplo, estudos que avaliem tempos menores de detenção hidráulica do efluente e os efeitos sobre a presença de patógenos ao longo das recargas feitas no biodigestor, e que abranjam a quantificação de outros grupos de patógenos que podem estar presentes no dejetos de suínos como ovos de helmintos e cistos de protozoários. Também, o ressurgimento de bactérias como as termotolerantes e *Salmonellas* deve ser monitorado durante longo período de atividade do biodigestor.

2.3.2. Potencial de uso agrícola e as legislações ambientais vigentes

No Brasil não há legislação que regulamente ou estabeleça limites para o uso de efluente de suinocultura em solos. Alguns estados do Sul do país possuem normas estabelecidas pelos órgãos ambientais do estado que orientam o uso do efluente. No estado de São Paulo não há legislação que estabeleça limites de contaminantes nos efluentes e os critérios de uso. A resolução CONAMA N° 54 (BRASIL, 2005) incentiva a prática do reuso agrícola, mas não estabelece parâmetros ou critérios. No estado de São Paulo foi lançada a Decisão da Diretoria N° 388/2010/P (CETESB, 2010), que prevê a atualização de normas já

existentes sobre o uso de efluentes em solos agrícolas, e a criação de novas normas para outros tipos de efluentes que não se enquadrem nas normas já existentes.

Quando comparamos as características do efluente tratado aos limites estabelecidos nas legislações vigentes no estado de São Paulo sobre uso agrícola de outros tipos de efluentes, como a Instrução Técnica Nº 31 (CETESB, 2006) para efluente sanitário e a Norma P4.002 (CETESB, 2010) para efluente da indústria cítrica, observamos que o valor de CE e o teor de Na foram maiores em relação aos limites estabelecidos por essas legislações, iguais a 2,9 dS m⁻¹ para os valores de CE e de 69 mg L⁻¹ para Na.

Verifica-se que os valores de Na (Tabela 2.1) são cinco vezes maiores que os limites estabelecidos por essas legislações. Também, ressalta-se que a água utilizada para limpeza das baías, proveniente de poço artesiano, apresentou teores de sódio iguais a 96,2 mg L⁻¹, acima do estabelecido para irrigação, sendo mais um fator a contribuir para o aumento dos teores desse elemento presente no efluente que já são elevados.

As duas legislações estaduais preveem que, caso os teores de Na no efluente ultrapassem os valores permitidos, pode ser autorizado o uso agrícola do efluente caso seja apresentado parecer conclusivo por uma instituição de pesquisa, oficial ou credenciada, comprovando a viabilidade do uso agrícola. Além disso, o órgão ambiental competente estabelece critérios de monitoramento que devem ser realizados periodicamente, a fim de avaliar as alterações em parâmetros específicos das características do solo para propor ações que evitem possível contaminação ambiental.

Pereira (2006) caracterizou efluentes oriundos de diferentes fases do sistema de criação de suínos, verificando valores elevados de sódio, principalmente durante as fases de gestação em gaiolas e de terminação, os quais variaram de 216 a 396 mg L⁻¹, valores próximos aos encontrados neste estudo, o qual poderá ser um dos fatores a restringir o uso agrícola do efluente.

A razão de adsorção de sódio (RAS) é um dos parâmetros utilizados pela FAO (1985) a fim de classificar a qualidade da água para irrigação. Assim, a partir dos resultados de caracterização obtidos para os efluentes estudados, calculou-se este parâmetro de acordo com a seguinte equação:

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$$

Sendo:

RAS = Razão de Adsorção de Sódio

Na = Concentração de sódio presente no efluente, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$

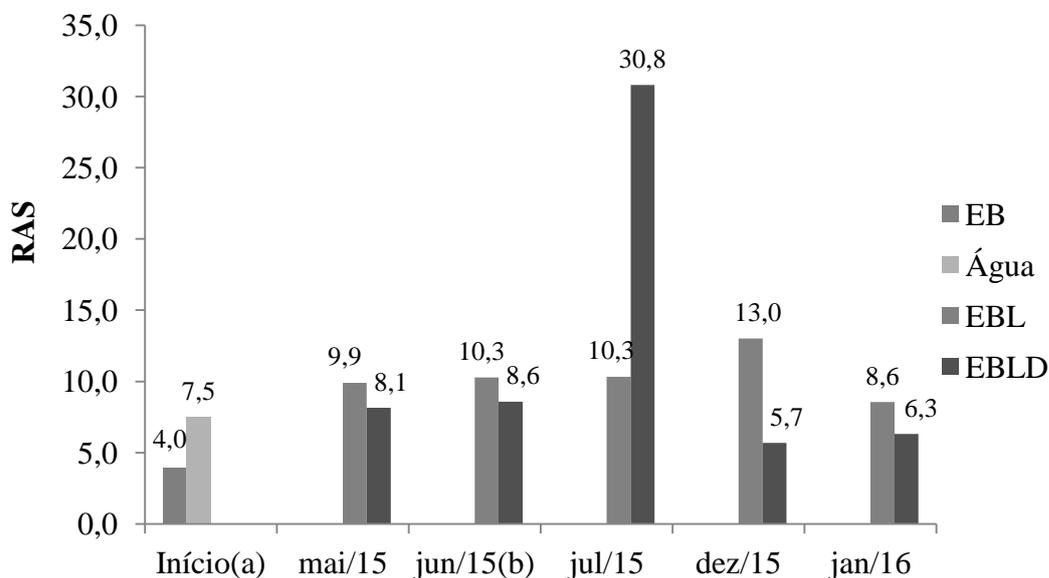
Ca = Concentração de cálcio presente no efluente, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$

Mg = Concentração de magnésio presente no efluente, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$

De acordo com este guia, o risco de redução da infiltração de água no solo pelo uso do efluente pode ser classificado em nenhum, médio e severo, dependendo dos valores obtidos para RAS associados aos valores de CE, ou seja, quanto maior a RAS maior deverá ser a CE de modo que não haja predominância dos íons sódio em relação aos íons cálcio e magnésio. Pois, caso haja predominância de sódio, este elemento passará a ocupar as cargas do solo ocupadas pelos íons cálcio e magnésio, e assim, poderá haver expansão das argilas devido ao maior raio de hidratação do sódio, ocorrendo redução da permeabilidade do solo que ocasionará em problemas de drenagem (LIMA, 2010).

Na Figura 2.6, é possível observar que houve aumento nos valores de RAS do EBL e do EBLD em comparação aos valores apresentados pelo EB, devido a remoção dos elementos Ca e Mg após o tratamento do dejetos de suinocultura. Para a coleta de julho de 2015, observa-se o maior valor de RAS para o EBLD (30,8), devido ao aumento no teor de Na do EBLD nesse período, sem alteração nos teores de Ca e Mg (Tabela 2.1), provavelmente em função da recarga realizada no final de junho de 2015.

Figura 2.6. Evolução da razão de adsorção de sódio (RAS) ao longo do período avaliado apresentada pelo efluente bruto (EB) proveniente da limpeza das baias, da água utilizada na limpeza, do efluente tratado no biodigestor de lona (EBL) e do efluente tratado no biodigestor de lona e diluído (1:50, v:v) (EBLD).



^(a)Recarga realizada com 30 m³ de EB peneirado em fevereiro/2015. ^(b)Recarga realizada com 30 m³ de EB peneirado no final de junho/2015.

De acordo com o guia da FAO (1985), para que não haja redução da infiltração de água no solo, os valores de CE do efluente devem ser maiores que 1,9 dS m⁻¹ quando os valores de RAS variarem de 6 a 12, e devem ser maiores que 1,2 dS m⁻¹ quando os valores de RAS variarem de 3 a 6. Assim, observando os valores de RAS (Figura 2.6) e de CE (Tabela 2.1) obtidos, verifica-se que o EBL não apresentou risco de redução da infiltração de água no solo, uma vez que houve correlação entre os valores de RAS e de CE.

Já o EBLD apresentou risco moderado quanto à redução da infiltração de água no solo, pois os valores de CE foram considerados baixos quando correlacionados aos valores de RAS do EBLD, representando predominância de Na. Ressalta-se que a água utilizada na lavagem das baias e diluição do efluente do biodigestor de lona (EBLD) apresentou teor de sódio igual a 96,2 mg L⁻¹, o que pode ter contribuído para elevação dos teores do elemento presente nos efluentes estudados, especialmente no EBLD.

Também, de acordo com este guia, o EBL apresentaria risco quanto à salinização do solo, pois o mesmo apresentou valores de CE maiores que 3,0 dS m⁻¹, diferentemente do EBLD que não apresentou este risco, devido os baixos valores de CE (Tabela 2.1). No entanto, os valores de CE do EB foram menores do que o obtido por Moral et al. (2008) após caracterizar dejetos brutos de suínos, em fase de terminação, provenientes de 36 granjas do

sudeste da Espanha, e que foram iguais a $25,2 \text{ mS cm}^{-1}$. Tais valores estiveram próximos aos obtidos para o EBL que variaram de $15,2$ a $23,3 \text{ mS cm}^{-1}$, devido a solubilização de sais decorrentes da degradação do EB ao longo do processo de tratamento.

Confrontando os resultados de CE e RAS obtidos para os efluentes estudados com os limites estabelecidos pela legislação estadual, a Instrução Técnica N° 31 (CETESB, 2006), vê-se que o EBL apresentou valores de CE acima de $2,9 \text{ dS cm}^{-1}$, que é o limite máximo estabelecido para uso agrícola de efluentes sanitários. Apesar disso, o EBL apresentou valores de RAS menores do que o limite máximo de 12, com exceção do EBL obtido em dezembro/2015 que apresentou RAS igual a 13 devido aos baixos teores de Ca. Já o EBLD apresentou valores de CE menores que $2,9 \text{ dS cm}^{-1}$, mas não apresentou correlação adequada com os valores de RAS, a fim de evitar riscos de infiltração de água no solo. Também, de acordo com essa norma, a água utilizada na unidade também não apresentou correlação adequada entre os valores de CE ($707 \mu\text{S cm}^{-1}$) e RAS (7,5), apresentando moderada restrição de uso.

Contudo, ressalta-se que este mesmo guia elaborado pela FAO (1985) alerta quanto ao uso destas interpretações como único critério a fundamentar o manejo agrícola de águas de menor qualidade. O mesmo incentiva que a partir das interpretações dos possíveis riscos de uso, sejam feitos ensaios de campo e pesquisas a fim de comprová-los. A legislação estadual que orienta o uso agrícola de efluentes sanitários (CETESB, 2006), também estabelece que sejam realizados estudos por instituições de pesquisa a fim de verificar os efeitos do uso de efluentes sanitários com concentração de sódio acima do limite estabelecido.

Poucos estudos foram realizados em nossas condições para avaliar os efeitos do efluente de suinocultura tratado sobre o incremento de sódio no sistema solo-água-planta. A maioria dos estudos avaliaram os efeitos do uso do resíduo estabilizado em lagoas, mas sem tratamento prévio, e conseqüentemente, com maiores teores de sólidos e sais, promovendo redução na formação de agregados pela elevada concentração de sódio (SANTOS, 2014), ou redução da infiltração de água no solo pelo elevado teor de sólidos presentes no dejetos de suinocultura (OLIVEIRA et al., 2000).

Assim, não há dúvidas de que os estudos devem prosseguir para verificar os efeitos do uso sucessivo de efluentes com teor de sódio acima do recomendado sobre diversos tipos solos e culturas agrícolas. Concomitantemente, outros estudos de nutrição animal devem ser conduzidos para avaliar a real necessidade de fornecimento dessa quantidade de sódio na ração de suínos, uma vez que a remoção do elemento de efluentes exige métodos sofisticados e custosos, e mantendo-o na água de reuso agrícola elevam-se os riscos de aumento da

salinidade e sodicidade dos solos, com redução da infiltração de água e permeabilidade do solo, e restrições de absorção de água pelas culturas agrícolas (BERTONCINI, 2008).

A Resolução CONAMA Nº 357 (BRASIL, 2005), assim como a Instrução Técnica Nº 31 (CETESB, 2006), e a norma P4.002 (CETESB, 2010) estabelecem limites para os teores de nitrogênio para fins de classificação de corpos d' água, para uso de efluentes sanitários e uso de efluentes da indústria cítrica, respectivamente. De acordo com a resolução CONAMA Nº 357 (BRASIL, 2006) as águas do tipo classe 3 são consideradas de menor qualidade, e poderiam ser utilizadas para irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, e para a faixa de pH entre 7,5 a 8,0, devem apresentar teor de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) igual a $5,6 \text{ mg L}^{-1}$, no entanto, é possível observar na Tabela 2.1 que os valores de N-NH_4^+ presente nos efluentes estudados estiveram acima deste limite.

Já de acordo com a Instrução Técnica Nº 31 (CETESB, 2006), estabelecida para uso de efluente sanitário, permite-se a aplicação no solo de efluentes que apresentem concentração de N-NH_4^+ de até 20 mg L^{-1} , e se esses valores forem maiores que o limite estabelecido deverão ser realizados estudos que comprovem a existência de proteção aos corpos d' água. Neste estudo, os teores de N-NH_4^+ médios foram iguais a $1.775,96 \text{ mg L}^{-1}$ para o EBL e $37,72 \text{ mg L}^{-1}$ para o EBLD, sendo necessária diluição maior que cinquenta vezes para atingir o limite estabelecido pela norma. Os teores de nitrato, nos efluentes estudados, estiveram abaixo do limite de 10 mg L^{-1} (Tabela 2.1), limite este estabelecido pelas legislações abordadas.

Sistemas de tratamento para remoção de nitrogênio devem ser estudados, assim como devem ser realizados estudos a fim de avaliar os efeitos do uso de efluentes oriundos de diversos sistemas de tratamento, sob as transformações das diferentes formas de nitrogênio no solo. Formas amoniacais de nitrogênio são predominantes em sistemas de tratamento que utilizam apenas o tratamento anaeróbio, enquanto que, em sistemas de tratamento anaeróbio e aeróbio, é possível haver predominância das formas nítricas de N, ocasionando efeitos diversos no sistema solo-água-planta.

Esses estudos são importantes, pois, considerando uma recomendação de 200 kg ha^{-1} de N para culturas com extração elevada desse elemento e os teores médios de N observados para o EBL, seria necessário à aplicação de 118 m^3 de efluente para o cultivo de um ciclo desta cultura. Sendo importante dimensionar a quantidade gerada/tratada, a quantidade de efluente a ser utilizada e a área necessária para que seja feito uso adequado do efluente. Tais fatores podem variar de acordo com o tamanho e características de cada granja, uma vez que, a quantidade de animais e o tipo de alimentação poderão alterar o volume e as características

do efluente gerado e, portanto, o tipo de tratamento necessário para que seja possível realizar seu uso na propriedade.

A Norma Técnica P4.231 (CETESB, 2015) estabelece critérios para uso agrícola da vinhaça, utilizando o K como um dos elementos limitantes desses critérios, considerando os teores presentes no solo e na vinhaça, além da quantidade de 185 kg ha^{-1} de K_2O extraído pela cultura. De acordo com resultados obtidos por Possignolo et al. (2017) observa-se que os teores de K obtidos para o EBL, após digestão ácida das amostras, são cerca de duas vezes menor (Tabela 2.1) que o teor de K disponível e quatro vezes menor que o teor de K pseudototal encontrados na vinhaça natural. De acordo com os autores o K ligado à matéria orgânica presente na vinhaça poderia, também, estar sendo disponibilizado para a cultura, havendo aplicação maior do que o recomendado. Desse modo, apesar de não haver alteração nos teores de K após o tratamento dos dejetos, devido a sua elevada solubilidade, verifica-se que esse elemento seria menos limitante em relação ao Na e N, como discutido em relação às legislações vigentes para uso agrícola de outros tipos de efluentes.

Limites quanto aos teores de metais pesados são estabelecidos pelas legislações estaduais que regulamentam o uso agrícola de efluente sanitário (CETESB, 2006) e efluente da indústria cítrica (CETESB, 2010), sendo o limite máximo considerado adequado para o uso agrícola igual a $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ para o Cu e $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ para o Zn. Os metais mais limitantes quanto ao uso agrícola do efluente de suinocultura são Cu e Zn por serem fornecidos junto à ração como suplementos alimentares ou medicamentos, havendo elevada excreção dos mesmos pelos animais e alta concentração dos dejetos.

Os teores de Cu e Zn presentes no EB estiveram muito acima do limite considerado adequado por essas legislações, e foram iguais a $13,6$ e 44 mg L^{-1} (Tabela 2.1), respectivamente. Após o processo de tratamento houve redução desses valores presentes no EBL os quais foram menores que o limite máximo proposto pela legislação estadual, com exceção das coletas realizadas em maio/2015 (100 dias de TDH) e julho/2015 (30 dias de TDH) que apresentaram teores de Cu cinco e sete vezes superiores aos limites dessa legislação, e teores de Zn duas vezes superiores a estes limites. Logo, apenas os maiores tempos de detenção hidráulica (maior que 100 dias) foram capazes de gerar efluentes com teores de Cu e Zn dentro dos limites considerados adequados pelas atuais legislações sobre uso agrícola de outros tipos de efluentes.

Os teores de Cu do EBL também foram maiores do que o limite estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357 (BRASIL, 2005) que cita o uso agrícola para águas classe 3, e para isso os teores de Cu dissolvido devem ser iguais a $0,013 \text{ mg L}^{-1}$ e de Zn total iguais a 5 mg L^{-1} , contudo, ressalta-se que essa legislação estabelece limites de Cu dissolvido e não dos teores totais/pseudototais. Já o EBLD apresentou teores de Cu e Zn menores que os limites estabelecidos pelas legislações nacional e estadual, uma vez que foi diluído cinquenta vezes.

Quanto à presença de microrganismos são considerados os limites estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS, 2000), que prevê valores de coliformes fecais iguais a 10^5 NMP /100 ml de efluente a ser utilizado na irrigação de culturas cerealíferas, pastagem e árvores, por meio de sistema de irrigação por aspersão que exponha trabalhadores e comunidades vizinhas, mas não crianças menores de 15 anos. E valores iguais a 10^3 NMP/100 ml, quando for utilizado o sistema de irrigação por inundação ou sulco que exponha mesmo grupo acima citado.

Assim, observa-se na Tabela 2.2 que o EBL poderia ser utilizado para irrigação quanto à presença de coliformes fecais, uma vez que após 100 dias de tratamento houve redução de coliformes totais de $1,6 \times 10^7$ NMP/100 ml para $5,3 \times 10^5$ NMP/100 ml. Sendo que este grupo de coliformes totais não foi composto por coliformes fecais/*Escherichia coli*, havendo eliminação desse microrganismo após o tratamento do efluente bruto. No entanto, ressalta-se que pode ter ocorrido colonização por outras espécies de coliformes termotolerantes, capazes de se proliferarem nas condições de temperaturas acima de 40°C e anaerobiose, pois ainda houve a presença de coliformes totais na ordem de 10^5 /100 ml de efluente. Devendo ser feita a identificação dessas espécies de coliformes a fim de verificar se há riscos do ponto de vista sanitário e ambiental para uso agrícola do efluente de suinocultura tratado.

Conclui-se que as principais restrições relacionadas ao uso agrícola do efluente de suinocultura estão relacionadas aos elevados teores de N e Na, que se aplicados em excesso podem ser lixiviados ou carreados, dependendo das características químicas e físicas do solo. Atenção deve ser dada ao sódio, para o qual devem ser desenvolvidos estudos, principalmente de nutrição animal que visem obter maior aproveitamento do elemento, a fim de que haja adequada relação entre custo e benefício, considerando aspectos zootécnicos e ambientais. Quanto maior a quantidade de sódio excretada pelo animal, maior será seu potencial poluidor, acarretando em maiores dificuldades de se tratar esse efluente e em alguns casos inviabilizando seu uso agrícola.

Ressalta-se, também, a importância da realização de estudos quanto ao tratamento desse dejetos e efeitos de seu uso agrícola, frente à ausência de uma legislação ambiental específica para o uso agrícola de efluente de suinocultura. As legislações aqui discutidas não foram desenvolvidas para estabelecer critérios de uso agrícola deste efluente, ou até mesmo orientar quanto ao tratamento a fim de atender tais parâmetros.

A Resolução CONAMA Nº 357 (BRASIL, 2005), juntamente com a Resolução CONAMA Nº 430 (BRASIL, 2011) e o Decreto Estadual Nº 8468 (SÃO PAULO, 1976) são utilizados para fins de classificação de corpos d'água e para orientar quanto ao lançamento de efluente. Essa legislação estabelece a irrigação como um tipo de uso a ser dado para águas classe 3, porém, alguns parâmetros utilizados para fins de classificação divergem daqueles para fins de uso agrícola estabelecidos por legislações do Estado de São Paulo, como a P4.002 (CETESB, 2010) para efluente da indústria cítrica e a Instrução Técnica Nº 31 (CETESB, 2006) para efluente sanitário.

O órgão ambiental do Estado de São Paulo por meio da Decisão da Diretoria nº 388/2010/P (CETESB, 2010) prevê que para efluentes que não se enquadrem nas legislações já existentes, será necessária elaboração de novas normas e, por tanto, realização de estudos. Logo, esses estudos aliados ao levantamento de informações junto aos suinocultores e agricultores que realizam o uso agrícola do efluente de suinocultura há anos, e em muitos casos, sem a realização de tratamento prévio, poderão auxiliar na formação de um banco de dados capaz de nortear a criação dessa legislação, estabelecendo critérios de uso agrícola.

2.4. Conclusões

O dejetos bruto de suínos não deve ser utilizado na agricultura, pois, houve presença de patógenos e teores de N, Na, Cu e Zn acima dos limites estabelecidos pelas legislações vigentes sobre uso agrícola de outros tipos de efluentes.

O tratamento, composto pela peneira e biodigestor anaeróbio, proporcionou a obtenção de efluente com menor potencial poluidor e com potencial de uso agrícola, devido à redução nos valores de DBO, DQO, sólidos voláteis, nos teores de P, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe e Mn. Houve eliminação de coliformes fecais e *Salmonella*, estando dentro dos limites estabelecidos pela legislação internacional para irrigação com água de reuso, e daqueles estabelecidos pelas legislações nacionais que regulamentam o uso agrícola de outros tipos de efluentes. Entretanto o efluente de suinocultura tratado apresentou valores de CE e de Na acima dos limites estabelecidos pelas legislações ambientais e agrícolas existentes.

Conclui-se que o efluente de suinocultura tratado apresenta potencial de uso agrícola a partir da adoção de critérios que deverão compor futura legislação sobre tratamento dos dejetos e uso do efluente de suinocultura tratado e, o estudo demonstra que os principais elementos que poderão limitar esses critérios são o N e o Na.

Referências

AMARAL, A. C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R. Zinc and copper distribution in swine wastewater treated by anaerobic digestion. **Journal of Environment Management**, London, v. 141, p. 132-137, 2014.

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75–80, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. **Relatório Anual 2016**. São Paulo: ABPA, 2016. 133 p.

BASSO, J. C.; CERETTA, C. A.; PAVINATO, P. C.; SILVEIRA, M. J. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1733-1778, 2004.

BASTOS, R. K.; FRIGO, E. P.; ALVES, H. J.; DIETER, J.; SOUZA, S. N. M.; SILVA, A. A. F.; KOTHE, V. Effect of swine wastewater on *Jatropha curcas* L. oil acidity. **Industrial Crops and Products**, Amsterdam, v. 74, p. 642-647, 2015.

BERTONCINI, E. I. As experiências de reuso da água no meio rural. In: SIMPÓSIO DOS COMITÊS PCJ, 1., 2012, São Pedro. (CD ROM)

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso de água no meio agrícola. **Revista Tecnológica & Inovação Agropecuária**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 152-169, 2008.

BERTONCINI, E. I. Dejetos da Suinocultura – Desafios para uso agrícola. **Pesquisa & Tecnologia**, v. 8, n. 2, p. 1-10, 2011.

BESSA, M. C.; BIESUS, L. L.; GUGEL, L. A.; KICH, J. D.; STEINMETZ, R.; KUNZ, A. Avaliação do efeito de dois processos de tratamento de dejetos de suínos sobre a redução de *salmonella* sp. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, 2., 2011, Foz do Iguaçu. **Resumos...** Disponível em: <http://www.sbera.org.br/2sigera/obras/t069.pdf>. Acesso: 28 set. 2016.

CARRINGTON E. G.; HARMAN A.; PIKE E. B. Inactivation of *Salmonella* during anaerobic digestion of sewage sludge. **Journal of Applied Bacteriology**, Oxford, v. 53, p. 331-334, 1982.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução Nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 mar. 2006. Seção 1, p. 31-36.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complemente e altera a Resolução nº 357, de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 maio 2011. p. 89.

CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; LOURENZI, C. R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R. C. B.; BURNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 139, n. 4, p. 689-699, 2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Instrução Técnica Nº 31**: Aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura. São Paulo: CETESB, 2006. 16 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Norma Técnica P4.002**: Efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas - critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2010. 20 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Norma Técnica P4.231**: Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2015. 15 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. Decisão de Diretoria nº 388/2010/P, de 21 de dezembro de 2010. Aprovação de premissas e diretrizes para a aplicação de resíduos e efluentes em solo agrícola no Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado. Poder Executivo**, São Paulo, SP, 24 dez. 2010. Seção 1, p. 59-60.

CRAVEIRO, A. M.; LA IGLESIA, M. R. de; HIRATA, Y. S. **Manual de biodigestores rurais**. São Paulo: IPT, 1982. 61 p.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. 30 p. (Boletim Informativo).

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Treatment of swine wastewater in UASB reactor and anaerobic filter in series followed of trickling filter. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, p. 91-100, 2011.

EATON, A. D.; LEONORE, S.; CLESCERI, E. W. R.; ARNOLD, E. A. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: APHA; AWWA; WEF, 2005. 1200 p.

FAO. **Water quality for agriculture**. Rome, 1985. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.htm>. Acesso em: 31 ago. 2016.

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

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRR Press, 1987. 315 p.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.

LIMA, G. J. M. M.; SCAPINI, L. B.; TEVERNARI, F. C. **Comparação das exigências nutricionais para suínos machos castrados recomendadas pelas Tabelas Brasileiras (2011) e pelo NRC (2012)**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2012. 6 p. (Comunicado Técnico, 508).

LIMA, L. A. **Drenagem de terras agrícolas**. Lavras: UFLA, 2010. 20 p. Disponível em: <http://www.leb.esalq.usp.br/disciplinas/Fernando/leb1440/Aula%2010/drenagem.pdf>. Acesso: 31 ago. 2016.

MASSÉ, D.; GILBERT, Y.; TOPP, E. Pathogen removal in farm-scale psychrophilic anaerobic digesters processing swine manure. **Bioresource Technology**, Barking, v. 102, n. 2, p. 641-646, 2011.

MORAL, R.; PEREZES-MURCIA, M. D.; PEREZ-ESPINOSA, A.; MORENO-CASELLES, J.; PAREDES, C.; RUFETE, B. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. **Waste Management**, New York, v. 28, n. 2, p. 367-371, 2008.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão: a alternativa energética**. São Paulo: Nobel, 1992. 93 p.

NOVAES, W. Dilemas do desenvolvimento agrário. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 15, n. 43, p. 51-60, 2001.

OLIVEIRA, C. P. P. C. R. O. **Precipitação do fosfato dicálcico – Caracterização experimental e modelização**. 2007. 216 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2007.

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

OLIVEIRA, R. A.; CAMPELO, P. L. G.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; CECON, P. R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo Podzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 2, p. 263-267, 2000.

OMS. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. **Bulletin of the World Health Organization**, Geneva, v. 78, n. 9, p. 1104-1106, 2000.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; JUNIOR, J. L. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida em diferentes tempos de detenção hidráulica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 3, p. 474-482, 2009.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. D. Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE SUINOCULTURA: PRODUÇÃO, MANEJO E SAÚDE DO REBANHO, 1998, Concórdia. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1998. p. 223-234.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M. D.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., 2001, Gramado. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves; ABCS, 2001. 17 p.

PEREIRA, E. R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu uso no ambiente agrícola**. 2005. 130 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

POSSIGNOLO, N. V.; BERTONCINI, E. I.; VITTI, A. C. Decomposition of the organic matter of natural and concentrated vinasse in sandy and clayey soils. **Water Science & Technology**, Oxford, v. 75, n. 8, 2017. doi: 10.2166/wst.2017.239.

SANTOS, A. P. R. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com capim-tifton 85**. 2004. 79 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

SANTOS, R. C. **Cobre, zinco, manganês e sódio em rações, dejetos líquidos de suínos, e solos de áreas de uso agrícola**. 2014. 146 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

SÃO PAULO. Assembleia Legislativa. Decreto n° 8.468 de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei n° 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 09 set. 1976.

SATO, M. I.; HACHICH, E. M.; MENEGON-JUNIOR, N.; MELO, A. M. J.; COELHO, M. C. L. S.; di BARI, M.; RAMOS, S. R. **Relatório Técnico - Monitoramento de Escherichia coli e coliformes termotolerantes em pontos da rede de avaliação da qualidade de águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2008. 22 p. Disponível em: <http://laboratorios.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios-2/relatorios-tecnicos/>. Acesso: 2 fev. 2016.

SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DRESSLER, V. L. O processo ANAMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de oxigênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 12, p. 1289-1297, 2010.

SEGANFREDO, M. A.; SOARES, I. J.; KLEIN, C. S. Qualidade da água de rios em regiões suinícolas do município de Jaborá SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS, 1., 2003, Goiânia. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. (CD ROM).

SOUZA, J. C.; CAPPI, N. Redução do número mais provável de coliformes fecais e totais em água residuária de suinocultura tratada em biodigestor anaeróbio. In: ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 8., 2010, Dourados. **Anais...** Dourados: UEMS, 2010. Disponível em: <http://anaisonline.uems.br/index.php/enic/article/view/1271>. Acesso: 28 set. 2016.

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LORENZI, C. R.; COUTO, R. R.; BRUNETTO, G. Formas e acúmulo de cobre e zinco em um Argissolo vermelho com histórico de aplicação de dejetos líquido e camada sobreposta de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 812-824, 2013.

USEPA. **Guidelines establishing test procedures for the analysis of pollutants; analytical methods for biological pollutants in wastewater and sewage sludge: final rule**. Washington, DC, 2012. Disponível em: <http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-WATER/2007/March/Day-26/w1455.htm>. Acesso: 2 fev. 2016.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994. 240 p.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TCHIO, V. H. 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.

YANG, J. E.; SKOGLEY, E.; SCHAFF, B.; KIM, J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin on soil extracts. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, n. 4, p. 1108-1111, 1998.

3. MINERALIZAÇÃO DO CARBONO EM SOLOS IRRIGADOS COM EFLUENTE DE SUINOCULTURA TRATADO EM BIODIGESTOR ANAERÓBIO

Resumo

O uso do efluente de suinocultura tratado pode promover melhorias agronômicas e ambientais. Entretanto, a dinâmica da degradação deste resíduo orgânico deve ser avaliada uma vez que pode afetar a disponibilidade de nutrientes e contaminantes. O objetivo do estudo foi avaliar os efeitos do uso do efluente de suinocultura tratado (EBL) e do efluente de suinocultura tratado e diluído (EBLD) sobre a mineralização do carbono em Latossolo vermelho distrófico textura argilosa (LV) e em Argissolo vermelho-amarelo distrófico textura arenosa (PVA). O ensaio foi realizado em frascos contendo 500 g de terra coletada da camada 0-20 cm dos solos supracitados, peneirados e secos ao ar, de acordo com os seguintes tratamentos: R1- controle LV, R2- LV irrigado com EBL, R3- LV irrigado com EBLD, R4- controle PVA, R5- PVA irrigado com EBL, R6- PVA irrigado com EBLD. Foram realizadas três aplicações dos efluentes, sendo a primeira com aplicação equivalente a 33,3 mm do EBL em R2, R3, R5 e R6, simulando uma aplicação para fornecer o mínimo de nitrogênio necessário para o desenvolvimento de um cultivo no campo. A segunda e terceira aplicações foram feitas simulando lâminas de irrigação, sendo a segunda aplicação equivalente a 8,3 mm do EBL (R2 e R5) e do EBLD (R3 e R6). E, a terceira aplicação foi equivalente a 33,3 mm do EBL (R2 e R5) e do EBLD (R3 e R6), simulando quatro aplicações sucessivas de uma lâmina de irrigação igual a 8,3 mm. Aos controles de cada solo foi feita aplicação de água deionizada em quantidade igual à lâmina de efluente aplicada em cada uma das avaliações, mantendo a capacidade de campo dos solos de todos os tratamentos em torno de 80%. Os frascos foram incubados em câmara de BOD a 25°C por 172 dias, e a cada aplicação realizada foram quantificados os valores de C-CO₂ liberado e a taxa de degradação. Os resultados obtidos para cada aplicação foram ajustados a um modelo de cinética química de primeira ordem. Ao longo do ensaio, houve degradação de mais da metade da matéria orgânica entre 10 e 4 dias de incubação para a primeira e terceira aplicação do EBL (33,3 mm), respectivamente. Para a segunda aplicação e menor lâmina estudada (8,3 mm), os efeitos observados ocorreram em função da matéria orgânica remanescente da primeira aplicação de 33,3 mm do EBL. Houve maior evolução de C-CO₂ para os tratamentos do Latossolo, refletindo o maior teor de carbono nativo desse solo em comparação ao Argissolo. No entanto, maiores taxas de degradação do material orgânico foram obtidas para os tratamentos do Argissolo e, observou-se a ocorrência do efeito “priming”, após a aplicação do EBL. Logo, os efeitos da aplicação do EBL sobre a degradação da matéria orgânica nativa de solos de textura arenosa devem ser considerados, uma vez que esse processo pode ocasionar a depleção no teor de matéria orgânica destes solos, fator negativo para a fertilidade, especialmente àqueles sob condições tropicais.

Palavras-chave: dejetos de suinocultura, matéria orgânica, ensaio de respirometria.

CARBON MINERALIZATION IN SOILS IRRIGATED WITH SWINE WASTEWATER TREATED IN AN ANAEROBIC BIODIGESTOR

Abstract

Treated swine wastewater agricultural use can promote environmental and agronomical improvements. Although, degradation dynamics of this organic waste should be evaluated, since, it can affect nutrients and contaminants lability. Thus, the study aim was evaluate the use effects of treated swine wastewater (EBL) and diluted swine wastewater (EBLD) about the carbon mineralization in dystrophic clayey red Oxisol (LV) and in red-yellow Ultisol (PVA) with sandy texture. The test was performed in flasks contained 500 g of this soils sampled from depth of 0-20 cm, soils were sieved and air dried, in accordance to following treatments: R1 – LV control, R2 – LV irrigated with EBL, R3 – LV irrigated with EBLD, R4 – PVA control, R5 – PVA irrigated with EBL, R6 – PVA irrigated with EBLD. Three applications were evaluated. The first was equivalent to 33.3 mm of EBL in R2, R3, R5 and R6, in order to simulate one application to supply minimum nitrogen needs for one maize cultivation. The second and third applications were done in order to simulate amounts for irrigations. The second was equivalent to 8.3 mm of EBL (R2 and R5) and of EBLD (R3 and R6). And, the third was equivalent to 33.3 mm of EBL (R2 and R5) and of EBLD (R3 and R6), simulating four successive applications of an amount equal to 8.3 mm. Deionized water was added to each soils controls in volume equivalent to each effluents amounts studied, keeping the soil field capacity around to 80%. The flasks were incubated in BOD chambers to 25°C for 172 days, and the C-CO₂ released and degradation rate were quantified. The results obtained were adjusted to first-order chemical kinetics model. More than half organic matter was degraded between 4 and 10 days of incubation, for the first and third applications of EBL applied (33.3 mm), respectively. For second application and lower effluent amount studied (8.3 mm), the effects observed were as a function of organic matter remaining of previous application (33.3 mm of EBL). Higher CO₂ evolutions were obtained for Oxisol treatments due to higher carbon contents of this soil in comparison to Ultisol. However, higher degradation rates were obtained for Ultisol treatments and, after the first EBL application it was observed the “priming” effect. Soon, the EBL use effect about sandy soils native organic matter degradation should be considered, since, this process can result in reductions in soil organic matter content, a negative effect, mainly, for soil under tropical conditions.

Keywords: swine waste, organic matter, respirometry test

3.1. Introdução

A destinação e uso adequado dos resíduos agroindustriais tem sido alvo de discussões que se intensificaram com a criação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, objetivando adequar a destinação dos resíduos de diversas fontes e, assim, impedir a disposição em aterros sanitários de resíduos que apresentem outros potenciais de uso (BRASIL, 2010). Com isso, as pressões sob o setor agropecuário têm aumentado para que haja destinação adequada dos resíduos gerados por essas atividades. Os órgãos ambientais tem exigido o licenciamento ambiental das propriedades rurais como forma de fiscalizar, estabelecer um plano adequado de destinação e em outros casos de tratamento dos resíduos gerados.

A suinocultura tem enfrentado dificuldades quanto à destinação e tratamento adequado dos resíduos gerados. Considerando o atual rebanho de suínos do Brasil e a estimativa da quantidade diária de dejetos gerados por um animal (BERTONCINI, 2013), calcula-se que são gerados quase 70 milhões de m³ por ano de dejetos provenientes da limpeza das baias de suínos com mangueiras lava-jato, manejo higiênico-sanitário adotado pela maioria das granjas no Brasil. Em comparação a outras atividades agrícolas, a suinocultura é considerada a principal fonte de poluição dos corpos d'água (NOVAES, 2001).

Por muitos anos, os dejetos sem tratamento foram aplicados em áreas agrícolas vizinhas a essas granjas sem nenhum tratamento prévio, ocasionando sua contaminação ambiental. Contudo, poucas são as informações sobre o nível de contaminação das áreas, nem mesmo sobre qual seria o sistema de tratamento de dejetos adotado em cada propriedade rural, dependendo de suas características e realidade (BERTONCINI, 2016).

Apesar do potencial poluidor, o uso agrícola do efluente de suinocultura tratado pode ser uma das alternativas de destino sustentável para este resíduo, promovendo uso racional da água e economia no uso de fertilizantes minerais, além de utilizar o solo como meio depurador da carga orgânica ainda presente no resíduo. Para isso, é necessário que haja tratamento prévio do dejetos, a fim de reduzir principalmente a carga orgânica que se encontra em torno de 25.000 mg L⁻¹ para DBO e 65.000 mg L⁻¹ para DQO (MORAL et al., 2008), muito maiores do que a carga orgânica do esgoto sanitário, igual a 175 mg L⁻¹ para DBO (SOUZA et al., 2015) e 500 mg L⁻¹ para DQO (DUDA; OLIVEIRA, 2011).

A adição do efluente de suinocultura em solos agrícolas pode alterar a dinâmica da matéria orgânica do solo, assim como, suas características físicas e químicas e a disponibilidade de nutrientes e/ou elementos tóxicos, dependendo da taxa de decomposição da matéria orgânica e da capacidade de depuração do solo. Ressalta-se que desequilíbrios na

fertilidade do solo podem ser causados quando a aplicação de material orgânico excede a capacidade de purificação e ciclagem de nutrientes pelo solo.

Estudos realizados por Lourenzi (2014) demonstraram aumento nos teores de carbono e matéria orgânica para duas profundidades estudadas de um Argissolo distrófico, após sucessivas aplicações de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos. No entanto, neste mesmo estudo, para um Latossolo, houve aumento somente para os teores de carbono e matéria orgânica da camada superficial do mesmo. Este fato ocorreu devido às diferenças mineralógicas existentes entre os dois tipos de solos estudados. O Argissolo apresentou menor teor de argila comparado ao Latossolo, promovendo a percolação da matéria orgânica particulada para o horizonte subsuperficial. O maior conteúdo de argilas, óxidos de Fe e Al presentes no Latossolo protegeu a matéria orgânica da rápida degradação, processo muito comum em solos sob condições tropicais (BAYER et al., 2002), retendo a matéria orgânica no horizonte superficial.

Agne e Klein (2014) não encontraram alterações significativas no teor de matéria orgânica de um Latossolo Vermelho distroférico após quatro anos de aplicações de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos para diferentes profundidades do solo. Houve apenas acúmulo de matéria na camada 0-0,05 m para todos os tratamentos, inclusive para o controle, sem ter sido observada diferença entre os tratamentos, característica inerente aos solos devido a maior presença de restos culturais na camada superficial do solo. Os autores atribuíram a ausência de efeito sobre os teores de matéria orgânica do solo aos baixos teores de matéria seca do dejetos (1,7%) e, também, a elevada fertilidade do solo, uma vez que o controle desse estudo já apresentava teores elevados de matéria orgânica.

Assim, as características de cada solo podem influenciar a dinâmica de degradação do material orgânico presente no resíduo aplicado. Solos com teores elevados de óxidos de ferro e alumínio podem apresentar maiores teores de matéria orgânica devido à formação de complexos organominerais, em contrapartida, solos arenosos apresentam menores teores devido a fácil degradação da matéria orgânica (LOURENZI, 2014; BERTONCINI et al., 2008; INDA JUNIOR et al., 2007).

Além disso, a degradação do material orgânico presente no resíduo e os efeitos sobre a matéria orgânica do solo dependem de diversos fatores como: temperatura, umidade, tipo de resíduo, frequência de aplicação e microbiota. De acordo com Dinél e Gregorich (1995) o material orgânico presente nos dejetos de suínos é composto por polissacarídeos, lipídios, proteínas e outros compostos aromáticos, que possuem diferentes velocidades de degradação no solo. Após o tratamento do dejetos de suínos, a fração orgânica biodegradável é reduzida,

umentando a concentração de carbono recalcitrante (SOARES et al., 2010) e reduzindo a degradabilidade do material orgânico. Esta redução da carga orgânica e da concentração de nutrientes e/ou contaminantes é dependente do tipo de tratamento ao qual o resíduo bruto é submetido, como biodigestão anaeróbia ou aeróbia.

Portanto, a cinética de degradação de um resíduo orgânico a ser adicionado ao solo deve ser avaliada, pois o uso agrícola de alguns resíduos orgânicos pode promover a degradação da matéria orgânica nativa do solo. Neste processo, denominado de efeito “priming”, a microbiota além de degradar o resíduo orgânico adicionado ao solo passa a mineralizar a matéria orgânica nativa do solo (FONTAINE; MARIOTTI; ABBADIE, 2003). Efeito esse não desejado para solos sob condições tropicais que apresentam baixos teores de matéria orgânica.

Considerando a necessidade de propor alternativas sustentáveis para o uso agrícola do efluente de suinocultura tratado e a escassez de estudos que avaliem a degradação do material orgânico presente nesses tipos de efluentes, objetivou-se, por meio desse estudo, avaliar a taxa de decomposição da matéria orgânica remanescente de um efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona e do efluente de suinocultura tratado e diluído, simulando sua aplicação sucessiva em solo de textura argilosa e em solo de textura arenosa.

3.2. Material e Métodos

Os efluentes de suinocultura utilizados nesse estudo foram provenientes de um sistema piloto de tratamento de dejetos de suínos, instalado na Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento – UPD de Tanquinho pertencente à Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, na cidade de Piracicaba, SP. A unidade abriga uma granja com capacidade para 180 animais confinados, em fase de terminação, na qual as baias são lavadas frequentemente.

O efluente bruto (EB), proveniente da limpeza das baias, passou por uma peneira estática com capacidade de $10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, diâmetro dos furos de 0,65 mm, com a finalidade de separar os sólidos suspensos, como restos de grãos de milho e soja. Em seguida, a parte líquida seguiu para tratamento no biodigestor tubular de lona, instalado sob uma vala de 3 metros de diâmetro por 12 metros de comprimento, em solo impermeabilizado com manta de PVC, mesmo material que foi confeccionado o biodigestor com volume de 60 m^3 para conter o efluente, 30 m^3 para conter o biogás liberado durante o processo de decomposição do substrato orgânico, e tempo de detenção hidráulica (TDH) mínimo de 20 dias.

O efluente de suinocultura tratado (EBL) foi diluído (1:50, v:v) (EBLD), a fim de simular a caracterização de um efluente proveniente de etapas seguintes de tratamento como a digestão aeróbica, e o processo físico-químico. Os efluentes utilizados em cada aplicação foram caracterizados de acordo com Eaton et al. (2005) para os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), demanda bioquímica de oxigênio para cinco dias a 20°C (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), teores de C, N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu e Zn.

O teste de respirometria foi realizado de acordo com o método respirométrico de Bartha (CETESB, 1990) modificado, a fim de avaliar os efeitos das aplicações sucessivas do EBL e do EBLD sobre a degradação da matéria orgânica adicionada aos solos de diferentes classes texturais. Este método é baseado na reação de uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) com o dióxido de carbono (CO₂) liberado durante o processo de decomposição microbiana do material orgânico presente nos efluentes e nos solos (RODELLA; SABOYA, 1999).

Cada respirômetro foi preparado com 500 g de solo coletado da camada 0-20 cm, de uma área de Latossolo vermelho distrófico, textura argilosa (LV) e de uma área de Argissolo vermelho-amarelo distrófico, textura médio-arenosa (PVA). Os solos coletados foram previamente caracterizados por meio de análises de rotina de parâmetros físico-químicos e químicos (van RAIJ et al., 2001). Dentro dos respirômetros, contendo a mistura de solo e a quantidade estudada dos efluentes, foram acondicionados frascos menores contendo 50 ml da solução 0,05 mol L⁻¹ de NaOH, e o conjunto foi incubado em câmara de BOD a ± 25°C (Figura 3.1).

Figura 3.1. Aspecto dos respirômetros e sua incubação em BOD



Fonte: Moretti, S. M. L.

Este ensaio foi conduzido com três repetições e os seguintes tratamentos: R1 – controle do LV, R2 – irrigação do LV com EBL, R3 – irrigação do LV com EBLD, R4 –

controle do PVA, R5 – irrigação do PVA com EBL, R6 – irrigação do PVA com EBLD. Foram realizadas três aplicações sucessivas de 33,3 mm do EBL, 8,3 mm do EBL e do EBLD e 33,3 mm do EBL e do EBLD.

A primeira avaliação foi feita após aplicação de lâmina equivalente a 33,3 mm somente do EBL aos tratamentos R2, R3, R5 e R6, de modo a simular uma aplicação do efluente de suinocultura tratado (EBL) para fornecer a quantidade mínima de nitrogênio necessária para o desenvolvimento inicial do milho ($133,3 \text{ kg ha}^{-1}$ de N). A cultura do milho é associada à produção de suínos, pois os grãos são utilizados para confecção das rações fornecidas aos animais.

A quantificação do C-CO₂ liberado, proveniente do processo de decomposição da carga orgânica presente no efluente, foi feita por meio da medida diária da condutividade elétrica da solução de NaOH (RODELLA; SABOYA, 1999). Após a estabilização das leituras de CE em três determinações consecutivas, foi realizada a aplicação de lâmina correspondente a 8,3 mm do EBL (R2 e R5) e do EBLD (R3 e R6), simulando uma segunda irrigação e a avaliação do processo de decomposição seguiu até a estabilização das medidas de CE.

Após a estabilização das medidas de CE desta segunda aplicação, realizou-se a última aplicação de lâmina correspondente a 33,3 mm do EBL (R2 e R5) e do EBLD (R3 e R6), somando uma aplicação total de 74,9 mm, simulando aplicações sucessivas dos efluentes. Nos controles de cada solo foi feita aplicação de água deionizada na quantidade equivalente a lâmina de efluentes estudada em cada aplicação, mantendo a capacidade de campo de todos os tratamentos em torno de 80%.

Ao final de cada aplicação, os resultados de *C-CO₂ evoluído* durante o tempo de incubação foram ajustados a uma equação de cinética química de primeira ordem (LATHAM, 1994), como descrito na equação abaixo, determinando os parâmetros: velocidade de degradação (*k*), quantidade de carbono potencialmente degradado (*C₀*) e tempo de meia vida do material orgânico (*T_{1/2}*), para cada tratamento.

$$C\text{-CO}_2 \text{ evoluído} = C_0 \cdot (1 - e^{-kt})$$

Em que:

C-CO₂ evoluído = quantidade de carbono (mg/500 g de solo) liberado na forma de CO₂ no tempo de realização do teste.

C₀ = carbono potencialmente mineralizável, liberado na forma de CO₂, no tempo de realização do teste.

k = constante de velocidade de degradação do carbono orgânico (dia^{-1})

t = tempo em dias

Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey (5%), usando o software R (versão 2.15.3) (VENABLES; SMITH, 2013).

3.3. Resultados e Discussão

3.3.1. Caracterização dos efluentes e dos solos utilizados no ensaio de biodegradação

A Tabela 3.1 expressa a caracterização do efluente bruto (EB) coletado antes do tratamento, do efluente de suinocultura tratado (EBL) e do efluente de suinocultura tratado e diluído (EBLD) coletados do biodigestor para realização do teste de biodegradação. Verificam-se reduções nos valores de DBO, DQO, ST, SV, SF, teores de P, Ca, Fe, Mn, Cu e Zn quando se confronta o efluente bruto ao efluente tratado no biodigestor de lona.

O tratamento dos efluentes brutos oriundos da granja no biodigestor de lona promoveu redução de 90% nos valores de DBO e de SV semelhante àquela obtida por Vivan et al. (2010) após tratamento de dejetos de suínos, também, em sistema de tratamento anaeróbio. Tais reduções estiveram acima do limite estabelecido pela legislação estadual que prevê redução de 80% nos valores de DBO por sistema de tratamento de efluente para que seja possível seu descarte em corpos d'água (SÃO PAULO, 1976), indicando a eficiência do processo na remoção da carga orgânica de resíduos de suinocultura.

As reduções nos teores de nutrientes foram iguais a 90% para P e Ca, indicando provável precipitação desses elementos como fosfato de cálcio, no lodo do fundo do biodigestor (VIVAN et al., 2010). Duda e Oliveira (2011) em análise utilizando microscopia eletrônica observaram a formação de minerais de P, Mg, e Ca aderidos ao material suporte do filtro biológico utilizado no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Para Fe, Mn, Cu e Zn as reduções estiveram em torno de 80 a 90%, provavelmente devido à formação de ligações estáveis desses elementos com a matéria orgânica e sulfitos (AMARAL; KUNZ; STEINMETZ, 2014).

Não houve alterações nos teores de N, Na e K presentes no EBL, e as alterações nos teores desses elementos no EBLD estiveram relacionadas ao efeito de diluição (1:50, v:v), pois tais elementos apresentam elevada solubilidade em água e são carregados juntamente a fase líquida, ou seja, encontram-se sempre presentes junto aos efluentes finais de quaisquer

tipo de tratamentos. Conclui-se que a maioria das alterações nos teores de nutrientes esteve relacionada à remoção da carga orgânica dos dejetos de suínos, ou seja, os compostos orgânicos foram decompostos pelos microorganismos anaeróbios, parte dos elementos foram retidos a complexos organominerais ou precipitados junto ao lodo decantado no fundo da lagoa, e parte permaneceu solúvel na fase líquida ou efluente final.

Assim, a composição dos efluentes, obtida após o sistema de tratamento anaeróbio, influenciará a dinâmica de degradação da matéria orgânica após a aplicação dos mesmos ao solo, especialmente no que concerne a matéria orgânica remanescente do processo de degradação anaeróbia.

Tabela 3.1. Caracterização físico-química do efluente bruto (EB), efluente de suinocultura tratado em biodigestor (EBL), efluente de suinocultura tratado e diluído (1:50, v:v) utilizados em cada uma das três aplicações avaliadas ao longo do teste de respirometria

Parâmetros	EB	1ª aplicação		2ª aplicação		3ª aplicação	
		EBL	EBLD	EBL	EBLD	EBL	EBLD
<i>pH</i>	5,9	7,8	8,7	7,7	8,3	8,2	8,1
<i>CE mS cm⁻¹</i>	7,2	23,3	1,1	16,0	0,7	15,2	0,3
<i>DBO mg L⁻¹</i>	13187,5	1624,7	81,6	1033,9	47,3	400,3	ND
<i>DQO mg L⁻¹</i>	54500	1000	59,5	2750	122,5	1172,5	ND
<i>ST mg L⁻¹</i>	43559,8	3763,6	300	4114,2	ND	2554,7	ND
<i>SF mg L⁻¹</i>	11324	2431,4	300	3383,1	ND	2077,7	ND
<i>SV mg L⁻¹</i>	32235,8	1332,3	ND	731,1	ND	477	ND
<i>C mg L⁻¹</i>	54034,5	2,400	ND	2600	400	1440	620
<i>N-total mg L⁻¹</i>	1670,8	1598,8	49	1845,2	38,1	1933,8	27,8
<i>P mg L⁻¹</i>	415,7	16,7	<1,0	56,7	<1,0	39,1	4,0
<i>K mg L⁻¹</i>	1069,9	1213,2	14,9	1106,9	17,7	1305,5	20,5
<i>Ca mg L⁻¹</i>	229,9	49	13,8	30,9	<0,003	<0,003	<0,003
<i>Mg mg L⁻¹</i>	157,5	28	<0,0004	31,5	<0,0004	28	<0,0004
<i>Na mg L⁻¹</i>	322,3	352,2	110,0	343,2	144,6	323,5	80,0
<i>Cu mg L⁻¹</i>	13,6	1	<0,004	1,4	<0,004	0,3	<0,004
<i>Fe mg L⁻¹</i>	19,8	2,4	<0,005	3,8	0,8	2	<0,005
<i>Zn mg L⁻¹</i>	44,0	3,3	0,15	4,8	0,4	0,8	<0,001
<i>Mn mg L⁻¹</i>	7,0	0,1	<0,003	1,3	<0,003	0,1	<0,003

ND Abaixo do limite de detecção do método.

Na tabela 3.2 são expressos os parâmetros físico-químicos e químicos dos solos utilizados no ensaio de respirometria. Observa-se que o LV, quando confrontado ao PVA, apresentou maiores valores de somas de bases (SB), de capacidade de troca de cátions (CTC), de alguns macronutrientes e de carbono (C) (Tabela 3.2), indicando sua maior fertilidade, assim como, possíveis diferenças de manejo de cada área.

O LV foi coletado de área sob pousio com gramíneas na superfície, havendo acúmulo progressivo de material orgânico ao longo do tempo. Enquanto que o solo PVA foi coletado de área com cultivo intensivo de cana-de-açúcar, com extração constante de nutrientes pela cultura e mineralização da matéria orgânica presente no mesmo, resultando na redução dos teores de carbono naturalmente baixos em solos de textura arenosa.

Diversos estudos evidenciam que as características mineralógicas dos solos afetam a dinâmica de degradação da matéria orgânica adicionada aos mesmos (AGNE; KLEIN, 2014; LOUREZNI, 2014; BERTONCINI et al., 2008; INDA JUNIOR, et al., 2007), podendo ocorrer o acúmulo ou a depleção dos teores de matéria orgânica do solo, fator importante a ser considerado no manejo agrícola de resíduos orgânicos.

Logo, as diferenças observadas entre os dois solos estudados, como: textura, CTC, teor de nutrientes e carbono, poderão afetar a capacidade de depuração da carga orgânica adicionada a esses solos após as aplicações sucessivas dos efluentes.

Tabela 3.2. Parâmetros químicos e físico-químicos do Latossolo Vermelho, textura argilosa (LV) e do Argissolo Vermelho-Amarelo, textura arenosa (PVA) coletados da camada 0-0,20 m e utilizados no ensaio de biodegradação.

Parâmetros	LVA	PVA
<i>pH</i> ($CaCl_2$ 0,01 mol L ⁻¹)	4,7	5,4
<i>CE</i> $\mu S\ cm^{-1}$	30,9	89,0
<i>SB</i> mmol _c dm ⁻³	48,0	29,4
<i>CTC</i> mmol _c dm ⁻³	112,0	44,4
<i>V</i> (%)	43,0	66,2
<i>H+Al</i> mmol _c dm ⁻³	64,0	15,0
<i>Al</i> mmol _c dm ⁻³	2,0	0
<i>C</i> (%)	1,8	0,15
<i>P</i> mg dm ⁻³	6,0	6,5
<i>K</i> mmol _c dm ⁻³	2,0	0,2
<i>Ca</i> mmol _c dm ⁻³	36,0	20,3
<i>Mg</i> mmol _c dm ⁻³	10,0	8,9

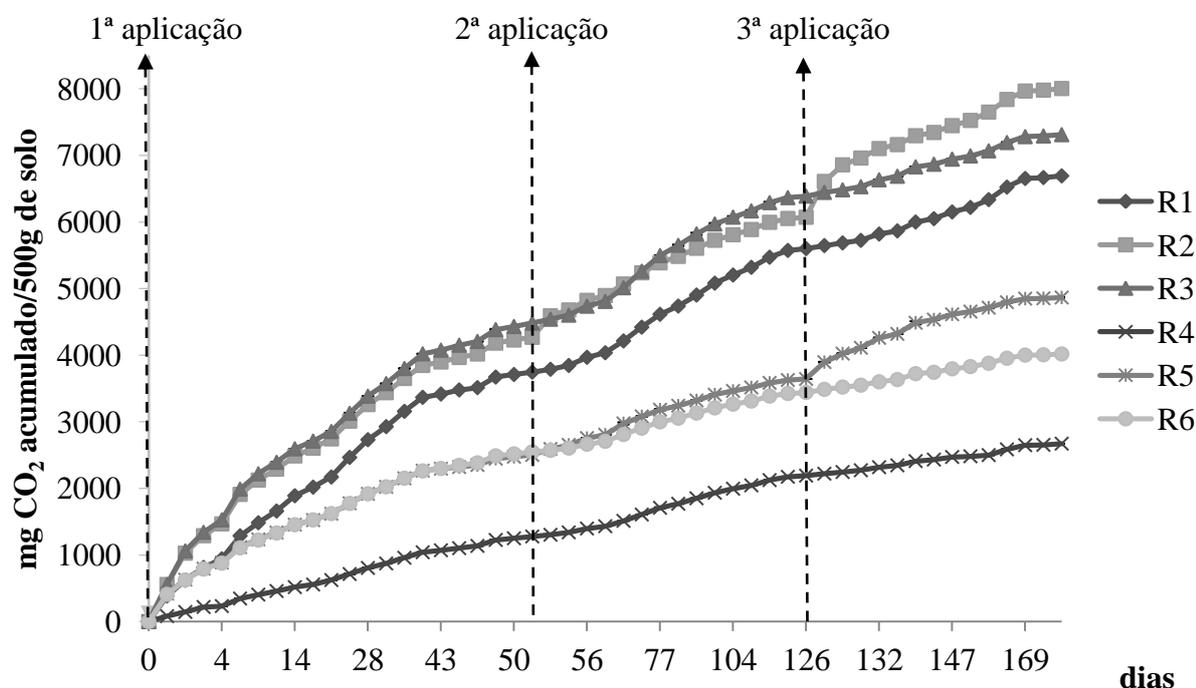
3.3.2. Biodegradação do carbono presente nos efluentes de suinocultura

A Figura 3.2 expressa a evolução do C-CO₂ acumulado ao longo dos 172 dias de condução do teste de biodegradação, em torno de seis meses, avaliando a degradação do material orgânico adicionado em cada uma das aplicações estudadas. Para a primeira aplicação, de 33,3 mm do EBL, houve estabilização das leituras de CE aos 52 dias e maior evolução de CO₂ foi observada para os tratamentos efetuados no Latossolo (LV) (Figura 3.2). Observou-se comportamento semelhante após a última aplicação do efluente, equivalente a 33,3 mm do EBL (R2 e R5) e do EBLD (R3 e R6), em que houve a estabilização das leituras aos 45 dias após a aplicação, ou 172 dias após o início do teste, com exceção de que para este período houve diferenças entre o tipo de efluente aplicado e ao tipo de solo.

Após a terceira aplicação feita aos 126 dias de condução do ensaio, na Figura 3.2 é possível observar maior diferença entre as curvas dos tratamentos R5 e R6 do Argissolo (PVA) em comparação a diferença observada entre as curvas dos tratamentos R2 e R3 do Latossolo (LV). Provavelmente, a formação de complexos organominerais entre o material orgânico presente no EBL e os minerais de argila do Latossolo impediu a rápida degradação do material orgânico adicionado ao tratamento R2, reduzindo a diferença observada entre as curvas do tratamento em que foi aplicado o EBL (R2) e do tratamento em que foi aplicado o EBLD (R3) (LOURENZI, 2014; BERTONCINI et al., 2008). O mesmo efeito não foi observado entre as curvas do tratamento do Argissolo irrigado com o EBL (R5) e do tratamento irrigado com o EBLD (R6), devido à ausência de formação de complexos organominerais, promovendo a rápida degradação do material orgânico adicionado a R5 pelo uso do EBL, aumentando a diferença observada entre as curvas do gráfico dos tratamentos R5 e R6 desse solo.

Para a segunda aplicação feita com menor volume dos efluentes, igual a 8,3 mm do EBL (R2 e R5) e do EBLD (R3 e R6), a estabilização das leituras de CE ocorreu aos 72 dias após sua aplicação (Figura 3.2), indicando um processo mais lento comparado à degradação do material orgânico adicionado pela maior lâmina do efluente. Provavelmente, a menor quantidade de material orgânico adicionado por essa lâmina de efluentes foi degradada logo após a aplicação, havendo, posteriormente, a degradação do material orgânico remanescente da aplicação anterior. Fernandes et al. (2011) observaram maior liberação de CO₂ dois dias após a aplicação de um efluente de suinocultura anaeróbico em um Latossolo vermelho distrófico que foi incubado por 26 dias.

Figura 3.2. C-CO₂ acumulado após aplicações sucessivas do efluente de suinocultura tratado (EBL) e do efluente de suinocultura tratado e diluído (EBLD) em Latossolo vermelho de textura argilosa (LV) e Argissolo vermelho-amarelo de textura arenosa (PVA).



R1 – controle do LV; R2 – LV irrigado com EBL; R3 – LV irrigado com EBLD; R4 – controle do PVA; R5 – PVA irrigado com EBL; R6 – PVA irrigado com EBLD.

Logo, observamos que a primeira e terceira avaliações estabilizaram em período menor de condução do teste (52 e 45 dias) em relação à segunda avaliação (72 dias), indicando maior atividade dos microrganismos decompositores quando maior quantidade de material orgânico foi adicionada aos solos pela primeira e terceira aplicação de 33,3 mm do EBL, em comparação a menor quantidade de material orgânico adicionado pela segunda lâmina estudada do EBL (8,3 mm) (Figura 3.2).

Para a segunda aplicação dos efluentes, era esperado que a adição da menor quantidade de material orgânico com baixa relação C/N (Tabela 3.1) promoveria a ocorrência do efeito “priming”, ou seja, a degradação da matéria orgânica nativa do solo, a fim de fornecer a energia necessária aos microrganismos decompositores. Provavelmente, este processo não ocorreu devido à elevada carga orgânica adicionada ao solo por meio da primeira aplicação do EBL, havendo remanescente de C proveniente desta aplicação. A relação C/N do material orgânico adicionado ao solo influencia diretamente a cinética de degradação desse material pelos microrganismos do solo (AITA, 1997).

Ajustando os resultados de C-CO₂ obtidos no ensaio de biodegradação de C à equação de cinética química de primeira ordem, observou-se que os coeficientes de correlação estiveram em torno de 0,92 e 0,99 (Tabela 3.3, 3.4 e 3.5), indicando que houve ajuste adequado dos dados a esse modelo matemático, como demonstrado por outros estudos que avaliaram a equação para estimativa dos parâmetros de cinética química de degradação em solos tratados com resíduos orgânicos (SAVIOZZI et al., 1997; REIS; RODELLA, 2002, TELES; MUNARO; CASSINI, 2009).

Na Tabela 3.3 estão apresentados os valores das variáveis estudadas obtidos 51 dias após a primeira aplicação do efluente. Maiores valores de CO₂ evoluído foram obtidos para os tratamentos do Latossolo irrigado com a primeira lâmina do EBL (R2 e R3), que foram estatisticamente iguais, seguido pelos tratamentos controle do Latossolo (R1) e demais tratamentos do Argissolo (R5, R6 e R4). Assim, verifica-se que as diferenças observadas nos valores de C-CO₂ evoluído foram decorrentes das características dos solos estudados. O Latossolo apresentou maior teor de carbono (1,8%) em comparação ao Argissolo (0,14%), resultando em maior liberação de CO₂ para os tratamentos efetuados nesse solo (R1, R2 e R3) devido à maior degradação de material orgânico nativo, quando comparado aos tratamentos do Argissolo (R4, R5 e R6).

Hamarashid, Othman e Hussain (2010) também verificaram maior liberação de CO₂ em solos de textura argilosa em comparação a solos de textura arenosa, após sete semanas de incubação desses solos com resíduos vegetais. Martinez et al. (2006) observaram maior liberação de C-CO₂ pelos tratamentos de Latossolo vermelho amarelo de textura argilosa que receberam doses crescentes de lodo de cortume (3 a 36 t ha⁻¹), em comparação aos mesmos tratamentos de Neossolo quartzarênico ao longo de 105 dias de avaliação.

Contrariamente, Maluf et al. (2015) não observaram efeito da textura do solo sobre a evolução do C-CO₂ evoluído, em estudo que avaliou a degradação de diferentes resíduos vegetais em solos com textura simulada em laboratório a partir de um Latossolo vermelho-amarelo em que foram adicionadas quantidades diferentes de areia. Contudo, nesse estudo os autores não consideraram os efeitos da matéria orgânica nativa do solo sobre a liberação de CO₂, uma vez que, os resultados de C-CO₂ evoluído foram expressos em valores líquidos.

Para essa primeira aplicação do EBL, estimou-se os valores de C_0 , que é a quantidade de CO₂ potencialmente liberada durante a realização do teste. Assim como observado para os resultados de C-CO₂, as alterações nos valores de C_0 ocorreram em função da diferença nos teores de carbono nativo entre os dois solos estudados. E, tanto para o Latossolo quanto para o Argissolo, houve incrementos nos valores de C_0 para os tratamentos em que o EBL foi

aplicado (R2, R3, R5 e R6) quando comparado ao respectivo controle de cada solo (R1 e R4), ressaltando que nesta primeira aplicação não se avaliou os efeitos do EBLD. Além disso, para esses tratamentos, os valores estimados de C_0 foram menores do que os valores quantificados de $C\text{-CO}_2$ evoluído. Provavelmente, neste período (51 dias), houve a degradação de todo o material orgânico capaz de ser depurado pelos dois solos estudados. O mesmo fato foi observado por Martines, Andrade e Cardoso (2006) após ajuste dos valores de CO_2 liberado ao modelo de cinética química de primeira ordem, em estudo que avaliou a degradação da matéria orgânica de solos incubados com doses de lodo de curtume.

Tabela 3.3. Parâmetros da equação de cinética química de primeira ordem, estimados a partir do ajuste dos valores de $C\text{-CO}_2$ evoluído, e fração de degradação obtida 51 dias após a primeira aplicação do efluente de suinocultura tratado (33,3 mm do EBL) em Latossolo vermelho, textura argilosa e Argissolo vermelho-amarelo, textura arenosa

<i>Tratamentos</i>	<i>C-CO₂</i> <i>evoluído</i>	<i>C₀</i>	<i>R²</i>	<i>k</i>	<i>T_{1/2}</i>	<i>C</i> <i>degradado</i>
	mg/500 g de solo			dia ⁻¹	dia	%
R1	3725,3 B	3915,9 B	0,99	0,048 C	14,5 B	11,3 D
R2	4421,0 A	4200,6 A	0,98	0,075 AB	9,3 C	46,2 BC
R3	4484,1 A	4272,1 A	0,98	0,073 B	9,5 C	48,9 B
R4	1265,0 D	1536,8 D	0,99	0,029 D	23,6 A	46,0 C
R5	2540,2 C	2401,0 C	0,97	0,078 A	9,0 C	108,7 A
R6	2556,6 C	2426,0 C	0,98	0,073 B	9,6 C	110,1 A
<i>CV%</i>	0,8	1,3		2,4	5,5	1,6

R1 – controle do LV; R2 – LV irrigado com EBL; R3 – LV irrigado com EBLD; R4 – controle do PVA; R5 – PVA irrigado com EBL; R6 – PVA irrigado com EBLD. Para esta primeira avaliação, somente o EBL foi aplicado em R2, R3, R5 e R6. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas não diferem entre si, para os tratamentos estudados (Tukey 5%).

Observa-se que os controles (R1 e R4) diferiram significativamente dos outros tratamentos quanto aos valores de velocidade de degradação (k) e valores de tempo de meia-vida ($T_{1/2}$), enquanto que os demais tratamentos R2, R3, R5 e R6 não diferiram entre si (Tabela 3.3). Assim, para a primeira aplicação do EBL, não houve efeitos da textura do solo sobre a velocidade de degradação e tempo de permanência do material orgânico no solo.

Para todos os tratamentos em que o EBL foi aplicado, observa-se que mais da metade do C_0 foi liberado na forma de $C\text{-CO}_2$ após cerca de nove dias de condução do teste,

evidenciando que há uma fase de rápida mineralização da matéria orgânica ainda presente no efluente de suinocultura após o tratamento no biodigestor, seguida de outra fase mais lenta e de estabilização dos fluxos de evolução do C-CO₂. Estudos realizados por Luz (2007) com dejetos de suínos e por Martines, Andrade e Cardoso (2006) com lodo de curtume, encontraram rápida degradação do material orgânico (6 e 10 dias, respectivamente), com posterior estabilização do processo, evidenciando-se que lodos de curtumes também apresentaram baixa relação C/N e elevada concentração de nitrogênio na forma mineral, que aumentam significativamente a atividade dos microrganismos decompositores.

Ao contrário do esperado, o tratamento controle do solo argiloso (R1) apresentou maior velocidade de degradação ($k = 0,048 \text{ dia}^{-1}$) e menor tempo de meia vida ($T_{1/2} = 14,5$ dias) do material orgânico nativo do solo, quando confrontado com o controle do solo arenoso (R4), nos quais esses valores foram iguais a $0,029 \text{ dia}^{-1}$ e 23,6 dias, respectivamente. Este fato pode ser explicado pelo fato do Latossolo estar em pousio, apenas com uma gramínea em sua superfície, acumulando matéria orgânica tanto na superfície do solo quanto em profundidade, pela palhada acumulada ao longo do tempo e pelo sistema radicular fasciculado e abundante das gramíneas. O Argissolo, ao contrário, havia sido cultivado por muitos anos, estando à matéria orgânica do solo em constante processo de mineralização, apresentando maior quantidade de material orgânico mais recalcitrante a decomposição.

Para o Latossolo, houve início do processo de degradação da matéria orgânica nativa logo após a adição de água deionizada aos frascos, promovendo o início do processo de mineralização da matéria orgânica acumulada ao longo dos anos. Liu et al. (2003) ao comparar solos com e sem históricos de cultivo, também encontraram maior conteúdo de matéria orgânica nos solos não cultivados em comparação aos solos cultivados. Além disso, os autores observaram redução significativa no teor de matéria orgânica dos solos não cultivados, logo após os primeiros anos de cultivo desses solos.

Apesar deste fato ocorrido no Latossolo controle (R1), observa-se menores taxas de degradação neste solo tratado com a primeira lâmina de EBL quando comparado ao mesmo tratamento no Argissolo. No Latossolo as taxas de degradação foram iguais a 46,2% (R2) e 48,9% (R3), enquanto que para o Argissolo, as taxas de degradação foram iguais a 108,7% (R5) e 110,1% (R6). Menores taxas de decomposição do material orgânico no LV tratado com EBL deve-se à provável formação de ligações estáveis entre a matéria orgânica e os minerais de argila (BERTONCINI et al., 2008; INDA JUNIOR et al., 2007), que protege a matéria orgânica do rápido decaimento.

As elevadas taxas de decomposição observadas para o PVA tratado com EBL indicam a ocorrência de processo conhecido como efeito “priming”, caracterizado pelo aumento progressivo na população de microrganismos decompositores no solo devido à elevada disponibilidade de energia decorrente da adição de matéria orgânica fresca ao solo, degradando todo o material orgânico adicionado pelo resíduo e parte da matéria orgânica nativa do solo (FONTAINE; MARIOTTI; ABBADIE, 2003).

Após a segunda aplicação de 8,3 mm do EBL (R2 e R5) e do EBLD (R3 e R6), as alterações observadas nos parâmetros são indicadores de decomposição da pequena quantidade de material orgânico incorporado ao solo, devido à aplicação dessa lâmina menor de efluentes. Verifica-se na Tabela 3.4, que houve estabilização do processo de degradação aos 72 dias após a segunda aplicação, quando foi observada a estabilização das leituras de condutividade elétrica.

Tabela 3.4. Parâmetros da equação de cinética química de primeira ordem, estimados a partir do ajuste dos valores de C-CO₂ evoluído, e fração de degradação obtida 72 dias após a segunda aplicação do efluente de suinocultura tratado e do efluente de suinocultura tratado e diluído (8,3 mm do EB e EBLD) em Latossolo vermelho, textura argilosa e Argissolo vermelho-amarelo, textura arenosa

<i>Tratamentos</i>	<i>C-CO₂</i>	<i>C₀</i>	<i>R²</i>	<i>k</i>	<i>T_{1/2}</i>	<i>C</i>
	<i>evoluído</i>					
	mg/500 g de solo			dia ⁻¹	dia	%
R1	1860,0 B	2825,3 A	0,99	0,014 D	48,9 A	16,9 E
R2	1802,3 B	1744,0 C	0,97	0,047 A	14,9 D	35,6 D
R3	1944,8 A	2625,7 B	0,99	0,019 C	36,3 B	55,6 C
R4	913,1 D	1365,3 D	0,99	0,015 CD	48,0 A	79,2 B
R5	1155,6 C	1211,3 E	0,99	0,034 B	20,8 C	101,9 A
R6	896,7 D	1181,4 E	0,99	0,019 C	37,7 B	104,4 A
<i>CV%</i>	2,1	2,8		6,5	4,7	1,7

R1 – controle do LV; R2 – LV irrigado com EBL; R3 – LV irrigado com EBLD; R4 – controle do PVA; R5 – PVA irrigado com EBL; R6 – PVA irrigado com EBLD. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas não diferem entre si, para os tratamentos estudados (Tukey 5%).

Para o tratamento Latossolo irrigado com EBLD (R3) verificou-se maior evolução de C-CO₂ em comparação aos demais tratamentos, inclusive em relação ao tratamento do Latossolo com uso do EBL (R2). Setia et al. (2011) observaram redução nas quantidade de C-CO₂ liberado de solos de diferentes classes texturais em função do aumento de sua salinidade, fato este que causou a redução da população de microrganismos decompositores.

Assim, a menor evolução de $C-CO_2$ observada quando se utilizou o EBL pode estar relacionada aos maiores valores de CE e a maior quantidade de Na presente no EBL (Tabela 3.1).

No entanto, para o solo arenoso não se observou redução nos valores de $C-CO_2$ evoluído para o tratamento irrigado com o EBL (R5) quando comparado ao tratamento irrigado com EBLD deste solo (R6), podendo-se supor que o teor de sais originais na solução do solo argiloso somada aos teores adicionados via efluente (R2) tenha propiciado condições de maior salinidade e redução nas taxas de decomposição.

Apesar da redução nos valores de $C-CO_2$ evoluído, verifica-se rápida degradação da pequena quantidade de material orgânico adicionado pela aplicação do EBL ao Latossolo (R2), uma vez que esse tratamento apresentou maior velocidade de degradação (k) e menor tempo de meia vida ($T_{1/2}$) (Tabela 3.4) em relação aos demais tratamentos estudados. Enquanto que o Argissolo tratado com o EBL (R5) apresentou menor valor de k e maior valor de $T_{1/2}$, refletindo a degradação de um material orgânico remanescente mais recalcitrante.

Os valores estimados de C_0 para o solo LV tratado com EBL (R2) indicam que houve degradação de todo o material orgânico capaz de ser depurado pelo solo, ao longo de 72 dias, pois os valores estimados de C_0 foram menores do que os valores de $C-CO_2$ evoluído quantificados pelo teste de respirometria, como observado para a primeira avaliação. Já os demais tratamentos (R1, R3, R4, R5 e R6) apresentaram valores de C_0 maiores do que os valores de CO_2 evoluído, indicando a presença de material orgânica capaz de ser degradado ao longo do tempo.

Assim como observado para o Latossolo (solo argiloso), o tratamento do Argissolo + EBL (solo arenoso) apresentou menor tempo de meia vida ($T_{1/2}$) e maior velocidade de degradação (k) em relação aos demais tratamentos do Argissolo (R4 e R6), provavelmente, devido ao aumento na atividade dos microrganismos após adição de nova quantidade de material orgânico. Já os tratamentos dos dois solos irrigados com o EBLD não apresentaram diferenças entre si quanto aos parâmetros de velocidade de degradação e tempo de meia vida, uma vez que o efeito observado foi devido ao aumento do teor de água presente no solo e não ao incremento de matéria orgânica.

Assim, após a segunda aplicação, os valores obtidos para as variáveis estudadas demonstraram que a adição da pequena quantidade de matéria orgânica pouco interferiu no seu processo de degradação. Na segunda aplicação de efluentes, a taxa de degradação obtida para o tratamento R2 (Tabela 3.4) reduziu em comparação a taxa de degradação obtida para esse mesmo tratamento após a primeira aplicação do EBL (Tabela 3.3), o mesmo efeito foi

observado para os tratamentos R5 e R6 do solo arenoso, podendo indicar acúmulo de material orgânico. Para o Latossolo irrigado com o EBLD esse efeito não foi observado, havendo aumento da taxa de degradação em comparação à obtida anteriormente, provavelmente devido à formação de complexos organominerais que propiciaram a degradação mais lenta do carbono biodegradável adicionado pela primeira lâmina do EBL.

No que concerne à evolução dos parâmetros da cinética de decomposição da matéria orgânica nos solos estudados após a terceira aplicação de 33,3 mm do EBL e do EBLD feita aos 126 dias de condução do teste, verificou-se maior evolução de C-CO₂ nos tratamentos irrigados com o EBL para os dois solos estudados (R2 e R5) (Tabela 3.5), em função do incremento no teor de matéria orgânica, como observado para a primeira aplicação. Também, houve maior evolução de C-CO₂ para o tratamento do Latossolo (R2), decorrente dos maiores teores de C nativo desse solo em comparação ao Argissolo (Tabela 3.2), confirmando resultados obtidos por Hamarashid, Othman e Hussain (2010) e Martinez et al. (2006) após incubação de solos que apresentaram diferentes classes texturais com resíduos vegetais e doses de lodo de curtume, respectivamente.

Tabela 3.5. Parâmetros da equação de cinética química de primeira ordem, estimados a partir do ajuste dos valores de C-CO₂ evoluído, e fração de degradação obtida 45 dias após a terceira aplicação do efluente de suinocultura tratado e do efluente de suinocultura suinocultura tratado e diluído (33,3 mm do EB e EBLD) em Latossolo vermelho, textura argilosa e Argissolo vermelho-amarelo, textura arenosa

<i>Tratamentos</i>	<i>C-CO₂</i>	<i>C₀</i>	<i>R²</i>	<i>k</i>	<i>T_{1/2}</i>	<i>C</i>
	<i>evoluído</i>					
	mg/500 g de solo			dia ⁻¹	dia	%
R1	1088,3 C	2726,8 A	0,99	0,011 E	61,8 A	20,2 E
R2	1927,6 A	1673,5 B	0,92	0,157 A	4,4 D	53,5 C
R3	900,7 D	1147,9 C	0,99	0,032 CD	21,7 C	35,2 D
R4	528,3 E	924,7 CD	0,99	0,018 DE	38,4 B	98,4 A
R5	1188,8 B	1126,6 C	0,98	0,110 B	6,4 D	99,3 A
R6	579,8 E	698,3 D	0,99	0,037 C	18,8 C	87,1 B
<i>CV%</i>	<i>3,0</i>	<i>9,1</i>		<i>9,1</i>	<i>15,6</i>	<i>2,7</i>

R1 – controle do LV; R2 – LV irrigado com EBL; R3 – LV irrigado com EBLD; R4 – controle do PVA; R5 – PVA irrigado com EBL; R6 – PVA irrigado com EBLD. Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas não diferem entre si, para os tratamentos estudados (Tukey 5%).

Os tratamentos irrigados com EBLD apresentaram menor evolução de C-CO₂ em comparação aos tratamentos irrigados com EBL, os quais foram iguais ou menores do que os

valores de $C-CO_2$ evoluído obtidos para os tratamentos controle de cada solo (R1 e R4), em função do menor incremento de matéria orgânica propiciado pela aplicação da dose diluída. Resultados semelhantes foram obtidos para o parâmetro C_0 nos tratamentos irrigados com EBL (R2 e R5) que apresentaram valores maiores àqueles apresentados pelos tratamentos com uso do EBLD (R3 e R6).

Para essa terceira avaliação, houve a estabilização das leituras de CE aos 45 dias, tempo menor em comparação a primeira e segunda aplicações do EBL. Este fato foi confirmado pelos valores de velocidade de degradação (k) obtidos para os tratamentos com uso do EBL nos tratamentos R2 e R5, iguais a 0,157 e 0,110 dia^{-1} , respectivamente. Os valores de k obtidos para os tratamentos irrigados com o EBL foram maiores quando comparados a R3 e R6 irrigados com o EBLD, os quais apresentaram valores de velocidade de degradação iguais a 0,032 e 0,037 dia^{-1} , respectivamente (Tabela 3.5).

Os valores do tempo de meia vida ($T_{1/2}$) obtidos para R2 (4,4 dias) e R5 (6,4 dias) não diferiram entre si e foram menores do que os valores obtidos para os demais tratamentos. Esses valores foram menores em relação àqueles obtidos para esses tratamentos após a primeira aplicação de 33,3 mm do EBL (Tabela 3.3). Também, para este parâmetro não houve diferença entre o Latossolo irrigado com o EBLD (R3) e o Argissolo irrigado com EBLD (R6), que apresentaram $T_{1/2}$ iguais a 21,7 e 18,8 dias, respectivamente.

Após a terceira aplicação dos efluentes, observou-se efeito da textura dos solos sobre a taxa de degradação do material orgânico, o mesmo fato não foi observado para os parâmetros velocidade de degradação e tempo de meia vida (Tabela 3.5). Foram obtidas maiores taxas de degradação para os tratamentos do Argissolo (99,3 e 87,1% para R5 e R6, respectivamente) em comparação aos tratamentos do Latossolo (53,5 e 35,2% para R2 e R3, respectivamente), provavelmente devido à formação de complexos organominerais que evitaram a rápida degradação da matéria orgânica presente no solo argiloso (LVA) (BERTONCINI et al., 2008; INDA JUNIOR et al., 2007).

As taxas de degradação foram obtidas considerando o total de material orgânico adicionado em cada uma das aplicações dos efluentes, ou seja, a taxa de degradação obtida após a segunda aplicação foi calculada considerando o material orgânico adicionado após a primeira e segunda aplicação dos efluentes, e o mesmo foi feito após a terceira aplicação dos efluentes. Assim, após a ocorrência do efeito “priming” decorrente da primeira aplicação do EBL, verificou-se a redução na taxa de degradação para os tratamentos R5 e R6 após a segunda e terceira avaliação e menores taxas de degradação foram obtidas para os tratamentos

do solo argiloso em todas as avaliações, nestes casos evidenciou-se possível acúmulo de material orgânico.

Os resultados obtidos neste ensaio de laboratório demonstram que o uso agrícola do efluente de suinocultura tratado pode afetar as características químicas e físico-químicas dos solos, devido ao acúmulo ou depleção de matéria orgânica. A primeira e a segunda avaliações deste estudo correspondem a um período equivalente a um ciclo de cultivo do milho, aproximadamente 120 dias, que é utilizado como matéria-prima na alimentação animal.

De acordo com Coelho e França (1995), para obtenção de uma produtividade máxima de milho igual a 10 kg ha^{-1} são extraídos 217 kg ha^{-1} de N, o qual deve ser fornecido no período inicial de desenvolvimento da cultura (50 dias), contudo, as lâminas estudadas não seriam capazes de fornecer a quantidade necessária, mesmo considerando a maior taxa de degradação obtida para o Argissolo, visto que apenas 20% das formas de N do efluente são orgânicas (Tabela 3.1).

Assim, o efeito da adição de matéria orgânica pelo efluente sobre o fornecimento de nitrogênio e outros nutrientes às plantas está relacionado ao acúmulo de material orgânico no solo ao longo das aplicações sucessivas do efluente de suinocultura. Principalmente para o Latossolo, que apresentou remanescente de quase 50% de todo o material orgânico adicionado após 172 dias de avaliação (Tabela 3.5). Sendo necessárias 14 aplicações sucessivas de 33 mm do EBL ao Latossolo para repor a quantidade de 217 kg ha^{-1} de N extraído pela cultura, considerando apenas a mineralização do N orgânico presente no EBL.

As duas lâminas estudadas ao longo de 120 dias não supririam a exigência hídrica da cultura que pode variar de 380 a 550 mm (ALBUQUERQUE, 2010). As aplicações dos efluentes forneceram apenas 15% da quantidade total necessária para um cultivo de milho. Em condições de campo são considerados aspectos do solo, do clima e da cultura para o controle da irrigação, logo, os intervalos entre as aplicações do efluente de suinocultura seriam menores quando comparados aos intervalos entre as aplicações estudadas neste ensaio.

Assim, como observado no teste de respirometria, a maior frequência de irrigação realizada em condições de campo poderia promover redução no tempo de permanência do material orgânico adicionado aos dois solos estudados, como foi observado após a terceira aplicação do EBL. Contudo, a maior frequência de irrigação do Latossolo com o EBL não promoveria alteração na porcentagem de material orgânico degradado, uma vez que esta se manteve em torno de 50% após a primeira e última aplicação do EBL avaliadas por meio do teste de respirometria. Já para o Argissolo é necessário considerar se a maior frequência de irrigação intensificaria o efeito “priming”, evidenciado no teste de respirometria, ou, se ao

longo do tempo, o uso do EBL poderia promover incrementos no teor de matéria orgânica desses solos.

Logo, tais fatores devem ser considerados no manejo de resíduos orgânicos, uma vez que tanto a depleção da matéria orgânica nativa do solo quanto o acúmulo excessivo de material orgânico são efeitos não desejados, devendo haver um equilíbrio entre a quantidade de material orgânico adicionado e degradado, a fim de manter a qualidade dos solos cultivados.

3.4. Conclusões

A textura do solo influenciou a taxa de degradação da matéria orgânica após sucessivas aplicações do efluente de suinocultura tratado no biodigestor. Evidenciou-se a formação de complexos organominerais e a ocorrência do efeito “priming” para o Latossolo e o Argissolo, respectivamente.

O uso do efluente de suinocultura diluído promoveu a degradação do material orgânico mais recalcitrante remanescente das aplicações anteriores. Apenas as maiores lâminas do efluente de suinocultura tratado resultaram em maiores impactos sobre a velocidade de degradação e tempo de meia vida do material orgânico.

Apesar das lâminas do efluente estudadas não suprirem as demandas de nitrogênio e de água de um cultivo de milho de alta produtividade, observou-se que, em condições de campo, a dinâmica de degradação da matéria orgânica poderia ser alterada pela maior frequência de irrigação, afetando as características químicas e físico-químicas dos solos cultivados.

Evidencia-se a importância da avaliação da capacidade de depuração do solo antes do uso agrícola de resíduos orgânicos, para que não haja tanto o acúmulo excessivo de material orgânico quanto à depleção da matéria orgânica nativa desses solos.

Referências

AGNE, S. A. A.; KLEIN, V. A. Matéria orgânica e atributos físicos de um Latossolo vermelho após aplicação de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 7, p. 720-726, 2014.

AITA, C. Dinâmica do nitrogênio no solo durante a decomposição de plantas de cobertura: efeito sobre a disponibilidade de nitrogênio para a cultura em sucessão. In: FRIES, M. R.; DALMOLIN, R. S. D. (Ed.). **Atualização em recomendação de adubação e calagem: ênfase em plantio direto**. Santa Maria: Pallotti, 1997. p. 76-111.

ALBUQUERQUE, P. E. P. **Cultivo do milho**: manejo da irrigação. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2010. 12 p.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; SAAB, S. C.; MILORI, D.; BAGNATO, V. S. Tillage and cropping system effects on soil humic acid characteristics as determined by electron spin resonance and fluorescence spectroscopies. **Geoderma**, Amsterdam, v. 105, p. 81-92, 2002.

BERTONCINI, E. I.; D'ORAZIO, V.; SENESI, N.; MATTIAZZO, M. E. Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian Oxisols and their humic acids. **Bioresource Technology**, Barking, v. 99, p. 4972-4979, 2008.

BERTONCINI, E. I. Tratamento, reuso e impacto de resíduos urbanos e agroindustriais na agricultura. In: SIMPÓSIO AGROAMBIENTAL DO PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE, 3., 2013, São Carlos. São Carlos: UFSCar, 2013.

BERTONCINI, E. I. **Agência de São Paulo desenvolve modelo piloto para reaproveitar dejetos de suínos**. Brasília, DF: MAPA, 2016. 3 p. (Boletim Técnico, 52).

BRASIL. Lei 12.305. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei 9.605, de 12 de fev. 1998 e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 ago. 2010. p. 2.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Norma Técnica P4.230**: Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação. São Paulo: CETESB, 1999. 32 p. (Manual Técnico).

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. Seja o doutor do seu milho: nutrição e adubação. **Arquivo do Agrônomo**, n. 2, p. 1-25, 1995.

DINEL, H.; GREGORICH, E. G. Structural stability status as affected by long-term continuous maize and bluegrass sod treatments. **Biological Agriculture & Horticulture**, London, v. 12, p. 237-252, 1995.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Treatment of swine wastewater in UASB reactor and anaerobic filter in series followed of trickling filter. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, p. 91-100, 2011.

EATON, A. D.; LEONORE, S.; CLESCERI, E. W. R.; ARNOLD, E. A. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: APHA; AWWA; WEF, 2005. 1200 p.

FERNANDES, A. H. B. M.; CARDOSO, M. A.; SOUZA, R. A. C.; FERNANDES, F. A.; SOARES, M. T. C.; CRISPIM, S. M. A.; GALVANI, F.; LISITA, F. O. **Nitrificação e mineralização de carbono em solos tratados com dejetos de suínos biodigeridos**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2011. 15 p.

FONTAINE, S.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 837-843, 2003

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. **Seja o doutor de seu milho: nutrição e adubação**. Piracicaba: POTAFOS, 1995. 25 p.

HAMARASHID, N. H.; OTHMAN, M. A.; HUSSAIN, M. A. H. Effects of soil texture on chemical compositions, microbial populations and carbon mineralization in soil. **The Egyptian Journal of Experimental Biology (Botany)**, Cairo, v. 6, n. 1, p. 59-64, 2010.

INDA JUNIOR, A. V.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; SALTON, J. C.; TONIN, A. T. Variáveis relacionadas à estabilidade de complexos organo-minerais em solos tropicais e subtropicais brasileiros. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 5, p. 1301-1307, 2007.

LATHAM, J. L. **Cinética elementar de reação**. São Paulo: Edgard Blücher, 1974. 112 p.

LIU, X. B.; HAN, X. Z.; HERBERT, S. J.; XING, B. Dynamics of soil organic carbon under different agricultural management system in the black soil of China. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34, p. 973-984, 2003.

LOURENZI, C. R. **Dejetos de suínos: Produção de culturas, efeitos na matéria orgânica e na transformação de formas de fósforo**. 2014. 127 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

LUZ, L. P. **Dinâmica do carbono durante decomposição de palha de trigo marcada com ^{13}C e dejetos líquidos de suínos**. 2007. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

MALUF, H. J. G. M.; SOARES, E. M. B.; SILVA, I. R.; NEVES, J. C. L.; SILVA, L. O. G. Decomposição de resíduos de culturas e mineralização de nutrientes em solo com diferentes texturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, p. 1681-1689, 2015.

MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 7, p. 1149-1155, 2006.

MORAL, R.; PEREZ-MURCIA, M. D.; PEREZ-ESPINOSA, A.; MORENO-CASELLES, J.; PAREDES, C.; RUFETE, B. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. **Waste Management**, New York, v. 28, p. 367-371, 2008.

NOVAES, W. Dilemas do desenvolvimento agrário. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 15, n. 43, p. 51-60, 2001.

REIS, T. C.; RODELLA, A. A. Cinética de degradação da matéria orgânica e variação do pH do solo sob diferentes temperaturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 610-626, 2002.

RODELLA, A. A.; SABOYA, L. V. Calibration for conductimetric determination of carbon dioxide. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 2059-2060, 1999.

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

SETIA, R.; MARSCHNER, P.; BALDOCK, J.; CHITTLEBOROUGH, D.; SMITH, P.; SMITH, J. Salinity effects on carbon mineralization in soils of varying texture. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 1908-1916, 2011.

SOARES, M. T. S.; GALVANI, F.; FERNANDES, A. H. B. M.; FERNANDES, F. A.; LISITA, F. O.; LIMA, I. B. T. de; CRISPIM, S. M. A.; FRANCO, E.; RIEGER, K. L. Caracterização físico-química de efluentes líquidos de granjas suínas tratados em biodigestor. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 5, 2010, Corumbá, MS. **Anais...** Corumbá: Embrapa Pantanal; UFMS, 2010. CD-ROM.

SOUZA, C. F.; BASTOS, R. G.; GOMES, M. P. M.; PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n. 3, pp. 587-597, 2015.

TELES, C. R.; MUNARO, C. J.; CASSINI, S. T. A. Modelagem da decomposição aeróbia de lodo de esgoto em solos com diferentes texturas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, p. 197-203, 2009.

van RAIJ, B.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

VENABLES, W. N.; SMITH, D. M. **An introduction to R - Notes on R**: A programming environment for data analysis and graphics. Vienna, Austria: The R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <http://www.r-project.org>. Acesso em: 13 jan. 2017.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TCHIO, V. H. 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.

4. VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM LATOSSOLO CULTIVADO COM MILHO E IRRIGADO COM EFLUENTE DE SUINOCULTURA TRATADO

Resumo

O efluente de suinocultura apresenta teores significativos de nitrogênio em formas prontamente absorvíveis pelas culturas, e seu uso agrícola pode representar economia no uso de fertilizantes minerais. Contudo, seu potencial fertilizante pode ser reduzido em função das perdas desse elemento para o ambiente, como por exemplo, por meio da volatilização da amônia, devido à predominância das formas de nitrogênio amoniacais nestes efluentes, assunto este pouco estudado em condições brasileiras. O objetivo desse estudo foi avaliar os efeitos de irrigações sucessivas do efluente de suinocultura tratado (EBL) e do efluente de suinocultura diluído (EBLD) sobre a volatilização de amônia, ao longo de dois cultivos de milho em Latossolo vermelho distrófico de textura argilosa, avaliando os seguintes tratamentos: T1-controle; T2-fertilização mineral sem irrigação, T3-irrigação com EBL, T4-irrigação com EBL diluído, T5-fertilização mineral com irrigação com água. As irrigações foram efetuadas de acordo com a necessidade de água da cultura obtida por meio de tensiômetros. As perdas de nitrogênio foram avaliadas por meio de câmeras semi-abertas instaladas ao lado da linha central de milho, contendo espumas que foram coletadas e trocadas periodicamente para quantificação do nitrogênio volatilizado após extração da solução contida nessas espumas. As perdas provenientes do uso do fertilizante nitrogenado foram quantificadas somente ao longo do cultivo de verão devido às elevadas temperaturas. O sistema de tratamento anaeróbio proporcionou a geração de efluente com menor potencial poluidor, mas ainda com altos teores de N-NH_4^+ ($1423,2 \text{ mg L}^{-1}$). As maiores perdas de nitrogênio ocorreram de 2 a 3 dias após a aplicação da primeira e maior lâmina de $33,3 \text{ mm}$ do EBL em T3 e T4, as quais foram iguais a $4,0 \text{ kg ha}^{-1}$ e $3,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de N, respectivamente para a safrinha e safra. Maiores percentuais de perdas foram obtidos para o solo irrigado com o EBLD no período da safrinha, igual a $6,4\%$ do N total aplicado. O EBL apresentou percentual de perda de $3,3\%$ do total de N aplicado no período da safrinha, mesmo havendo a volatilização de $20,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de N. Tais fatos são devidos a maior quantidade de nitrogênio aplicado pelo EBL em relação ao EBLD, reduzindo a porcentagem de N perdido em relação ao total aplicado. O maior índice de chuvas observado no período da safra promoveu a incorporação dos efluentes ao solo, reduzindo as perdas neste período. As perdas por volatilização foram influenciadas pelas características do efluente, lâmina aplicada, época de aplicação e pelas características do solo. Estes fatores devem ser considerados para prever perdas de nitrogênio por volatilização em solos tratados com resíduos de suinocultura.

Palavras-chave: dejetos suinocultura, digestão anaeróbia, emissão de gases, perdas de nitrogênio.

AMMONIA VOLATILIZATION IN SOIL CULTIVATED WITH MAIZE AND IRRIGATED WITH TREATED SWINE WASTEWATER

Abstract

The swine effluent presents significant nitrogen amounts in forms easily available by crops, and its agricultural use can represent savings in the mineral fertilizers use. However, its potential fertilizer can be reduced due to the element losses to the environment, for example, through the ammonia volatilization, due to presence of high contents of nitrogen in ammoniacal forms and, this subject is little studied in Brazilian conditions. Thus, the study aim was to evaluate the effects of successive irrigations of treated swine wastewater (EBL) and diluted swine wastewater (EBLD) about ammonia volatilization, along of two maize cultivations in a clayey Oxisol, evaluating the following treatments: T1-control; T2-mineral fertilization without irrigation, T3-irrigation with EBL, T4-irrigation with EBLD, T5-mineral fertilization with irrigation with water. The irrigations were performed in accordance to water needs of culture measured by tensiometers. Next to maize central line were installed semi-open chambers containing foams, which were collected and changed periodically for extracting the solution contained in these foams and, then, quantify the nitrogen losses. Losses from chemical nitrogen fertilizer use were quantified only during the summer maize cultivation due to the higher temperatures. The treatment system generated an effluent with lower polluting potential, but still with high N-NH_4^+ contents (1423.2 mg L^{-1}). The higher nitrogen losses occurred 2 and 3 days after application of the first and higher amount of EBL (33.3 mm) in T3 and T4, equals to 4.0 kg ha^{-1} and 3.8 kg ha^{-1} of N, respectively for winter and summer cultivation. Higher lost nitrogen percentages were obtained for soil irrigated with EBLD during winter cultivation, equal to 6.4% of total N applied. The EBL presented a percentage equal to 3.3% of total N applied during winter cultivation, despite the volatilization of 20.4 kg ha^{-1} of N. This fact was due to the higher N amount applied by EBL in comparison to EBLD, reducing the lost N percentage in relation to N amount total applied. The higher rainfall observed during summer cultivation caused effluents incorporation to soil, reducing the losses. The volatilization was influenced by amount and characteristics of effluent, application time and the soil characteristics. These factors should be considered for predict nitrogen losses by volatilization in soils treated with swine wastes.

Keywords: swine manure, anaerobic digestion, gas emission, nitrogen losses.

4.1. Introdução

Devido à presença de macro e micronutrientes de plantas, os resíduos provenientes da criação de suínos têm sido utilizados para fertilização de culturas agrícolas, em muitos casos, o dejetos líquido representa a única fonte de nutrientes e de água para o produtor rural. Estudos realizados com uso do dejetos bruto, sem tratamento, tem demonstrado que o uso do resíduo na fertilização de culturas de grãos é capaz de promover aumento na produtividade e também, aumento na produção de matéria seca (CERETTA et al., 2005; GIACOMINI; AITA, 2008).

O N é um dos nutrientes presentes no dejetos de suínos em elevada concentração, e encontra-se principalmente nas formas amoniacais ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) quando armazenados ou tratados em condições anaeróbias (MONACO et al., 2012). Assim, o uso agrícola desse resíduo pode suprir os nutrientes necessários à cultura, como o nitrogênio, representando economia no uso de fertilizantes minerais. Contudo, o uso agrícola dos dejetos brutos e/ou o uso inadequado do efluente de suinocultura tratado podem ocasionar em perdas desse e de outros elementos, reduzindo o potencial fertilizante do resíduo e causando contaminação ambiental (BASSO et al., 2004; MEADE et al., 2011; GONZATTO et al., 2013; CERETTA et al., 2010; TIECHER et al., 2013).

No Brasil, não há legislação ambiental ou agrícola que regulamente e oriente sobre o uso de dejetos de suinocultura, como as legislações existentes para o uso de efluente sanitário (CETESB, 2006), de vinhaça (CETESB, 2015) e efluente da indústria cítrica (CETESB, 2010). Alguns estados do Sul do país utilizam alguns critérios estabelecidos pelos órgãos ambientais de cada estado, que são baseados na concentração de alguns nutrientes presentes no resíduo, como o nitrogênio, e no monitoramento das áreas em que são aplicados (DARTORA; PERDOMO; TUMELERO, 1998). De modo que, são poucas as informações existentes acerca do uso do efluente de suinocultura tratado que apresenta menor teor de sólidos, menor carga orgânica e provável maior concentração de nitrogênio amoniacal.

Assim, apesar das melhorias no desenvolvimento e na produção da cultura agrícola, decorrente da presença de nitrogênio em formas químicas prontamente absorvíveis pela planta (ANAMI et al., 2008), o uso inadequado do dejetos de suinocultura pode promover a perda do nitrogênio na forma amoniacal por meio da volatilização de NH_3 (PETERSON; SOMMER, 2011) e, dependendo da intensidade dessas perdas podem resultar em prejuízos agrícolas e ambientais. Fatores como a forma de aplicação, taxa de aplicação do dejetos, época de aplicação e as características do resíduo podem influenciar a taxa de volatilização como N- NH_3 (BASSO et al., 2004; HOEKSTRA et al., 2010; GONZATTO et al., 2013).

Estudos realizados nos estados do Sul do país por Basso et al. (2004) e Gonzatto et al. (2013) avaliaram as perdas de N por volatilização de NH_3 decorrentes do uso do dejetos bruto de suinocultura que apresentam maior teor de sólidos e matéria orgânica. Dessa forma, efluentes provenientes de outros sistemas de tratamento podem apresentar diferentes taxas de volatilização por gerarem efluentes com diferentes caracterizações.

Giacomini (2005) realizando estudo com dejetos provenientes de esterqueiras de fermentação, com e sem incorporação no solo, obteve taxas de volatilização iguais a 0,7 e 9,8%. No entanto, em outro estudo realizado por Basso et al. (2004), em área próxima ao estudo anterior, as taxas de volatilização observadas variaram de 15 a 39%. Como mencionado, essas variações resultam de diversos fatores relacionados à composição dos dejetos, do solo, bem como as condições climáticas de cada estudo (SOMMER; HUTCHINGS, 2001).

A forma e época de aplicação dos dejetos de suinocultura também poderá afetar a quantidade de nitrogênio perdido pela volatilização de NH_3 . A aplicação superficial do resíduo, como é realizada em sistema de plantio direto, pode intensificar as perdas do nitrogênio para a atmosfera. Assim, identificar e quantificar tais perdas nos diferentes sistemas de manejo torna-se necessário a fim de buscar estratégias capazes de reduzi-las. Pujol (2012) ao avaliar a volatilização de NH_3 após aplicação de dejetos de suínos em duas épocas de cultivo, dezembro (milho) e junho (trigo), em doses única e parcelada, observou que apenas no cultivo realizado no verão (milho) houve redução da volatilização devido à aplicação parcelada do dejetos, não sendo observado o mesmo efeito para o cultivo de inverno.

Logo, ainda são poucos os estudos realizados com efluentes provenientes de sistemas de tratamento que promovem maior remoção de sólidos e matéria orgânica do resíduo, bem como, em solos mais intemperizados como os encontrados na região sudeste do país. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi quantificar e avaliar os efeitos de aplicações sucessivas de efluente de suinocultura tratado em biodigestor e de efluente de suinocultura tratado e diluído, sobre as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia em duas épocas de cultivo de milho.

4.2. Material e Métodos

4.2.1. Geração e caracterização do efluente de suinocultura tratado

O efluente tratado utilizado neste estudo foi proveniente de um sistema de tratamento piloto instalado na Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento– UPD Tanquinho, localizada na cidade de Piracicaba, SP. A unidade abriga uma granja com capacidade para 180 animais confinados, em fase de terminação, e pertence à Secretaria de Agricultura e Abastecimento do estado de São Paulo.

O efluente proveniente da limpeza das baias (EB) passou por uma peneira estática com capacidade para até $10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, e diâmetro dos furos da peneira de 0,65 mm, a fim de separar os materiais grosseiros. Em seguida a parte líquida seguiu para tratamento em um biodigestor tubular de lona com 3 m de diâmetro e 12 m de comprimento, em solo impermeabilizado com manta de PVC, mesmo material que foi confeccionado o biodigestor com volume de 60 m^3 para conter o efluente e 30 m^3 para conter o biogás liberado durante o processo de decomposição do substrato orgânico.

O efluente tratado no biodigestor de lona (EBL) foi bombeado para irrigação de um dos tratamentos e foi diluído (1:50, v:v) a fim de compor outro tratamento deste ensaio irrigado com o efluente do biodigestor de lona diluído (EBLD). O efluente foi mantido no biodigestor por tempo superior ao tempo de detenção hidráulica (TDH) calculado para esse biodigestor (20 dias), devido ter ocorrido vazios sanitários na granja durante o período do estudo.

Ao longo dos meses de maio, junho, julho, dezembro e janeiro, os efluentes utilizados na irrigação do cultivo de milho foram caracterizados de acordo com Eaton et al. (2005) para os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), demanda bioquímica de oxigênio para cinco dias a 20°C (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), teores de N-total pelo método Kjeldhal, dos teores de N-NH_4^+ (KEMPERS; ZWEERS, 1986), dos teores de N-NO_3^- (YANG et al., 1998), e os teores de N na forma orgânica foram obtidos pela diferença entre os teores totais e minerais.

4.2.2. Delineamento experimental e tratamentos

As perdas de nitrogênio por volatilização foram quantificadas ao longo de dois cultivos de milho, safrinha e safra, conduzidos em ensaio de campo que foi instalado na Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Tanquinho, na cidade de Piracicaba (22°43'31" S, 47°38'57" O; altitude de 547 m) em área de Latossolo Vermelho textura muito argilosa que estava sob pousio, com gramíneas como vegetação de cobertura.

Antes da instalação do experimento realizou-se coleta do solo para análise de fertilidade de acordo com van Raij et al. (2001) e, então, verificou-se a necessidade de correção da acidez do solo com aplicação de 3 t ha⁻¹ de calcário dolomítico em área total. Antes do segundo cultivo de milho, a acidez foi corrigida de acordo com a necessidade de calagem de cada tratamento, avaliada por meio de análise de fertilidade das amostras de solo. Na semeadura foram utilizadas sementes de milho híbrido simples, de ciclo precoce, utilizadas nos dois ciclos de avaliação, sendo semeadas no dia 18 de março de 2015 para o cultivo safrinha (inverno) e no dia 23 de novembro de 2015 para o cultivo safra (verão).

O ensaio foi delineado em blocos ao acaso, composto por três blocos e pelos seguintes tratamentos: T1-controle; T2-fertilização mineral sem irrigação; T3-irrigação com EBL; T4-irrigação com EBLD; T5-fertilização mineral com irrigação com água. Cada parcela foi composta por cinco linhas de 6 metros, com espaçamento igual a 0,8 m entre linhas e 0,2 m entre plantas, sendo que, as avaliações foram feitas nas três linhas centrais e nos 5 m de comprimento de cada linha, compreendendo a área útil de avaliação.

Nos tratamentos T2 e T5 realizou-se a adubação de plantio e cobertura, totalizando 206 kg ha⁻¹ de N, 112 kg ha⁻¹ P₂O₅, 64 kg ha⁻¹ K₂O. Nos tratamentos T3 e T4 foi aplicado 33,3 mm do EBL aos 14 dias após a semeadura (DAS) do milho cultivado no inverno e aos 8 DAS do milho cultivado no período de verão, a fim de fornecer quantidade mínima de N necessária ao estabelecimento das plântulas de milho. Após esse período manteve-se o controle da irrigação por meio de tensiômetros, instalados em duas profundidades, 0-0,20 m e 0,20-0,40 m. Os valores das leituras de tensão de água no solo foram convertidos em valores de umidade por meio da equação da curva de retenção de água no solo, a qual foi obtida de acordo com ajuste feito ao modelo proposto por van Genuchten (1980).

Para quantificar as perdas por volatilização de amônia em cada irrigação realizada com os EBL e EBLD, foi utilizado o método desenvolvido por Nönmik (1973), e adaptado de Laras Cabezas e Trivelin (1990). Para a primeira avaliação realizada no período de inverno, não foram quantificadas as perdas provenientes dos tratamentos com fertilização mineral uma

vez que, devido às baixas temperaturas do período, as perdas seriam reduzidas como já estabelecidas na literatura para diferentes tipos de fertilizantes nitrogenados (VITTI et al., 2007). Para o segundo ciclo de cultivo de milho (safra), conduzido em um período de temperaturas mais elevadas e, portanto, sujeito às suas interferências, também foram instalados coletores semi-abertos nos tratamentos com uso de fertilizante mineral (T2 e T5), a fim de também quantificar essas perdas.

Assim, foram instalados coletores semi-abertos com área de 0,016 m², ao lado da linha central de milho, em cada parcela, e a cada irrigação ou adubação foram adicionados as quantidades equivalentes de efluentes ou fertilizantes dentro do coletor (Figura 4.1). Ou seja, para o primeiro ciclo de avaliação (safrinha), inicialmente, adicionou-se aos coletores instalados ao lado das linhas de milho de T3 e T4 o equivalente a 33,3 mm do EBL aos 14 DAS, e as demais lâminas equivalentes às irrigações realizadas com o EBL e o EBLD foram adicionadas posteriormente aos coletores, ao longo do cultivo.

Para o segundo ciclo de avaliação, adicionou-se aos coletores de T3 e T4 uma lâmina equivalente a 33,3 mm do EBL aos 8 DAS, e as demais lâminas foram equivalentes as irrigações realizadas com o EBL (T3) e o EBLD (T4) ao longo do cultivo. Neste segundo ciclo de avaliação, aos coletores dos tratamentos T2 e T5, que receberam fertilização nitrogenada de plantio e cobertura, foi adicionada ureia referente à adubação de cobertura de 32 kg ha⁻¹ de N, e outras duas adubações (cobertura) foram feitas com aplicação de nitrato de amônio para fornecer 87 kg ha⁻¹ em cada aplicação, realizadas aos 14 e 23 DAS.

No interior desses coletores foram colocadas duas espumas sobrepostas e embebidas em solução 0,01 mol L⁻¹ de ácido fosfórico e glicerina. Em que, uma das espumas (base) é responsável por coletar o nitrogênio volatilizado, e a outra (topo) é responsável por coletar possível nitrogênio atmosférico, evitando sua interferência no sistema. Periodicamente, as espumas foram coletadas e trocadas até a fase de maturação do milho, quando se encerrou a irrigação. Os intervalos entre as coletas das espumas foram de dois a cinco dias após cada aplicação, dependendo dos fluxos de volatilização.

A extração da solução presente nas espumas coletadas foi realizada pela lavagem das mesmas com 250 ml água deionizada, por meio da adição de porções deste volume total de água, seguido de compressão e coleta do extrato para posterior determinação dos teores de N-NH₄⁺ (Figura 4.2). O volume de solução extraída foi posteriormente pesado, e as amostras foram armazenadas em freezer. Para determinar os teores de N-NH₄⁺ capturado nas espumas foi empregado o método proposto por Kempers e Zweers (1986).

Figura 4.1. Aspecto do coletor semi-aberto instalado ao lado das linhas de milho de cada parcela do ensaio de campo, a fim de quantificar as perdas por volatilização



Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 4.2. Extração da solução presente nas espumas coletadas a partir de lavagem com porções de água deionizada, transferência do extrato para frascos para posterior pesagem, armazenamento e quantificação do nitrogênio volatilizado em cada coleta



Fonte: Moretti, S. M. L.

4.3. Resultados e Discussão

4.3.1. Caracterização dos efluentes utilizados

O potencial de uso agrícola do efluente de suinocultura tratado e a eficiência do sistema de tratamento na remoção de poluentes foram discutidos no Capítulo 2, e observou-se

elevada remoção de carga orgânica pelo sistema de tratamento primário e de alguns elementos, especialmente Cu e Zn que estiveram dentro dos limites estabelecidos pelas legislações vigentes sobre uso agrícola de outros tipos de efluentes (CETESB, 2006; 2010).

Observa-se na Tabela 4.1 que o processo de degradação do material orgânico promoveu o consumo dos ácidos orgânicos presentes no efluente, havendo o aumento dos valores de pH do efluente de suinocultura tratado (SOUZA, 2005), para todos os períodos de detenção hidráulica avaliados.

Após o tratamento no biodigestor anaeróbio, não houve alteração nos teores totais de nitrogênio presente nos dejetos, sendo que a maior parte do N esteve sob formas amoniacais e, devido ausência de condições de aerobiose, não ocorreu o processo de nitrificação (SCHEEREN et al., 2011). Cerca de 80% do nitrogênio total do efluente de suinocultura tratado e do efluente diluído esteve sob formas minerais de N, enquanto que os 20% restantes compreenderam as formas orgânicas de nitrogênio.

Assim, observa-se que os teores elevados de nitrogênio amoniacal associado aos valores de pH do efluente de suinocultura poderiam favorecer o processo de volatilização de nitrogênio após sua aplicação ao solo (SOMMER; HUTCHINGS, 2001, MKHABELA et al., 2009), podendo reduzir seu potencial fertilizante se as perdas observadas forem elevadas, restando baixa quantidade de nitrogênio passível de ser aproveitada pelas plantas. Tais perdas devem ser quantificadas para que estratégias de manejo do uso agrícola desse efluente sejam estabelecidas a fim de reduzi-las, por exemplo, adequando a época e a forma de aplicação desse efluente.

Tabela 4.1. Caracterização físico-química do efluente bruto (EB) proveniente da limpeza das baias, do efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona (EBL) e do efluente do biodigestor de lona tratado e diluído (EBLD) (1:50, v:v).

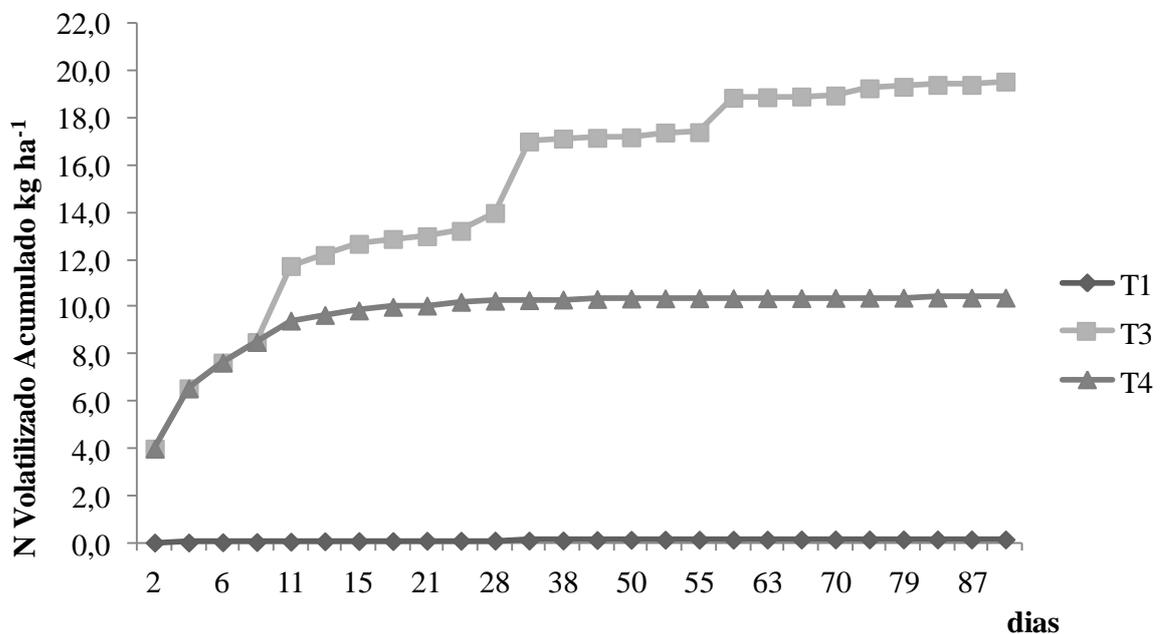
Parâmetros	Início	Maio/2015		Junho/2015		Julho/2015		Dezembro/2015		Janeiro/2016	
	EB	EBL	EBLD	EBL	EBLD	EBL	EBLD	EBL	EBLD	EBL	EBLD
<i>pH</i>	5,9	7,8	8,7	7,8	7,9	7,7	8,3	8,2	8,1	7,8	8,6
<i>CE mS cm⁻¹</i>	7,2	23,3	1,1	23,0	0,4	16,0	0,7	15,2	0,3	16,4	0,7
<i>DBO mg L⁻¹</i>	13.187,5	1.624,7	81,6	1.308,2	59,1	1.033,9	47,3	400,3	ND	400,3	ND
<i>DQO mg L⁻¹</i>	54.500	1.000	59,5	1.329,5	ND	2.750	122,5	1.172,5	ND	1.172,5	ND
<i>ST mg L⁻¹</i>	43.559,8	3.763,6	300	3.715	ND	4.114,2	ND	2.554,7	ND	2.554,7	ND
<i>N-total mg L⁻¹</i>	1.670,8	1.598,8	49	1.566,9	48,2	1.845,2	38,1	1.933,8	27,8	1.935,1	25,5
<i>N-NH₄⁺ mg L⁻¹</i>	1.647,8	1220,0	38,9	1.092,1	38,7	1.624,8	22,6	1.591,1	23,9	1.590	22
<i>N-NO₃⁻ mg L⁻¹</i>	9,5	1,7	< 0,06	0,1	< 0,06	2,1	0,1	1,6	< 0,06	1,7	< 0,06
<i>N-org mg L⁻¹</i>	13,5	377,1	10,1	474,7	9,5	218,3	15,4	341,1	3,1	343,4	3,5

ND Abaixo do limite de detecção do método

4.3.2. Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia

A Figura 4.3 apresenta a evolução das perdas de N por volatilização, quantificadas ao longo do ciclo de milho cultivado no período de inverno (safrinha). Para o tratamento T4 (EBLD), observou-se que houve redução e estabilização das perdas de nitrogênio a partir do sexto dia de avaliação, as quais foram decorrentes da aplicação de 33,3 mm do EBL realizada aos 14 DAS. Após esse período as perdas permaneceram constantes, refletindo os baixos teores de N presente no EBLD (Tabela 4.1). Para o tratamento T3 (EBL), inicialmente as perdas foram iguais às observadas para T4 decorrentes da aplicação de 33,3 mm do EBL, que correspondeu a 4,0 kg ha⁻¹ de N perdido dois dias após a aplicação do EBL, reduzindo após seis dias de avaliação. Após esse período, houve outros picos de perda, contudo, ocorreram em intervalos maiores de tempo, entre 5 a 11 dias após a irrigação com o EBL.

Figura 4.3. Perdas de nitrogênio por volatilização de N-NH₃ quantificadas ao longo do ciclo do milho safrinha (97 dias), decorrentes de cada irrigação realizada com o efluente de suinocultura tratado (EBL) e com efluente de suinocultura tratado e diluído (EBLD)



T1 – controle; T3 – irrigação com EBL; T4 – irrigação com EBLD

Tal fato foi relatado por outros estudos que avaliaram a volatilização decorrente do uso de dejetos líquidos de suínos, como o realizado por Gonzatto et al. (2013) com aplicação de

60 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suíno na ausência e presença de restos culturais. Neste estudo os autores verificaram que aproximadamente 80% das perdas de nitrogênio por volatilização ocorreram 22 horas após a aplicação do dejetos, as quais reduziram com o tempo. Semelhante aos resultados obtidos por Meade et al. (2011) em que 93 a 96% das perdas ocorreram 24 horas após a aplicação do dejetos, em estudo que avaliou os efeitos da aplicação do resíduo em diferentes estágios de desenvolvimento da cultura. De acordo com os autores, tais perdas ocorrem logo após a aplicação do resíduo ao solo, devido à presença de N-NH₄⁺ em altas concentrações (SOMMER; HUTCHINGS, 2001) e ao pH elevado do resíduo (Tabela 4.1), favorecendo a formação de NH₃ e as perdas por volatilização do elemento (MKHABELA et al., 2009). Como podemos observar na Figura 4.3 as maiores perdas ocorreram a dois ou cinco dias após aplicação do EBL.

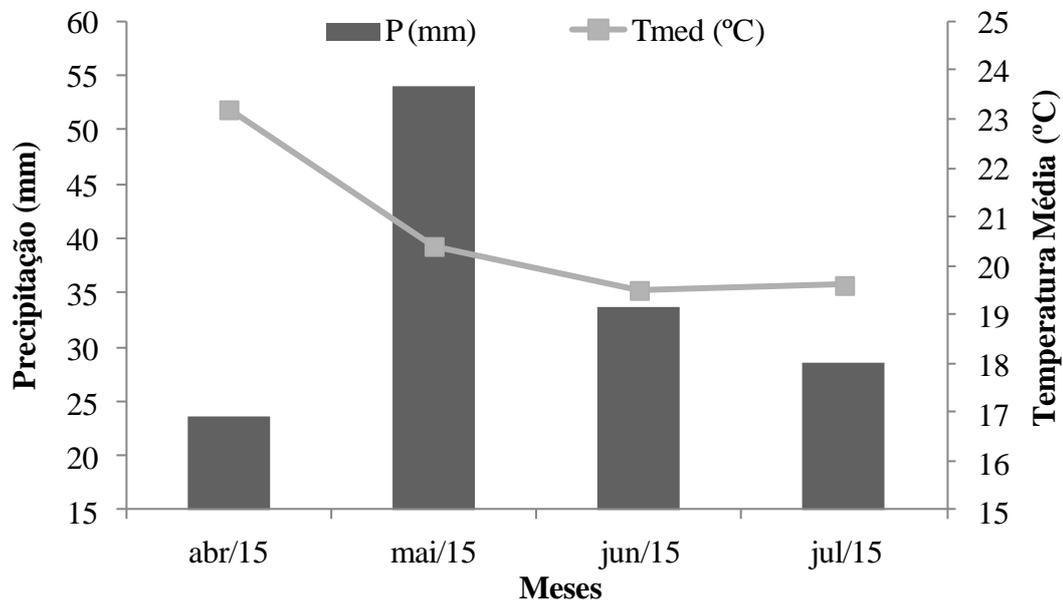
Aos onze dias de realização do ensaio, foi observado para T3 um incremento de 3,2 kg ha⁻¹ de N volatilizado, decorrente da irrigação anterior feita com 8,3 mm do EBL no sexto dia. Outras duas irrigações foram feitas aos 21 e 24 dias com 5 mm e 8,3 mm do EBL, respectivamente, resultando em uma perda equivalente a 2,1 kg ha⁻¹ de N, aos 34 dias de avaliação. Observa-se que ao longo do tempo as perdas foram reduzindo e ocorreram em intervalos de tempo maiores em comparação ao obtido para as irrigações iniciais feitas com o EBL, demonstrando que apenas a maior dose do EBL (33,3 mm) afetou significativamente as perdas de nitrogênio por volatilização. Basso et al. (2004) também obteve menores perdas quando menor quantidade do dejetos líquidos de suínos foi utilizado, após seis dias de avaliação, evidenciando que a aplicação de menores doses do resíduo e/ou parcelamento de doses maiores, podem ser eficientes em relação ao desenvolvimento da cultura.

Uma perda menor e equivalente a 1,3 kg ha⁻¹ de N foi quantificada aos 59 dias de avaliação, após a irrigação com 14 e 16,7 mm do EBL aos 46 e 52 dias, respectivamente. Provavelmente a chuva de 35,6 mm, observada logo após a irrigação com 16,7 mm do EBL, proporcionou a incorporação do efluente ao solo, reduzindo a perda por volatilização. Outras cinco irrigações foram feitas aos 63, 66, 70, 73, 79 e 82 dias, no entanto, apesar do volume de chuva não ter sido elevado neste período, às perdas não foram significativas, permanecendo constantes até o fim da condução do ensaio, provavelmente em função das menores temperaturas observadas ao longo dos meses de junho/2015 e julho/2015 (Figura 4.4) em comparação às obtidas para os meses de abril/2015 e maio/2015.

As menores perdas, observadas nos períodos de menores temperaturas (junho e julho/2015), podem ser explicadas pelo fato de que a difusão ascendente da amônia no solo, que ocorre juntamente com a evaporação de água, é favorecida pela ocorrência de

temperaturas maiores (AL-KANANI; MACKENZIE; BARTHAHUR, 1991), uma vez que o pH do resíduo utilizado ao longo do estudo permaneceu inalterado e acima de 7,0 (Tabela 4.1). Além disso, as irrigações sucessivas do EBL podem ter proporcionado incremento na quantidade de material orgânico decomponível pela microbiota e a liberação de carbono solúvel presente no solo, favorecendo a atividade dos microrganismos heterotróficos do solo que assimilam preferencialmente às formas de $N-NH_4^+$ (AITA; GIACOMIN; HÜBNER, 2007) adicionadas por meio das irrigações com EBL, imobilizando o nitrogênio amoniacal e, assim, tornando lentas e menores as perdas por volatilização. Como foi discutido por Gonzatto et al. (2013) ao observar redução nas perdas de N volatilizado nos tratamentos com uso de dejetos de suínos na presença de material vegetal. E, quantificado por Chantigny, Rochette e Angers (2001) em estudo que observou a imobilização de 34% do total de nitrogênio amoniacal adicionado, após três dias da aplicação do dejetos líquido de suínos.

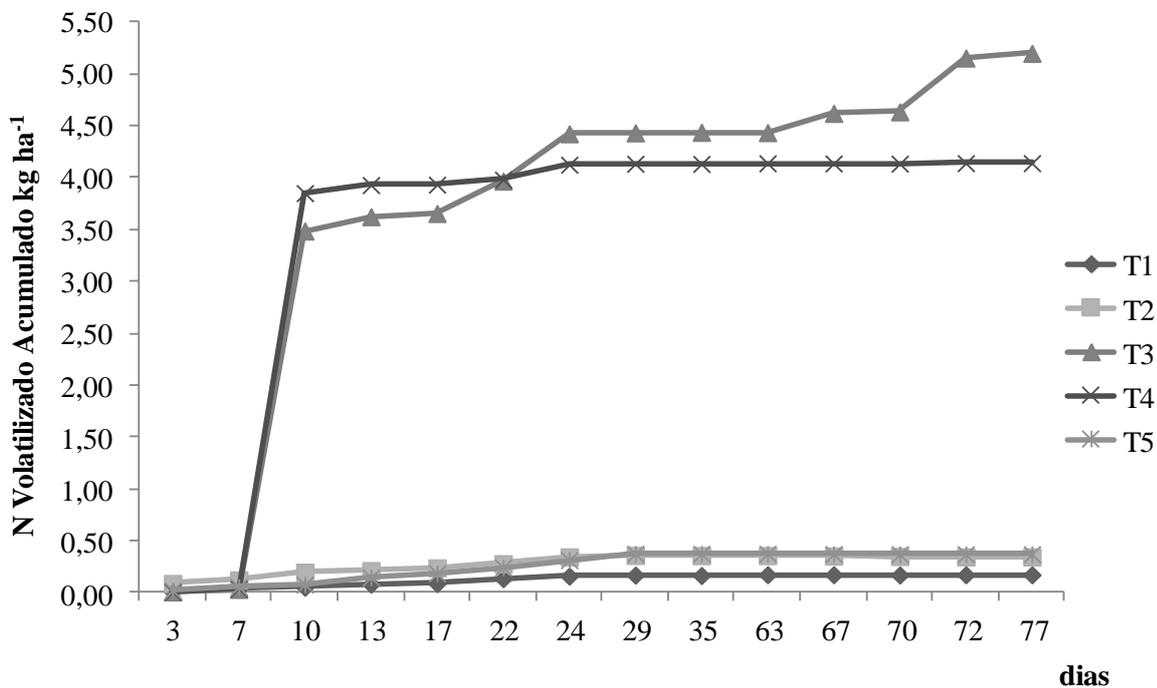
Figura 4. 4. Temperatura média e precipitação obtida ao longo do ensaio realizado durante o cultivo do milho de inverno



As perdas quantificadas ao longo do ciclo de milho cultivado no período de verão (safra) estão expressas na Figura 4.5. Nesse período, foram quantificadas as perdas provenientes da fertilização mineral (T2 e T5) uma vez que as temperaturas registradas no período foram maiores e poderiam intensificar as perdas por volatilização (Figura 4.6).

No entanto, o período apresentou elevado regime de chuvas que refletiram sobre as perdas decorrentes da aplicação do fertilizante nitrogenado. Na Figura 4.5 estão demonstradas as perdas quantificadas para os tratamentos T2 e T5 em que foi feita adubação de cobertura com aplicação de ureia para fornecimento de 32 kg ha^{-1} de N, tais perdas foram baixas, assim como, as perdas quantificadas para o tratamento controle (T1). Este fato é explicado pelo elevado índice de chuvas registrado no período, uma vez que antes da aplicação do fertilizante nitrogenado foram registrados 30 mm de chuva, mantendo elevada a umidade do solo. Além disso, registrou-se 42 mm de chuva sete dias após a aplicação da ureia, período no qual poderia ser observado aumento nas quantidades de nitrogênio volatilizado, em função da rápida hidrólise da ureia (2 a 3 dias) (BYRNES, 2000).

Figura 4.5. Perdas de nitrogênio por volatilização de N-NH_3 quantificadas ao longo do ciclo do milho safra (77 dias), decorrentes de cada irrigação realizada com efluente de suinocultura tratado (EBL), com o efluente de suinocultura tratado e diluído (EBLD), proveniente das fertilizações nitrogenadas

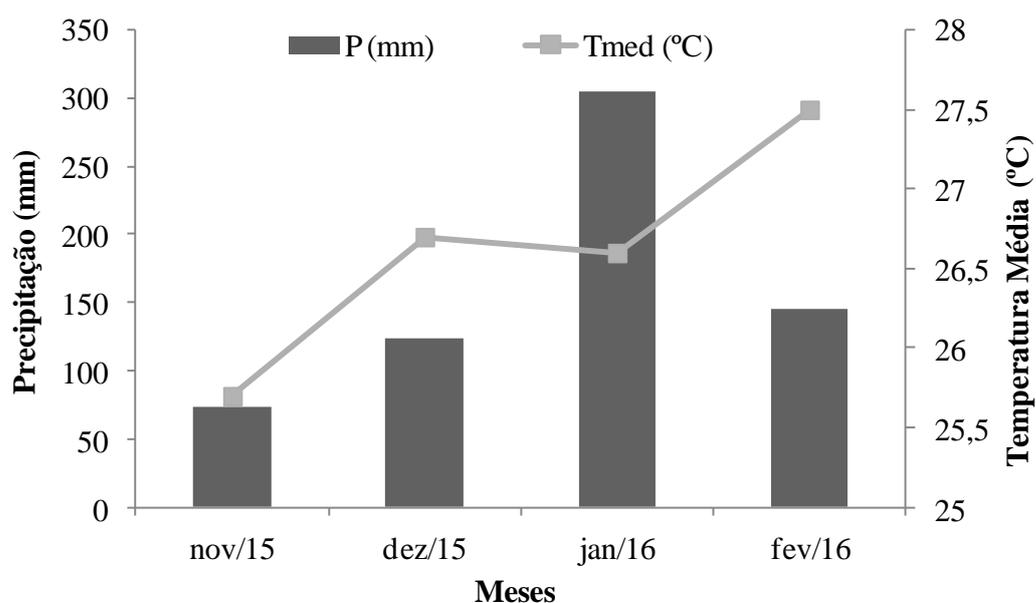


T1 – controle; T2 – fertilização mineral sem irrigação; T3 – irrigação com EBL; T4 – irrigação com EBLD; T5 – fertilização mineral com irrigação com água

Assim, a elevada precipitação registrada antes do início do ensaio, após a aplicação da ureia e ao longo do ensaio, foi suficiente para incorporar o fertilizante ao solo (SOARES, 2001) impedindo o aumento da volatilização do nitrogênio e facilitando a absorção do nutriente pela planta, de acordo com Cantarella (2007) são necessários 20 mm de chuva ou de água de irrigação para que haja a incorporação da ureia ao solo em sistema de plantio convencional, quantidade menor do que a registrada no período de condução do ensaio.

A partir do 22º dia observa-se pequeno incremento nas perdas provenientes de T2 e T5, provavelmente este fato é devido ao aumento de temperatura no período que deve ter favorecido a perda de amônia em função da evaporação da água presente no solo (AL-KANANI; MACKENZIE; BARTHAHUR, 1991), sendo que no 23º dia de condução do ensaio foram registradas as maiores temperaturas médias e máximas do mês de dezembro que foram iguais a 29 e 38 °C, respectivamente, após esse período é possível observar na Figura 4.6 que as temperaturas mantiveram-se elevadas nos meses de janeiro e fevereiro/2016, contudo, as perdas permaneceram constantes após o pequeno incremento observado no 22º dia, devido ao volume de chuvas elevado.

Figura 4.6. Temperatura média e precipitação obtida ao longo do ensaio realizado durante o cultivo do milho de verão



Para os tratamentos T3 e T4, assim como realizado para o cultivo do milho safrinha, inicialmente foram aplicados 33 mm do EBL aos 8 DAS, observou-se a volatilização de 3,5 e 3,8 kg ha⁻¹ de N três dias após a aplicação do efluente, como observado para a avaliação feita no período da safrinha de milho. Para T4, após esse período as perdas permaneceram constantes, refletindo os baixos teores de N do EBLD. Já para o tratamento T3, verificou-se estabilização até 22º dia de condução do ensaio quando foi feita uma nova irrigação com 15,6 mm do EBL, havendo uma perda equivalente a 0,46 kg ha⁻¹ N. Outros dois pequenos incrementos nas perdas de T3 foram observados aos 67 e 72 dias, iguais a 0,19 e 0,52 kg ha⁻¹ de N, referente a duas irrigações feitas com 16,7 mm do EBL aos 63 e 70 dias. As perdas por volatilização quantificadas ao longo das avaliações feitas no período de verão foram menores em comparação as observadas no período de inverno, refletindo os efeitos da elevada umidade do solo decorrente do elevado volume de chuvas registrado no período (Figura 4.6) que proporcionaram a incorporação dos efluentes e do fertilizante utilizado.

Na Tabela 4.2, os valores acumulados de nitrogênio volatilizado estão expressos em porcentagem do total de nitrogênio aplicado para os dois ciclos de milho avaliados. Assim, verifica-se que as perdas foram maiores para o período de inverno (safrinha) em comparação às obtidas para o período de verão, mesmo para o tratamento T4 (EBLD) em que maior quantidade de nitrogênio foi aplicada no período da safra de milho.

Tabela 4.2. Quantidades de nitrogênio adicionadas e perdas de nitrogênio por volatilização ao longo do cultivo do milho safra e safrinha

<i>Tratamento</i>	<i>N adicionado kg ha⁻¹</i>		<i>N volatilizado kg ha⁻¹</i>		<i>% N volatilizado</i>	
	Safrinha	Safra	Safrinha	Safra	Safrinha	Safra
T1	0,0	0,0	0,06	0,17		
T2	-	206,0	-	0,34	-	0,08
T3	625,0	473,7	20,4	5,20	3,3	1,06
T4	147,7	212,3	9,5	4,14	6,4	1,87
T5	-	206,0	-	0,37	-	0,10

T1 – controle; T2 – fertilização mineral sem irrigação; T3 – irrigação com EBL; T4 – irrigação com EBLD; T5 – fertilização mineral com irrigação com água.

Para o tratamento T3 foi perdido o equivalente a 20,4 e 5,2 kg ha⁻¹ de N no período da safrinha e safra, respectivamente, que representaram o equivalente a 3,3 e 1,06% do total de nitrogênio aplicado em cada período, sendo retidos 604,6 e 468,5 kg ha⁻¹ de N, respectivamente. Para T4 as perdas foram equivalentes a 9,5 e 4,14 kg ha⁻¹ de N para os períodos da safrinha e safra, respectivamente, representando perdas de 6,4 e 1,87% do nitrogênio total aplicado, sendo retidos 138,2 e 208,2 kg ha⁻¹ de N, respectivamente.

Em relação à quantidade total de nitrogênio incorporado ao solo de cada tratamento, notam-se maiores perdas percentuais para o tratamento com uso do EBLD (T4). Uma vez que, após a irrigação com 33,3 mm do EBL, houve redução e estabilização das perdas observadas para T4, assim como, menor incorporação de N ao solo devido ao menor teor de N presente no EBLD. Já o EBL promoveu maior incorporação de N ao solo, mesmo considerando as perdas de N quantificadas ao longo do ensaio, resultando em menores perdas percentuais em relação ao total de N aplicado em T3.

Perdas maiores e iguais a 26,5 kg ha⁻¹ de N foram quantificadas em estudo realizado por Gonzatto et al. (2013) após uma única aplicação de 60 m³ ha⁻¹ de dejetos de suinocultura, proveniente de esterqueiras anaeróbicas, tais perdas foram equivalentes a 22,3% do total de 160 kg ha⁻¹ do nitrogênio total aplicado. Esses valores são maiores em relação aos obtidos para T3 em que foi utilizada a maior dose de N estudada ao longo de 97 dias de avaliação. Contudo, o dejetos líquido de suínos utilizado pelos autores apresentou teor de matéria seca cinco vezes maior do que o teor de matéria seca presente no efluente de suinocultura tratado (EBL) utilizado neste estudo ao longo da irrigação do milho, aumentando as taxas de volatilização.

Verifica-se, para ambos os períodos, que as maiores perdas ocorreram no início do teste em função da aplicação de 33,3 mm do EBL (Figura 4.3 e Figura 4.5), as quais reduziram ao longo do estudo. Tal fato está relacionado ao elevado teor de N amoniacal incorporado ao solo por esta lâmina, assim como, ao estágio de desenvolvimento da cultura, ocorrendo perdas maiores no início do ciclo da cultura. Meade et al. (2011) quantificaram maior volatilização de nitrogênio ao longo da primeira semana de avaliação, compreendendo a fase inicial de perfilhamento do milho, em que há menor cobertura do dossel e, portanto, maior velocidade do vento, aumentando as perdas por volatilização.

Além disso, Basso et al. (2004) verificaram que as perdas de nitrogênio por volatilização estão associadas a quantidade de dejetos líquidos de suínos aplicada, uma vez que, neste estudo, os autores observaram a redução da quantidade de nitrogênio volatilizado em função da redução da dose aplicada. Deste modo, as perdas provenientes das lâminas menores do efluente de suinocultura tratado (EBL), que foram aplicadas ao longo do cultivo do milho, não foram significativas, havendo incremento na quantidade de nitrogênio fornecido à cultura.

Desse modo, observa-se que o estágio de desenvolvimento da cultura e o volume de efluente aplicado influenciaram no fluxo de perdas decorrente da aplicação inicial de 33,3 mm do EBL, uma vez que, as perdas quantificadas para o período da safra e da safrinha foram semelhantes, iguais a 4 kg ha^{-1} e $3,8 \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente. Mesmo considerando que a aplicação de 33,3 mm do EBL no período da safra foi feita após a ocorrência de chuva de 30 mm que poderia reduzir as perdas por volatilização.

O pH do solo igual a 4,7 e seu elevado poder tampão pode ter favorecido a volatilização de pequenas quantidades de nitrogênio, apesar do EBL ter apresentado elevada concentração de nitrogênio na forma amoniacal. Uma vez que, estudos demonstram que a elevação do pH do solo a valores superiores a 7 apresentam efeitos significativos sobre o aumento da quantidade de nitrogênio volatilizado (ERNEST; MASSEY, 1960), e que solos com maior teor de argila tendem a apresentar menores quantidades de nitrogênio volatilizado devido ao maior poder tampão da acidez desses solos e a capacidade de reter o amônio as cargas negativas presentes no solo (CANTARELLA, 2007).

Logo, verifica-se que as características do efluente, época de aplicação e características do solo utilizados neste estudo, foram fundamentais para a obtenção dos baixos índices de volatilização de nitrogênio, quando comparados aos obtidos para fertilizantes nitrogenados e a dejetos sem tratamento prévio.

4.4. Conclusões

Apesar do elevado teor de nitrogênio amoniacal presente no efluente de suinocultura tratado em biodigestor anaeróbio, as perdas por volatilização foram pequenas e menores em relação às estabelecidas para fertilizantes minerais nitrogenados.

Para os dois cultivos, a maior lâmina do EBL resultou na maior perda quantificada nos primeiros dias após a aplicação do efluente ao solo. Evidenciou-se que as aplicações de lâminas menores do efluente reduziram as perdas por volatilização.

O EBL adicionou ao solo quantidades maiores de nitrogênio, resultando em maior quantidade de nitrogênio volatilizado acumulado em cada cultivo. Contudo, considerando o total de nitrogênio aplicado, maior porcentagem de N volatilizado foi observada para o solo irrigado com o EBLD, que incorporou quantidades menores de nitrogênio ao solo.

Apesar das altas temperaturas, a elevada precipitação registrada ao longo do cultivo do milho safra promoveu a incorporação dos efluentes e fertilizantes nitrogenados ao solo, reduzindo as perdas observadas para este ciclo de avaliação.

Verifica-se por meio do estudo que as perdas por volatilização foram influenciadas pelas características do efluente, lâmina aplicada, época de aplicação e pelas características do solo, tais fatores devem ser considerados para prever possíveis perdas de nitrogênio por volatilização em solos tratados com efluente de suinocultura.

Referências

- AITA, C.; GIACOMIN, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 1, p. 95-102, 2007.
- AL-KANANI, T.; MACKENZIE, A. F.; BARTHAHUR, N. N. Soil water and ammonia volatilization relationships with surface-applied nitrogen fertilizer solutions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 55, n. 6, p. 1761-1766, 1991.
- ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.
- BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; PAVINATO, P. S.; SILVEIRA, M. J. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1773-1778, 2004.

BYRNES, B. H. Liquid fertilizers and nitrogen solutions. In: INTERNATIONAL FERTILIZER DEVELOPMENT CENTER – IFDC. **Fertilizer manual**. Alabama: Kluwer Academic, 2000. p. 20-44.

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

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATO, P. S.; TRENTIN, E. E.; GIROTTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo, potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, 2005.

CERETTA, C. A.; GIROTTTO, E.; LOURENZI, C. R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R. C. B.; BURNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 139, n. 4, p. 689-699, 2010.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 81, p. 131-137, 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Instrução Técnica Nº 31**: Aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura. São Paulo: CETESB, 2006. 16 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Norma Técnica P4.002**: Efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas - critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2010. 20 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Norma Técnica P4.231**: Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2015. 15 p.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo de dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1998. 41 p. (Boletim Informativo de Pesquisa e Extensão, 11).

EATON, A. D.; LEONORE, S.; CLESCERI, E. W. R.; ARNOLD, E. A. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: APHA; AWWA; WEF, 2005. 1200 p.

ERNST, J. W.; MASSEY, H. F. The effects of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in the soil. **Soil Science Society America Proceedings**, Madison, v. 24, p. 87-90, 1960.

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

GIACOMINI, S. J. **Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos**. 2005. 244 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

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

HOEKSTRA, N. J.; LALOR, S. T. J.; RICHARDS, K. G.; O'HEA, N.; LANIGAN, G. J.; DYCKMANS, J. Slurry $^{15}\text{NH}_4\text{-N}$ recovery in herbage and soil: effects of application method and timing. **Plant and Soil**, The Hague, v. 330, n. 1-2, p. 357-368, 2010.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.

LARA CABEZAS, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de N-NH_3 volatilizado da ureia aplicada ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 14, p. 345-352, 1990.

MEADE, G.; PIERCE, K.; O'DOHERTY, J. B.; MUELLER, C.; LANIGAN, G.; MC CABE, T. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 140, n. 1-2, p. 208-217, 2011.

MKHABELA, M. S.; GORDON, R.; BURTON, D.; SMITH, E.; MADANI, A. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following applications of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 130, n. 1, p. 41-49, 2009.

MONACO, S.; SACCO, D.; PELISSETTI, S.; DINUCCIO, E. Laboratory assessment of ammonia emission after soil application of treated and untreated manures. **Journal of Agricultural Science**, London, v. 150, n. 1, p. 65-73, 2012.

NONMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 39, p. 309-318, 1973.

PETERSEN, S. O.; SOMMER, S. G. Ammonia and nitrous oxide interactions: roles of manure organic matter management. **Animal Feed Science and Technology**, Amsterdam, v. 166-167, p. 503-513, 2011.

PUJOL, S. B. **Emissão de amônia e dinâmica do nitrogênio no solo com parcelamento da dose e adição de inibidor de nitrificação em dejetos de suínos**. 2012. 101 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DRESSLER, V. L. O processo ANAMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de oxigênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 12, p. 1289-1297, 2010.

SOARES, J. R. **Efeito de inibidores de urease e de nitrificação na volatilização de NH₃ pela aplicação superficial de uréia no solo.** 2001. 74 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico, Campinas, 2001.

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

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LORENZI, C. R.; COUTO, R. R.; BRUNETTO, G. Formas e acúmulo de cobre e zinco em um Argissolo vermelho com histórico de aplicação de dejetos líquido e camada sobreposta de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 812-824, 2013.

VAN GENUCHTEN, M. T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 44, p. 892-898, 1980.

VAN RAIJ, B.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

VITTI, A. C.; TRIVELIN, P. C. O.; GAVA, G. J. C.; FRANCO, H. C. J.; BOLOGNA, I. R.; FARONI, C. E. Produtividade de cana-de-açúcar relacionada à localização de adubos nitrogenados aplicados sobre os resíduos culturais em canavial sem queima. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 491-498, 2007.

YANG, J. E.; SKOGLEY, E.; SCHAFF, B.; KIM, J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin on soil extracts. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, n. 4, p. 1108-1115, 1998.

5. FERTILIDADE E MOBILIDADE DE ÍONS EM LATOSSOLO IRRIGADO COM EFLUENTE DE SUINOCULTURA TRATADO ANAEROBIAMENTE

Resumo

O volume diário de dejetos líquidos de suínos provenientes da limpeza de baias é elevado, assim como é elevado seu potencial poluidor em função de sua carga orgânica, da presença de metais pesados e íons que podem acumular-se no solo e serem lixiviados. Contudo, o uso agrícola do efluente de suinocultura tratado pode proporcionar melhorias na fertilidade dos solos que irão refletir na produtividade das culturas. O objetivo deste estudo foi confrontar os efeitos do uso do efluente de suinocultura tratado (EBL) e do efluente de suinocultura tratado diluído (EBLD) com a fertilização mineral e irrigação convencional, em dois cultivos de milho, nos períodos da safra e safrinha, monitorando a fertilidade e a concentração de íons na solução do solo. O ensaio foi realizado em Latossolo Vermelho, textura argilosa, em delineamento experimental casualizado, e os seguintes tratamentos: T1-controle; T2-fertilização mineral sem irrigação, T3-irrigação com EBL, T4-irrigação com EBLD, T5-fertilização mineral e irrigação com água. A cultura do milho foi irrigada quando necessário por meio de avaliação do potencial mátrico de água no solo, obtida pela instalação de tensiômetros em cada parcela. Ao final de cada cultivo, avaliou-se as camadas de solo, 0-0,20 m e 0,20-0,40 m, quanto aos parâmetros de fertilidade e a mobilidade de íons na solução do solo pelo método da pasta de saturação. Após o primeiro cultivo, o uso dos EBL resultou em efeitos semelhantes à fertilização mineral para os valores de CE e H+Al. A pequena redução no pH em T3 aumentou os teores de Al^{+3} no solo. O EBL aumentou os teores de Na^{+} na solução do solo. Apesar de menores, também se observaram incrementos nos teores de Na^{+} da solução do solo irrigado com o EBLD e água, em função do teor elevado do elemento na água usada na propriedade. Não houve alteração nos teores disponíveis e totais de Cu e Zn em função do uso do EBL e do EBLD. Após o segundo cultivo, houve redução nos teores trocáveis de Ca e Mg em T3, contudo, os teores de Ca^{+2} na solução do solo foram maiores para os dois cultivos. O uso do EBL aumentou os teores de K trocável e de K^{+} na solução do solo. Após o segundo cultivo, os teores de $N-NH_4^{+}$ e $N-NO_3^{-}$ foram maiores na solução do solo da camada 0,20-0,40 m de T3 e menores em relação aos teores obtidos após o primeiro cultivo. Os teores de $N-NO_3^{-}$ na solução do solo de todos os tratamentos estiveram acima do limite estabelecido para águas subterrâneas. Após dois cultivos de milho irrigados com cerca de 250 mm de efluente de suinocultura tratado anaerobiamente, verificou-se a presença de nutrientes na solução do solo passíveis de serem lixiviados, mesmo após a extração pela cultura, implicando em riscos de contaminação de águas subterrâneas. Evidencia-se que o uso do efluente de suinocultura tratado pode prover alguns nutrientes e água às culturas, contudo, critérios de uso devem ser estabelecidos, principalmente, considerando possíveis acúmulos de K, Na, $N-NH_4^{+}$ e $N-NO_3^{-}$ no solo.

Palavras-chave: dejetos de suínos, milho, química do solo, lixiviação de sais, águas subterrâneas

FERTILITY AND IONS MOBILITY IN OXISOL IRRIGATED WITH SWINE WASTEWATER TREATED IN ANAEROBIC BIODIGESTER

Abstract

The daily volume of liquid swine manure generated from the pig stalls cleaning is high. This waste presents pollutant potential due to high organic load, heavy metals presence and ions that can be accumulated in soil and leached. However, the treated swine wastewater agricultural use can improve the soil fertility, reflecting in crop productivity. The study aim was to compare the use effects of the treated swine wastewater (EBL) and diluted swine wastewater (EBLD) with the use of conventional mineral fertilization and irrigation, along of winter and summer maize cultivation, evaluating the soil fertility and ions contents in soil solution. The field experiment was conducted in clayey red Oxisol, in randomized experimental design, and following treatments: T1-control; T2-mineral fertilization without irrigation, T3-irrigation with EBL, T4-irrigation with EBLD, T5-mineral fertilization with irrigation with water. The maize irrigation was performed when necessary by soil water potential means through tensiometers. After each harvest, it was evaluated two soil depths, 0-0.20 m and 0.20-0.40 m, as fertility parameters and ions mobility by saturation paste method. After first cultivation, there were no significant differences between EBL and mineral fertilization for CE and H+Al values. The small reduction in pH in T3 increased the Al^{+3} contents. The EBL increased Na^{+} contents in soil solution. Despite lower, too, there were increases in Na^{+} contents of soils irrigated with EBLD and water, due to high sodium contents in water used. There were no changes in available and total contents of Cu and Zn as function of EBL and EBLD use. After second cultivation, there were reductions in exchangeable contents of Ca and Mg in T3, however, the Ca^{+2} contents in soil solution were higher for both cultivation. The EBL use increased contents of K in exchangeable and available forms. After the second cultivation, the $N-NH_4^{+}$ and $N-NO_3^{-}$ contents were higher in subsurface depth soil solution and they were lower in relation to contents obtained after first cultivation. The $N-NO_3^{-}$ contents in soil solution of all treatments were higher than limits established for groundwater. After two maize cultivation irrigated with 250 mm of treated swine wastewater, nutrients were presents in soil solutions, which were could be leached, resulting in groundwater contaminations risks. It was evident that the treated swine wastewater use can supply some nutrients need for plants, however, use criteria should be established, mainly, considering possible accumulations of K, Na, $N-NH_4^{+}$ e $N-NO_3$ in soil.

Keywords: swine manure, maize, soil chemistry, salts leaching, groundwater

5.1. Introdução

De acordo com o IBGE, no ano de 2014, o rebanho brasileiro de suínos era de 37,9 milhões de animais, havendo 3,2% de aumento no rebanho em comparação ao ano de 2013. Considerando que são gerados 5 litros de dejetos por dia, por animal (BERTONCINI, 2013), a geração de dejetos brutos da suinocultura brasileira seria em torno de $189.650 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, totalizando aproximadamente $69.222.250 \text{ m}^3$ de dejetos gerados por ano. No Estado de São Paulo, no ano de 2015, havia cerca de 65.500 matrizes (SEBRAE, 2016), representando 3275 m^3 de dejetos gerados por dia, e aproximadamente $1.195.375 \text{ m}^3$ de dejetos de suínos por ano. De acordo com o Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2014), os dejetos provenientes da suinocultura apresentam potencial poluidor quatro a cinco vezes maiores quando comparado aos dejetos humanos.

Tais dejetos têm sido dispostos *in natura* ou parcialmente tratados em áreas vizinhas às granjas. Embora haja absorção elevada de nutrientes presentes nos dejetos por culturas extratoras como o milho, capins e plantas forrageiras cultivadas nestas áreas adjacentes as granjas, é possível que o excesso de carga orgânica, nutrientes e metais pesados se acumulem no solo e/ou sejam lixiviados para camadas mais profundas, podendo contaminar águas subterrâneas, assim como, serem carregados para mananciais (CERETTA et al., 2010, TIECHER et al., 2013). Também, destaca-se nestes resíduos a presença de organismos patogênicos como coliformes e salmonella (SEGANFREDO; SOARES; KLEIN, 2003) que podem representar fonte de contaminação do meio.

Contudo, este resíduo contém elementos que são nutrientes de plantas e seu uso pode proporcionar aumento da produtividade agrícola (CERETA et al., 2005), melhorias físico-químicas no solo fertilizado (ANAMI et al., 2008) e, se utilizado adequadamente, pode promover a construção da fertilidade do solo, auxiliando também na recuperação de áreas degradadas (MEDEIROS et al., 2011).

Em muitos casos, tais resíduos representam a única fonte de nutrientes e de água a ser utilizada nos cultivos pelo pequeno produtor rural. No entanto, para que tais resíduos sejam utilizados de modo sustentável, é necessário que haja o seu tratamento prévio para reduzir principalmente sua carga orgânica e alguns contaminantes que se apresentam em níveis superiores aqueles permitidos pelas legislações agrícola e ambiental vigentes.

Anami et al. (2008) avaliaram as características de um solo após aplicação de água residuária de suinocultura proveniente de um sistema de tratamento composto por biodigestor, tanque de sedimentação e duas lagoas de estabilização, verificando aumento nos valores de pH, e nos teores de carbono, fósforo, potássio, cálcio e magnésio que refletiram no aumento nos valores de soma e saturação de bases. Lourenzi (2014) observou aumento nos teores de carbono e matéria orgânica em duas profundidades estudadas de um Argissolo após aplicações de diferentes doses de dejetos de suínos. O mesmo fato não foi observado para um Latossolo tratado com efluente de suinocultura, provavelmente devido ao maior nível de fertilidade deste solo (AGNE; KLEIN, 2014).

O uso inadequado de resíduo, acima da capacidade de depuração do solo pode resultar em acúmulo de nutrientes, assim como perdas de certos elementos para camadas subsuperficiais, podendo contaminar águas subterrâneas, e reduzir o potencial fertilizante do resíduo. Em estudo realizado por Capoane et al. (2014) que avaliaram a qualidade da água ao longo de uma bacia hidrográfica do Rio Grande do Sul, observou-se aumento nos teores de P, NO_3^- , Ca, Mg e K em pontos da bacia em que há atividade agropecuária intensa, principalmente a criação de suínos, verificando a importância em realizar o tratamento e manejo adequado desses resíduos a fim de evitar possíveis contaminações dos corpos d'água.

Os elementos cobre e zinco se encontram em concentrações elevadas em efluentes brutos de suinocultura, podendo se acumular no solo acima dos níveis considerados adequados. Tiecher et al. (2013) identificaram aumento nos teores desses elementos em solo que recebeu diferentes doses de dejetos líquidos de suínos, acumulando-se na camada superficial do solo e, quando houve a aplicação de dose maior, a concentração desses elementos também aumentaram na camada inferior avaliada neste estudo (15 cm).

Apesar de serem consagrados na literatura internacional estudos que avaliam o uso agrícola de efluentes de suinocultura, na literatura brasileira ainda são poucos os estudos que contemplam a avaliação dos efeitos da irrigação com efluente de suinocultura tratado sobre o sistema solo-água-plantas. A maioria destes estudos avaliam curvas de respostas de diferentes doses desse resíduo, aplicado única vez, sobre a produtividade de algumas culturas agrícolas. Além disso, tais estudos utilizam resíduos que não passaram por sistemas de tratamento, os quais apresentam, portanto, maior carga orgânica e teores de nutrientes que em excesso podem ser contaminantes, logo, não deveriam estar sendo utilizados em solos agrícolas.

Assim são importantes os estudos que avaliem a dinâmica dos elementos presentes nos efluentes de suinocultura e as alterações nas características do solo, para construir informações capazes de estabelecer a melhor estratégia de manejo para cada situação,

promovendo seu uso agrícola sustentável sem prejuízos ao sistema solo-água-planta. Objetivou-se por meio desse estudo avaliar os efeitos do uso do efluente de suinocultura tratado em sistema anaeróbio em dois cultivos de milho, considerando aspectos da fertilidade do solo e mobilidade de íons na solução solo.

5.2. Material e Métodos

5.2.1. Geração e caracterização do efluente de suinocultura tratado

O efluente tratado utilizado neste estudo foi proveniente de um sistema de tratamento piloto instalado na Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento– UPD Tanquinho, localizada na cidade de Piracicaba, SP. A unidade abriga uma granja com capacidade para 180 animais confinados, em fase de terminação, e pertence à Secretaria de Agricultura e Abastecimento do estado de São Paulo.

O efluente proveniente da limpeza das baias (EB) passou por uma peneira estática com capacidade para até $10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, e diâmetro dos furos da peneira de 0,65 mm, a fim de separar os materiais grosseiros. Em seguida a parte líquida seguiu para tratamento em um biodigestor tubular de lona com 3 m de diâmetro e 12 m de comprimento, em solo impermeabilizado com manta de PVC, mesmo material que foi confeccionado o biodigestor com volume de 60 m^3 para conter o efluente e 30 m^3 para conter o biogás liberado durante o processo de decomposição do substrato orgânico.

O efluente tratado no biodigestor de lona (EBL) foi bombeado para irrigação de um dos tratamentos e foi diluído (1:50, v:v) a fim de compor outro tratamento deste ensaio, aquele irrigado com o efluente do biodigestor de lona diluído (EBLD). O efluente foi mantido no biodigestor por tempo superior ao tempo de detenção hidráulica (TDH) calculado para esse biodigestor (20 dias), devido ter ocorrido vazios sanitários na granja durante o estudo.

Os efluentes utilizados na irrigação ao longo dos meses de maio, junho, julho, dezembro e janeiro foram caracterizados de acordo com Eaton et al. (2005) para os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), demanda bioquímica de oxigênio para cinco dias a 20°C (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), teores de N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu e Zn.

5.2.2. Experimento de campo com a cultura do milho

O ensaio de campo foi instalado na Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Tanquinho, na cidade de Piracicaba, nas coordenadas 22°43'31" S, 47°38'57" O, altitude de 547 m. O solo foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico, textura argilosa e estava sob pousio (Figura 5.1) com cobertura vegetal de grama batatais mantida roçada. Antes da instalação do experimento foi feita coleta do solo para análise de fertilidade de acordo com van Raij et al. (2001). Em seguida, realizou-se o preparo da área com aplicação de glifosato 2 L ha⁻¹, com dessecamento da cobertura vegetal e operações de aração e gradagem (Figura 5.1).

Antes do primeiro cultivo, a acidez do solo foi corrigida em área total com aplicação de 3,0 t ha⁻¹ de calcário dolomítico com poder relativo de neutralização total (PRNT) igual a 96% (Figura 5.2A). Já antes do segundo cultivo de milho, a acidez foi corrigida de acordo com a necessidade de calagem de cada tratamento (Figura 5.2B), avaliadas por meio de análises de amostras de solo coletadas após o cultivo de milho safrinha.

Na semeadura foram utilizadas sementes de milho híbrido simples, de ciclo precoce, nos dois ciclos de avaliação. O híbrido utilizado possui alta resposta à adubação, alta produtividade e foi desenvolvido com tecnologia BT (*Bacillus thuringiensis*), ou seja, geneticamente modificado para resistência a lagarta do cartucho. Para garantia de ataque de lagartas, uma área de bordadura foi plantada com milho híbrido não resistente a lagarta do cartucho, de modo a atrair os insetos, desviando-os do ensaio. Durante o período experimental realizou-se o controle de pragas, doenças e plantas daninhas. Para o cultivo de safrinha (outono/inverno) foram semeadas no dia 18 de março de 2015, e para o cultivo de safra foram semeadas no dia 23 de novembro de 2015 (primavera/verão) (Figura 5.3).

O ensaio foi delineado em blocos ao acaso, com 03 repetições e os seguintes tratamentos: T1-controle; T2-fertilização mineral sem irrigação; T3-irrigação com EBL; T4-irrigação com EBLD; T5-fertilização mineral com irrigação com água. Cada parcela foi composta por cinco linhas de 6 metros, com espaçamento igual a 0,8 m entre linhas e 0,2 m entre plantas, totalizando 62.500 plantas ha⁻¹. As avaliações foram feitas nas três linhas centrais e nos 5 m de comprimento de cada linha, compreendendo a área útil de avaliação.

Nos tratamentos T2 e T5 foi feita a adubação de plantio e cobertura, totalizando 206 kg ha⁻¹ de N, 112 kg ha⁻¹ P₂O₅, e 64 kg ha⁻¹ K₂O. Nos tratamentos T3 e T4 foi aplicado 33,3 mm do EBL aos 14 DAS do milho cultivado no inverno e aos 8 DAS do milho cultivado no período de verão, a fim de fornecer quantidade mínima de N necessária para o

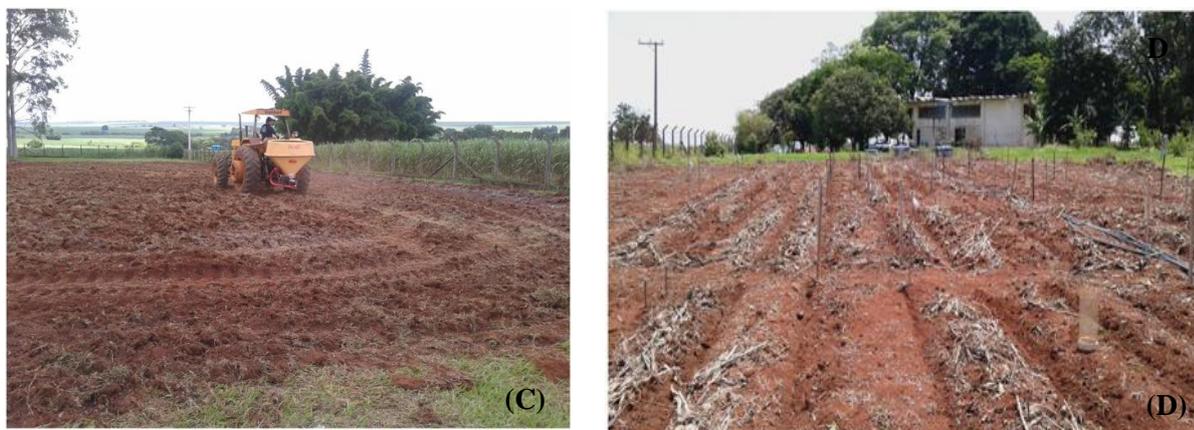
estabelecimento das plântulas, assim por meio dessa lâmina foram aplicados o equivalente a $133,3 \text{ kg ha}^{-1}$ de N, $1,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de P e $101,1 \text{ kg ha}^{-1}$ de K. Após esse período manteve-se o controle da irrigação por meio de tensiômetros, instalados em duas profundidades, 0-0,20 m e 0,20-0,40 m (Figura 5.4). Os valores das leituras de tensão de água no solo foram convertidos em valores de umidade por meio da equação da curva de retenção de água no solo obtida de acordo com ajuste feito ao modelo proposto por van Genuchten (1980). Devido, as dificuldades enfrentadas frente à falta de recursos para aquisição de um sistema de irrigação por gotejamento, as lâminas de irrigação foram aplicadas manualmente com o uso de regadores tomando cuidado para que essa distribuição fosse feita uniformemente ao lado das linhas de milho (Figura 5.5).

Figura 5.1. Aspecto da área de condução do ensaio de campo: aplicação de glifosato para dessecação da grama (A) e aração do solo (B)



Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 5.2. Aplicação de calcário em área total antes do cultivo do milho safrinha (C), e aplicação nas parcelas após a primeira colheita (D)



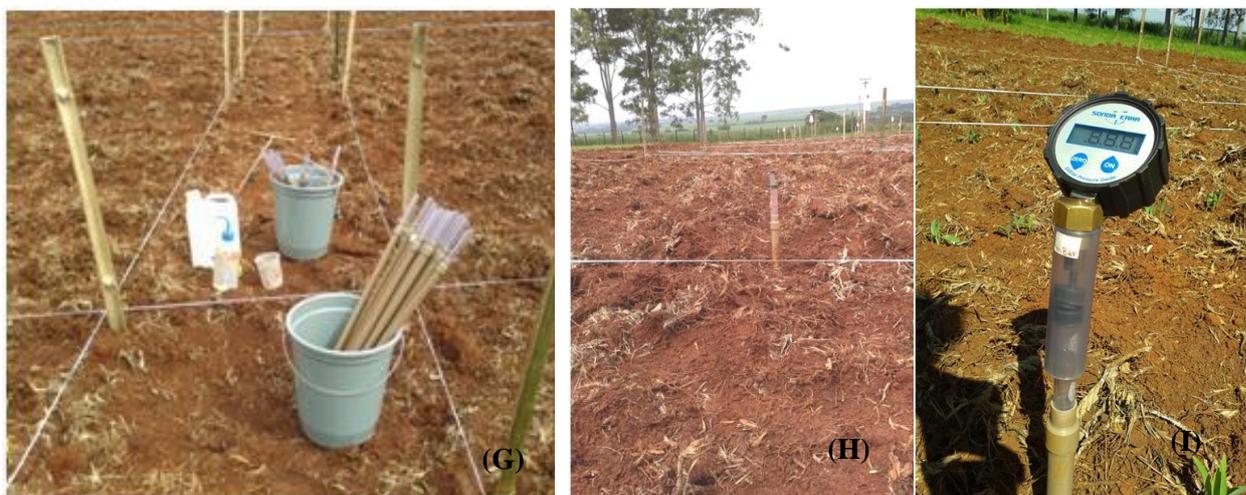
Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 5.3. Semeadura do milho cultivado no período de inverno (E) e verão (F), utilizando sementes de milho híbrido precoce



Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 5.4. Instalação dos tensiômetros (G) em duas profundidades (0-0,20 m e 0,20-0,40 m) (I) para monitoramento do potencial mátrico do solo e controle das irrigações (I).



Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 5.5. Sistema de armazenamento de efluentes e irrigação manual com regadores



Fonte: Moretti, S. M. L.

Para avaliar os efeitos de cada tratamento sobre a fertilidade do solo, no final de cada cultivo foram efetuadas coletas de amostras de solo de cada parcela nas profundidades 0-0,20 m e 0,20-0,40 m, e foram realizadas as análises de fertilidade de acordo com van Raij et al. (2001) (Figura 5.6A). Realizou-se a quantificação dos teores totais de cobre e zinco nestas amostras de solos. A extração foi realizada de acordo com a método 3052 da USEPA (1996) que utiliza a mistura de $\text{HF}+\text{HNO}_3+\text{HCl}$, e quantificação por meio de espectrômetro de absorção atômica.

Estas amostras de solo foram submetidas à técnica da pasta de saturação, para avaliação de possíveis deslocamentos de íons presentes na solução do solo (RHOADES, 1989). Para isso, adicionou-se água a 500 g de solo até o ponto de capacidade de campo, homogeneizando a mistura diversas vezes com auxílio de espátula até obtenção do ponto de pasta de saturação, caracterizado por pasta com brilho na superfície e pela espátula limpa quando se revolve o solo (Figura 5.6B). As amostras foram deixadas em repouso por uma noite, homogeneizadas novamente e realizada a filtração em sistema de vácuo com papel de filtro com espessura de poros de 24 mm (Figura 5.7A). Nos extratos (Figura 5.7B), foram determinados os teores dos íons N-NO_3^- (KEMPERS; ZWEERS, 1986), N-NH_4^+ (YANG et al., 1998) por análise colorimétrica, e os teores de Na, K, Ca foram determinados por fotometria de chamas.

Figura 5.6. Coleta de amostras de solos para realização de análise de fertilidade (J) e aspecto de pasta de saturação para quantificação de íons na solução do solo (K)



Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 5.7. Filtração das pastas de saturação (L) e obtenção dos extratos de solo (M), para posterior quantificação dos íons presentes em cada profundidade avaliada



Fonte: Moretti, S. M. L.

5.2.3. Análise dos resultados

Os resultados experimentais foram submetidos à análise de variância e aplicação do teste Tukey a 5% de probabilidade. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o programa R (versão 2.15.3) (VENABLES; SMITH 2013).

5.3. Resultados e Discussão

5.3.1. Caracterização dos efluentes utilizados na irrigação dos cultivos de milho

Na Tabela 5.1 é apresentada a caracterização do EBL, EBLD e da água utilizados na irrigação dos dois cultivos de milho, a eficiência de remoção de nutrientes e contaminantes pelo sistema de tratamento primário foi discutido no Capítulo 2.

Observou-se redução de 90% nos teores de P e Ca do efluente tratado em relação aos teores presente no efluente bruto, os quais foram ainda menores para o efluente diluído, assim, a aplicação desses efluentes ao solo não resultariam, em curto prazo, no incremento nos teores desses elementos presente no solo. Já os teores de nitrogênio e potássio permaneceram elevados e em formas prontamente absorvíveis pelas plantas, podendo suprir a exigência dos cultivos de milho quanto a esses nutrientes, mas também, acumularem-se no solo e serem lixiviados (MAGGI et al., 2013; COSTA et al., 2014). Os elevados valores de condutividade elétrica e teores de sódio demonstram o potencial dos efluentes em alterar as características do

solo quanto a esses parâmetros, uma vez que esse elemento não é absorvido pelas plantas (KESSLER et al., 2014). Também se observou teor elevado de sódio na água utilizada na propriedade.

Os teores de Cu e Zn foram reduzidos após o tratamento no biodigestor de lona, processo favorecido pela elevação do pH do efluente de suinocultura tratado, assim como, pela elevada remoção da carga orgânica ao longo do processo de tratamento. Tais teores foram menores que os limites estabelecidos pelas legislações vigentes sobre uso agrícola de outros tipos de efluentes (CETESB, 2006; 2010), assim foram reduzidos os riscos de acúmulo desses metais no solo e a migração para camadas mais profundas, como foi observado por Tiecher et al. (2013) em estudos que avaliou o acúmulo desses metais após sucessivas aplicações de dejetos de suínos sem tratamento prévio.

Tabela 5.1. Caracterização físico-química da água utilizada para irrigação e limpeza das baías, do efluente bruto (EB) proveniente da limpeza das baías, do efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona (EBL), do efluente do biodigestor de lona tratado e diluído (EBLD) (1:50, v:v) e da água de irrigação

Parâmetros	Água	Início	Maio/2015		Junho/2015		Julho/2015		Dezembro/2015		Janeiro/2016	
		EB	EBL	EBLD	EBL	EBLD	EBL	EBLD	EBL	EBLD	EBL	EBLD
<i>pH</i>	9,3	5,9	7,8	8,7	7,8	7,9	7,7	8,3	8,2	8,1	7,8	8,6
<i>CE mS cm⁻¹</i>	0,7	7,2	23,3	1,1	23,0	0,4	16,0	0,7	15,2	0,3	16,4	0,7
<i>DBO mg L⁻¹</i>	-	13.187,5	1.624,7	81,6	1.308,2	59,1	1.033,9	47,3	400,3	ND	400,3	ND
<i>DQO mg L⁻¹</i>	-	54.500	1.000	59,5	1.329,5	ND	2.750	122,5	1.172,5	ND	1.172,5	ND
<i>ST mg L⁻¹</i>	-	43.559,8	3.763,6	300	3.715	ND	4.114,2	ND	2.554,7	ND	2.554,7	ND
<i>SF mg L⁻¹</i>	-	11.324	2.431,4	300	1.531,8	ND	3.383,1	ND	2.077,7	ND	2.077,7	ND
<i>SV mg L⁻¹</i>	-	32.235,8	1.332,3	ND	2.183,2	ND	731,1	ND	477	ND	477	ND
<i>N-total mg L⁻¹</i>	ND	1.670,8	1.598,8	49	1.566,9	48,2	1.845,2	38,1	1.933,8	27,8	1.935,1	25,5
<i>N-NH₄⁺ mg L⁻¹</i>	-	1.647,8	1220,0	38,9	1.092,1	38,7	1.624,8	22,6	1.591,1	23,9	1.590	22
<i>N-NO₃⁻ mg L⁻¹</i>	-	9,5	1,7	< 0,06	0,1	< 0,06	2,1	0,1	1,6	< 0,06	1,7	< 0,06
<i>P mg L⁻¹</i>	< 1,0	415,7	16,7	< 1,0	17,4	< 1,0	56,7	< 1,0	39,1	4,0	49	4,3
<i>K mg L⁻¹</i>	42,6	1.069,9	1.213,2	14,9	1.064,4	18,2	1.106,9	17,7	1.305,5	20,5	1.096	14,5
<i>Ca mg L⁻¹</i>	11,6	229,9	49	13,8	28,7	13,3	30,9	< 0,003	< 0,003	< 0,003	3,5	< 0,003
<i>Na mg L⁻¹</i>	96,2	322,3	352,2	110,0	307,8	117,2	343,2	144,6	323,5	80,0	238	78,5
<i>Mg mg L⁻¹</i>	33,0	157,5	28,0	< 0,0004	23,5	< 0,0004	31,5	< 0,0004	28,0	< 0,0004	33,0	< 0,0004
<i>Cu mg L⁻¹</i>	0,2	13,6	1,0	< 0,004	0,1	< 0,004	1,4	< 0,004	0,3	< 0,004	0,2	< 0,004
<i>Fe mg L⁻¹</i>	2,2	19,8	2,4	< 0,005	0,2	< 0,005	3,8	0,8	2,0	< 0,005	2,2	< 0,005
<i>Zn mg L⁻¹</i>	1,2	44,0	3,3	0,15	1,45	0,35	4,8	0,40	0,8	< 0,001	1,2	0,5
<i>Mn mg L⁻¹</i>	0,2	7,0	0,1	< 0,003	0,1	< 0,003	1,3	< 0,003	0,1	< 0,003	0,1	< 0,003

ND Abaixo do limite de detecção do método

5.3.2. Fertilidade do solo da área experimental antes do cultivo

Na Tabela 5.2 são apresentados os atributos de fertilidade do solo obtidos antes do cultivo de milho na área experimental. Observa-se que os valores de saturação de bases (V%) estiveram abaixo de 50%, havendo a necessidade de correção por meio da aplicação de calcário para correção desses valores para obter uma V% igual a 70%, necessário para o cultivo de milho. Considerando que os teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} foram altos e que a saturação por alumínio foi baixa (m%) (RAIJ et al., 1997), realizou-se a aplicação de calcário dolomítico com PRNT elevada e igual a 96% para que houvesse rápida reação no solo antes do início do cultivo do milho safrinha.

Os teores de matéria orgânica, quantificados antes do cultivo da área, refletem a textura argilosa do solo, assim como, a ausência de manejo da área que apresentava grama batatais. Observa-se que 96% do nitrogênio presente no solo estavam ligados a compostos orgânicos, refletindo a presença de resíduos vegetais incorporados ao solo, anteriormente ao manejo da área.

Verifica-se que o Latossolo vermelho de textura argilosa apresentou teores médios ou altos para a maioria dos macro e micronutrientes avaliados. Já os teores de P foram considerados baixos, provavelmente devido à elevada fixação desse elemento a óxidos e hidróxidos de Fe e Al, refletindo a característica mineralógica deste solo. Foram considerados adequados os teores de Al^{+3} e m% em profundidade, os quais associados ao elevado teor de Ca^{+2} não representaram riscos ao desenvolvimento radicular (RAIJ et al., 1997).

Assim, apesar dos teores da maioria dos macro e micronutrientes serem considerados adequados para o cultivo agrícola, observa-se a necessidade de correção do solo que não havia sido cultivado anteriormente e, portanto, apresentou V% abaixo de 50%, pH ácido, e baixos teores de P, havendo a necessidade de correções por meio de operações de manejo como a calagem e aplicação de elevados teores de P via adubação.

Tabela 5.2. Análise de físico-química do solo coletado na camada 0-0,20 m e 0,20-0,40 m realizada antes do preparo e cultivo do milho

Parâmetros	Valores	
	0-0,20 m	0,20-0,40 m
<i>pH</i> CaCl ₂ 0,01 mol L ⁻¹	4,7	4,9
<i>MO</i> (g dm ⁻³)	39,0	37,0
<i>SB</i> (mmol _c dm ⁻³)	48,0	46,0
<i>CTC</i> (mmol _c dm ⁻³)	112,0	98,0
<i>V</i> (%)	43,0	47,0
<i>m</i> (%)	4,0	2,0
<i>N</i> (g kg ⁻¹)	1,5	1,5
<i>N-NO₃⁻</i> (mg kg ⁻¹)	2,7	4,6
<i>N-NH₄⁺</i> (mg kg ⁻¹)	61,9	40,1
<i>P resina</i> (mg dm ⁻³)	6,0	7,0
<i>K</i> (mmol _c dm ⁻³)	2,0	2,0
<i>Ca</i> (mmol _c dm ⁻³)	36,0	35,0
<i>Mg</i> (mmol _c dm ⁻³)	10,0	9,0
<i>Na</i> (mmol _c dm ⁻³)	0,2	0,2
<i>H+Al</i> (mmol _c dm ⁻³)	64,0	52,0
<i>Al</i> (mmol _c dm ⁻³)	2,0	1,0
<i>S-SO₄</i> (mg dm ⁻³)	11,0	12,0
<i>C</i> (%)	1,8	0,5
<i>Cu</i> (mg dm ⁻³)	1,4	1,0
<i>Fe</i> (mg dm ⁻³)	21,0	12,0
<i>Zn</i> (mg dm ⁻³)	0,6	0,4
<i>Mn</i> (mg dm ⁻³)	9,2	3,4
<i>B</i> (mg dm ⁻³)	0,6	0,5

5.3.3. Fertilidade do solo após os cultivos de milho safrinha e safra

Após o cultivo do milho safrinha, maiores valores de condutividade elétrica da camada 0-0,20 m foram obtidos para os tratamentos com uso do EBL (T3) e com aplicação de fertilizante mineral sem irrigação (T2) (Tabela 5.3), os quais não diferiram entre si. Comparado ao controle (T1), observam-se aumentos de 620% e 440% nos valores de CE após o uso do EBL (T3) e aplicação de fertilizante mineral (T2), respectivamente.

Já para a camada 0,20-0,40 m os valores de condutividade elétrica foram menores, indicando que não houve a lixiviação de sais do horizonte superficial para o subsuperficial. Além disso, em relação ao controle, foram obtidos os maiores incrementos para os tratamentos que receberam fertilização mineral, iguais a 480% para T2 e 330% para T5.

Após o segundo ano de cultivo maiores valores de CE foram obtidos para o tratamento com uso do EBL (T3), contudo, esses valores foram menores em comparação aos valores obtidos para o cultivo anterior (safrinha) para todos os tratamentos estudados (Tabela 5.4). Provavelmente, a redução nos valores de CE após o segundo cultivo de milho foi devido à extração de sais pela planta durante o segundo cultivo. Kessler et al. (2014) observaram aumento na CE após aplicação de fertilizante mineral em Latossolo cultivado com grãos por sete anos. O mesmo efeito foi observado por esses autores após quatro aplicações de efluente de suinocultura tratado em sistema anaeróbio, contudo, o controle desse solo apresentou valores de CE maiores em relação à do presente estudo.

Observou-se que os teores de Al^{+3} foram maiores para os tratamentos com uso do EBL (T3) e com uso de fertilizante mineral irrigado com água (T5), os quais não diferiram entre si. Para os teores de Al^{+3} , não houve diferença entre as profundidades estudadas. As porcentagens de saturação por alumínio (m%) foram baixas e iguais para todos os tratamentos estudados (2 a 5,3%) (Tabela 5.3). Para esse primeiro cultivo, não houve diferença entre os teores de $H + Al^{+3}$ dos tratamentos e camadas estudadas, provavelmente resultado da calagem em área total realizada antes do cultivo.

Já após o segundo ciclo de avaliação, os teores de Al^{+3} foram maiores para T3 quando comparado aos demais tratamentos tanto em superfície quanto em profundidade, apresentando-se como fator que afetou ligeiramente os valores de pH deste tratamento, pois os valores de $H + Al^{3+}$ dos tratamentos T3 e T5 não diferiram entre si. Provavelmente as variações observadas para os teores de Al^{+3} e m% estiveram relacionadas à ausência de cultivo e manejo do solo anterior ao estudo. E ao elevado poder tampão do solo que, apesar das correções feitas por meio da calagem, manteve o pH do solo abaixo de 5,0.

Queiroz et al. (2004) observaram aumento da acidez do solo em função do aumento no teor de alumínio trocável do solo irrigado com água residuária de suinocultura. Semelhante ao observado por Condé et al. (2013) após aplicação de doses crescentes de água residuária de suinocultura em Latossolo cultivado com pastagem, as quais foram iguais a 0, 50, 100 e 150 m³ ha⁻¹. Neste último trabalho, os autores afirmam que a aplicação de água residuária de suinocultura no solo promove a ativação de microrganismos decompositores da matéria orgânica, promovendo a liberação de ácidos orgânicos que favorecem o acúmulo de alumínio trocável e redução do pH do solo.

O uso do EBL promoveu incrementos significativos nos teores de K trocável, ao longo dos dois cultivos avaliados (Tabela 5.3 e Tabela 5.4), estendendo-se os efeitos do tratamento para ambas as camadas estudadas, indicando a lixiviação do elemento para a camada 0,20-0,40 m. Houve aumento de aproximadamente 245% no teor de K na camada superficial do solo tratado com EBL quando comparado ao solo controle do primeiro cultivo, mesmo após a absorção do elemento pelas plantas. Para o primeiro cultivo, os teores da camada 0,20-0,40 m foram menores em relação aos teores presentes na camada superficial do solo. Já para o segundo cultivo, não houve diferença entre as camadas estudadas, e observou-se incremento de 1,0 mmol_c dm⁻³ nos teores de K da camada 20-40 cm em relação aos teores presentes nessa camada de solo do cultivo anterior.

Após a extração de K por dois cultivos sucessivos de milho houve ainda um remanescente em torno de 140% do potássio presente na camada superficial do solo quando comparado ao controle, e de 220% quando comparado aos tratamentos fertilizado com adubação mineral. Tanto em superfície quanto em subsuperfície os níveis de K encontrados foram altos (van RAIJ et al., 1997), assim a fertilização dos cultivos posteriores deve ser criteriosa, uma vez que o elemento pode acumular no solo após cultivos sucessivos. Wendling et al. (2008) observaram baixa resposta ou ausência de resposta a adubação potássica em solos com teores elevados de potássio e cultivados com milho, verificando que nesses casos a adubação potássica poderia ser opcional por até três cultivos.

Pereira et al. (2016) encontraram aumento nos teores de K após aplicação de 100 e 200 m³ ha⁻¹ de efluente de suinocultura tratado no cultivo de milho, constatando que somente o efluente foi capaz de suprir a necessidade de K da cultura. Kessler et al. (2014) encontraram incrementos nos teores de K em Latossolo vermelho distrófico cultivado com milho e tratado com doses crescentes de efluente de suinocultura, e Herrmann et al. (2016) em Latossolo cultivado com aveia preta, refletindo os teores elevados do elemento no efluente de suinocultura.

Os teores de Ca após o primeiro cultivo não diferiram entre si entre os tratamentos e profundidades (Tabela 5.3), indicando que a calagem efetuada foi suficiente para suprir a necessidade das plantas e o aporte do elemento pela irrigação com efluente não ficou evidenciado. A calagem parece ter suprido ambos os horizontes 0-0,20 e 0,20-0,40 m quanto ao elemento cálcio, em função da elevada reatividade do produto que apresentava PRNT igual a 96% propiciando sua descida no perfil no solo. O mesmo fato não ocorreu com o magnésio, que parece não ter se deslocado para o horizonte subsuperficial.

Após o segundo cultivo observa-se depleção nos teores de Ca e Mg para o tratamento irrigado com EBL (Tabela 5.4). Para o cálcio, contudo, os teores não diferem para os tratamentos EBL, EBLD, e fertilização mineral irrigado com água, podendo este fato estar relacionado à maior extração do elemento pela cultura nos tratamentos em que houve maior desenvolvimento da mesma e maiores produtividades. Cabral et al. (2014) verificaram relação semelhante entre a quantidade aplicada de cálcio e aquela extraída pela cultura em Latossolo irrigado com doses crescentes de efluente de suinocultura.

A depleção observada para os teores de Mg do tratamento irrigado com o EBL (Tabela 5.4) pode indicar o efeito da absorção do elemento pela cultura e não reposição seja pela calagem seja pela aplicação do efluente que apresentou teores de Mg entre 23,5 a 33 mg L⁻¹. De qualquer modo, os teores tanto de Ca como de Mg mantiveram-se em níveis altos após os dois cultivos (RAIJ et al., 1997), não necessitando de elevadas doses de calcário para suprir futuro cultivo. Os menores teores de Mg refletiram na obtenção dos menores valores observados para V% (Tabela 5.4). Herrmann et al. (2016) também observou redução linear, tanto para os teores de cálcio como de magnésio, em função do aumento das doses de um efluente de suinocultura aplicado no cultivo da aveia preta.

Para os dois cultivos não se observou diferença entre os tratamentos quanto aos teores de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e soma de bases, havendo diferença somente entre as profundidades estudadas (Tabela 5.3 e Tabela 5.4). Para o primeiro cultivo (safrinha), não houve diferenças entre os tratamentos para os teores de Ca, Mg, H+Al, soma de bases, V% e m% (Tabela 5.3). Meneghetti et al. (2013) avaliaram os efeitos de aplicações de doses de efluente de suinocultura e de fertilizante mineral sobre a fertilidade de um Latossolo, observando efeito significativo somente da adubação química para os parâmetros pH, H+Al e V%. Efeitos isolados do uso do efluente foram observados ao final do ciclo da cultura para os teores de K no solo, havendo aumento em relação àquele sem aplicação do efluente.

As alterações nos teores de S-SO₄ observadas na Tabela 5.3 para o primeiro cultivo foram devidas a aplicação de sulfato de amônio nos tratamentos T2 e T5, os quais apresentaram os maiores teores de S-SO₄ em relação aos demais tratamentos estudados, tanto em superfície quanto em profundidade. Para o tratamento com fertilização mineral sem irrigação (T2) verifica-se a migração do elemento para a camada 0,20-0,40 m, e naquele fertilizado com adubo e irrigado os teores em profundidade foram menores, podendo indicar sua mobilidade para horizontes mais profundos.

Após o segundo cultivo, houve redução dos teores de S-SO₄ em comparação ao cultivo anterior (Tabela 5.4), uma vez que a adubação de cobertura foi feita com uso de nitrato de amônio, e houve absorção do elemento pela cultura que apresentou maior produtividade de matéria seca e grãos neste cultivo de milho no período da safra. Contudo, os teores de S-SO₄ presentes em T2 e T5 foram maiores em comparação aos demais tratamentos estudados, provavelmente remanescentes da aplicação anterior.

Tabela 5.3. Atributos de fertilidade de solo obtidos após um cultivo de milho (safrinha) submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

	pH	CE $\mu\text{s cm}^{-1}$	MO ----- g dm^{-3} -----	N	K mmolc dm^{-3}	P mg dm^{-3}	Ca	Mg	H+Al*	Al*	SB	CTC	V%	m%	S-SO₄ mg dm^{-3}
Camada 0-0,20 m															
T1	5,0 Aa	30,9 Ca	30,3 Aa	1,05 Aa	2,0 Ba	5,2 Aa	31,3 Aa	14,0 Aa	41,0 Aa	1,7 Ba	47,3 Aa	85,3 Ba	55,3 Aa	3,0 Ab	7,7 Ba
T2	4,9 ABa	166,5 ABa	33,0 Aa	1,19 Aa	2,4 Ba	12,0 Aa	35,7 Aa	14,7 Aa	41,8 Aa	1,3 Ba	52,7 Aa	93,7 ABa	56,0 Aa	2,0 Ab	16,7 Bb
T3	4,6 Ba	222,9 Aa	33,0 Aa	1,16 Aa	6,9 Aa	13,3 Aa	34,5 Aa	12,8 Aa	50,7 Aa	3,0 Aa	54,3 Aa	105,8 Aa	51,3 Aa	4,5 Ab	13,5 Ba
T4	5,0 Aa	49,4 Ca	31,0 Aa	1,03 Aa	2,9 Ba	7,3 Aa	36,7 Aa	14,3 Aa	39,8 Aa	1,5 Ba	54,0 Aa	94,0 ABa	57,7 Aa	2,7 Ab	7,0 Ba
T5	4,8 ABa	141,5 Ba	36,0 Aa	0,91 Aa	1,9 Ba	8,7 Aa	40,7 Aa	16,3 Aa	49,7 Aa	1,8 ABa	59,0 Aa	111,3 Aa	53,0 Aa	2,7 Ab	51,3 Aa
Camada 0,20-0,40 m															
T1	4,7 Ab	18,4 Ca	19,0 Ab	0,79 Ab	1,3 Ba	4,0 Ab	27,7 Aa	8,7 Ab	41,0 Aa	1,7 Ba	37,7 Ab	81,7 Bb	46,0 Ab	5,3 Aa	4,7 Ca
T2	4,8 Ab	107,3 Ab	22,3 Ab	0,89 Ab	1,2 Bb	4,7 Ab	33,0 Aa	8,7 Ab	41,8 Aa	1,3 Ba	42,7 Ab	85,3 ABb	50,3 Ab	3,7 Aa	43,0 Aa
T3	4,5 Bb	54,2 ABCb	22,5 Ab	0,74 Ab	3,8 Ab	6,7 Ab	33,8 Aa	9,5 Ab	50,7 Aa	3,0 Aa	47,2 Ab	101,5 Ab	46,5 Ab	5,0 Aa	8,3 BCa
T4	4,8 Ab	33,9 BCa	21,0 Ab	0,89 Ab	1,5 Bb	4,0 Ab	35,3 Aa	9,3 Ab	39,8 Aa	1,5 Ba	46,0 Ab	85,7 ABb	52,7 Ab	4,3 Aa	3,7 Ca
T5	4,8 Ab	78,5 ABb	23,0 Ab	0,70 Ab	1,2 Ba	4,7 Ab	36,3 Aa	11,0 Ab	49,7 Aa	1,8 ABa	48,7 Ab	95,7 Ab	50,7 Ab	4,0 Aa	27,3 ABb
CV %	3,6	26,4	15,2	16,6	24,2	47,6	16,5	21,2	15,1	36,6	16,8	9,6	11,8	37,9	43,8

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para cada camada estudada, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na vertical, para os mesmos tratamentos nas diferentes camadas estudadas, não diferem entre si. (Tukey 5%). *Efeito significativo somente para os tratamentos estudados, logo, mesmas médias são apresentadas para as duas camadas estudadas. T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral e irrigação com água.

Tabela 5.4. Atributos de fertilidade de solo obtidos após dois cultivos de milho submetidos a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

	pH	CE $\mu\text{s cm}^{-1}$	MO ----- g dm^{-3} -----	N	K mmolc dm^{-3}	P mg dm^{-3}	Ca	Mg	H+Al*	Al*	SB*	CTC	V%	m%*	S-SO₄* mg dm^{-3}
Camada 0-0,20 m															
T1	5,3 Aa	29,1 Ca	28,0 Aa	1,75Aa	2,0 Ca	5,3 Aa	38,7 Aa	17,3 Aa	37,3 Ba	0,8 Ba	58,0 Aa	93,3 Aa	62,0 Aa	1,9 ABa	7,2 Ba
T2	5,0 Aa	41,6 Ba	26,3 Aa	1,84 Aa	1,5 Ca	7,3 Aa	38,3 Aa	16,3 Aa	41,2 Ba	0,3 Ba	56,7 Aa	94,0 Aa	58,7 Aa	0,6 Ba	16,8 Aa
T3	4,5 Ba	61,2 Aa	23,2 Aa	1,44 Aa	4,8 Aa	6,8 Aa	27,0 Ba	10,7 Ba	51,2 Aa	2,3 Aa	42,3 Aa	96,0 Aa	43,8 Ba	4,3 Aa	6,8 Ba
T4	5,1 Aa	45,9 Ba	26,3 Aa	1,82 Aa	3,7 Ba	6,0 Aa	33,7 ABa	16,3 Aa	37,3 Ba	0,8 Ba	53,7 Aa	90,3 Ba	59,3 Aa	1,9 ABa	6,5 Ba
T5	5,0 Aa	46,8 Ba	25,7 Aa	1,72 Aa	1,5 Ca	8,7 Aa	32,3 ABa	17,3 Aa	43,3 ABa	0,8 Ba	51,3 Aa	92,3 Aa	56,0 ABa	1,9 ABa	20,3 Aa
Camada 0,20-0,40 m															
T1	4,9 Ab	16,9 Cb	15,3 Ab	1,33 Ab	1,3 Bb	4,0 Ab	33,7 Ab	11,0 Ab	37,3 Ba	0,8 Ba	45,7 Ab	85,0 Ab	53,7 Ab	1,9 ABa	7,2 Ba
T2	4,8 Ab	35,8 Bb	15,3 Ab	1,26 Ab	1,1 Ba	4,0 Ab	32,0 Ab	9,7 Ab	41,2 Ba	0,3 Ba	42,7 Ab	85,3 Ab	50,3 Ab	0,6 Ba	16,8 Aa
T3	4,4 Bb	52,3 Aa	22,0 Ab	1,37 Ab	4,7 Aa	6,0 Ab	25,7 Bb	11,7 Aa	51,2 Aa	2,3 Aa	41,8 Ab	92,5 Ab	43,2 Bb	4,3 Aa	6,8 Ba
T4	5,0 Ab	18,2 Cb	20,0 Ab	1,33 Ab	2,0 Bb	4,0 Ab	30,7 ABb	10,3 Ab	37,3 Ba	0,8 Ba	43,3 Ab	81,3 Bb	52,7 Ab	1,9 ABa	6,5 Ba
T5	4,9 Ab	37,6 Bb	19,3 Ab	1,21 Ab	1,1 Ba	4,7 Ab	31,7 ABb	12,3 Ab	43,3 ABa	0,8 Ba	45,0 Ab	90,7 Ab	49,7 ABb	1,9 ABa	20,3 Aa
CV %	3,3	7,5	16,4	19,3	17,7	30,3	12,7	21,2	12,1	63,7	11,7	5,5	10,3	71,2	40,0

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para cada camada estudada, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na vertical, para os mesmos tratamentos nas diferentes camadas estudadas, não diferem entre si. (Tukey 5%). *Efeito significativo somente para os tratamentos estudados, logo, mesmas médias são apresentadas para as duas camadas estudadas. T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral e irrigação com água.

Os teores de micronutrientes presentes no solo após o primeiro e segundo cultivo de milho são apresentados na Tabela 5.5 e Tabela 5.6. Observa-se que o uso do EBL ou do EBLD não proporcionou incrementos nos teores dos micronutrientes estudados (Cu, Fe, Zn, Mn e B) uma vez que os teores presentes nos tratamentos T3 e T4 foram menores ou iguais aos tratamentos com uso de fertilizante mineral, para as duas profundidades de solo e cultivos avaliados. Para o B, todos os tratamentos apresentaram teores considerados baixos para o cultivo agrícola (van RAIJ et al., 1997).

A ausência de efeito dos efluentes sobre os teores de micronutrientes no solo refletem os teores de Cu, Zn, Fe e Mn presentes nos efluentes abaixo dos limites estabelecidos nas legislações ambientais do Estado de São Paulo sobre reuso de efluente sanitário (CETESB, 2006) e da indústria cítrica (CETESB, 2010), em praticamente todos os períodos de coletas feitas ao longo da irrigação dos cultivos de milho (Tabela 5.1).

Para os dois cultivos os teores totais de Cu e Zn estiveram abaixo do valor de referência de qualidade estabelecidos para solos do Estado de São Paulo de 35 mg kg^{-1} e 60 mg kg^{-1} (CETESB, 2014), respectivamente. Para o primeiro cultivo, observa-se que não houve diferença entre os tratamentos e camadas estudadas quanto aos teores de Cu e Zn no solo (Tabela 5.7). Após o segundo cultivo, os teores totais de Cu no solo foram maiores na camada subsuperficial para todos os tratamentos quando comparado à camada superficial do solo, possivelmente pela incidência de chuvas e transporte do elemento ligado a ácidos fúlvicos (SILVA; MENDONÇA, 2007). Enquanto que, para o Zn houve diferença entre as camadas somente para os tratamentos T3 e T5, que apresentaram maiores teores do elemento na camada superficial do solo (Tabela 5.8).

Verifica-se que o uso do EBL e do EBLD ao longo dos cultivos de milho não resultou em alterações nos teores de Cu e Zn no solo, uma vez que tanto os teores disponíveis como totais não diferiram dos tratamentos controle e dos tratamentos com uso de fertilizante mineral, refletindo os baixos teores desses elementos presentes no efluente tratado no biodigestor o qual promoveu remoção de 90% no teor de sólidos e matéria orgânica. Além disso, os teores desses elementos no EBLD foi ainda menor devido à diluição realizada, contribuindo para a ausência de incrementos nos teores desses elementos no solo.

Tiecher et al. (2013) observaram acúmulo de Cu e Zn na camada superficial de um Argissolo após aplicações de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos, sendo que a maior dose aplicada proporcionou a migração dos elementos para a camada de 0,15 m de solo. Contudo, os autores utilizaram dejetos de suínos sem a realização de tratamento prévio, que

poderia promover sua significativa redução em função da complexação desses metais à matéria orgânica removida e que compõe o lodo formado no fundo de biodigestores.

Kessler et al. (2014) não observaram diferença significativa para os teores de Cu e Zn no solo, em estudo que avaliou efeitos de diferentes doses de efluente de suinocultura na irrigação do milho. No entanto, os autores relatam que apesar da ausência de efeito significativo a 5% de probabilidade, houve tendência de aumento dos teores de Cu e Zn no solo com o aumento das doses de efluentes avaliadas.

Observou-se que os teores disponíveis de Cu no solo, para todos os tratamentos (T1, T2, T3, T4 e T5) e cultivos estudados, foram maiores que o valor de $0,80 \text{ mg dm}^{-3}$ proposto por van Raij et al. (1997) demonstrando que os teores naturais do solo (T1) são elevados. Para o Zn, teores maiores que $1,2 \text{ mg dm}^{-3}$ (van RAIJ et al, 1997) foram observados apenas para o tratamento com uso do EBL (T3) no período da safrinha, apesar de não ter sido observada diferença entre T3 e os tratamentos com uso de fertilizante mineral (T2 e T5). Já para o período da safra os teores de todos os tratamentos estudados estiveram dentro da faixa de $0,6$ a $1,2 \text{ mg dm}^{-3}$ estabelecida como teores médios para solos (van RAIJ et al., 1997).

Tabela 5.5. Teores disponíveis de micronutrientes no solo, extraídos com DTPA e água quente, após o primeiro cultivo de milho (safrinha) submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

<i>Tratamentos</i>	Cu	Fe	Zn	Mn	B
Camada 0-0,20 m					
T1	1,3 ABa	16,0 Ba	0,7 Ba	10,0 Aa	0,21 Aa
T2	1,0 Ba	20,0 ABa	1,0 ABa	7,5 Aa	0,22 Aa
T3	1,3 ABa	16,1 Ba	1,4 Aa	19,3 Aa	0,29 Aa
T4	1,4 Aa	17,6 Ba	0,6 Ba	9,7 Aa	0,21 Aa
T5	1,3 ABa	20,6 Aa	1,0 ABa	16,7 Aa	0,27 Aa
Camada 0,20-0,40 m					
T1	1,0 ABb	11,2 Bb	0,3 Bb	4,0 Ab	0,16 Ab
T2	0,9 Bb	11,6 ABb	0,4 ABb	5,5 Ab	0,21 Ab
T3	1,0 ABb	10,0 Bb	0,6 Ab	7,1 Ab	0,21 Ab
T4	1,3 Ab	9,2 Bb	0,2 Bb	9,5 Ab	0,20 Ab
T5	1,2 ABb	14,8 Ab	0,4 ABb	6,3 Ab	0,18 Ab
CV%	<i>13,5</i>	<i>16,0</i>	<i>29,3</i>	<i>59,4</i>	<i>30,1</i>

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para cada camada estudada, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na vertical, para os mesmos tratamentos nas diferentes camadas estudadas, não diferente entre si. (Tukey 5%). T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral com irrigação com água.

Tabela 5.6. Teores disponíveis de micronutrientes no solo, extraídos com DTPA e água quente, após o segundo cultivo de milho (safra) submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

	Cu*	Fe	Zn	Mn	B*
----- mg dm ⁻³ -----					
Camada 0-0,20 m					
T1	1,2 Aa	18,1 Ca	0,8 Ba	5,6 Ba	0,22 Aa
T2	1,4 Aa	24,5 ABa	1,1 Aa	10,4 ABa	0,23 Aa
T3	1,4 Aa	25,0 Aa	1,2 Aa	9,7 Aa	0,28 Ba
T4	1,4 Aa	18,9 BCa	0,8 Ba	8,5 ABa	0,22 Aa
T5	1,4 Aa	22,4 BCa	0,9 ABa	7,7 ABa	0,25 Aa
Camada 0,20-0,40 m					
T1	1,2 Aa	13,1 Cb	0,3 Ab	2,7 Bb	0,22 Aa
T2	1,4 Aa	16,8 ABb	0,3 Ab	5,3 ABb	0,23 Aa
T3	1,4 Aa	24,1 Ab	0,4 Ab	8,5 Ab	0,28 Aa
T4	1,4 Aa	16,4 BCb	0,4 Ab	5,7 ABb	0,22 Aa
T5	1,4 Aa	17,2 BCb	0,4 Ab	4,3 ABb	0,25 Aa
CV%	<i>14,1</i>	<i>15,9</i>	<i>19,1</i>	<i>36,8</i>	<i>42,2</i>

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para cada camada estudada, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na vertical, para os mesmos tratamentos nas diferentes camadas estudadas, não diferente entre si. (Tukey 5%). *Efeito significativo somente para os tratamentos estudados, logo, mesmas médias são apresentadas para as duas camadas estudadas. T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral com irrigação com água.

Tabela 5.7. Teores totais de Cu e Zn determinados ao final do primeiro cultivo de milho submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

Tratamentos	Cu-total*		Zn-total*	
	----- mg kg ⁻¹ -----			
	<i>0-0,20 cm</i>	<i>0,20-0,40 cm</i>	<i>0-0,20 cm</i>	<i>0,20-0,40 cm</i>
T1	22,6 Aa	22,6 Aa	41,6 Aa	41,6 Aa
T2	20,1 Aa	20,1 Aa	48,0 Aa	48,0 Aa
T3	19,8 Aa	19,8 Aa	41,6 Aa	41,6 Aa
T4	20,1 Aa	20,1 Aa	43,7 Aa	43,7 Aa
T5	21,5 Aa	21,5 Aa	47,9 Aa	47,9 Aa
CV%	<i>19,4</i>		<i>19,9</i>	

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para cada camada estudada, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na horizontal, para os mesmos tratamentos nas diferentes camadas estudadas, não diferem entre si. (Tukey 5%). *Ausência de efeito significativo entre camadas e tratamentos, logo, são apresentadas mesmas médias para as duas camadas estudadas. T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral com irrigação com água.

Tabela 5.8. Teores totais de Cu e Zn determinados ao final do segundo cultivo de milho submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

Tratamentos	Cu-total		Zn-total	
	----- mg kg ⁻¹ -----			
	0-0,20 cm	0,20-0,40 cm	0-0,20 cm	0,20-0,40 cm
T1	21,5 Ab	24,6 Aa	43,9 ABa	37,5 Ba
T2	22,3 Ab	29,4 Aa	50,6 ABa	54,8 Aa
T3	23,0 Ab	23,4 Aa	55,2 Aa	37,4 Bb
T4	21,6 Ab	22,9 Aa	41,2 Ba	46,1 ABa
T5	22,9 Ab	23,4 Aa	51,8 ABa	43,1 ABb
<i>CV%</i>	9,6		10,5	

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para cada camada estudada, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na horizontal, para os mesmos tratamentos nas diferentes camadas estudadas, não diferem entre si. (Tukey 5%). T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral com irrigação com água.

O uso do efluente de suinocultura tratado ao longo de dois cultivos de milho, safrinha e safra, forneceu alguns nutrientes exigidos pela cultura, N e K em maior quantidade, e P em menor quantidade. Estudos de longo prazo poderiam verificar se as aplicações sucessivas uso sucessivo do efluente de suinocultura resultam no aumento dos teores de P no solo, pois, apesar da ausência de diferença significativa, observaram-se maiores teores do elemento no solo irrigado com efluente de suinocultura comparado ao controle. Contudo, a adubação potássica de cultivos subsequentes ou aplicações sucessivas desse efluente devem ser feitas de forma criteriosa, uma vez que, mesmo após a extração pela cultura, verificou-se aumento da concentração desse elemento no solo, podendo ser lixiviado.

5.3.4. Concentração de íons na solução do solo após os cultivos de milho safrinha e safra

Após o primeiro cultivo, o uso do EBL resultou na obtenção das maiores concentrações dos íons K⁺, Na⁺, Ca²⁺, N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺, quando comparado aos demais tratamentos estudados (Tabela 5.9), tanto em superfície quanto em profundidade. No entanto, após o segundo cultivo, os teores de Na⁺, Ca²⁺ e N-NH₄⁺ presentes na solução da camada superficial do solo de T3 foram iguais ao tratamento com uso de fertilizante mineral irrigado (T5) e irrigado com efluente diluído (T4), sendo que para o N-NH₄⁺ também não houve diferença em relação aos teores presentes no controle (T1) (Tabela 5.10).

Tabela 5.9. Íons extraídos pelo método da pasta de saturação a fim de simular os teores presentes na solução do solo, após o cultivo de milho no período da safrinha e submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

<i>Tratamentos</i>	K^+	Na^+	Ca^{2+}	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$
	----- mg L ⁻¹ -----				
Camada 0-0,20 m					
<i>T1</i>	5,1 Ca	1,0 Ca	0,0 Da	4,4 Da	1,8 Ca
<i>T2</i>	15,8 BCa	1,7 Ca	38,7 Ba	109,8 Ba	3,2 Ba
<i>T3</i>	187,1 Aa	79,5 Aa	146,2 Aa	322,8 Aa	5,9 Aa
<i>T4</i>	27,5 Ba	24,7 Ba	9,2 Ca	39,6 Ca	2,3 BCa
<i>T5</i>	16,4 BCa	15,8 Ba	8,8 Ca	52,8 Ca	2,4 BCa
Camada 0,20-0,40 m					
<i>T1</i>	1,5 Ba	0,7 Ca	0,2 Ca	3,8 Ca	1,9 Ba
<i>T2</i>	5,7 Ba	1,3 BCa	16,3 Bb	44,1 Bb	2,3 ABb
<i>T3</i>	49,1 Ab	28,4 Ab	52,9 Ab	162,3 Ab	2,9 Ab
<i>T4</i>	2,6 Bb	7,5 BCa	0,3 Cb	7,3 Cb	2,1 ABa
<i>T5</i>	7,5 Ba	10,3 Ba	10,4 Ba	35,7 Ba	2,6 ABa
<i>CV%</i>	27,4	21,7	12,5	14,3	14,5

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para cada camada estudada, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na vertical, para os mesmos tratamentos nas diferentes camadas estudadas, não diferente entre si. (Tukey 5%). T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral com irrigação com água.

Para o primeiro cultivo, notam-se aumentos em torno de 1000, 400, 1600, 600 e 150% em superfície, e de 600, 180, 400, 350 e 16% em profundidade para os teores de K^+ , Na^+ , Ca^{+2} , $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$, respectivamente, nas soluções dos solos tratados com EBL (T3) quando comparado ao tratamento fertilizado com adubo e irrigado com água, indicando o elevado aporte destes elementos com a aplicação de efluente de suíno tratado, e a migração dos mesmos para o horizonte subsuperficial. Tais elementos estiveram disponíveis para a absorção das plantas ou passíveis de lixiviação. Verifica-se que o nitrogênio presente no efluente estava na forma de $N-NH_4^+$ e após sua aplicação ao solo no primeiro cultivo, a forma predominante é a $N-NO_3^-$, em função do processo de nitrificação ocorrido no solo.

Tabela 5.10. Íons extraídos pelo método da pasta de saturação a fim de simular os teores presentes na solução do solo, após dois cultivos de milho (safrinha e safra) e submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

<i>Tratamentos</i>	K^+	Na^+	Ca^{2+}	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$
	----- mg L ⁻¹ -----				
Camada 0-0,20 m					
<i>T1</i>	5,5 Ba	1,2 Ba	0,0 Ba	1,0 Da	2,4 Aa
<i>T2</i>	6,3 Ba	0,8 Ba	1,1 ABa	16,2 Ba	3,5 Aa
<i>T3</i>	27,5 Aa	6,8 Aa	1,5 Ab	7,3 Cb	2,5 Ab
<i>T4</i>	9,8 Ba	8,7 Aa	0,4 ABa	25,4 Aa	3,1 Ab
<i>T5</i>	5,4 Ba	7,6 Aa	1,2 ABa	20,1 Ba	3,4 Aa
Camada 0,20-0,40 m					
<i>T1</i>	1,0 Bb	0,6 Ba	0,0 Ba	2,6 CDa	1,8 Ca
<i>T2</i>	1,5 Bb	0,5 Ba	0,1 Ba	0,5 Db	2,6 BCa
<i>T3</i>	20,9 Ab	7,4 Aa	6,9 Aa	27,7 Aa	3,6 ABa
<i>T4</i>	1,9 Bb	6,4 Aa	0,0 Ba	6,8 BCb	4,5 Aa
<i>T5</i>	1,2 Bb	5,5 Aa	0,5 Ba	8,8 Bb	2,3 Cb
<i>CV%</i>	22,9	28,6	46,8	19,9	17,0

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para cada camada estudada, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na vertical, para os mesmos tratamentos nas diferentes camadas estudadas, não diferente entre si. (Tukey 5%). T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral com irrigação com água.

Após o segundo cultivo, os teores de Na^+ presentes na solução do solo de T3 foram iguais aos teores presentes em T4 e T5, os quais foram maiores que os presentes em T1 (controle) e T2 (fertilização mineral sem irrigação) (Tabela 5.10). Provavelmente, tal fato refletiu a presença de sódio na água utilizada na propriedade (96,2 mg L⁻¹) que pode ter promovido aumento na concentração do elemento em T4, irrigação com efluente diluído em água, e no tratamento T5, fertilizado com adubo e irrigado com água.

Para o período da safrinha, T3 apresentou maiores teores de Na^+ (Tabela 5.9) em função da maior frequência de irrigação com o EBL que apresentou teor três vezes superior ao teor de sódio presente na água de irrigação. Nesse período já foi possível observar menores teores de sódio no tratamento com fertilização mineral com ausência de irrigação (T2) quando comparado aos tratamentos fertilizado com adubo e irrigado com água (T5) e irrigado com o efluente diluído (T4), em função da presença de sódio na água de irrigação.

Resultados semelhantes foram obtidos por Kessler et al. (2014) em amostras de lixiviados coletados de lisímetros de percolação instalados em tratamentos irrigados com

diferentes doses de efluente de suinocultura, combinados ou não com fertilização mineral. Os autores encontraram efeitos significativos para os teores de Na^+ presente no lixiviado coletado dos tratamentos com uso do efluente de suinocultura, a maior concentração do íon presente no lixiviado foi de $23,69 \text{ mg L}^{-1}$ decorrente da aplicação da dose de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ do efluente.

Assim, os teor de sódio na solução do solo é um parâmetro que deve ser monitorado a fim de verificar possíveis alterações no desenvolvimento das culturas e nas propriedades físicas e químicas do solo irrigado com o efluente de suinocultura. Lima et al. (2012) observaram diferenças entre as recomendações de sódio das tabelas brasileira e americana de nutrição animal, a tabela brasileira recomenda $3,3 \text{ g dia}^{-1}$ de Na enquanto que a tabela americana recomenda $1,5 \text{ g dia}^{-1}$ de Na. Santos (2014) encontrou teores de Na nas rações que variaram de 0,2 a 0,28%, e teores variando de 303 a 1200 mg L^{-1} foram encontrados nos dejetos de animais em fase de terminação.

São notáveis os possíveis impactos da geração de dejetos com concentrações elevadas de sódio, podendo inviabilizar ou encarecer o tratamento desse resíduo. Logo, estudos devem ser realizados a fim de avaliar a eficiência nutricional dos teores atuais de sódio presentes nas rações fornecidos aos animais e a possibilidade de redução de tais teores.

Não são estabelecidos valores orientadores para Na em solo ou em águas subterrâneas pelo órgão ambiental do estado de São Paulo (CETESB, 2014). Além disso, deve-se considerar que a análise deste estudo foi pontual e realizada após um e dois cultivos de milho, no qual foram adicionados ao solo $817,4 \text{ mm}$ de água via precipitação e $254,1 \text{ mm}$ de efluente, podendo ter ocorrido à lixiviação do elemento para camadas mais profundas, visto que o elemento não é necessário à nutrição das plantas.

Os valores determinados por meio da técnica da pasta de saturação simulam os valores disponíveis desse elemento para a cultura, assim, deve ser estudada a tolerância dos cultivos a esses teores. De acordo com a FAO (1985), o milho é uma cultura com moderada sensibilidade à salinidade, entretanto, os valores de CE apresentados pelo efluente de suinocultura tratado foram maiores do que o limite de $2,5 \text{ mS cm}^{-1}$ que limitaria a produtividade da cultura a 90%.

As legislações existentes sobre reuso de efluentes sanitário (CETESB, 2006) e da indústria cítrica (CETESB, 2010) estabelecem o limite de 69 mg L^{-1} de sódio presente nesses efluentes para irrigação de culturas sensíveis ao elemento e, ressaltam que para teores superiores ao estabelecido deverá ser comprovada a viabilidade de uso agrícola. Verifica-se que os teores de Na presente na água utilizada na irrigação e no EBL foram iguais a $96,2$ e 313 mg L^{-1} (Tabela 5.1), respectivamente, que foram superiores ao considerado adequado

pelas legislações do estado de São Paulo para reuso agrícola de certos tipos de efluentes, resultando no incremento dos teores naturais do elemento no solo ao longo do estudo.

Apesar da redução de 80% nos teores de Ca após o tratamento do efluente de suinocultura no biodigestor de lona, e dos teores de Ca trocável no solo não terem sido alterados após o uso do EBL, obteve-se maior concentração do íon Ca^{+2} na solução do solo quando houve irrigação com o EBL (T3) no cultivo do milho safrinha (Tabela 5.9). Discutiu-se acima que provavelmente quase todo cálcio e magnésio presentes em todos os tratamentos foram oriundos da calagem. A quantidade vinda da irrigação com efluentes foi pequena. No entanto, nos tratamentos irrigados com o efluente de suinocultura, é possível que o cálcio adicionado via calagem tenha se ligado a formas orgânicas, mais solúveis e, portanto disponíveis na solução do solo.

Após o segundo cultivo, os teores do íon na solução do solo da camada 0-0,20 m de T3 foram iguais aos apresentados por T2, T4 e T5 (Tabela 5.10), contudo, a solução do solo da camada 0,20-0,40 m de T3 apresentou maiores teores do íon em comparação aos demais tratamentos e ao teor presente na camada superficial do solo de T3. Nota-se, também, que praticamente todo cálcio presente na solução do solo em superfície foi esgotado após os dois cultivos, chegando-se a zero no tratamento controle, restando nos solos apenas o cálcio trocável. O mesmo ocorre em subsuperfície, podendo indicar maior retenção do elemento e aumento no seu teor trocável e/ou sua percolação para camadas mais profundas.

Resultados semelhantes foram obtidos por Maggi et al. (2013) que observaram aumento nos teores de Ca presente no lixiviado coletado de lisímetros, em função do aumento nas doses do efluente de suinocultura utilizado, contudo, os autores mencionam que os riscos de lixiviação do elemento são baixas, devido a maior adsorção do elemento às cargas do solo em comparação a outros cátions como K^+ , Mg^+ e NH_4^+ . Kessler et al. (2014) encontraram tendência crescente nos teores de Ca^{+2} presente no percolado em função das doses de efluente de suinocultura estudado.

Os teores de N-NH_4^+ presente na solução do solo da camada 0-0,20 m após o primeiro cultivo foram significativamente maiores para o tratamento irrigado com efluente de suinocultura tratado em relação aos tratamentos que receberam fertilizante mineral (T2 e T5). Em subsuperfície não houve diferença entre os tratamentos irrigados com o EBL (T3), o EBLD (T4) e os tratamentos que receberam fertilizante mineral (T2 e T5). Após o segundo cultivo, observa-se que em superfície não houve diferença estatística entre os tratamentos para este elemento, havendo maiores teores na camada subsuperficial dos tratamentos T3 e T4.

Contudo, nota-se que os teores de N-NH_4^+ mantiveram-se constantes após o primeiro e após o segundo cultivo, indicando talvez que a forma N-NO_3^- é aquela preferencialmente absorvida pelas plantas de milho. Houve maior acúmulo do elemento em profundidade para os tratamentos T3 e T4, indicando a migração do íon amônio.

Costa et al. (2014) não encontraram diferenças para os teores de N-NH_4^+ presentes em lixiviados coletados de colunas de solo irrigadas com água residuária de suinocultura e entre os teores presente em outros tratamentos irrigados com solução nutritiva e água deionizada. Contudo, ao longo do tempo, esses autores quantificaram maior lixiviação de N-NO_3^- dos tratamentos em que houve a aplicação da água residuária de suinocultura. Desse modo, o amônio presente no solo pode ser prontamente absorvido pelas plantas, podendo representar efeito residual na nutrição da cultura, mas também, representar fonte de perdas de nitrogênio caso haja condições favoráveis a nitrificação.

Diferente do observado para o Na^+ , Ca^{2+} e NH_4^+ , os teores de K^+ na solução do solo das duas camadas de T3 foram maiores em relação aos demais tratamentos estudados, tanto após o primeiro cultivo quanto após o segundo cultivo de milho (Tabela 5.7 e Tabela 5.10), sendo que os teores na camada superficial foram maiores em relação à camada subsuperficial. Tal fato reflete a maior mobilidade do elemento no solo, o qual esteve presente na solução do solo de T3 mesmo quando houve menor frequência de irrigação com EBL no cultivo de verão. Para o período da safrinha tais teores representaram 10,8 e 4,5% do teor de K trocável presente na camada 0-0,20 m e 0,20-0,40 m, respectivamente, os quais foram quantificados por meio da análise de fertilidade do solo. E, para o período da safra esses teores foram equivalente a 2,3 e 1,9% do teor de K trocável presente na camada 0-0,20 m e 0,20-0,40 m, respectivamente. Maggi et al. (2013) observaram aumento nas concentrações de potássio no percolado coletado de tratamentos irrigados com doses crescentes de efluente de suinocultura tratado em biodigestor.

Para o N-NO_3^- observou-se comportamento semelhante ao íon K^+ no período da safrinha, ou seja, o tratamento com uso do EBL (T3) apresentou maior concentração do íon na solução do solo nas duas camadas estudadas (Tabela 5.9), sendo que os teores foram maiores na solução do solo da camada superficial. Kessler et al. (2014) observaram aumentos nos teores de N-NO_3^- de lixiviado coletado em lisímetros após aplicação de um efluente de suinocultura tratado em biodigestor anaeróbio, o qual apresentou teor do íon igual $78,4 \text{ mg L}^{-1}$, maior do que os teores presente no efluente utilizado nesse estudo ($2,1$ a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$).

Após o cultivo do milho na safra, os teores de N-NO_3^- foram maiores para a camada subsuperficial do solo de T3 em relação à camada 0-0,20 m (Tabela 5.10), e os teores de nitrato na camada 0-0,20 m foram menores em relação aos tratamentos com fertilização mineral (T2 e T5) e ao tratamento com uso do EBLD (T4), indicando a mobilidade do elemento para a subsuperfície, confirmando os resultados obtidos na safra. Estudos que avaliem a mobilidade do ânion em profundidades maiores de solo devem ser realizados, verificando-se a perda do elemento do perfil do solo e a possibilidade do mesmo atingir águas subterrâneas em solos irrigados com efluente de suinocultura, mesmo em doses calculadas a partir da necessidade de nitrogênio pela cultura.

Como observado na Tabela 5.9 e Tabela 5.10, os teores de nitrato presentes nos tratamentos com uso de fertilizante mineral nitrogenado também foram elevados, tal fato foi observado por Andrade Neto (2009) ao avaliar teores de N-NO_3^- na solução de duas camadas de solo (0-0,20 m e 0,20-0,40 m) após a fertirrigação da cultura da bananeira com doses de ureia e nitrato de cálcio, os autores encontraram teores que variaram de 110,7 a 450,0 mg L^{-1} para os dois fertilizantes estudados, semelhantes aos obtidos para o primeiro cultivo de milho, sendo que houve maior mobilidade do ânion para os tratamentos fertirrigados com solução de nitrato de cálcio.

Os teores de N-NO_3^- presente na solução do solo da camada superficial dos tratamentos com uso de fertilizante mineral (T2 e T5), do tratamento com uso do EBL (T3) e com uso do EBLD (T4) estiveram acima do limite de 10 mg L^{-1} estabelecido como valor de referência de qualidade para águas subterrâneas do Estado de São Paulo (CETESB, 2014), sendo que, apenas o tratamento com uso do EBLD (T4) apresentou teor de nitrato da solução do solo da camada 0,20-0,40 m menor do que o limite desta legislação.

Para o primeiro cultivo, em subsuperfície, os teores de N-NO_3^- presentes na solução do solo estiveram acima de 4,4, e 3,6 vezes maiores que este valor para os tratamentos T2 e T5 fertilizados com adubos minerais com e sem irrigação, respectivamente, e cerca de 16 vezes maior que este valor para o tratamento T3, irrigado com EBL. Enquanto que para o segundo cultivo, os teores de nitrato em subsuperfície foram maiores em cerca de 3,0 vezes este valor apenas para o tratamento T3, podendo indicar a migração do elemento para camadas abaixo de 0,40 m.

Contudo, ressalta-se que os íons avaliados foram extraídos por meio da técnica da pasta de saturação, a fim de simular a solução do solo até a profundidade de 0,40 m, demonstrando à capacidade do solo em disponibilizar os nutrientes para as plantas, os quais também podem ser perdidos caso não sejam absorvidos. Os estudos que avaliam extratos

coletados por lisímetros apresentam concentrações menores dos elementos no percolado, uma vez que o extrato coletado é resultado do excesso de água no solo, e não apenas da água presente na solução do solo no ponto de capacidade de campo. Soluções coletadas de lisímetros tendem a ser mais diluídas em relação aos extratos obtidos por meio da técnica da pasta de saturação.

Há evidências nítidas de perdas significativas de nutrientes como o sódio, potássio, nitrato, e em menores proporções de cálcio e do íon amônio para camadas mais profundas deste solo argiloso irrigado controladamente com efluente de suinocultura tratado anaerobiamente, mesmo após dois cultivos de milho. Condições diversas destas testadas neste ensaio, como, por exemplo, o uso de efluentes brutos, não tratados, sem controle de frequência de irrigações, em solos de textura média ou arenoso representariam maiores riscos de perdas de nutrientes do perfil do solo e contaminações de águas subterrâneas por excesso de sais e sua salinização, ou pela presença de contaminantes como o nitrato.

5.4. Conclusões

O uso do efluente de suinocultura tratado aumentou os valores de CE, os teores de Al^{+3} , os teores trocáveis e disponíveis de K^+ , e os teores disponíveis de Na^+ e $N-NO_3^-$, evidenciando a presença de nutrientes prontamente disponíveis para as plantas. Não houve alteração nos teores totais e disponíveis de Cu e Zn em função das aplicações sucessivas dos efluentes, devido à baixa concentração desses elementos no efluente após o tratamento no biodigestor e as características do solo. Apesar da depleção dos teores trocáveis de Ca e Mg após o segundo cultivo, o uso do efluente de suinocultura tratado promoveu o aumento da disponibilidade de Ca.

Contudo, os mesmos nutrientes disponíveis para as plantas, principalmente, N e K acumularam-se no solo e migraram para camada subsuperficial. Além disso, o estudo demonstrou que a elevada concentração de Na presente nos dejetos de suínos pode inviabilizar o reuso do efluente mesmo após passar por algum tipo de tratamento, devido à possível elevação da salinidade dos solos cultivados ao longo do tempo. O uso do efluente diluído apresentou menor potencial de lixiviação de íons, mas também, forneceu menores quantidades de nutrientes às plantas.

Conclui-se que condições mais vulneráveis de uso agrícola de efluentes de suinocultura, como o uso do efluente não tratado e o não controle da irrigação por necessidade de água necessária para a planta, agravariam os riscos de contaminação de águas subterrâneas.

Referências

- AGNE, S. A. A.; KLEIN, V. A. Matéria orgânica e atributos físicos de um Latossolo veremelho após aplicação de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 7, p. 720-726, 2014.
- ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.
- ANDRADE NETO, T. M. **Monitoramento de íons na solução e no extrato de saturação do solo sob aplicação de diferentes concentrações de sais fertilizantes na água de irrigação em bananeira da terra**. 2009. 78 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2009.
- BERTONCINI, E. I. Tratamento, reuso e impacto de resíduos urbanos e agroindustriais na agricultura. In: SIMPÓSIO AGROAMBIENTAL DO PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE, 3., 2013, São Carlos. São Carlos: UFSCar, 2013.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria Nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 14 dez. 2011, p. 39.
- CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. L.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Changes in chemical properties of dystrophic Red Latosol as result of swine wastewater application. **Revista de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 2, p. 210-216, 2014.
- CAPOANE, V.; TIECHER, T.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. Impactos da Suinocultura na qualidade da água da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities Research Medium**, Ituiutaba, v. 5, n. 2, p. 494-509, 2014.
- CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATO, P. S.; TRENTIN, E. E.; GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo, potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, 2005.
- CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; LOURENZI, C. R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R. C. B.; BURNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 139, n. 4, p. 689-699, 2010.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. Decisão de Diretoria Nº 015-2014-E de 20 de fevereiro de 2014. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2014, em substituição aos Valores Orientadores de 2005 e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado. Poder Executivo**, São Paulo, 21 fev. 2014. Seção 1, p. 53.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Instrução Técnica Nº 31:** Aplicação de água de reuso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura. São Paulo: CETESB, 2006. 16 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Norma Técnica P4.002:** Efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas - critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2010. 20 p.

CONDÉ, M. S.; NETO, O. B. A.; HOMEM, B. G. C.; FERREIRA, I. M.; SILVA, M. D. Impacto da fertirrigação com água residuária da suinocultura em um latossolo vermelho-amarelo. **Vértices**, Campos dos Goytacazes, v. 115, n. 2, p. 161-178, 2013.

COSTA, A. L.; LIMA, J. M.; NETO, M. R.; SILVA, C. A.; CANNATA, M. G. Lixiviação de nitrogênio e fósforo em solos tratado com lodo de esgoto e água residuária de suinocultura. **Revista de Ciência Agrárias**, Recife, v. 57, n. 4, p. 396-406, 2014.

EATON, A. D.; LEONORE, S.; CLESCERI, E. W. R.; ARNOLD, E. A. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: APHA; AWWA; WEF, 2005. 1200 p.

FAO. **Water quality for agriculture**. Rome, 1985. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.htm>. Acesso em: 31 ago. 2016.

HERRMANN, D. R.; SAMPAIO, S. C.; CASTALDELLI, A. P. A.; TSUTSUMI, C. Y.; PRIOR, M. Association of swine wastewater and mineral fertilization on black oat production. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, Jaboticabal, v. 36, n. 5, p. 799-810, 2016.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.

KESSLER, N. C. H.; SAMPAIO, S. C.; SORACE, M.; LUCAS, S. D.; PALMA, D. Swine wastewater associated with mineral fertilization on corn crop (*Zea mays*). **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 3, p. 554-566, 2014.

LIMA, G. J. M. M.; SCAPINI, L. B.; TEVERNARI, F. C. **Comparação das exigências nutricionais para suínos machos castrados recomendadas pelas Tabelas Brasileiras (2011) e pelo NRC (2012)**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2012. 6 p. (Comunicado Técnico, 508).

LOURENZI, C. R. **Dejetos de suínos: produção de culturas, efeitos na matéria orgânica e na transferência de formas de fósforo**. 2014. p. 127. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

MAGGI, C. F.; FREITAS, P. S. L.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Impacts of the application of swine wastewater in percolate and in soil cultivated with soybean. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 2, p. 279-290, 2013.

MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; PÉREZ-MARIN, A. M.; SOARES, F. A. L.; FERNANDES, P. D. Características químicas do solo sob algodoeiro em área que recebeu água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 107-1055, 2011.

MENEGHETTI, A. M.; NÓBREGA, L. H. P.; SAMPAIO, S. C.; FERQUES, R. G. Foliar contents in babycorn and chemical attributes of an oxisol under application of swine wastewater. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 21, n. 6, p. 574-582, 2013.

PEREIRA, P. A. M.; SAMPAIO, S. C.; REIS, R. R.; ROSA, D. M.; CORREIA M. M. Swine farm wastewater and mineral fertilization in corn cultivation. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 20, n. 1, p. 49-54, 2016.

QUEIROZ, F. M., MATOS, A. T., PEREIRA, O. G., OLIVEIRA, R. A., LEMOS, A. F. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Viçosa, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004.

RHOADES, J. D.; WAGGONER, B. L.; SHOUSE, P. J.; ALVES, J. W. Determining soil salinity from soil and soil-paste electric conductivity:sensitivity analysis of models. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 53, p. 1368-1374, 1989.

SÃO PAULO (Estado). **Plano de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Coordenadoria de Planejamento Ambiental; CETESB, 2014. 350 p.

SANTOS, R. C. **Cobre, zinco, manganês e sódio em rações, dejetos líquidos de suínos e solos de áreas de uso agrícola**. 2014. 129 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESA – SEBRAE. **Mapeamento da Suinocultura Brasileira**. Brasília, DF: SEBRAE; ABPCS, 2016. 376 p.

SEGANFREDO, M. A.; SOARES, I. J.; KLEIN, C. S. Qualidade da água de rios em regiões suinícolas do município de Jaborá SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS, 1., 2003, Goiânia. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. (CD ROM).

SILVA, I. R.; SÁ MENDONÇA, E. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVARES, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-274.

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LORENZI, C. R.; COUTO, R. R.; BRUNETTO, G. Formas e acúmulo de cobre e zinco em um Argissolo vermelho com histórico de aplicação de dejetos líquidos e camada sobreposta de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 812-824, 2013.

USEPA. **SW-846 Test Method 3052**: Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices. Washington, DC, 1996. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3052.pdf>>. Acesso em: 28 mar. 2017.

van GENUCHTEN, M. T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison v. 44, p. 892-898, 1980.

van RAIJ, B.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

van RAIJ, B.; CANTARELLA, G.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendação de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. 285 p.

VENABLES, W. N.; SMITH, D. M. **An introduction to R - Notes on R**: A programming environment for data analysis and graphics. Vienna, Austria: The R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <http://www.r-project.org/>. Acesso: 2 mar. 2016.

WENDELING, A.; ELTZ, F. L. F.; CUBILLA, M. M.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUCK, J. Recomendação de adubação potássica para trigo, milho e soja sob plantio direto no Paraguai. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 1929-1939, 2008.

YANG, J. E.; SKOGLEY, E.; SCHAFF, B.; KIM, J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin on soil extracts. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, n. 4, p. 1108-1115, 1998.

6. EFEITO DA IRRIGAÇÃO COM EFLUENTE DE SUINOCULTURA TRATADO SOBRE A PRODUÇÃO DO MILHO SAFRINHA E SAFRA

Resumo

O uso agrícola sustentável do efluente de suinocultura pode ser uma alternativa de destino do grande volume de dejetos gerados por essa atividade, representando economia no uso de fertilizantes minerais e água, além de promover melhorias na fertilidade do solo e na produtividade de culturas que podem ser utilizadas como matéria-prima da alimentação animal, como o milho e a soja. Assim, o objetivo do estudo foi avaliar os efeitos do uso do efluente de suinocultura tratado (EBL) e do efluente de suinocultura tratado e diluído (EBLD) sobre a nutrição, produtividade e qualidade de dois cultivos de milho. O ensaio foi realizado em um Latossolo Vermelho, textura muito argilosa, em delineamento experimental em blocos ao caso, com os seguintes tratamentos: T1-controle; T2-fertilização mineral sem irrigação, T3-irrigação com EBL, T4-irrigação com EBLD, T5-fertilização mineral e irrigação com água. A cultura do milho foi irrigada quando necessário por meio de avaliação do potencial mátrico de água no solo, por meio de tensiômetros. Foram feitas avaliação dos teores de N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Zn e Mn nas folhas+3 e nos grãos de milho. Também, quantificou-se a produção de matéria seca (MS), produtividade de grãos, comprimento e diâmetro de espiga, altura de plantas e altura de inserção de espiga. Para T3 e T4, os teores foliares de K, Ca, S, Cu, Zn e Fe foram iguais ou menores em relação aos tratamentos com fertilização mineral. Para todos os tratamentos, os teores foliares de P, Mn e Mg estiveram abaixo do limite considerado adequado para a cultura. Somente para o primeiro cultivo, o uso do EBL e do EBLD aumentou os teores foliares de N em relação aos demais tratamentos e, somente o EBL aumentou os teores de N no grão do primeiro cultivo. Comparando T3 a T5, houve aumento de 84 e 12% na produção de MS e 19,6 e 5,6% de aumento na produção de grãos, respectivamente para o primeiro e segundo cultivos. Maior comprimento de espiga foi obtido para T3 nos dois cultivos. E, maior altura de plantas foi observada para T3 e T4 no primeiro cultivo. Nas condições que o estudo foi realizado, a aplicação parcelada do EBL e do EBLD proporcionou fornecimento adequado de nutrientes e água para a cultura, obtendo produtividade superior ou similar à fertilização mineral, respectivamente para o EBL e EBLD.

Palavras-chave: dejetos de suínos, reuso agrícola, nutrição de plantas, *Zea mays*, produção de grãos.

EFFECT OF IRRIGATION WITH TREATED SWINE WASTEWATER ON WINTER AND SUMMER MAIZE PRODUCTION

Abstract

The sustainable agricultural use of swine wastewater can be an disposal alternative for the waste large volume generated by this activity, representing savings in mineral fertilizer use and water, besides, promoting improvements in soil fertility and in productivity crops, which can be used in animal feed, as corn and soy. Thus, the study aim was evaluate the effects of treated swine wastewater use and of diluted swine wastewater about nutrition, productivity, and quality of two maize cultivations. The field experiment was conducted in clayey Oxisol, with following treatments: T1-control; T2-mineral fertilization without irrigation, T3-irrigation with EBL, T4-irrigation with EBLD, T5-mineral fertilization with irrigation with water. The maize irrigation was performed when necessary by means of soil water potential through tensiometers. It was done contents evaluations of N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Zn, Mn in leaves and grains of corn. Too, it was quantified the dry matter production (MS), grains productivity, length and diameter of ear, plant height and ear insertion height. For T3 and T4, the foliar contents of K, Ca, S, Cu, Zn and Fe were equals or lower than treatments with mineral fertilization. For all treatments, the foliar contents of P, Mn and Mg were lower than proper limits established for the culture. Only for the first cultivation, the use of EBL and EBLD increased the N foliar contents in comparison to other treatments and, only the EBL use increased the N contents in grains of first cultivation. Comparing T3 to T5, there were increases of 84% and 12% in MS production and 48.9% and 5.6% of increases in grains production, respectively for first and second cultivation. And, higher plants heights were observed for T3 and T4 in the first cultivation. In the studied conditions, the split applications of EBL and EBLD, in accordance to plant water need, provided nutrients and water required for the culture, resulting in productivities higher or similar those obtained for mineral fertilization, respectively for EBL and EBLD.

Keywords: swine waste, reuse, plant nutrition, *Zea mays*, grains production.

6.1. Introdução

De acordo com dados do SEBRAE (2016), entre os anos de 2011 e 2016, estimou-se um aumento de 12% no número de cabeças de suínos abatidos, e de 16% na produção de carne suína. No ano de 2015 foram exportadas 555 mil toneladas de carne suína e consumidas pelo mercado interno 15 kg de carne suína por habitante ao ano (ABPA, 2016). Tal cenário caracteriza aumento na demanda por carne suína e aumento do nível tecnológico das propriedades de criação de suínos no Brasil. A expansão da atividade suinícola gera preocupações acerca dos impactos ambientais negativos que a suinocultura possa causar, pois é considerada a mais poluente entre as atividades agrícolas.

Um dos desafios das granjas de suínos é realizar adequadamente o tratamento dos resíduos gerados, a fim de que a atividade possa ser considerada sustentável e que possa expandir para mercados que exijam rastreabilidade da produção. Busca-se, também, por sistemas de tratamentos capazes de reduzir o potencial poluidor dos dejetos e, ao mesmo tempo, gerar renda ao produtor, pois a economia da atividade suinícola brasileira mostra-se flutuante ao longo do tempo, e o tratamento de dejetos juntamente com a questão ambiental não deve representar mais um ônus ao suinocultor, muitas vezes já descapitalizado. O tratamento dos dejetos gerados nas granjas pode gerar biogás para utilização como energia elétrica na propriedade, água de reuso para irrigação de culturas ou lavagem das baias, além da geração de composto orgânico.

Após a biodigestão anaeróbia dos dejetos há a redução da carga orgânica (VIVAN et al., 2010) e, por sua vez, aumento na disponibilidade de alguns nutrientes de plantas como o nitrogênio, fósforo e potássio (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006). O uso agrícola do efluente de suinocultura tratado pode representar economia no uso de fertilizantes minerais para fertilização e água para irrigação das culturas (KONZEN, 2006; KAMINURA et al., 2015).

O milho pode ser cultivado nas propriedades agrícolas para reduzir custos na formulação das rações (TALAMINI et al., 2006), uma vez que o custo com alimentação pode representar até 70% dos custos totais de produção (DIAS et al., 2011). O uso do efluente de suinocultura na fertilização e irrigação dessa cultura pode garantir sua produção tanto nos períodos de menor exigência hídrica quanto nos períodos de maior exigência hídrica, garantindo oferta de matéria-prima para a alimentação animal ao longo de todo o ano.

O uso agrícola do efluente de suinocultura pode resultar em incrementos na produção de grãos. Ceretta et al. (2005) observaram aumento na produção de grãos de milho e matéria seca em função do aumento das doses de dejetos de suinocultura aplicadas ao solo. Giacomini e Aita (2008) usando $63,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de suinocultura observaram aumento de 243% na produtividade de grãos quando comparado ao tratamento sem uso de dejetos de suínos.

Melhorias na qualidade do produto colhido foram obtidas em função do uso de efluente de suinocultura. Bastos et al. (2015) observaram redução da acidez do óleo de pinhão manso irrigado com diferentes quantidades de efluente de suinocultura. Tal característica representa redução no custo do processo de refino deste óleo. Houve aumento na produção de ácido oleico e redução na produção de ácido linoleico e estérico nas maiores doses de efluente de suinocultura administrada neste ensaio.

O uso sucessivo e monitorado de efluentes de suinocultura tratados em solos agrícolas pode ser uma ferramenta para a construção da fertilidade de solos sob condições tropicais, intemperizados e pobres em matéria orgânica (MEDEIROS et al., 2011), resultando em benefícios para a produção agrícola ao longo do tempo. Garrido et al. (2014) observaram melhorias na fertilidade do solo após aplicação de doses de dejetos de suínos no cultivo de cevada, além de aumento em seu potencial produtivo. Anami et al. (2008) confirmaram melhorias na fertilidade de solo tratado com efluente de suinocultura em ensaio realizado em colunas de solo.

Contudo, o efluente de suinocultura pode apresentar concentrações elevadas de nutrientes/contaminantes como N, K, Cu e Zn e, também, de organismos patogênicos como coliformes e *Salmonella*. Seu uso inadequado pode causar a contaminação de corpos hídricos devido a lixiviação de elementos como P, NO_3^- , Ca, Mg e K (ANAMI et al., 2008; CAPOANE et al., 2014). Cu e Zn podem acumular-se no solo, podendo migrar para camadas mais profundas, como foi observado por Tiecher et al. (2013) em Argissolo com histórico de aplicação de dejetos de suínos. Tais nutrientes podem ser absorvidos pelas plantas, acumulando-se nas folhas e outros tecidos vegetais (SEIDEL et al., 2010; KESSLER et al., 2014) devendo ser avaliado se tais teores são adequados ao desenvolvimento das plantas.

Considerando a ausência de regulamentação que oriente sobre o uso agrícola do efluente de suinocultura tratado, são necessários estudos que avaliem os efeitos do uso sucessivo do resíduo em solos, tanto no que concerne a adequações nos sistemas de tratamento para produção de efluente com menor carga poluidora, quanto no manejo agrícola

do efluente. Este estudo objetivou avaliar os efeitos do uso do efluente de suinocultura tratado sobre os teores de nutrientes nas folhas e grãos, produção de matéria seca, produtividade e sobre alguns aspectos agronômicos da espiga, ao longo de dois cultivos de milho nos períodos da safra e safrinha.

6.2. Material e Métodos

6.2.1. Geração e caracterização do efluente de suinocultura tratado

O efluente tratado utilizado neste estudo foi proveniente de um sistema de tratamento piloto instalado na Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento– UPD Tanquinho, localizada na cidade de Piracicaba, SP. A unidade abriga uma granja com capacidade para 180 animais confinados, em fase de terminação, e pertence à Secretaria de Agricultura e Abastecimento do estado de São Paulo.

O efluente proveniente da limpeza das baias (EB) passou por uma peneira estática com capacidade para até $10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, e diâmetro dos furos da peneira de 0,65 mm, para separação de materiais grosseiros. A parte líquida seguiu para tratamento em biodigestor tubular de lona com 3 m de diâmetro e 12 m de comprimento, com volume de 60 m^3 para conter o efluente e 30 m^3 para conter o biogás liberado durante o processo de decomposição do substrato orgânico.

O efluente tratado no biodigestor de lona (EBL) foi bombeado para irrigação de um dos tratamentos e foi diluído (1:50, v:v) a fim de compor outro tratamento deste ensaio irrigado com o efluente do biodigestor de lona diluído (EBLD). O efluente foi mantido no biodigestor por tempo superior ao tempo de detenção hidráulica (TDH) calculado para esse biodigestor (20 dias), devido ter ocorrido vazios sanitários na granja durante estudo. Os efluentes foram utilizados ao longo dos meses de maio, junho e julho para irrigação do milho cultivado no período da safrinha, correspondendo a 100, 130, 30 dias de detenção hidráulica. Para irrigação do milho cultivado no período da safra, os efluentes foram utilizados ao longo dos meses de dezembro e janeiro, referente a 180 e 210 dias de detenção hidráulica.

Os efluentes utilizados ao longo desses períodos para a irrigação da cultura foram caracterizados de acordo com Eaton et al. (2005) quanto aos valores de pH, CE, dos teores de N, P, K, Ca, Mg, Fe, Cu e Zn, a fim de avaliar a quantidade nutrientes fornecidos às plantas ao longo de todo o cultivo.

6.2.2. Experimento de campo com a cultura do milho

O ensaio de campo foi instalado na Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Tanquinho, na cidade de Piracicaba, nas coordenadas 22°43'31" S, 47°38'57" O, altitude de 547 m. O solo utilizado é classificado como Latossolo Vermelho distrófico, textura argilosa e estava sob pousio, com cobertura de grama batatais.

Antes da instalação do experimento foi feita coleta do solo para análise de fertilidade de acordo com van Raij et al. (2001). Em seguida, realizou-se o preparo da área com aplicação de glifosato 2,0 L ha⁻¹, operações de aração e gradagem. Antes do primeiro cultivo, a acidez do solo foi corrigida em área total com aplicação de 3,0 t ha⁻¹ de calcário dolomítico com PRNT igual a 96%. Já antes do segundo cultivo de milho, a acidez foi corrigida de acordo com a necessidade de calagem de cada tratamento, avaliadas por meio de análises de amostras de solo coletadas após o cultivo de milho safrinha.

Na semeadura foram utilizadas sementes de milho híbrido simples, de ciclo precoce, nos dois ciclos de avaliação. O híbrido utilizado possui alta resposta a adubação, alta produtividade, e foi desenvolvido com tecnologia BT, geneticamente modificado para resistência a lagarta do cartucho. Para garantia de ataque de lagartas, uma área de bordadura foi plantada com milho híbrido não resistente a lagarta do cartucho, de modo a atrair os insetos, desviando-os do ensaio. Durante o período experimental foi realizado o controle de pragas, doenças e plantas daninhas. Para o cultivo de safrinha (outono/inverno) foram semeadas no dia 18 de março de 2015, e para o cultivo de safra foram semeadas no dia 23 de novembro de 2015 (primavera/verão).

O ensaio foi delineado em blocos ao acaso, com 03 repetições e os seguintes tratamentos: T1-controle; T2-fertilização mineral sem irrigação; T3-irrigação com EBL; T4-irrigação com EBLD; T5-fertilização mineral com irrigação com água. Cada parcela foi composta por cinco linhas de 6 metros, com espaçamento igual a 0,8 m entre linhas e 0,2 m entre plantas, sendo que, as avaliações foram feitas nas três linhas centrais e nos 5 m de comprimento de cada linha, compreendendo a área útil de avaliação.

Nos tratamentos T2 e T5 foi feita a adubação de plantio e cobertura, totalizando 206 kg ha⁻¹ de N, 112 kg ha⁻¹ P₂O₅, 64 kg ha⁻¹ K₂O. Nos tratamentos T3 e T4 foi aplicado 33,3 mm do EBL aos 14 DAS do milho cultivado no inverno e aos 8 DAS do milho cultivado no período de verão, para fornecer quantidade mínima de N necessária para o estabelecimento das plântulas. Após esse período manteve-se o controle da irrigação por meio de tensiômetros, instalados em duas profundidades, 0-0,20 m e 0,20-0,40 m. Os valores das leituras de tensão

de água no solo foram convertidos em valores de umidade por meio da equação da curva de retenção de água no solo obtida de acordo com ajuste feito ao modelo proposto por van Genuchten (1980). As lâminas de irrigação foram aplicadas manualmente com o uso de regadores tomando cuidado para que essa distribuição fosse feita uniformemente ao lado das linhas de milho.

Para avaliar o estado nutricional da cultura e produção dos dois cultivos de milho, aos 65 DAS (safrinha) e aos 63 DAS (safra) foram feitas coletas das folhas de milho, abaixo e oposta a inflorescência feminina (MALAVOLTA et al., 1997) (Figura 6.1A). As folhas foram lavadas com água e solução de HCl 1:1 (v/v), repassadas com água deionizada, secas a 60°C até peso constante, moídas em moinho Willey e armazenadas em sacos (Figura 6.1B). Após a colheita do milho safrinha e safra, em agosto de 2015 e março de 2016, respectivamente, foi feita a debulha das espigas e retiraram-se amostras de grãos para posterior secagem a 65°C e moagem. Nas amostras de folhas e grãos foram determinados os teores de N-total e P (MALAVOLTA et al., 1997), K, Ca, Mg, S, Mn, Fe, Cu e Zn (SILVA, 2009).

Ao final do cultivo do milho safrinha e safra, realizou-se a pesagem da parte área das plantas de milho colhidas na área útil de cada parcela (Figura 6.2). O material, em seguida foi moído *in natura*, e retirou-se uma amostra para secagem a 60°C em estufa de circulação forçada para estimativa de produção de matéria seca por hectare de cada tratamento (Figura 6.3). Também, mediante amostragem de dez plantas da área útil de cada parcela, com uso de uma trena métrica, foi feita avaliação da altura das plantas da base da planta rente ao solo até a folha+1, e a avaliação da altura de inserção da espiga da base da planta até o ponto de inserção da espiga (Figura 6.4).

Após cada colheita, cinco espigas de cada parcela foram coletadas a fim de avaliar o diâmetro e comprimento da espiga de cada tratamento por meio de paquímetro (Figura 6.4). As colheitas foram feitas manualmente (Figura 6.5), a produção de espigas de cada parcela foi pesada e posteriormente foram secas em estufa de circulação forçada, obtendo a umidade dos grãos no momento da colheita. Em seguida, realizou-se a debulha dos grãos por meio de debulhador mecânico e, então se quantificou a produtividade de grãos por meio da obtenção da massa de grãos por parcela, corrigindo os valores para 13% de umidade (Figura 6.6).

Figura 6.1. Coleta de folha diagnóstica de milho(A) e moagem(B) para posterior análise do estado nutricional da cultura



Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 6. 2. Coleta e pesagem da parte aérea das plantas para avaliação da produção de matéria seca.



Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 6.3. Moagem da parte área das plantas e separação das amostras para secagem



Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 6.4. Avaliação de parâmetros agrônômicos: altura de plantas, altura de inserção das espigas, comprimento e diâmetro da espiga



Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 6.5. Colheita de espigas de milho dos cultivos safrinha(C) e safra(D) para avaliação de produtividade



Fonte: Moretti, S. M. L.

Figura 6. 6. Despalha, secagem e debulha das espigas para quantificação da produtividade de grãos nos cultivos de safra e safrinha



Fonte Moretti, S. M. L.

6.2.3. Análise dos resultados

Os resultados experimentais foram submetidos à análise de variância e aplicação do teste Tukey a 5% de probabilidade. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o programa R (versão 2.15.3) (VENABLES; SMITH, 2013).

6.3. Resultados e Discussão

6.3.1. Nutrientes e água aplicados ao longo dos cultivos de milho safrinha e safra

A partir da caracterização dos efluentes realizada ao longo de todo o cultivo irrigado, foi possível estimar a quantidade total de nutrientes fornecidos às plantas ao longo dos dois cultivos de milho nos períodos safra e safrinha (Tabela 6.1). Observou-se que o efluente de suinocultura tratado forneceu quantidades elevadas de nitrogênio e de potássio para os dois cultivos conduzidos, que são os nutrientes exigidos em maiores proporções pelas plantas de milho, principalmente em cultivos intensivos e tecnificados com o uso de irrigação (COELHO; FRANÇA, 1995).

Para o nitrogênio, as quantidades fornecidas por meio da irrigação com o EBL foram seis vezes maiores em relação à quantidade fornecida pelo fertilizante mineral durante cultivo da safrinha, e cerca de duas vezes maiores para o cultivo no período da safra. Verificam-se respostas lineares a adubação nitrogenada em cultivos de milho com elevada produção de grãos por unidade de área (ARAUJO; FERREIRA; CRUZ, 2004), havendo exportação para os grãos de 70 a 77% do nitrogênio extraído pela cultura (COELHO, 2006), além de refletir na produtividade devido o aumento significativo da área foliar em função do maior suprimento desse nutriente (FRANÇA et al., 2011).

Entretanto, as características do solo, época de plantio, e as condições climáticas podem afetar a eficiência de absorção desse nutriente pela cultura, podendo haver perdas por lixiviação se o nitrogênio for aplicado fora do período de maior extração pela cultura, assim como em épocas de maior volume de chuva, agravando-se para solos com textura arenosa. Santos et al. (2010) observaram maior peso de espigas quando o fertilizante nitrogenado foi aplicado na fase de 4º folha expandida, havendo baixa recuperação de 15% do N aplicado pelo fertilizante devido ao elevado volume de chuvas.

A quantidade de potássio fornecida nos dois períodos de cultivo de milho irrigados com o EBL, foram cerca de quatro e duas vezes superiores as quantidades fornecidas pela fertilização mineral nos períodos safrinha e safra (Tabela 6.1), respectivamente. O potássio é o segundo elemento mais extraído pela cultura, sendo necessários nas fases iniciais de desenvolvimento do milho, havendo exportação para os grãos de cerca de 20% do K absorvido pela cultura (COELHO; FRANÇA, 1995).

Andreotti et al. (2001) observaram aumento na produção de grãos de milho em função do aumento das doses de potássio até 60 kg ha^{-1} . Outros estudos ressaltam que o aumento na produtividade de grãos de milho em função do aumento no fornecimento desse nutriente irá depender do teor desse elemento no solo, havendo baixa resposta à adubação potássica quando os teores de potássio no solo são considerados médios e altos (BRUNETTO et al., 2005). Além disso, o fornecimento de potássio em excesso e/ou em épocas de baixa extração pela cultura podem resultar em perdas por lixiviação, contaminando águas subterrâneas, e causar estresse na cultura devido à presença de sais contendo potássio (CONUS et al., 2009).

Os baixos teores de P aplicados a T3 e T4, refletem a remoção de 90% nos teores do elemento obtida após o tratamento no biodigestor anaeróbio. O mesmo foi observado para os teores de Ca, Mg, Mn, Fe, Cu e Zn. Assim, verifica-se que para suprir a necessidade da cultura deveria ser feita uma adubação complementar a fim de adequar os teores de P a exigência da cultura. No entanto, o estudo objetivou avaliar a resposta da cultura às aplicações dos efluentes, considerando a necessidade hídrica da cultura e seus impactos sobre o estado nutricional do milho e produtividade.

Na Tabela 6.1 são apresentadas as lâminas aplicadas nos tratamentos irrigados com água e com os efluentes. De acordo com Albuquerque (2010) observou-se que não houve deficiência hídrica para esses tratamentos (T3, T4 e T5) para os dois cultivos conduzidos uma vez que a soma total (lâmina + chuva) foram maiores que a faixa de 300 a 500 mm exigidos pela cultura. Contudo, para o período da safrinha em que menor índice de chuvas, verificou-se que o déficit hídrico observado para T1 e T2 poderão refletir no desenvolvimento e produção de grãos de milho desse período.

Tabela 6.1. Nutrientes e água aplicados ao longo dos cultivos de milho (safrinha e safra) submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

	T1		T2		T3		T4		T5	
	<i>Safrinha</i>	<i>Safra</i>								
-----kg ha ⁻¹ -----										
<i>N</i>	-		206,0	206,0	605,2	473,7	146,9	212,3	206,0	206,0
<i>P</i>	-		48,9	48,9	11,8	12,5	1,4	6,8	48,9	48,9
<i>K</i>	-		47,5	47,5	404,9	326,8	106,7	146,3	47,5	47,5
<i>Ca</i>	-		-	-	12,9	0,6	6,0	0,0	-	-
<i>Mg</i>	-		-	-	10,1	8,6	2,3	0,0	-	-
<i>Cu</i>	-		-	-	0,3	0,1	0,1	0,0	-	-
<i>Fe</i>	-		-	-	0,8	0,6	0,2	0,0	-	-
<i>Mn</i>	-		-	-	0,2	0,0	0,0	0,0	-	-
<i>Zn</i>	-		-	-	1,2	0,0	0,4	0,0	-	-
-----mm-----										
<i>Chuva</i>	170,2	647,2	170,2	647,2	170,2	647,2	170,2	647,2	170,2	647,2
<i>Irrigação</i>	-	-	-	-	143,3	110,8	160,8	104,2	139,2	62,5
<i>Total</i>	170,2	647,2	170,2	647,2	313,5	758,0	331,0	751,4	309,4	709,7

T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral e irrigação com água.

6.3.2. Teores foliares de nutrientes de milho cultivado nos períodos safrinha e safra

Os teores foliares de Ca, S, Cu, Zn e Fe, para todos os tratamentos e cultivos, foram considerados adequados para a cultura de milho de acordo com Malavolta et al. (1997) (Tabela 6.2). Para esses nutrientes, os teores foliares do controle (T1) refletiram a fertilidade do solo em estudo que apresentou teores considerados altos para Ca, S, Cu, Fe, e teores médios para Zn (RAIJ et al., 1997). Além disso, observou-se que a calagem foi capaz de suprir a quantidade de cálcio exigida pela cultura, assim como, houve efeito do baixo teor de Cu e Zn presente nos efluentes utilizados na irrigação.

Os teores foliares de Ca, S, Cu e Fe dos tratamentos com uso do EBL e do EBLD não diferiram dos tratamentos com uso de fertilizante mineral (T2 e T5), em ambos os cultivos. Para a safra, não houve diferença entre os teores foliares de Zn dos tratamentos estudados, enquanto que para o período da safrinha, os teores foram maiores nos tratamentos T1, T2, e T5, seguidos dos tratamentos T3 e T4 que não diferiram entre si.

Kessler et al. (2014) não encontraram diferença entre os teores foliares de Zn e Cu do controle e dos tratamentos cultivados com milho irrigados com doses crescentes de um efluente de suinocultura (0, 200 e 300 m³ ha⁻¹). Aumentos nos teores foliares de Zn foram observados nas folhas, quando a aplicação do efluente esteve associada à fertilização mineral. Já os teores foliares de Ca reduziram e os teores de Fe aumentaram com a aplicação do efluente de suinocultura.

Apesar da ausência de sintomas de deficiência, os teores foliares de P, Mg e Mn de todos os tratamentos e cultivos estiveram abaixo dos limites mínimos considerados adequados para a cultura do milho de acordo com Malavolta et al. (1997). Mesmo os tratamentos fertilizados com 112 kg ha⁻¹ de P₂O₅ no plantio da cultura (T2 e T5) (Tabela 6.2) apresentaram teores de P ao nível de deficiência. Os baixos teores de P provavelmente estiveram relacionados à alta fixação do P aos óxidos de Fe e Al presentes neste solo, reduzindo a disponibilidade do elemento que esteve sempre abaixo de 6 mg dm⁻³, indicando que as lâminas de efluentes fornecidas não foram suficientes para suprir esse elemento a cultura, necessitando de complementação com adubação mineral.

Friego et al. (2014) observaram teores foliares de P abaixo do considerado adequado para a cultura da soja irrigada com efluente de suinocultura diluído em diferentes proporções, apresentando teores de P na faixa de 431,06 a 1009,4 mg L⁻¹. O mesmo fato ocorreu no tratamento que recebeu fertilização mineral, e foi irrigado com água.

Os autores atribuíram a deficiência de P no tecido vegetal à baixa mobilidade do elemento e a competição com outros nutrientes presentes no efluente.

Os baixos teores foliares de Mg^{+2} pode ter ocorrido pelos valores de pH do solo estarem abaixo de 5,4, no qual pode haver competição com os íons H^+ (VITTI et al., 2006), uma vez que os teores do elemento no solo foram considerados altos ($>8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e o calcário utilizado foi o dolomítico. Do mesmo modo, os teores elevados de Fe no solo pode ter reduzido a absorção de Mn pela cultura (HEINRICHS, 2010) uma vez que os teores disponíveis do elemento no solo foram considerados altos ($>5,0 \text{ mg dm}^{-3}$) de acordo com os limites propostos por Rajj et al. (1997).

Kessler et al. (2014) não observaram diferenças entre os teores de Mn em folhas de milho de tratamentos que receberam diferentes doses de um efluente de suinocultura e tratamentos com uso de fertilizante mineral, pois os teores do elemento no efluente utilizado foi baixo ($0,85 \text{ mg L}^{-1}$). Neste mesmo estudo, os autores observaram redução nos teores foliares de Mg^{+2} dos tratamentos que receberam o efluente de suinocultura comparado ao tratamento com fertilização mineral, o que não foi observado por este estudo.

Os teores foliares de N, obtidos para o primeiro cultivo de milho, foram considerados adequados para os tratamentos T3 (EBL) e T4 (EBLD), e estiveram dentro da faixa de 27,5 a $32,5 \text{ g kg}^{-1}$ proposta por Malavolta et al. (1997). Sendo que, para esse período, os teores foliares de N dos tratamentos com uso do EBL (T3) e do EBLD (T4) não diferiram entre si e foram maiores em relação aos teores do tratamento com uso de fertilizante mineral e irrigado (T5), ressaltando que o tratamento T4 foi fertilizado com menor quantidade de N ($147,7 \text{ kg ha}^{-1}$) em relação a T5 (206 kg ha^{-1}).

Para o segundo cultivo, todos os tratamentos apresentaram teores foliares adequados de N (MALAVOLTA et al., 1997), refletindo as melhores condições de temperatura e umidade que promoveram maior desenvolvimento da cultura e extração desse nutriente pela planta e, diferente do fato observado para o primeiro cultivo, houve diferença entre T5, T3 e T4, sendo que os maiores teores foram observados para T5 seguido de T3 (Tabela 6.2). Aumento de 40% nos teores de N da parte aérea de nabo forrageiro que receberam $370 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de um efluente de suinocultura foi observado em estudo realizado por Pegoraro et al. (2014). Kessler et al. (2014) obtiveram incrementos nos teores foliares de N de plantas de milho em função do aumento nas doses de um efluente de suinocultura aplicado a este cultivo.

Para o período da safra, o uso do EBL não resultou em incrementos nos teores de N em relação ao tratamento com fertilização mineral irrigado (T5), evidenciando que a quantidade excedente de nitrogênio fornecida pelas irrigações com o EBL não resultaram em efeitos sobre os teores desse nutriente na folha, que podem ter permanecido na solução do solo ou lixiviado. Discutiu-se no Capítulo 5 que maior teor de nitrato foi obtido para a solução do solo da camada subsuperficial do tratamento irrigado com o EBL, que representou 5 mg kg^{-1} do íon presente no solo, apesar de ser menor em relação ao obtido após o cultivo safrinha, igual a $26,6 \text{ mg kg}^{-1}$.

Entretanto, os teores foliares de T3 foram maiores em relação a T4, havendo efeito da quantidade excedente de nitrogênio aplicado a T3 quando comparado a T4, que recebeu quantidades semelhantes de N em relação aos tratamentos com fertilização mineral ($212,3 \text{ kg ha}^{-1}$ de N). Os teores foliares de T3, T4 e T5 foram maiores em relação ao tratamento com fertilização mineral sem irrigação (T2), mesmo para o período da safrinha quando menores quantidades de N foram aplicadas em T4, verificando-se a importância da irrigação no desenvolvimento da cultura.

Quanto aos teores de potássio verifica-se que apenas os teores foliares de K do controle (T1), avaliado no período da safrinha, estiveram abaixo da faixa considerada adequada para a cultura de $17,5$ a $22,5 \text{ g kg}^{-1}$ (MALAVOLTA et al., 1997) (Tabela 6.2). Apesar do K ter sido fornecido em quantidades elevadas ao longo do primeiro cultivo de milho por meio das irrigações com EBL e EBLD, que forneceram teores iguais a $404,9$ e $106,7 \text{ kg ha}^{-1}$ de K, respectivamente, não foi observado consumo de luxo pelas plantas nos tratamentos T3 e T4. Os EBL e do EBLD foram capazes de suprir a necessidade deste nutriente para a cultura, cujos teores foram semelhantes àqueles apresentados pelos tratamentos com fertilização mineral.

Para o segundo cultivo, os teores foliares de K de todos os tratamentos estiveram acima da faixa considerada adequada para a cultura e foram maiores que os valores quantificados no período da safrinha, inclusive para o controle (T1), ocorrendo certamente consumo de luxo pelas plantas. Este fato se deve ao maior teor de água no solo que ocorre no período da safra, que ocorre no verão, no qual se observou a precipitação de $647,2 \text{ mm}$, facilitando a solubilidade de íons na solução do solo, maior desenvolvimento da planta em função das altas temperaturas e conseqüentemente maior absorção de nutrientes fornecidos pelas aplicações de efluentes e adubos, assim como pelo remanescente no solo do cultivo anterior.

Diferenças entre os teores foliares de K de tratamentos com uso de dejetos de suínos e de tratamentos que receberam fertilizante mineral foram observadas por Seidel et al. (2010) que avaliaram a aplicação de 20, 30, 40 e 50 m³ ha⁻¹ em área cultivada com milho sob sistema de plantio direto. Tais resultados divergem do obtido por Kessler et al. (2014) que observaram incrementos nos teores foliares de K de milho irrigado com doses de um efluente de suinocultura, iguais a 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹.

O efluente de suinocultura foi capaz de suprir as necessidades da cultura quanto aos macro e micronutrientes, com exceção dos teores foliares de P, Mg e Mn que estiveram abaixo dos limites considerados adequados para todos os tratamentos e, provavelmente, estiveram relacionados as características do solo em estudo.

Contudo, é preciso verificar a eficiência de absorção dos nutrientes fornecidos, a fim de que haja o máximo aproveitamento dos nutrientes pela planta, avaliando qual o melhor manejo a ser adotado para cada tipo de efluente de suinocultura a ser aplicado, com maior ou menor concentração de nutrientes, ao longo do ciclo da cultura e em diferentes épocas de cultivo.

Tabela 6.2. Teores de nutrientes nas folhas de milho submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação ao longo de dois ciclos de cultivo

<i>Tratamentos</i>	N	P	K	Ca	Mg	S	Cu	Fe	Zn	Mn
	----- g kg ⁻¹ -----						----- mg kg ⁻¹ -----			
Primeiro cultivo – Safrinha										
<i>T1</i>	23,9 Cb	1,9 Aa	17,1 Cb	4,4 Aa	1,8 Aa	1,5 Aa	18,0 ABa	128,0 Aa	25,3 ABa	24,0 Aa
<i>T2</i>	24,7 BCb	1,9 Aa	21,4 Ab	3,5 Aa	1,4 Bb	1,5 Aa	18,0 ABa	96,0 Bb	25,5 ABa	24,0 Aa
<i>T3</i>	31,2 Ab	1,8 Aa	19,5 Bb	3,8 Aa	1,4 Bb	1,4 Ab	20,0 ABa	101,5 Ba	20,5 BCa	28,0 Aa
<i>T4</i>	31,0 Ab	1,8 Aa	21,3 Ab	4,1 Aa	1,7 ABa	1,4 Aa	14,0 Ba	89,0 Bb	17,5 Ca	30,0 Aa
<i>T5</i>	26,8 Bb	1,6 Bb	19,2 Bb	4,1 Aa	1,7 ABa	1,4 Ab	19,5 Aa	100,0 Bb	31,5 Aa	32,0 Aa
Segundo cultivo – Safra										
<i>T1</i>	28,6 Da	1,4 Bb	25,4 ABa	3,1 Ab	1,8 ABa	1,2 Cb	10,0 Bb	110,7 Bb	24,0 Aa	19,3 Cb
<i>T2</i>	30,0 Da	1,8 Ab	26,7 ABa	3,2 Ab	2,0 Aa	1,7 ABa	14,0 ABb	130,0 Ba	22,3 Aa	32,0 Aa
<i>T3</i>	39,2 Ba	1,7 Aa	27,8 Aa	2,8 Ab	1,7 Ba	2,1 Aa	17,7 ABb	116,0 Ba	22,0 Aa	28,7 ABa
<i>T4</i>	35,1 Ca	1,4 Bb	24,6 Ca	3,1 Ab	1,8 ABa	1,5 BCa	17,3 Aa	117,3 Ba	20,0 Aa	26,0 Bb
<i>T5</i>	43,8 Aa	1,9 Aa	27,5 Aa	3,2 Ab	1,9 ABa	2,0 Aa	16,7 Aa	169,3 Aa	22,3 Ab	24,7 Bb
<i>CV%</i>	3,1	4,1	2,8	8,2	7,9	12,1	13,4	8,5	12,7	7,9

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para os tratamentos estudados, não diferem entre si (Tukey 5%). Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na vertical, para os mesmos tratamentos de cada cultivo, não diferem entre si. T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral com irrigação com água.

6.3.3. Teores de nutrientes nos grãos de milho cultivado na safrinha e safra

Para o período da safrinha, apesar do teor foliar de N no tratamento com uso do EBLD (T4) estar dentro da faixa considerada adequada para a cultura e ter sido maior em relação aos teores apresentados pelos tratamentos com fertilização mineral (T2 e T5), observou-se que os teores de N no grão de milho foram iguais ao controle (T1) (Tabela 6.3), indicando que houve baixa translocação do elemento nas plantas de T4, considerando que para o tratamento controle (T1) os teores foliares de N estiveram abaixo do teor mínimo adequado de $27,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (MALAVOLTA et al., 1997). Para este período, o tratamento com uso do EBL (T3) apresentou maiores teores de N no grão o qual diferiu dos tratamentos com fertilização mineral (T2 e T5), podendo indicar maior teor de proteínas nos grãos produzidos pelas plantas irrigadas com efluente de suinocultura.

Para o período da safra, observaram-se menores teores de N no grão para o tratamento controle (T1), seguido do tratamento com fertilização mineral irrigado (T5) que apesar de ter apresentado os maiores teores foliares de N não apresentou os maiores teores do elemento no grão, podendo indicar menor transporte do elemento em relação aos demais tratamentos estudados (T2, T4 e T5). Neste período, o tratamento com uso do EBL (T3) não diferiu dos tratamentos T4 e T2, os quais apresentaram os maiores teores. Em relação à safrinha, verificou-se um aumento nos teores de N nos grãos em T4 e uma redução para T3 e T5 (Tabela 6.3), devido à quantidade de N aplicada em T4 no período da safra ($133,3 \text{ kg ha}^{-1}$ de N) ter sido maior em relação à quantidade aplicada na safrinha ($212,3 \text{ kg ha}^{-1}$ de N).

Tais resultados diferem daqueles obtidos por Bocoli et al. (2016) que não observaram diferenças nos teores de N de grãos de milho que receberam diferentes doses de um efluente de suinocultura tratado ($0, 40, 80, 120, 160, 200$ e $240 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) com teores de N maiores que aqueles apresentados pelos efluentes deste trabalho, e mais uma aplicação inicial de fertilizante mineral equivalente a 20 kg ha^{-1} de N.

Ta e Weiland (1992) verificaram em estudo com milho marcado com ^{15}N , que 45% do nitrogênio presente na folha e nos caules foram remobilizados durante a fase de enchimento de grãos e 10% foi proveniente da absorção pelas raízes. Souza e Fernandes (2006) afirmam que a reposição do nutriente poderia manter a taxa de fotossíntese por um tempo maior e, consequentemente aumentar a produção de grãos. A irrigação realizada com uso do EBL, que provê o fornecimento de pequenas quantidades de N a cada irrigação realizada ao longo de todo o cultivo de milho, pode resultar em tal efeito observado por esses autores, isto é,

manter ao longo de todo ciclo a atividade fotossintética e a translocação de nitrogênio das folhas para os grãos, aumentando o peso de espigas.

Para os teores de potássio nos grãos de milho verificaram-se que não houve diferenças entre os tratamentos T2, T3, T4 e T5 nos dois cultivos conduzidos. O mesmo fato ocorreu para os teores de P presente nos grãos obtidos no período da safrinha. Para o período da safra, o teor de P nos grãos de milho produzidos nos tratamentos com uso do EBLD (T4) foi menor em relação a T1, T2 e T3 e igual a T5 (Tabela 6.3), refletindo o menor teor foliar desse elemento obtido para T4 (Tabela 6.2).

Os teores de Mg nos grãos de T3 e T4 foram iguais aos obtidos para os tratamentos com fertilização mineral (T2 e T5) para os dois cultivos. No entanto, houve diferença significativa entre T3 e T4, uma vez que o tratamento com uso do EBL apresentou o maior teor de Mg presente no grão. Maiores teores de Mg e N presentes nos grãos de milho de T3 podem indicar maior teor de proteínas, pois o Mg afeta a síntese de proteína, alterando a proporção de N-proteico/N-não proteico presente na planta (VITTI et al., 2006).

Para os teores de Ca e S não se observou diferença entre os tratamentos estudados para os dois cultivos de milho (Tabela 6.3), refletindo a baixa translocação do Ca na planta por meio do xilema (CASTELLANE, 1982). Os teores de S, semelhantes nos grãos de todos os tratamentos, refletiram a ausência de diferença entre seus teores foliares, apesar de ocorrer pequena redistribuição de S na planta (MENGEL; KIRKBY, 1987) e exportação via floema como glutatona para os grãos ou outros locais de síntese proteica (VITTI et al., 2006).

Não houve diferença significativa entre os teores de Cu, Fe e Mn nos grãos de todos os tratamentos testados nos dois cultivos conduzidos. Os teores de Cu não são apresentados na Tabela 6.3, pois não houve diferença entre os tratamentos e cultivos, e foram iguais a $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$. Bocoli et al. (2016) também não observaram alterações nos teores de Cu de grãos de milho que receberam doses crescentes de um efluente de suinocultura (0, 40, 80, 120, 200 e $240 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), proveniente de sistema de tratamento anaeróbico e que apresentou maiores teores de Cu e Zn que o efluente de suinocultura utilizado nesse estudo. Pandolfo et al. (2010) não observaram alterações nos teores de Cu, Fe, Zn e Mn nos grãos de milho cultivado em Cambissolo que recebeu aplicação de 0, 12,5, 25, 50 e $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de suínos provenientes de esterqueiras.

Os teores de Fe e Mn no solo foram considerados altos para os dois cultivos, maiores que 12 mg dm^{-3} e 5 mg dm^{-3} , respectivamente, contudo, os teores foliares de Mn estiveram abaixo do limite mínimo considerado adequado para todos os tratamentos, provavelmente, devido à competição com Fe. Assim, os teores de Fe nos grãos de milho refletem a baixa

mobilidade deste elemento na planta, considerando que a redistribuição do Fe por meio de ácidos orgânicos via sistema vascular é muito pequena (MALAVOLTA et al., 1997). Do mesmo modo, o pequeno transporte de Mn via floema (DECHEN; MACHTIGALL, 2006) e a ausência de diferença entre os teores foliares de Mn dos tratamentos resultaram em teores de Mn semelhantes para todos os tratamentos dos dois cultivos. Entretanto, os teores de Mn nos grãos de milho de todos os tratamentos conduzidos no período da safra foram menores em relação aos teores obtidos para o milho cultivado no período da safrinha, o mesmo efeito não foi observado para os teores foliares desse elemento.

Para o Zn não houve diferença entre os teores do elemento nos grãos de milho de T3, T1 e T2 cultivados no período da safra, contudo, o tratamento irrigado com o EBL (T3) apresentou teores maiores em relação a T4 e T5. Para a safrinha, não foi observado diferença entre os teores de Zn dos grãos de milho de todos os tratamentos. Tais resultados refletem os teores de Zn no solo apresentados no Capítulo 5, em que não foram observadas diferenças entre os teores disponíveis de Zn no solo dos tratamentos T3 e T2, e entre os teores disponíveis de Zn dos tratamentos T4 e T5 que foram menores. O mesmo efeito, não foi observado para os teores foliares do elemento.

Pandolfo et al. (2010) e Bocoli et al. (2016), não observaram alterações nos teores de Zn nos grãos de milho irrigados com efluente de suinocultura. Em estudos realizados por Rangel et al. (2006) e Gomes et al. (2006) com aplicação de lodo de esgoto no cultivo de milho, observaram-se incrementos nos teores de Zn dos grãos. Ressalta-se, contudo, que os teores de Zn em lodos de esgoto são bem maiores que aqueles encontrados em efluentes de suinocultura.

De maneira geral, os teores de macro e micronutrientes quantificados nos grãos de milho dos tratamentos irrigados com efluente de suinocultura tratado (EBL) e com o efluente de suinocultura diluído (EBLD) foram iguais ou menores que os teores observados para os tratamentos que receberam fertilizante mineral. Com exceção dos teores de N observados para os grãos de milho de T3 cultivado no período da safrinha, que apresentou os maiores teores que os demais tratamentos, podendo indicar maior teor de proteínas nos grãos produzidos em plantas irrigados com o efluente de suinocultura tratado.

Tabela 6.3. Teores de nutrientes nos grãos de milho submetido a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação ao longo de dois ciclos de cultivo

<i>Tratamentos</i>	N	P	K	Ca	Mg	S	Fe*	Zn	Mn
	----- g kg ⁻¹ -----						----- mg kg ⁻¹ -----		
Primeiro cultivo – Safrinha									
<i>T1</i>	12,3 Ca	3,4 Aa	5,1 Aa	0,37 Aa	0,98 Aa	0,93 Aa	20,0 Aa	18,3 Aa	5,3 Aa
<i>T2</i>	15,4 Ba	2,1 Bb	3,8 B	0,27 Aa	0,77 ABa	0,77 Ab	17,3 Aa	14,7 Ab	3,3 Aa
<i>T3</i>	18,7 Aa	2,4 Ba	3,9 B	0,28 Aa	0,91 Aa	0,77 Ab	20,7 Aa	17,2 Ab	4,0 Aa
<i>T4</i>	12,3 Cb	2,1 Ba	3,8 B	0,30 Aa	0,76 Ba	0,70 Ab	16,7 Aa	16,3 Aa	2,7 Aa
<i>T5</i>	16,5 Ba	2,5 Ba	3,8 B	0,23 Ab	0,85 ABa	0,97 Aa	19,3 Aa	15,0 Ab	3,3 Aa
Segundo cultivo – Safra									
<i>T1</i>	11,9 Ca	2,9 Ab	4,5 Ab	0,20 Ab	0,76 Ab	0,77 Aa	20,0 Aa	18,3 ABa	2,0 Ab
<i>T2</i>	15,9 Aa	2,6 ABa	4,0 ABa	0,30 Aa	0,74 ABb	0,97 Aa	17,3 Aa	20,7 ABa	2,7 Ab
<i>T3</i>	16,0 Ab	2,4 ABa	4,0 ABa	0,28 Aa	0,84 Ab	1,02 Aa	20,7 Aa	24,5 Aa	2,7 Ab
<i>T4</i>	15,2 ABa	1,9 Ca	3,8 Ba	0,30 Aa	0,63 Bb	0,97 Aa	16,7 Aa	17,7 Ba	2,0 Ab
<i>T5</i>	14,7 Bb	2,2 BCa	4,0 ABa	0,37 Aa	0,74 ABb	0,97 Aa	19,3 Aa	18,7 Ba	2,0 Ab
<i>CV%</i>	2,9	8,8	5,5	24,9	11,3	12,6	17,9	10,3	30,8

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para os tratamentos estudados, não diferem entre si (Tukey 5%). Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na vertical, para os mesmos tratamentos de cada cultivo, não diferem entre si. T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral com irrigação com água.

6.3.4. Produção de matéria seca de parte aérea e de grãos de milho

Maior produção de matéria seca (MS) foi obtida para T3 para os dois cultivos avaliados, seguido pelos tratamentos T2, T4 e T5 que não diferiram entre si. Todos os tratamentos apresentaram maior produção de MS no segundo cultivo (safra) (Tabela 6.4), provavelmente, devido as maiores temperaturas e índice de chuvas desse período e, conseqüentemente maior desenvolvimento das plantas.

Para o período da safrinha, foram observados incrementos de 84 e 9% para produção de MS para T3 e T4 em relação a T5, respectivamente. Para o período da safra, o tratamento com uso do EBL (T3) apresentou a maior produção de MS e não diferiu do tratamento com fertilização mineral sem irrigação (T2), representando um aumento de 10% na produção de MS em relação a T2, e de 12% em relação ao tratamento com fertilização mineral irrigado (T5). Para os dois cultivos estudados, o tratamento com uso do EBLD apresentou produção de MS igual às obtidas pelos tratamentos com uso de fertilizante mineral (T2 e T5).

Ciancio et al. (2014) avaliaram dois cultivos de milho de verão após aplicação de 10, 20 e 30 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos que resultaram em incrementos na produção de matéria seca do primeiro cultivo iguais a 27,5, 15,4 e 42,1%, respectivamente. Para o segundo cultivo de verão, a maior dose de dejetos líquidos de suínos resultou em uma produção de matéria seca igual à obtida para o tratamento com fertilização mineral, e menor em relação à obtida para a dose de 20 m³ ha⁻¹. De acordo com os autores, os resultados obtidos refletem a elevada demanda da cultura do milho por nutrientes que é suprida quando há o uso de dejetos de suínos que, como já mencionado, apresentam teores elevados de N e K em formas prontamente disponíveis para a cultura.

Para os dois cultivos, o uso do EBL proporcionou a obtenção das maiores produtividades de grãos de milho dos dois períodos de cultivo (Tabela 6.4), as quais foram iguais a 6,7 t ha⁻¹ para o período da safrinha, e 13,1 t ha⁻¹ para o período da safra. Para os dois períodos de cultivo, as produtividades foram superiores as médias de produtividades obtidas para o Estado de São Paulo, iguais a 4,6 t ha⁻¹ e 9 t ha⁻¹ (IEA, 2015).

Para o período da safra, T3 (EBL) não diferiu dos tratamentos com fertilização mineral, mas incrementos equivalentes a 7,3 e 5,6% foram observados em relação a T2 e T5, respectivamente. Para a safrinha, os incrementos em produtividade obtidos para T3 foram maiores e iguais a 55,8% em relação a T2 e 19,6% em relação a T5, indicando que a irrigação com efluentes tratados supre não somente a necessidade de nutrientes das plantas,

mas também a necessidade de água, fator limitante na produtividade em condições de inverno na região sudeste do Brasil.

Também para a safrinha, mesmo tendo sido fornecido menor quantidade de N para T4 (EBLD), esse tratamento apresentou produtividade semelhante à observada para o tratamento com fertilização mineral sem irrigação (T2). O mesmo efeito não foi observado para o cultivo da safra, em que menor produtividade foi obtida com o uso do EBLD (T4) em relação aos tratamentos com fertilização mineral (T2 e T5), mesmo tendo sido fornecida quantidade de N semelhante à fertilização mineral ao longo do segundo cultivo, provavelmente, devido ao menor fornecimento de outros nutrientes como o P .

Bocoli et al. (2016) avaliaram os efeitos de doses de até $240 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de um efluente de suinocultura tratado em sistema anaeróbio aplicadas à um Latossolo cultivado com milho no período da safra de verão, não observando efeitos das doses estudadas sobre a produtividade de grãos de milho que foram iguais ao controle, resultado esse atribuído à elevada fertilidade do solo utilizado e às adequadas condições climáticas. Além disso, as doses do efluente de suinocultura foram aplicadas uma única vez, e não parceladas ao longo do ciclo da cultura, promovendo a lixiviação de alguns nutrientes como N e K que não foram aproveitados pelas plantas. Assim, é possível concluir que o parcelamento da irrigação ao longo do ciclo da cultura e de acordo com a necessidade de água das plantas, como realizado neste estudo, resulta em melhor aproveitamento de nutrientes pelas plantas e em menores riscos de contaminações do lençol freático.

Já Seidel et al. (2010) observaram que o dejetos bruto de suínos utilizado na adubação de plantio resultou em produtividade de grãos de milho semelhante ao tratamento com aplicação de fertilizante mineral na adubação de plantio. Contudo, em relação à adubação de cobertura, os autores observaram maior produtividade quando houve aplicação de ureia em relação à adubação de cobertura feita com aplicação de dejetos de suínos sem tratamento. Giacomini e Aitta (2008) também observaram maior produtividade para o tratamento com uso de fertilizante mineral em relação ao tratamento com uso de $63,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos coletados de uma lagoa aeróbia, contudo, ressalta-se que as aplicações dos dejetos foram feitas uma única vez, enquanto que a aplicação de fertilizante mineral foi parcelada.

As aplicações parceladas EBL realizadas ao longo do ciclo de milho em T3, considerando a necessidade de água das plantas, proporcionaram melhor aproveitamento dos nutrientes pela cultura, e maior produtividade de grãos foi obtida para T3 em relação ao tratamento com fertilização mineral irrigado (T5). Estudos devem ser realizados a fim de verificar até que fase do desenvolvimento da cultura há efeitos do fornecimento de nutrientes

por meio da irrigação com o EBL, por exemplo, se os nutrientes são absorvidos na mesma taxa em que são fornecidos via irrigação para a cultura, sabendo que há uma redução progressiva na demanda por nutrientes e água ao longo do ciclo até a fase de maturação.

Tabela 6.4. Produção de matéria seca (folha, colmo e palha da espiga) e de produção de grãos de dois cultivos de milho submetidos a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

<i>Tratamentos</i>	Matéria seca (kg ha⁻¹)		Produtividade (t ha⁻¹)	
	Safrinha	Safra	Safrinha	Safra
T1	872,8 Cb	6376,5 Ca	1,8 Db	8,1 Ca
T2	1733,1 Bb	8658,7 ABa	4,3 Cb	12,2 Aa
T3	3058,9 Ab	9487,0 Aa	6,7 Ab	13,1 Aa
T4	1790,8 Bb	7911,6 Ba	4,5 Cb	10,9 Ba
T5	1664,4 BCb	8400,1 Ba	5,6 Bb	12,4 Aa
CV%	6,9		4,9	

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para os tratamentos estudados, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na horizontal, para os mesmos tratamentos dos dois cultivos estudados, não diferem entre si (Tukey 5%). T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral com irrigação com água.

6.3.5. Parâmetros agrônômicos: comprimento, diâmetro, altura de inserção da espiga e altura de plantas

Maior comprimento de espiga foi observado para o tratamento com uso do EBL (T3) em relação aos tratamentos T5, T4 e T2 (Tabela 6.5). Para o primeiro cultivo, as espigas de T3 foram 12,3 e 27,9% maiores em relação a T5 e T2, respectivamente. E, para o segundo cultivo, os incrementos no comprimento das espigas de T3 foram de 1,7 e 10,4% em relação a T5 e T2, respectivamente. Moraes et al. (2014) observaram incrementos no comprimento das espigas de milho em função da aplicação de doses de dejetos de suínos (50, 75 e 100 m³ ha⁻¹), sendo que a dose de 100 m³ ha⁻¹ resultou no maior comprimento de espiga quando comparado ao tratamento com fertilização mineral, tendência semelhante foi observada pelos autores para produção de grãos.

De acordo com Lopes et al. (2007) o comprimento e diâmetro de espiga tem relação direta com a produtividade de grãos, devido estes parâmetros estarem relacionados ao número e peso de grãos por espiga. Observa-se que o comprimento de espiga pode ter influenciado os resultados obtidos para produção de grãos, principalmente os obtidos para o período da

safrinha, quando foram observados maiores incrementos na produção de grãos de T3 em relação a T5 e T2. Não houve diferença entre os tratamentos T2, T3, T4 e T5 quanto ao diâmetro de espiga, contudo, comparado à safrinha, observou-se maior diâmetro de espiga para os tratamentos cultivados no período da safra, nos quais os valores de produtividade foram maiores com relação à safrinha, confirmando a afirmação de Lopes et al. (2007).

Para altura de inserção da espiga não foi observada diferença entre o tratamento com uso do EBL (T3) e os tratamentos com uso de fertilização mineral sem irrigação (T2) e com uso do EBLD (T4), para os dois cultivos estudados. Assim como não foi observada diferença para altura de plantas de T3 e dos tratamentos com fertilização mineral (T2 e T5) cultivados no período da safra (Tabela 6.5). Semelhante ao observado por Castoldi et al. (2011) que não observaram diferença para esses parâmetros entre os tratamentos com aplicação $38 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos e o tratamento com aplicação de fertilizante mineral.

Para o período da safrinha, maior altura de plantas foi observada para os tratamentos com uso do EBL (T3) e com uso do EBLD (T4), que diferiram dos demais tratamentos estudados. De acordo com Li et al. (2007), a relação entre altura de inserção de espigas e altura de plantas pode estar relacionada ao índice de plantas acamadas, devido este fator afetar o centro de gravidade da planta e, então, afetar a produção de grãos. No entanto, não houve diferença entre a relação altura de inserção da espiga/altura de plantas dos tratamentos T2, T3, T4 e T5 dos dois cultivos estudados (Tabela 6.5), de modo, que estes fatores não afetaram a produtividade de grãos dos tratamentos estudados.

Assim, destes parâmetros medidos observa-se que o comprimento de espiga pode ter influenciado a produção de grãos no cultivo da safrinha, uma vez que maiores valores foram obtidos para o tratamento T3, sendo acompanhado da maior produtividade de grãos deste período. Além disso, não houve diferença entre o comprimento de espiga e produtividade de grãos dos tratamentos T2 e T4, evidenciando a correlação direta existente entre essas variáveis.

Para o período da safra, houve diferença na produção de grãos obtida por T2 e T4, apesar de não ter sido observada diferença entre o comprimento de espiga desses tratamentos. Provavelmente, esta diferença na produção de grãos de T2 e T4 se deve a maior exigência de nutrientes pela planta neste período, os quais foram adequadamente supridos pelo tratamento com fertilização mineral sem irrigação (T2), uma vez que o fornecimento de água via irrigação não foi um fator limitante de produção, pois foi registrado volume de chuva igual a 647,2 mm.

Tabela 6.5. Parâmetros agronômicos de espiga obtidos após dois cultivos de milho submetidos a diferentes tratamentos de fertilização e irrigação

<i>Tratamentos</i>	Comprimento da espiga (cm)		Diâmetro da espiga (cm)		Altura de planta (cm)		Altura de inserção da espiga (cm)		Relação de inserção da espiga/altura	
	Safrinha	Safra	Safrinha	Safra	Safrinha	Safra	Safrinha	Safra	Safrinha	Safra
	<i>T1</i>	6,3 Db	11,6 Da	3,7 Bb	4,1 Ba	101,8 Db	183,0 Ca	38,1 Cb	94,4 Ca	0,37 Bb
<i>T2</i>	10,4 Cb	16,4 Ca	4,5 Ab	4,7 Aa	129,3 BCb	203,1 ABa	58,6 ABb	108,7 ABa	0,45 Ab	0,54 Aa
<i>T3</i>	13,3 Ab	18,1 Aa	4,7 Ab	4,8 Aa	145,6 Ab	215,4 Aa	60,6 Ab	117,3 Aa	0,42 Ab	0,54 Aa
<i>T4</i>	11,3 Cb	16,4 Ca	4,5 Ab	4,7 Aa	136,8 ABb	202,9 Ba	59,0 ABb	110,4 ABa	0,43 Ab	0,55 Aa
<i>T5</i>	11,8 Bb	17,8 Ba	4,5 Ab	4,6 Aa	121,9 Cb	207,1 ABa	51,3 Bb	107,2 Ba	0,42 Ab	0,52 Aa
<i>CV %</i>	3,6		2,2		3,1		4,5		3,2	

Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas na vertical, para os tratamentos estudados, não diferem entre si. Médias seguidas pelas mesmas letras minúsculas na horizontal, para os mesmos tratamentos dos dois cultivos estudados, não diferem entre si (Tukey 5%). T1: controle, T2: fertilização mineral sem irrigação, T3: irrigação com efluente de suinocultura tratado em biodigestor de lona, T4: irrigação com efluente tratado diluído (1:50, v:v), T5: fertilização mineral com irrigação com água.

6.4. Conclusões

Para os dois cultivos, o uso do efluente de suinocultura tratado anaerobiamente resultou em efeitos semelhantes à fertilização mineral quanto aos teores foliares de P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Fe e Mn. Os teores foliares de P, Mg e Mn foram baixos para todos os tratamentos, provavelmente devido as características do solo em estudo. O efluente de suinocultura tratado foi capaz de fornecer maior quantidade de N para às plantas cultivadas no período da safrinha, refletindo no aumento dos teores nas folhas e grãos de milho.

Incrementos na produção de matéria seca e grãos foram obtidos para os tratamentos irrigados com o efluente de suinocultura tratado, sendo maiores para a safrinha. A irrigação com o efluente diluído proporcionou a obtenção de produtividade de grãos igual à obtida para o tratamento com fertilização mineral sem irrigação, demonstrando a capacidade dos efluentes em suprir nutrientes e água para a cultura no período da safrinha.

Observou-se que o aumento de produtividade correlacionou-se com o maior comprimento de espiga obtido para o milho irrigado com o efluente de suinocultura tratado. Apesar da maior altura das plantas irrigadas com este efluente no período da safrinha, não houve acamamento das plantas, pois a relação altura de inserção de espiga/altura de planta não foi alterada com o uso do efluente de suinocultura tratado.

A aplicação parcelada do efluente de suinocultura tratado, considerando a necessidade de água da cultura, foi capaz de suprir nutrientes e água necessários aos cultivos, aumentando a eficiência de absorção e reduzindo as perdas de nutrientes, com consequente aumento de produtividade.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. **Relatório Anual 2016**. São Paulo: ABPA, 2016. 133 p.

ALBUQUERQUE, P. E. P. Cultivo do milho – Manejo da irrigação. **Sistema de Produção**, v. 1, p. 1-12, 2010.

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75–80, 2008.

ANDREOTTI, M.; RODRIGUES, J. D.; CRUSCIOL, C. A. C.; SOUZA, E. C. A.; BÜLL, L. T. Crescimento do milho em função da saturação por bases e da adubação potássica. **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 1, p. 145-150, 2001.

ARAUJO, L. A. N.; FERRERIA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Adubação nitrogenada da cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 79, n. 8, p. 771-777, 2004.

BASTOS, R. K.; FRIGO, E. P.; ALVES, H. J.; DIETER, J.; SOUZA, S. N. M.; SILVA, A. A. F.; KOTHE, V. Effect of swine wastewater on *Jatropha curcas* L. oil acidity. **Industrial Crops and Products**, Amsterdam, v. 74, p. 642-647, 2015.

BOCOLI, M. E.; MANTOVANI, J. R.; MARQUES, D. J.; SILVA, A. B. Soil chemical properties and maize yield under application of pig slurry biofertilizer. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 20, n. 1, p. 42-48, 2016.

BRUNETTO, G.; GATIBONI, L. C.; SANTOS, D. R.; SAGGIN, A.; KAMINSKI, J. Nível crítico e resposta das culturas ao potássio em um Argissolo sob sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 565-571, 2005.

CAPOANE, V.; TIECHER, T.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. Impactos da Suinocultura na qualidade da água da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities Research Medium**, Ituiutaba, v. 5, n. 2, p. 494-509, 2014.

CASTELLANE, P. D. Nutrição mineral da cultura do tomateiro (*Lycopersicon esculentum* Mill): Efeitos dos nutrientes na qualidade dos frutos. In: MULLER, J. J. V.; CASALI, V. W. D. (Ed.). **Seminários de Olericultura**. Viçosa: UFV, 1982. p. 113-157.

CASTOLDI, G.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; PIVETTA, L. A.; STEINER, F. Sistemas de cultivo e uso de diferentes adubos na produção de silagem e grãos de milho. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 33, n. 1, p. 139-146, 2011.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J., PAVINATO, P. S., TRENTIN, E. E., GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo, potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, 2005.

CIANCIO, N. R.; CERETTA, C. A.; LOURENZI, C. R.; FERREIRA, P. A. A.; TRENTIN, G.; LORENSINI, F.; TIECHER, T. L.; CONTI, L.; GIROTTO, E.; BRUNETTO, G. Crop response to organic fertilization with supplementary mineral nitrogen. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 912-922, 2014.

COELHO, A. M. **Nutrição e adubação do milho**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2006. 10 p.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. **Seja o doutor de seu milho**: nutrição e adubação. Piracicaba: POTAFOS, 1995. 25 p.

CONUS, L. A.; CARDOSO, P. C.; VENTUROSOS, L. R.; SCALON, C. P. Q. Germinação de sementes e vigor de plântulas de milho submetidas ao estresse salino induzido por diferentes sais. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 31, n. 4, p. 67-74, 2009.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 327-354.

DIAS, A. C.; CARRARO, B. Z.; DALLANORA, D.; COSER, F. J.; MACHADO, G. S.; MACHADO, I. P.; PINHEIRO, R.; ROHR, S. A. **Manual brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos**. Brasília, DF: ABCS; MAPA; Embrapa Suínos e Aves, 2011. 140 p.

EATON, A. D.; LEONORE, S.; CLESCERI, E. W. R.; ARNOLD, E. A. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: APHA; AWWA; WEF, 2005. 1200 p.

FRANÇA, S.; MIELNICZUK, J.; ROSA, L. M. G.; BERGASMASCHI, H.; BERGONCI, J. I. Nitrogênio disponível ao milho: Crescimento, absorção e rendimento de grãos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 11, p. 1143-1151, 2011.

FRIGO, E. P.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, A. A. F.; ANDRADE, M. G.; BASTOS, R. K.; SANTOS, R. F. Cultivation of soybean with swine wastewater. **African Journal of Biotechnology**, Nairobi, v. 13, p. 423-429, 2014.

GARRIDO, M. G.; MARTÍNEZ, S. M.; CANO, A. F.; YANARDAG, A. B.; AROCENA, J. M. Soil fertility status and nutrients provided to spring barley (*Hordeum distichon* L.) by pig slurry. **Chilean Journal of Agricultural Research**, Chillán, Chile, v. 74, n. 1, p. 73-82, 2014.

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

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; ACCIOLY, A. M. A. Distribuição de metais pesados em plantas de milho cultivadas em Argissolo tratado com lodo de esgoto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1689-1695, 2006.

HEIRICHES, R. **Micronutrientes**. Dracena: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2010. 52 p. Disponível em: www2.dracena.unesp.br/graduacao/arquivos/fert_sol.../aula10_micronutrientes.pdf. Acesso em: 03 abr. 2017.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA - IEA. Primeira estimativa de oferta e demanda de milho no estado de São Paulo em 2015. **Análises e indicadores do agronegócio**, v. 10, n. 7, 3 p. 2015.

KAMIMURA, C. T.; OLIVEIRA, R.; QUINTANILHA, S. C.; LIMA, E. S.; FERREIRA, R. M.; NERY, V. L. H. Possibilidades de reuso de efluentes gerados na suinocultura visando à economia de água e fertilizantes químicos. **Atas de Saúde Ambiental**, São Paulo, v. 3, n. 2, p. 74-79, 2015.

KESSLER, N. C. H.; SAMPAIO, S. C.; SORACE, M.; LUCAS, S. D.; PALMA, D. Swine wastewater associated with mineral fertilization on corn crop (*Zea mays*). **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 3, p. 554-566, 2014.

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

LI, Y.; DONG, Y.; NIU, S.; CUI, D. The genetics relationships among plant-height traits found using multiple trait QTL mapping of a dent corn and popcorn cross. **Genome**, Ottawa, v. 50, n. 4, p. 357-364, 2007.

LOPES, S. J.; LÚCIO, A. D. C.; STORCK, L.; DAMO, H. P.; BRUM, B.; SANTOS, V. J. Relações de causa e efeito em espigas de milho relacionadas aos tipos de híbridos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 6, p. 1536-1542, 2007.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. B. **Avaliação do estado nutricional da plantas** – princípios e aplicações. Piracicaba: POTAFOS, Piracicaba, 1997. 319 p.

MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; PÉREZ-MARIN, A. M.; SOARES, F. A. L.; FERNANDES, P. D. Características químicas do solo sob algodoeiro em área que recebeu água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1047-1055, 2011.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1987. 687 p.

MORAES, M. T.; ARNUTI, F.; SILVA, V. R.; SILVA, R. F.; BASSO, C. J.; ROS, C. O. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 35, n. 5, p. 2945-2954, 2014.

OLIVEIRA, P. A.V.; HIGARASHI, M. M. **Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 42 p.

PANDOLFO, C. M.; ARAÚJO, I. S.; DORTZBAHC, D.; VEIGA, M. Rendimento de grãos de milho e teor de nutrientes na folha índice e nos grãos com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em um Cambissolo Álico, no município de Braço do Norte, SC. In: REUNIÃO SUL BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 8., 2010, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. Disponível em: http://intranetdoc.epagri.sc.gov.br/producao_tecnico_cientifica/DOC_1261.pdf. Acesso em: 3 abr. 2017.

PEGORARO, T.; SAMPAIO, S. C.; TAVARES, M. R. F.; COLEHO, S. R. M.; CARNEIRO, L. J.; PALMA, D.; SOUZA, C. H. W.; GUERRA, J. B. Use of swine wastewater in oilseed radish crop: agronomic and environmental aspects. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 35, n. 6, p. 2931-2944, 2014.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W.; DYNIA, J. F. Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 583-594, 2006.

SANTOS, M. M.; GALVÃO, J. C. C.; SILVA, I. R.; MIRANDA, G. V.; FINGER, F. L. Épocas de aplicação de nitrogênio em cobertura na cultura do milho em plantio direto, e alocação de nitrogênio (^{15}N) na planta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1185-1194, 2010.

SEIDEL, E. P.; GONÇALVES-JUNIOR, A. C.; VANIN, J. P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. 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.

SERVIÇO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS – SEBRAE. **Mapeamento da suinocultura brasileira**. Brasília, DF: Associação Brasileira dos Criadores de Suínos; SEBRAE, 2016. 376 p.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília; Embrapa Informação Tecnológica, 2009, 627 p.

SOUZA, S. R.; FERNANDES, M. S. Nitrogênio. In: FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 215-252.

TA, C. T.; WEILAND, R. T. Nitrogen partitioning in maize during ear development. **Crop Science**, Madison, v. 32, p. 443-451, 1992.

TALAMINI, D. J. D.; MARTINS, F. M.; ARBOIT, C.; WOLOSZIM, N. Custos agregados da produção integrada de suínos nas fases de leitões e de terminação. **Custos e Agronegócio Online**, Recife, v. 2, p. 64-83, 2016.

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LORENZI, C. R.; COUTO, R. R.; BRUNETTO, G. Formas e acúmulo de cobre e zinco em um Argissolo vermelho com histórico de aplicação de dejetos líquidos e camada sobreposta de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 812-824, 2013.

van GENUCHTEN, M. T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 44, p. 892-898, 1980.

van RAIJ, B.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

van RAIJ, B.; CANTARELLA, G.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendação de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1987. 285 p.

VENABLES, W. N.; SMITH, D. M. **An introduction to R - Notes on R**: A programming environment for data analysis and graphics. Vienna, Austria: The R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <http://www.r-project.org/>. Acesso: 2 mar. 2016.

VITTI, G. C.; LIMA, E.; CICARONE, F. Cálcio, magnésio e enxofre. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 299-326.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TCHIO, V. H. 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.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial de uso agrícola do efluente de suinocultura tratado, avaliando a eficiência de tratamento dos dejetos brutos em biodigestor anaeróbio de lona, a irrigação controlada de dois cultivos de milho com efluente de suinocultura tratado e diluído, assim como, a produtividade de dois cultivos de milho e os efeitos no sistema solo-água-ar-planta.

Evidencia-se que os dejetos brutos não devem ser utilizados em solos agrícolas, seja para fertilização ou irrigação de culturas, uma vez que a ausência ou a ineficiência do tratamento destes resíduos resultariam na incorporação ao solo de elevada carga orgânica e de contaminantes como nitrato, cobre, zinco, sódio e de patógenos.

O tratamento no biodigestor de lona, com prévia remoção de sólidos por meio do peneiramento dos dejetos brutos, promove eficiente redução da carga orgânica, de coliformes e redução da concentração de alguns elementos, especialmente P, Ca, Cu e Zn, permanecendo elevadas as concentrações de N, K e Na.

Para o uso intensivo de efluente de suinocultura em solos serão necessários outros tratamentos após a biodigestão anaeróbia para produção de efluentes menos concentrados para que não haja a contaminação e saturação de áreas de uso agrícola deste resíduo, assim como, danos aos cultivos agrícolas.

Ressalta-se o elevado teor de sódio, mesmo no efluente tratado, sua difícil e custosa remoção em tratamentos posteriores, indicando a necessidade de estudos de nutrição animal que contemplem a redução dos níveis de sódio na nutrição de suínos, sem que haja prejuízos à produção de carne e que promovam a geração de dejetos com menores teores de sódio.

O efluente de suinocultura tratado anaerobiamente apresenta elevado potencial de uso agrícola, com fornecimento de nutrientes e água para as plantas, baixas perdas de N por volatilização, resultando em aumentos significativos na produtividade de grãos e de matéria seca de milho, efeitos similares à fertilização mineral, o qual foi maior para o cultivo de milho safrinha em que houve maior restrição hídrica. A aplicação parcelada do efluente aumenta a eficiência de absorção de nutrientes pela cultura, reduzindo as perdas destes elementos para o ambiente.

Não houve efeitos na fertilidade do solo em função da irrigação dos dois cultivos de milho com o efluente de suinocultura, uma vez que a extração de nutrientes pela cultura de milho foi elevada. Entretanto, verifica-se que o solo pode ser um meio depurador da carga

orgânica presente no efluente de suinocultura após o tratamento, uma vez que o efluente tratado apresentou elevada taxa de degradação quando aplicado a solos.

Verificaram-se acúmulos e migração de íons para camadas subsuperficiais do solo, o uso constante desses resíduos poderia promover a lixiviação destes íons atingindo as águas subterrâneas. Logo, possíveis acúmulos e migração de íons devem ser considerados em futuras normas sobre uso de efluente de suinocultura em solos.

Apesar da dificuldade de adoção de tecnologias de tratamento de dejetos pelo setor suinícola, essa é uma realidade inevitável frente à impossibilidade de destinação dos dejetos brutos no ambiente e a necessidade de extensas áreas de cultivo para disposição de efluentes parcialmente tratados.

Assim, o setor deverá adotar sistemas de tratamento que reduzam o potencial poluidor do dejetos, tornando possível o seu agrícola, sendo esta uma alternativa de destino do efluente gerado e uma fonte de economia no uso de fertilizantes minerais e água na propriedade. Além disso, o produtor rural poderá ter outra fonte renda como por meio da geração de biogás que poder ser utilizado na propriedade, e da geração de composto orgânico que poderá ser comercializado.