

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PRODUÇÃO VEGETAL**

LARISSA CABRAL MILEN

**ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM RAMPAS CULTIVADAS COM CAPIM
MARANDU NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DA SUINOCULTURA**

**ALEGRE - ES
2019**

LARISSA CABRAL MILEN

**ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM RAMPAS CULTIVADAS COM CAPIM MARANDU NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DA SUINOCULTURA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do título de Doutor em Produção Vegetal.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Geoprocessamento em Sistemas Agrícolas

Orientador: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia.
Coorientador: Prof. Dr. Edvaldo Fialho dos Reis.

ALEGRE - ES

2019

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

M642e Milen, Larissa Cabral, 1988-
Escoamento superficial em rampas cultivadas com capim
Marandu no tratamento de efluente da suinocultura / Larissa
Cabral Milen. - 2019.
74 f. : il.

Orientador: Giovanni de Oliveira Garcia.
Coorientador: Edvaldo Fialho dos Reis.
Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e
Engenharias.

1. Esgotos. 2. Água - Purificação - Tratamento biológico. 3. Solo
- Uso. I. Garcia, Giovanni de Oliveira. II. dos Reis, Edvaldo
Fialho. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de
Ciências Agrárias e Engenharias. IV. Título.

CDU: 63

LARISSA CABRAL MILEN

**ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM RAMPAS CULTIVADAS COM CAPIM
MARANDU NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DA SUINOCULTURA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do título de Doutor em Produção Vegetal, na área de concentração de Recursos Hídricos e Geoprocessamento em Sistemas Agrícolas.

Aprovada em 15 de abril de 2019.

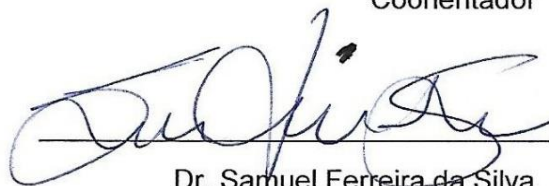
Comissão Examinadora



Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador



Prof. Dr. Edvaldo Fialho dos Reis
Universidade Federal do Espírito Santo
Coorientador



Dr. Samuel Ferreira da Silva
Universidade Federal do Espírito Santo
Examinador externo ao PPGPV



Dra. Ana Paula Almeida Bertossi
Instituto Federal do Ceará
Examinadora Externa à UFES

À minha amada sobrinha e afilhada Marina Milen Sarmiento.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por mais essa conquista, por me guiar e me sustentar em todos os momentos;

Aos meus pais, Jéssus e Maria Emília, pelo apoio constante, por serem meus exemplos de dignidade, luta e força de vontade e responsáveis pela minha formação e caráter, amo vocês!

Agradeço a toda minha família e amigos que sempre estiveram ao meu lado, até mesmo nos momentos de ausência, e me encorajaram a avançar cada passo nesta etapa da minha vida;

Ao meu orientador, Dr. Giovanni de Oliveira Garcia, pela confiança depositada e por todos os valiosos ensinamentos que ampliaram meus horizontes;

Ao meu coorientador, Dr. Edvaldo Fialho dos Reis, pela atenção e incentivo, sempre disposto a ajudar e contribuir para o melhor desenvolvimento do meu trabalho;

Ao programa de pós-graduação em Produção Vegetal e a UFES pela oportunidade de estudo e aos professores pelo ensino. Agradeço também a FAPES pela concessão de bolsa durante o período de estudo e pelo apoio financeiro imprescindível para realização desse trabalho;

A Ana Paula pela amizade, apoio, disposição em me ajudar e pelas valiosas contribuições e experiências compartilhadas. Também a todos os colegas do grupo de pesquisa, Matheus, Édipo e Kattiely pela ajuda na montagem e condução do experimento em campo;

A todos que de alguma forma possibilitaram a concretização desse sonho. O meu muito obrigada!

RESUMO

MILEN, Larissa Cabral. **Escoamento superficial em rampas cultivadas com Capim Marandu no tratamento de efluente da suinocultura**. 2019. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Centro de Ciências Agrárias e Engenharias, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, ES. Orientador: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia. Coorientador: Prof. Dr. Edvaldo Fialho dos Reis.

A técnica do escoamento superficial em rampas cultivadas com gramíneas constitui uma alternativa para o tratamento de efluentes, principalmente aqueles de origem doméstica e agropecuária, nos casos em que a construção de estações de tratamento convencionais não é acessível. É, portanto, aplicável a pequenas comunidades rurais, aglomerados de residências e pequenos produtores rurais, devido a baixas demandas de energia e custos de operação e manutenção. Foi realizado um experimento com o objetivo de avaliar o potencial da técnica de escoamento superficial no tratamento do efluente da suinocultura e os atributos químicos do solo das rampas utilizadas. Quatro taxas de aplicação de efluente, sendo 200, 350, 500 e 700 L dia⁻¹; foram realizadas de forma alternada, ou seja, um dia de aplicação, no qual cada taxa foi aplicada durante um período de 6 h, seguido por um dia de descanso para o sistema. O Capim Marandu foi utilizado como vegetação suporte e a cada 28 dias após o início da aplicação do efluente, foi realizado o corte dessas gramíneas, perfazendo-se um total de cinco cortes. Periodicamente foram coletadas e analisadas amostras da água residuária no ponto de entrada e no ponto de saída das rampas e do solo utilizado no preenchimento dessas. Os resultados relativos ao tratamento do efluente estão apresentados e discutidos no primeiro capítulo; a técnica de tratamento por escoamento superficial apresentou eficiência na redução do pH, CE e RAS e teores de boro, potássio, fósforo e ferro, no entanto os teores de sódio, cálcio, magnésio e sólidos totais foram aumentados no efluente após a passagem pelo sistema de tratamento. A menor eficiência na redução da CE, RAS e teores de boro e potássio foi observada quando utilizadas taxas de aplicação menores e ao longo do experimento o volume de chuvas parece ser o fator que exerceu maior influência na qualidade do efluente final. No capítulo dois, discute-se as alterações ocorridas no solo das rampas de tratamento. O efeito das taxas de aplicação de efluente no pH, fósforo, potássio e índice de saturação por bases do solo das rampas de tratamento foi diverso em cada corte, demonstrando a influência das

condições climáticas na dinâmica destas variáveis no solo. Houve um aumento linear no teor de cálcio com o incremento das taxas de aplicação; enquanto que a matéria orgânica, boro, manganês e soma de bases apresentaram um comportamento quadrático crescente até, respectivamente, as taxas de aplicação de 530, 460, 450 e 490 L dia⁻¹. Ao longo do experimento, os corte proporcionaram reduções no pH, índice de saturação por bases, cálcio, sódio e soma de bases, fósforo e matéria orgânica.

Palavras-chave: Capim Marandu. Dejetos de suínos. Disposição no solo.

ABSTRACT

Milen, Larissa Cabral. **Overland flow in ramps cultivated with Marandu grass in the swine effluent treatment.** 2019. Thesis (Doctorate in Vegetable Production) - Federal University of Espírito Santo, Alegre-ES. Advisor: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia. Co-advisor: Prof. Dr. Edvaldo Fialho dos Reis.

The technique of surface runoff on ramps cultivated with grasses is an alternative for the treatment of effluents, especially those of domestic and agricultural origin, in cases where the construction of conventional treatment plants is not accessible. It is therefore applicable to small rural communities, agglomerates of households and small rural producers, due to the low energy demands and costs of operation and maintenance. An experiment was carried out to evaluate the potential of the runoff technique in the treatment of swine effluent and the soil chemical attributes of the ramps used. Four rates of effluent application, being 200, 350, 500 and 700 L day⁻¹; were performed alternately, ie one day of application, in which each rate was applied over a period of 6 h, followed by a rest day for the system. Capim Marandu was used as support vegetation and every 28 days after the beginning of the application of the effluent, the grass was cut, making a total of five cuts. Periodically, samples of the wastewater were collected and analyzed at the point of entry and at the exit point of the ramps and the soil used to fill them. The results concerning the effluent treatment are presented and discussed in the first chapter; the efficiency of the reduction of the pH, CE and RAS, and boron, potassium, phosphorus and iron contents, however, the sodium, calcium, magnesium and total solids contents were increased in the effluent after passage through the system of treatment. The lower efficiency in the reduction of CE, RAS and boron and potassium contents was observed when lower application rates were used and during the experiment the volume of rainfall seems to be the factor that exerted the greatest influence on the quality of the final effluent. In chapter two, we discuss the changes in the floor of the treatment ramps. The effect of effluent application rates on pH, phosphorus, potassium and soil base saturation index of treatment ramps was diverse in each cut, demonstrating the influence of climatic conditions on the dynamics of these variables in the soil. There was a linear increase in the calcium content with the increase of the application rates; while organic matter, boron, manganese and base sum showed a quadratic behavior increasing up to the application rates of 530, 460, 450 and 490 L day⁻¹, respectively. Throughout the experiment, the cuttings provided

reductions in pH, base saturation index, calcium, sodium and sum of bases, phosphorus and organic matter.

Keywords: Marandu grass. Pig slurry. Disposition in soil.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	15
2 CAPÍTULO 1: POTENCIAL DA TÉCNICA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DA SUINOCULTURA	17
2.1 INTRODUÇÃO	18
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	19
2.2.1 Caracterização e descrição do local onde foi realizado o experimento.....	19
2.2.2 Condução do experimento.....	22
2.2.3 Coleta e análise do efluente	23
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
2.4 CONCLUSÕES	38
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39
3 CAPÍTULO 2: ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO EM RAMPAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DA SUINOCULTURA.....	43
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	46
3.2.1 Caracterização e descrição do local onde foi realizado o experimento.....	46
3.2.2 Condução do experimento.....	48
3.2.3 Delineamento experimental	50
3.2.4 Coleta e análise do solo	50
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51
3.4 CONCLUSÕES	67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67
ANEXOS	72

1 INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil, a coleta e o tratamento de esgotos não abrangem as zonas rurais, ficando o proprietário rural responsável pela destinação final dos dejetos produzidos por suas diversas atividades. Assim, devido à crescente preocupação com a preservação dos recursos naturais e à ação fiscalizadora de órgãos ambientais, torna-se imprescindível o desenvolvimento de tecnologias de tratamento de efluentes de baixo custo, boa eficiência e possíveis de serem implantadas no local onde são produzidos.

Nesse sentido, a utilização do solo como meio de tratamento de águas residuárias tem se apresentado como uma alternativa interessante, uma vez que este funciona como um filtro natural devido às suas propriedades de adsorção química e física, além disso, os microrganismos presentes e as plantas cultivadas, são responsáveis pela transformação da matéria orgânica em compostos mais simples e pela absorção de nutrientes, respectivamente (QUEIROZ et al., 2004). A disposição no solo permite o reaproveitamento de água, matéria orgânica e nutrientes, diminuindo a utilização de água de boa qualidade para irrigação e de fertilizantes químicos, proporcionando benefícios econômicos, além da redução dos impactos causados pelo lançamento de efluentes nos corpos hídricos (SINGH et al., 2012).

Uma alternativa de tratamento baseada na disposição controlada no solo é o escoamento superficial. Nesse processo o efluente é aplicado de forma controlada na cabeceira de uma superfície vegetada plana e uniforme, denominada rampa de tratamento, com declividade variando de 5% a 8%, ficando sujeito ao escoamento na superfície do solo, condição que possibilita sua depuração (TONETTI et al., 2012).

Este método visa o tratamento do efluente aplicado através de mecanismos físicos, químicos e biológicos que ocorrem simultaneamente no ambiente solo-planta-atmosfera. Estes mecanismos incluem filtração, degradação, predação, adsorção ao solo, precipitação química, desnitrificação, volatilização e absorção pelas plantas. O conhecimento detalhado dos fatores que regulam esses mecanismos fundamentais é condição prévia para a obtenção de um tratamento confiável, particularmente em termos de degradação da matéria orgânica,

eliminação de patógenos e remoção de nutrientes (PARANYCHIANAKIS et al., 2006).

A proporção de nutrientes recuperados dos efluentes varia muito dependendo da capacidade de absorção e acúmulo de nutrientes na biomassa das espécies de plantas, da concentração inicial de nutrientes nas águas residuárias, do tempo e taxas de aplicação e dos intervalos de corte do material vegetal (TZANAKAKIS et al., 2009).

Assim, a escolha da vegetação a ser cultivada nas rampas é um ponto crucial para o sucesso do método de tratamento por escoamento superficial, pois a absorção pela vegetação representa um caminho importante para a remoção de nutrientes. Um sistema radicular bem desenvolvido é fundamental, pois representa uma barreira ao livre escoamento do líquido no solo, aumentando a retenção de sólidos em suspensão, evitando a erosão, e proporcionando um habitat ideal para o desenvolvimento do biofilme, o que permite uma maior ação dos microrganismos na degradação da matéria orgânica presente (VON SPERLING, 2005, TONETTI et al., 2012).

A cultura ideal para ser utilizada em rampas de tratamento deve ser perene, tolerante às condições de baixa oxigenação e elevada salinidade em nível radicular, de alta capacidade de extração de nutrientes e pouco susceptível às pragas e doenças. Gramíneas de grande poder extrator de nutrientes, denso sistema radicular, rápido crescimento, adaptadas às condições salinas e de excesso de água e passíveis de cortes sucessivos e frequentes, apresentam os requisitos desejáveis para cultivo nas rampas de tratamento de águas residuárias (MATOS, 2005).

A taxa de aplicação é também um parâmetro de grande importância no dimensionamento de sistemas de tratamento por escoamento superficial e varia de acordo com a natureza e o grau de pré-tratamento do efluente aplicado. A remoção de nutrientes ocorre devido ao contato da água residuária com a matriz do solo e sua capacidade-limite de adsorção (TONETTI et al., 2009). Altas taxas de aplicação de efluentes podem reduzir o oxigênio disponível na zona das raízes, resultando em perturbações metabólicas na vegetação, inibição do crescimento, degradação das raízes e senescência precoce, assim como, diminuir a atividade bacteriana, o que reduz a mineralização da matéria orgânica

no interior do solo, comprometendo a disponibilidade de nutrientes para as plantas (PARANYCHIANAKIS et al., 2006).

Assim como para o tratamento do esgoto doméstico retratado por Nascimento (2012), a experiência com a técnica de escoamento superficial apontou resultados promissores também para águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro (MATOS et al., 2005), obtendo remoção em torno de 70-85% para as demandas químicas e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO), 60-80% para o fósforo e 50-90% de nitrogênio total. Fonseca (2007) ao avaliar o desempenho do método do escoamento superficial concluiu que o método utilizado foi eficiente na remoção de material orgânico e nutrientes de efluente doméstico, atingindo remoções de DBO de 75,4%. Já as concentrações de nitrogênio total, fósforo disponível e potássio reduziram em média 39,2; 10,4; e 2,9%, respectivamente. Taebi et al. (2008) utilizando uma mistura de gramíneas de diferentes espécies no tratamento de efluentes municipais e industriais, alcançaram remoções de DBO, sólidos, nitrogênio e fósforo de até 84, 80, 53 e 51%, respectivamente.

Dessa forma, o escoamento superficial no solo também pode se apresentar como uma alternativa viável para o tratamento do dejetos líquido de suínos, principalmente em casos como o Espírito Santo, onde a atividade é desenvolvida em sua grande maioria por pequenos produtores. Este fato torna o custo de tecnologias mais avançadas difícil de ser transferido para o setor produtivo por causa da baixa capacidade de investimento do produtor, criando grandes dificuldades para a mitigação dos impactos ambientais da suinocultura (KUNZ et al., 2005, BATISTA et al., 2014).

No entanto, para que a aplicação de efluentes líquidos no solo não traga riscos de salinização, nem problemas de contaminação, torna-se necessário o conhecimento da capacidade suporte de cada sistema solo-planta em diferentes condições climáticas para que se possa estabelecer a taxa de aplicação mais adequada, pois é um parâmetro importante na determinação do tempo de vida do sistema e da necessidade de substituição do solo (LOURES et al., 2005; FAULWETTER et al., 2009, BOLZANI et al., 2012).

Assim, além da importância do tratamento adequado de esgotos, este trabalho se justifica pela necessidade de se conhecer e estabelecer características operacionais da técnica de tratamento de efluente por

escoamento superficial no solo; e teve por objetivo geral, avaliar o potencial do escoamento superficial no tratamento do efluente da suinocultura e a influência da aplicação desses dejetos nos atributos químicos do solo das rampas de tratamento cultivadas com Capim Marandu.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BATISTA, R. O.; MARTINEZ, M. A.; PAIVA, M. N.; BATISTA, R. O.; CECON, P. R. O efeito da água residuária da suinocultura no desenvolvimento e qualidade de mudas de *Eucalyptus urophylla*. **Ciência Florestal**, v.24, n.1, P.127-135, 2014.

BOLZANI, H. R.; OLIVEIRA, D. L. A.; LAUTENSCHLAGER S. R. Efeito da aplicação de água residuária da suinocultura no solo e qualidade dos seus lixiviados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n.4, p.385-392, 2012.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 987–1004, 2009.

FONSECA, S. P. P. **Avaliação de uma estação de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial**. 2007. 144f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M.M.; OLIVEIRA, P.A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Caderno de Ciência e Tecnologia**, v.22, n.3, p.652-665, 2005.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R. Concentrações de sódio e potássio em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Engenharia na Agricultura**, v. 13, n. 4, p. 231-239, 2005.

MATOS, A. T. **Curso sobre Tratamento de Resíduos Agroindustriais**. Universidade Federal de Viçosa/MG. Energia, 2005.

MATOS, A. T.; EMMERICH, I. N.; BRASIL, M. S. Tratamento por escoamento superficial de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em rampas cultivadas com azevém. **Engenharia na Agricultura**, v.13, n.4, 240-246, 2005.

NASCIMENTO, J. G. S. **Avaliação de rampas de escoamento superficial como pós-tratamento de esgoto sanitário de lagoas de estabilização**. 2012. 106 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de pós-graduação em engenharia civil, UFC.

PARANYCHIANAKIS, N. V.; ANGELAKIS, A. N.; LEVERENZ, H.; TCHOBANOGLOUS, G. Treatment of Wastewater With Slow Rate Systems: A Review of Treatment Processes and Plant Functions. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 36, n.3, p.187-259, 2006.

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 na Agricultura**, v.12, n.2, p. 77-90, 2004.

SINGH, P. K.; DESHBHRATAR, P. B.; RAMTEKE, D. S. Effects of sewage wastewater irrigation on soil properties, crop yield and environment. **Agricultural Water Management**, v.103, p. 100-104, 2012.

TAEBI, A.; DROSTE, R. L. Performance of an overland flow system for advanced treatment of wastewater plant effluent. **Journal of Environmental Management**, v. 88, n. 4, p. 688-696, 2008.

TONETTI, A. L.; CERQUEIRA, R. S.; COURACCI FILHO, B.; VON SPERLING, M.; FIGUEIREDO, R. F. Tratamento de esgotos de pequenas comunidades pelo método do escoamento superficial no solo. **Teoria e Prática na Engenharia Civil**, n.13, p.69-79, 2009.

TONETTI, A. L.; COURACCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R. Pós-tratamento de efluente de filtros anaeróbios operados com baixo tempo de detenção hidráulica por escoamento superficial no solo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n.1, p. 7-12, 2012.

TZANAKAKIS, V. A.; PARANYCHIANAKIS, N. V., ANGELAKIS, A.N. Nutrient removal and biomass production in land treatment systems receiving domestic effluent. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 10, p. 1485–1492, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452p.

2 CAPÍTULO 1: POTENCIAL DA TÉCNICA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DA SUINOCULTURA

RESUMO

A técnica de tratamento de efluentes por escoamento superficial pode atender a demanda de pequenos suinocultores na busca de uma alternativa mais econômica para o tratamento das águas residuárias geradas neste setor. Com isso, foi realizado um experimento com o objetivo de avaliar o potencial da técnica do escoamento superficial no tratamento do efluente da suinocultura. Foram utilizadas rampas de alvenaria com declividade de 5%, dimensões de 11x1x0,5 metros (comprimento, largura e altura, respectivamente) cultivadas com o Capim Marandu. O sistema foi operado de forma alternada, ou seja, um dia de aplicação, seguido por um dia de descanso. No dias em que o sistema operava, cada rampa foi submetida a uma taxa de aplicação do efluente, sendo 200; 350; 500 e 700 L dia⁻¹. A cada 28 dias após o início da aplicação do efluente de suinocultura, foi realizado o corte das gramíneas, perfazendo-se um total de cinco cortes. Nos dias em que ocorreu a aplicação, foram coletadas amostras da água residuária aplicada e coletada após a passagem pelas rampas para caracterização física e química. Calculou-se o valor médio das variáveis para cada taxa de aplicação, no período entre cada corte e utilizou-se estatística descritiva para a descrição e interpretação dos dados. A técnica de tratamento por escoamento superficial demonstrou potencial para o tratamento do efluente da suinocultura, apresentando eficiência na redução do pH, CE e RAS e teores de boro, potássio, fósforo e ferro, no entanto os teores de sódio, cálcio, magnésio e sólidos totais foram aumentados no efluente após a passagem pelo sistema de tratamento. A menor eficiência na redução da CE, RAS e teores de boro e potássio quando utilizadas taxas de aplicação menores pode ser explicada pela formação de caminhos preferenciais para o escoamento do efluente nas rampas. Ao longo do experimento o volume de chuvas parece ser o fator que exerceu maior influência na qualidade do efluente final.

Palavras-chave: Qualidade do tratamento. Reuso. Restrição ao uso.

2.1 INTRODUÇÃO

A suinocultura é considerada pelos órgãos ambientais uma atividade potencialmente causadora de degradação ambiental e de acordo com a Lei 9.605/98 de Crimes Ambientais, o produtor pode ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde dos homens e animais (BRASIL, 1998). Cientes disso e diante da ação fiscalizadora realizada por órgãos públicos responsáveis pela qualidade do meio ambiente, os suinocultores estão buscando soluções específicas no sentido de tratar, dispor ou aproveitar os resíduos gerados nesta atividade (SOUZA; MOREIRA, 2010).

Dentre as soluções mais simples para o tratamento primário e/ou secundário de águas residuárias ricas em material orgânico, como é o caso das provenientes de granjas suinícolas, pode-se utilizar rampas de escoamento superficial no solo. Estes sistemas são projetados para aproveitar os processos naturais, envolvendo o solo como meio suporte, a vegetação e os microrganismos, promovendo, pelo menos parcialmente, o tratamento de efluentes. Por ser uma forma viável e barata de diminuir a carga poluidora de águas residuárias, apresenta potencial inerente para atender a demanda de pequenos suinocultores que buscam uma alternativa mais econômica para o tratamento dos dejetos gerados em suas atividades.

A técnica de tratamento de efluentes por escoamento superficial no solo baseia-se na aplicação do efluente na parte superior de um terreno inclinado e cultivado com gramíneas, este flui lentamente pelo sistema, condição que possibilita sua depuração ao longo da rampa de tratamento. Por ser uma alternativa de tratamento natural, esta técnica apresenta vantagens como baixo custo e facilidade de construção e operação e menor tempo de detenção e consumo de energia (TAEBI; DROSTE, 2008).

Sistemas de disposição de efluentes no solo em rampas de escoamento superficial permitem a reciclagem dos nutrientes presentes, em prol do desenvolvimento da vegetação. Dessa forma, além do baixo custo, apresenta como vantagem a possibilidade de produção de espécies vegetais de interesse comercial e/ou alimentar, que pode ser agregada à alimentação de animais ou à incorporação em solo cultivável como fonte de matéria orgânica. Além disso, de acordo com o nível de tratamento obtido, a técnica pode permitir que o efluente

final seja utilizado no cultivo de alguma outra cultura agrícola (SABEI; BASSETTI, 2013).

No entanto, a decisão correta para a destinação final do efluente gerado, deve levar em consideração os níveis de purificação alcançados. Frente ao cenário atual de escassez de água em quantidade e qualidade suficiente para expansão da produção agrícola, o uso destas águas na irrigação, se atendidos os padrões de qualidade, constitui-se como alternativa de uso potencial (SOUZA et al., 2010). Porém, sua utilização sem uma avaliação e controle de sua qualidade pode causar impactos negativos ao meio ambiente, à produtividade das culturas e à saúde de produtores e consumidores, devido à quantidade de sais, nutrientes e patógenos presentes (HURLEY et al., 2012).

Outro destino do efluente final pode ser o descarte em corpos hídricos, foi demonstrado por Franco et al. (2014) que não houve contribuição efetiva no aumento da carga de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica no corpo hídrico receptor do esgoto tratado por escoamento superficial na Estação de Tratamento de Efluentes Capim, da cidade de Uberaba (MG). Entretanto, para que seja garantida a preservação e conservação das fontes potáveis de água, o efluente após a passagem pelas rampas vegetadas, precisa atender aos padrões exigidos na legislação para o lançamento em corpos receptores de água.

Nesse sentido, objetivou-se com este trabalho avaliar o tratamento da água residuária da suinocultura em rampas de escoamento superficial cultivadas com Capim Marandu.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Caracterização e descrição do local onde foi realizado o experimento

O experimento foi conduzido na área experimental do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo (CCAUE/UFES) em Alegre/ES. O local possui coordenadas geográficas 20°45'2" de latitude Sul e 41°29'17" de longitude Oeste, altitude de 119 m, e o clima típico da região é úmido no verão e seco no inverno. O período de realização do

experimento foi de novembro de 2017 a maio de 2018, que apresentou temperatura média e precipitação pluviométrica de 24,8°C e 1127 mm, respectivamente (Figura 1).

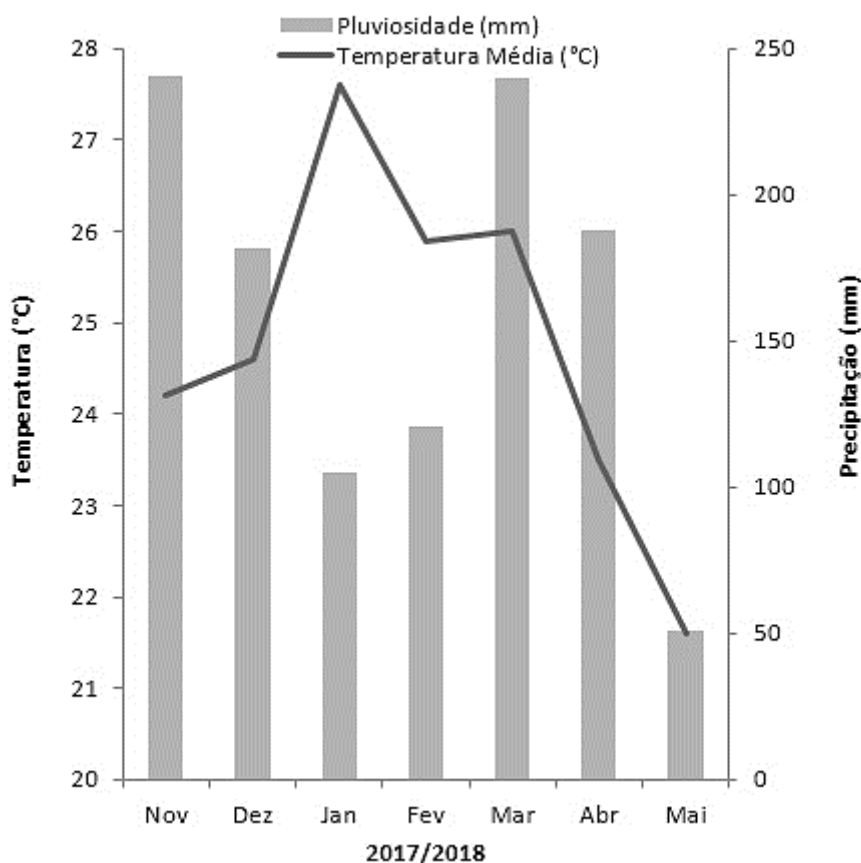


Figura 1 – Temperatura média e precipitação durante o período experimental.

A água residuária utilizada no experimento foi proveniente da unidade de criação de suínos do CCAE/UFES, onde passou por um sistema de tratamento preliminar, constituído por gradeamento para retenção dos sólidos mais grosseiros e dois tanques denominados esterqueiras, que possuíam dimensões de 10x5x1,5 metros (comprimento, largura e profundidade, respectivamente), onde ocorreu o processo de decantação, conforme ilustrado na Figura 2, e posteriormente foi transportada até a unidade piloto de tratamento, localizada na área experimental.



Figura 2 – Sistema preliminar de tratamento da água residuária de suinocultura da criação de suínos do CCAE/UFES, sistema de gradeamento (A) e esterqueiras (B1 e B2).

A unidade piloto de tratamento era composta por dois reservatórios de 5.000 L, onde o dejetos líquido proveniente das esterqueiras da suinocultura foi armazenado; um filtro orgânico, onde utilizou-se o bagaço-de-cana como material filtrante, quatro rampas de alvenaria com declividades de 5% e dimensões de 11x1x0,5 metros (comprimento, largura e altura, respectivamente) e quatro reservatórios de 500 L, localizados na cabeceira de cada rampa, os quais possuíam cada um, um sistema de distribuição para a aplicação nas unidades experimentais (Figura 3).



Figura 3 – Unidade piloto de tratamento de água residuária, reservatórios de 5.000 L e filtro orgânico (A) e rampas de tratamento e reservatórios de 500 L (B).

2.2.2 Condução do experimento

As rampas de alvenaria foram preenchidas com 40 cm de substrato, sendo 5 cm de brita (dreno) e 35 cm de solo de textura média coletado no perfil natural de um Latossolo Vermelho-Amarelo. Após coletado, o solo foi seco ao ar, peneirado em malha de 4 mm e depositado em igual volume em cada rampa. Uma amostra do solo encaminhada ao laboratório para determinação dos atributos químicos (Tabela 1) conforme metodologia proposta pela Embrapa (2009).

Tabela 1 – Atributos químicos do solo utilizado no preenchimento das rampas de tratamento

Atributos	Valores
¹ pH	6,10
² Cálcio (cmol _c dm ⁻³)	1,40
² Magnésio (cmol _c dm ⁻³)	0,60
³ Fósforo (mg dm ⁻³)	5,00
³ Potássio (mg dm ⁻³)	55,00
⁴ H + Al (cmol _c dm ⁻³)	1,30
² Alumínio (cmol _c dm ⁻³)	0,00
⁵ Matéria Orgânica (dag dm ⁻³)	0,30
³ Sódio (mg dm ⁻³)	3,00
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	0,17
Soma de bases (cmol _c dm ⁻³)	2,15
Capacidade de Troca de Cátions (cmol _c dm ⁻³)	3,45
Saturação por bases (%)	62,00
Saturação por Alumínio (%)	0,00
³ Ferro (mg dm ⁻³)	50,00
³ Cobre (mg dm ⁻³)	0,80
³ Zinco (mg dm ⁻³)	0,70
³ Manganês (mg dm ⁻³)	33,40
⁶ Enxofre (mg dm ⁻³)	28,00
⁷ Boro (mg dm ⁻³)	0,20

1. Água - Relação 1:2,5 2. Cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinado por titulometria; 3. Mehlich-1; 4. Acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹; 5. Oxirredução; Extraído com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e

determinado por espectrofotômetro de absorção atômica; 6. Fosfato monocálcico ác. acético; 7. Água quente.

O capim Marandu (*Brachiaria brizantha* cv Marandu) foi utilizado como vegetação suporte nas rampas de tratamento, e o plantio foi feito diretamente nas unidades experimentais que receberam adubação mineral conforme exigência nutricional e disponibilidade de nutrientes no solo segundo a metodologia da SBCS (2004). A densidade de plantio foi de 25 plantas m², com espaçamento de 20 cm entre linhas e entre plantas. Essas plantas foram irrigadas até o seu completo estabelecimento, que ocorreu aproximadamente 45 dias após a semeadura, durante esse período as rampas permaneceram cobertas com tela sombrite 50%.

Após esse período foi efetuado um corte de uniformização das plantas a cinco centímetros de altura do solo, a tela sombrite foi retirada e iniciou-se a aplicação da água residuária da suinocultura. As aplicações foram realizadas de forma alternada, sendo um dia de aplicação seguido por um dia de descanso para o sistema. Nos dias em que o sistema operava, em cada rampa foi aplicada uma taxa de efluente, sendo 200; 350; 500 e 700 L dia⁻¹. Cada rampa de tratamento possuía um registro próprio para o controle da vazão a ser aplicada, de forma que cada taxa fosse aplicada com duração de 6 h contínuas, e tubulações perfuradas para distribuição uniforme do efluente por toda a largura da rampa.

A cada 28 dias (quatro semanas) após o início da aplicação do efluente da suinocultura, foi feito o corte do material vegetal, totalizando cinco cortes.

2.2.3 Coleta e análise do efluente

Nos dias em que ocorreu a aplicação do efluente nas rampas de tratamento, foram coletadas amostras do efluente aplicado e do coletado após o escoamento nas rampas, sendo estes acondicionados em geladeira. Devido ao tempo de armazenamento foram adotadas técnicas de preservação visando à manutenção das características originais dos efluentes até o momento de sua caracterização em laboratório (ABNT, 1987).

A cada 14 dias (duas semanas) essas amostras foram misturadas formando amostras compostas e enviadas ao laboratório para determinação da Condutividade Elétrica (CE), Potencial Hidrogeniônico (pH), Razão de Adsorção de Sódio (RAS), Sódio, Cálcio, Magnésio, Potássio, Fósforo, Ferro, Boro, Cloro e sólidos totais (ST) conforme metodologia preconizada por Silva e Oliveira (2001). A fim de se caracterizar o período entre cada um dos cortes das gramíneas, calculou-se para cada taxa de aplicação, o valor médio entre as variáveis obtidas nas duas primeiras e nas duas últimas semanas de cada corte. Utilizou-se estatística descritiva para a descrição e interpretação dos dados.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios de pH medidos da água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento por escoamento superficial, para cada taxa de aplicação e cada corte, estão apresentados na Figura 4. É possível observar, em todas as taxas de aplicação e em todos os cortes, um decréscimo do pH após a passagem pelas rampas de tratamento. Os valores de pH nos efluentes aplicados às rampas variaram de 7,8 a 8,1, já nos efluentes coletados após a passagem pelas rampas estiveram entre 6,6 e 7,4. Houve, portanto, uma redução média de 12%, que pode ser atribuída à presença da matéria orgânica e sua mineralização pelos microrganismos, promovendo a liberação de H⁺ (WEN et al., 2007) ou pela interceptação, de cátions e ânions de caráter alcalino presentes no efluente, pelas partículas de solo (ERTHAL et al., 2010).

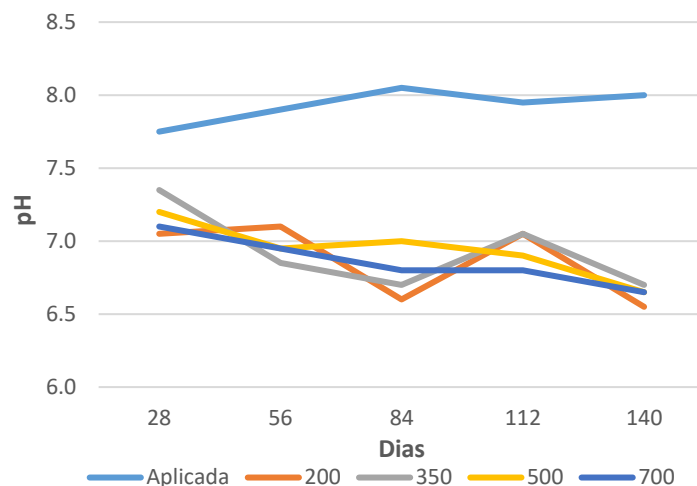


Figura 4 – Valores médios de pH na água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

O aumento das taxas de aplicação, não resultaram em variações consideráveis no pH e semelhantemente ao relatado em estudo realizado por Foco et al. (2018), os valores estiveram muito próximo da neutralidade ($7,0 \pm 0,4$) (Figura 4). Maggi et al. (2011) realizaram a aplicação de diferentes taxas de água residuária de suinocultura durante o ciclo da cultura da soja, e concluíram que os valores de pH do percolado não variaram em função dos tratamentos. Resultado semelhante foi observado por Smanhotto et al. (2013), que alegaram que os valores medidos não apresentaram risco de danos ambientais de acordo com a legislação brasileira.

Ao longo do período experimental, foram obtidas reduções médias de 7, 11, 16, 13 e 17%, respectivamente aos 28, 56, 84, 112 e 140 dias; nota-se que houve uma tendência a aumentar a eficiência do sistema na redução do pH com o decorrer do experimento (Figura 4).

O descarte de efluentes em corpos hídricos, caso provoque alterações bruscas no pH deste, pode interferir na biota aquática, geralmente adaptada a condições de neutralidade. De acordo com a Resolução CONAMA n° 430/11, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2011), os valores de pH observados no presente trabalho, encontram-se dentro do intervalo estabelecido que é de 5 a 9, tanto para a água residuária após sua passagem pelo sistema de escoamento superficial, quanto para a aplicada no início da rampa de tratamento. Desse modo, o descarte do efluente da

suinocultura avaliado, poderia ser realizado em corpos hídricos sem riscos de causar alterações nas características do corpo receptor.

A fim de quantificar o potencial impacto ambiental que a suinocultura pode promover nos recursos hídricos, Palhares e Calijuri (2007), obtiveram resultados semelhantes em relação ao pH, concluindo que esse parâmetro não provocaria qualquer impacto no corpo hídrico receptor, pois os valores mensurados no efluente antes e após o tratamento apresentaram-se próximos à neutralidade.

A concentração H^+ e OH^- contida nas águas utilizadas na irrigação, ao atingir o solo pode exercer influência na disponibilidade e absorção de nutrientes por parte dos cultivos, assim como, causar modificações na estrutura e propriedades do solo. De acordo com FAO (1992), o pH, isoladamente, dificilmente acarretaria efeitos negativos em relação à aplicação de efluentes na agricultura, sendo que os valores ideais devem estar entre 6,5 e 8,4. Em todos os casos analisados no presente trabalho, os valores de pH se apresentaram dentro da faixa citada.

Na Figura 5 estão representados os dados de condutividade elétrica (CE), observa-se que os efluentes após a passagem pelo sistema de tratamento apresentaram valores inferiores àqueles aplicados às rampas. A CE nos efluentes tratados variou de 1,14 a 2,0, enquanto no efluente aplicado ao sistema esteve entre 2,1 a 2,7, o que resultou em uma redução média de 32,5%.

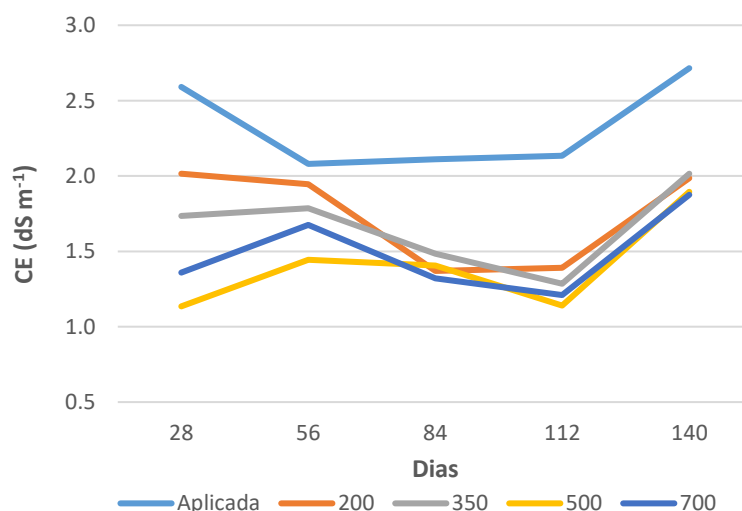


Figura 5 – Valores médios de CE ($dS\ m^{-1}$) em função da água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

Fia et al. (2015) explicam que um aumento nos valores de CE dos efluentes tratados pode ser esperado devido à degradação do material orgânico presente na água residuária, quando são liberados íons para a solução, e também devido às perdas de água por evapotranspiração, proporcionando um aumento da concentração iônica. Em contrapartida, reduções nos valores de CE podem ocorrer por precipitação de sais no meio e absorção de íons pelas plantas, fatores que podem ter sido responsáveis pela redução observada após o tratamento.

Observa-se, na Figura 5, que a diferença mais pronunciada entre as taxas de aplicação, ocorreu aos 28 dias de experimento, e após esse período houve uma tendência às reduções na CE se manterem mais próximas entre as taxas. Sendo que, as maiores reduções foram observadas nas taxas de 500 e 700 L dia⁻¹, sendo iguais a 56 e 47%, respectivamente. Nas taxas de aplicação de 200 e 350 L dia⁻¹, as remoções foram de 22 e 33%.

Segundo Tonetti et al. (2010), a utilização de taxas de aplicação muito baixas, pode ocasionar a formação de caminhos preferenciais devido à diferença de velocidade entre as linhas de escoamento e pela ausência total de vazão em alguns trechos. Assim, a menor eficiência com a aplicação das menores taxas pode ter ocorrido devido à formação de caminhos preferenciais, que ocasionou menor área e tempo de contato do efluente com o solo.

No decorrer do experimento, os valores médios obtidos foram 1,56, 1,71, 1,39, 1,26 e 1,94 dS m⁻¹, equivalentes a remoções de 40, 18, 34, 40 e 28%, respectivamente aos 28, 56, 84, 112 e 140 dias; comparando-se esses resultados com os dados climáticos (Figura 1), nota-se que os menores valores de CE foram medidos no período de maior volume de chuva, o que pode ter causado uma diluição do efluente.

Foi observado por Ribeiro et al. (2013) que o descarte de efluentes agroindustriais, com CE em torno de 2,31 dS m⁻¹, elevou a condutividade elétrica de um córrego nos pontos a jusante do ponto de lançamento, já efluentes com CE em torno de 1,96 dS m⁻¹ não provocaram alterações no corpo receptor. Os valores medidos no presente trabalho estiveram entre 2,0 e 2,7 dS m⁻¹, no efluente aplicado às rampas de tratamento e 1,15 e 2,0 dS m⁻¹, nos coletados após a passagem pelo sistema de escoamento superficial, demonstrando que o efluente tratado possui menor potencial causador de danos aos recursos

hídricos. Contudo, vale ressaltar que alterações na qualidade das águas dependem diretamente do volume de efluentes lançados e das características de autodepuração do corpo receptor.

A qualidade de efluentes destinados à irrigação está diretamente relacionada aos sais solúveis presentes; altos níveis de sais nas águas de irrigação, podem, em certas condições climáticas, salinizar o solo e modificar a composição iônica no complexo sortivo, alterando as características físicas e químicas do solo, como regime de água, aeração, nutrientes e, conseqüentemente, o desenvolvimento vegetativo e a produtividade, caso a relação solo-planta-água não seja bem manejada (SILVA et al., 2011).

Os valores de CE medidos em todas as amostras de água residuária avaliadas apresentaram, de acordo com classificação realizada por Ayers e Westcot (1999), ligeira a moderada restrição ao uso na irrigação (0,7 – 3,0 dS m⁻¹), podendo causar problemas de disponibilidade de água para as plantas. Todavia, esses valores foram propostos para regiões áridas e semiáridas, onde os problemas de salinidade ocorrem com mais frequência, pois a lixiviação e o transporte de sais solúveis são restritos devido às baixas precipitações e às altas taxas de evaporação.

Na Figura 6 são apresentados os valores de sódio em relação ao cálcio e magnésio (RAS), na qual observa-se que houve uma maior redução nos efluentes após a passagem pelo sistema de tratamento aos dias 28 e 56, alcançando remoções médias de 24 e 18%, respectivamente. Aos 84 e 112 dias foram obtidas remoções médias de 7%, e aos 140 dias de experimento, houve um aumento médio de 8% na RAS no efluente coletado nas taxas de 350, 500 e 700 L dia⁻¹. Deve-se ressaltar que, nestes períodos, os valores de RAS no efluente aplicado eram mais baixos, fato que, atrelado ao acúmulo de sódio nas rampas provenientes de aplicações constantes de efluentes, podem explicar respectivamente a menor eficiência do sistema na redução e o aumento na RAS do efluente da suinocultura.

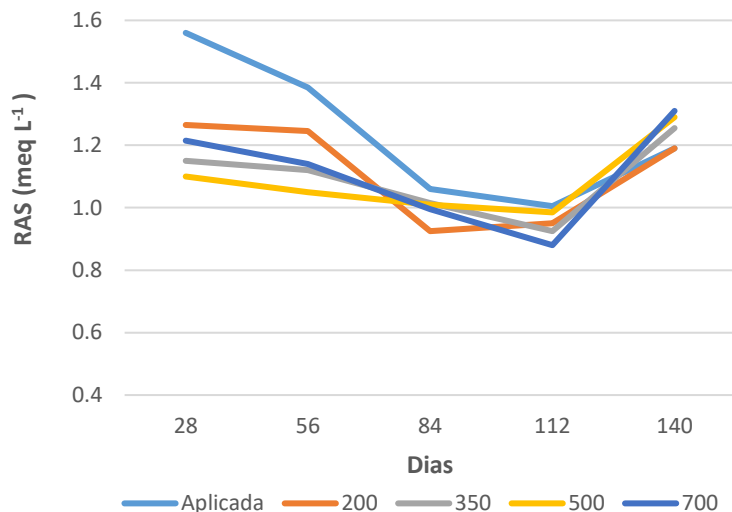


Figura 6 – Valores de RAS (meq L^{-1}) na água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

As porcentagens de redução na RAS entre as diferentes taxas foram muito próximas, sendo 10, 12, 12 e 11%, respectivamente nas taxas de 200, 350, 500 e 700 L dia^{-1} (Figura 6).

Valores de RAS altos na água de irrigação podem causar dispersão de argila e obstrução do espaço poroso, formando crostas superficiais, reduzindo acentuadamente a infiltração e o suprimento de água para as plantas, podendo também proporcionar problemas na germinação de sementes e emergência de plântulas (PEDRERO et al., 2010; MUYEN et al., 2011). Em geral, a capacidade de infiltração de um solo cresce com o aumento de CE e decresce com o aumento da RAS; por isso deve-se sempre considerar esses dois fatores em conjunto ao avaliar o efeito final da qualidade da água sobre a infiltração de água no solo (BERNARDO et al., 2006).

Dessa forma, ao avaliar conjuntamente os valores de RAS e CE medidos nas amostras de água residuária da suinocultura aplicada e coletada após a passagem pelas rampas, observa-se que não há restrição de uso na irrigação para todas as amostras avaliadas, pois seus valores encontram-se dentro do limite estabelecido, que é para a RAS entre 0 a 3 meq L^{-1} valores de CE maiores que 0,7 dS m^{-1} .

Avaliando a Figura 7, observa-se que o efluente coletado na taxa de aplicação 700 L dia^{-1} apresentou durante todo o período experimental teores de

sódio superiores ao efluente aplicado às rampas, resultando em um aumento médio de 13%. Aumentos nos teores de sódio do efluente tratado foram descritos por Loures et al. (2005) em rampas de tratamento de esgoto doméstico, que explicaram que após a saturação do complexo de troca com cátions de maior força iônica ser atingida, o sódio além de não mais ser removido do efluente em escoamento nas rampas, passa a ser incorporado a ele.

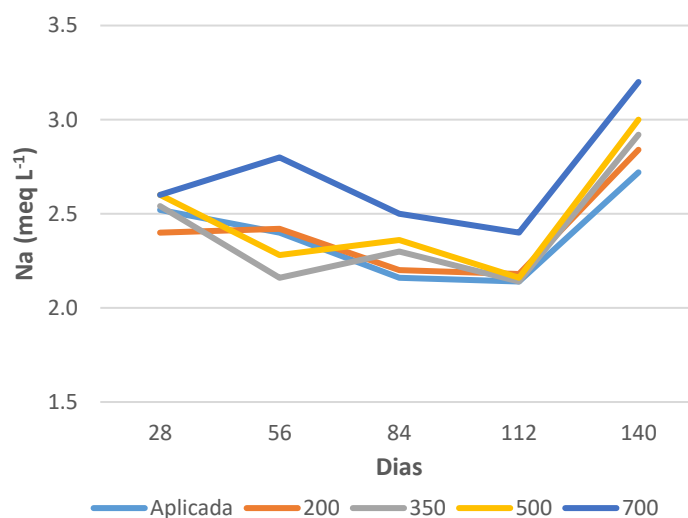


Figura 7 – Valores médios de sódio (meq L^{-1}) na água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

Analisando a Figura 7, observa-se que aos 140 dias de experimento foram medidos os maiores valores de sódio, resultantes de um aumento de 10% no teor deste nutriente após a passagem pelas rampas, enquanto aos 28, 56, 84 e 112 dias os aumentos médios foram de 0,8, 0,6, 8 e 4%, respectivamente. O período referente aos 140 dias foi o mais seco de todo o experimento, fato que pode ter ocasionado a maior concentração do íon do efluente.

Na Figura 8, observa-se que houve uma redução no conteúdo de boro nos efluentes coletados após a passagem pelas rampas em todos os cortes. As porcentagens de remoção foram 37, 60, 68 e 74%, respectivamente, nas taxas de 200, 350, 500 e 700 L dia^{-1} . A formação de caminhos preferenciais pode ter acarretado na menor eficiência do sistema na remoção de boro nas taxas de aplicação menores.

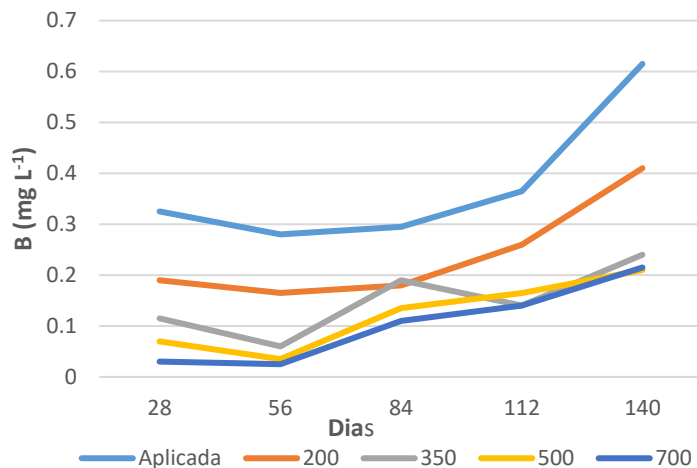


Figura 8 – Valores médios de boro (mg L^{-1}) na água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

Ao longo do experimento, as remoções médias encontradas foram 72, 75, 50, 51 e 56%, respectivamente aos dias 28, 56, 84, 112 e 140, o que permite observar que a maior eficiência na remoção do boro ocorreu até os 56 dias de funcionamento do sistema.

Segundo Ayers e Westcot (1999), baixas concentrações de boro são essenciais à vegetação, porém concentrações acima de 1 mg L^{-1} são tóxicas e podem afetar praticamente todas as culturas. Os valores de boro medidos nas amostras avaliadas, que variaram de 0,6 a $0,06 \text{ mg L}^{-1}$, não restringem o uso da água residuária, aplicada ou tratada, na irrigação ($< 0,7 \text{ mg L}^{-1}$) e nem seu lançamento em corpos receptores (valor máximo = 5 mg L^{-1}) (BRASIL, 2011).

Na figura 9, é possível observar que os teores médios de cálcio no efluente após o tratamento por escoamento superficial foram superiores aos no efluente antes de passar pelas rampas. Os aumentos observados foram equivalentes a 45, 77, 62 e 83%, respectivamente nas taxas de 200, 350, 500 e 700 L dia^{-1} . Comportamento semelhante foi descrito por Maggi et al. (2011), que encontraram incrementos nas concentrações de cálcio no percolado com o aumento das taxas de água residuária da suinocultura aplicadas, comprovando que os incrementos de resíduos orgânicos aumentam a lixiviação do cálcio com a água. Além disso, o cálcio pode ser deslocado dos sítios de troca pela competição dos íons presentes nos dejetos, como sódio, potássio e amônio (KING et al., 1985).

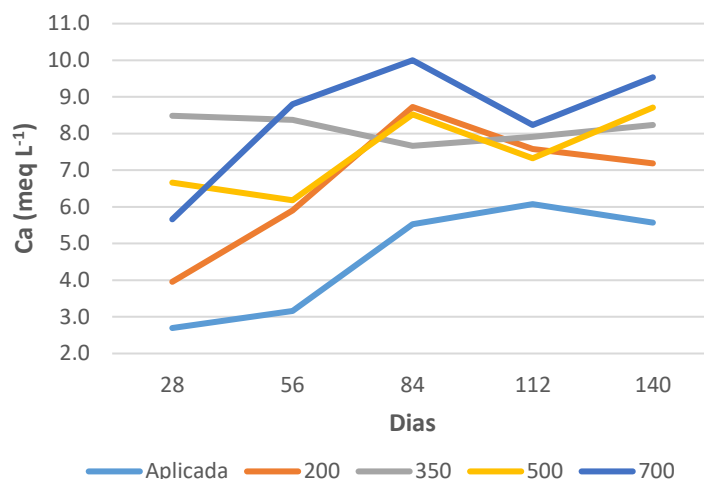


Figura 9 – Valores médios de cálcio (meq L^{-1}) na água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

Ao longo do experimento foram observados aumentos no teor de cálcio iguais a 129, 131, 58, 27 e 51%, respectivamente, aos dias 28, 56, 84, 112 e 140.

Assim como ocorre com o cálcio, o magnésio pode ser deslocado dos sítios de troca pela competição dos íons presentes nos dejetos, como sódio, potássio e amônio (KING et al., 1985). O que pode ter ocorrido aos 28 e 56 dias de experimento, quando observou-se aumentos médios de 60 e 36% no teor de magnésio após a passagem pelas rampas. A partir deste ponto foram observados reduções progressivas, equivalentes a 4, 13 e 23%, aos 84, 112 e 140 dias de experimento, respectivamente (Figura 10).

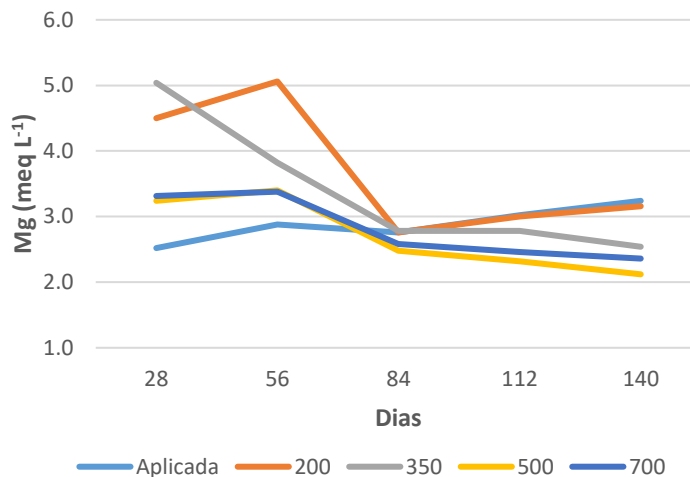


Figura 10 – Valores de magnésio (meq L^{-1}) na água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

Valores de até 20 meq L^{-1} , para o cálcio e 5 meq L^{-1} , para o magnésio, são usualmente encontrados nas águas e na irrigação (AYERS; WESTCOT, 1999). Em todos os casos, os teores medidos no presente trabalho estiveram abaixo dessa faixa, sendo que o cálcio apresentou variação entre 2,6 a $10,0 \text{ meq L}^{-1}$ (Figura 9) e o magnésio entre 3,2 e $5,0 \text{ meq L}^{-1}$ (Figura 10). Segundo Santos e Hernandez (2013), a maior preocupação em relação aos íons citados se dá quando o pH da água é superior a 7,5, visto que pode favorecer a precipitação do carbonato de cálcio e magnésio resultando na incrustação de tubos e aspersores, diminuindo a eficiência dos sistemas de irrigação. Valores de pH acima de 7,5 foram observados apenas no efluente da suinocultura antes da passagem pelo sistema de tratamento por escoamento superficial.

Na Figura 11, é possível observar que durante todo o período experimental houve uma redução no teor de potássio nos efluentes coletados após a passagem pelas rampas, demonstrando que o sistema de tratamento apresenta potencial de remoção deste nutriente. As eficiências médias de remoção foram de 65, 56, 28, 39 e 23%, respectivamente aos dias 28, 56, 84, 112 e 140 dias de experimento.

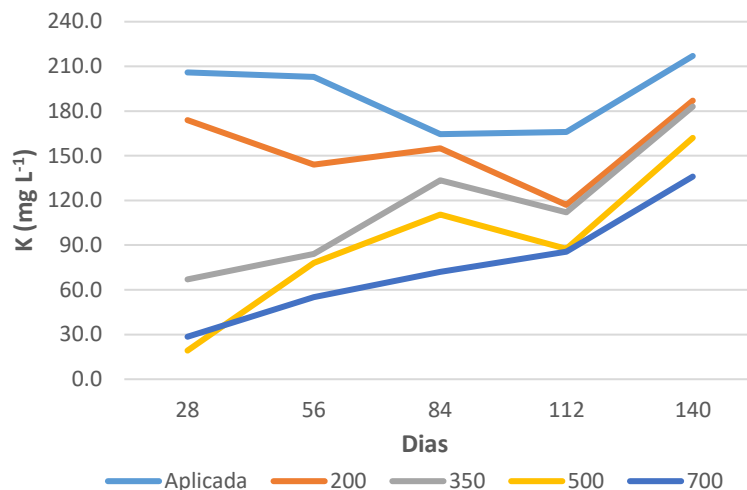


Figura 11 – Valores médios de potássio (mg L^{-1}) na água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

A eficiência de remoção de potássio aumentou com o incremento das taxas de aplicação de efluente, obtendo remoções médias de 19, 39, 52 e 51%, respectivamente nas taxas de 200, 350, 500 e 700 L dia^{-1} .

Apesar das remoções observadas, os valores mensurados nos efluentes, que variaram de 20 a 217 mg L^{-1} , estiveram acima do usualmente encontrado nas águas de irrigação, que é de até 2 mg L^{-1} (AYERS; WESTCOT, 1999). A utilização de águas na irrigação com concentrações de potássio acima dos limites aceitáveis durante um longo período pode ocasionar distúrbios nutricionais na cultura irrigada, decorrentes da diminuição no potencial osmótico da solução e no fluxo de água no sentido solo-planta-atmosfera, afetando seu crescimento (HANJRA et al., 2012).

Em relação ao teor de fósforo no efluente após a passagem pelo sistema de tratamento houve uma remoção média de 97% (Figura 12). Nesse caso, tem-se que o fósforo possa ter sido utilizado no metabolismo da planta durante seu crescimento e assim, a remoção desse nutriente está ligada à retirada da massa vegetal do sistema de tratamento (Tonetti, 2012), ou ter permanecido no solo por adsorção, precipitação química, ou imobilização na forma de compostos orgânicos (WEN et al., 2007).

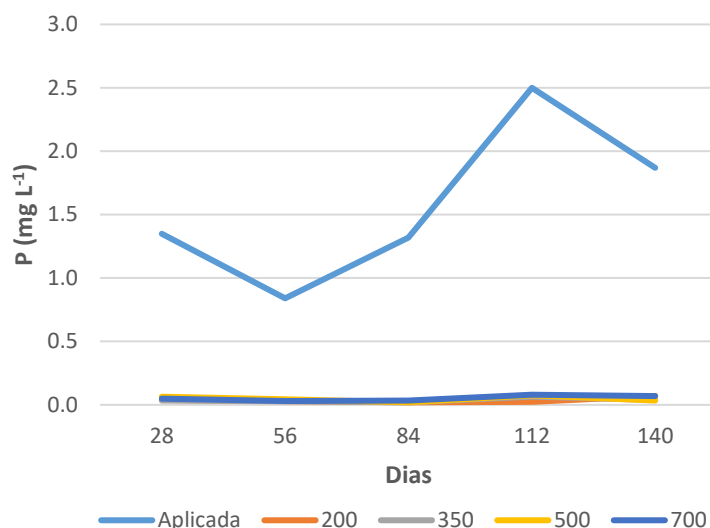


Figura 12 – Valores médios de fósforo (mg L^{-1}) na água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

Wen et al. (2007), obtiveram taxas de remoção de fósforo entre 27 a 51% utilizando altas taxas de aplicação de efluente da suinocultura em rampas de escoamento superficial e Loures et al. (2006) conseguiram uma remoção em efluente doméstico de 47,46% nos primeiros 10 metros da rampa. No entanto, Surampalli et al. (2007) afirmam que este sistema de tratamento pode atingir cerca de 80% de remoção de fósforo. Assim, com base em resultados relatados por outros autores, considera-se que as eficiências de remoção de potássio no presente estudo podem ser consideradas altas.

Além disso, o teor deste nutriente nos efluentes tratados em todas as taxas de aplicação está abaixo da concentração usualmente encontrada em águas de irrigação. Basso et al. (2005) não verificaram efeito nas doses de dejetos de suíno sobre as concentrações de fosfato na água percolada, e atribuíram essas baixas concentrações de fósforo, principalmente, à baixa mobilidade deste nutriente no solo.

Apesar de não constar na legislação vigente o teor máximo aceitável de fósforo para o lançamento em corpos hídricos, este nutriente, juntamente com o nitrogênio, quando em grandes quantidades podem causar a eutrofização dos rios, que leva a redução de oxigênio dissolvido, morte de peixes, decréscimo na diversidade do fitoplâncton e aumento da incidência de florações de algas e, por isso deve ser avaliado cautelosamente.

Um dos compostos com o qual o fósforo pode formar complexos insolúveis é o ferro, que apresentou valores em todas as amostras avaliadas abaixo do máximo permitido pela legislação de lançamento em corpos hídricos, que é de 15 mg L^{-1} (BRASIL, 2011). Tal fato, permite inferir que um dos processos de remoção do fósforo foi a precipitação química para formação de complexo insolúvel com o ferro, uma vez que os teores deste último também foram reduzidos no efluente após a passagem pelas rampas de tratamento (Figura 13).

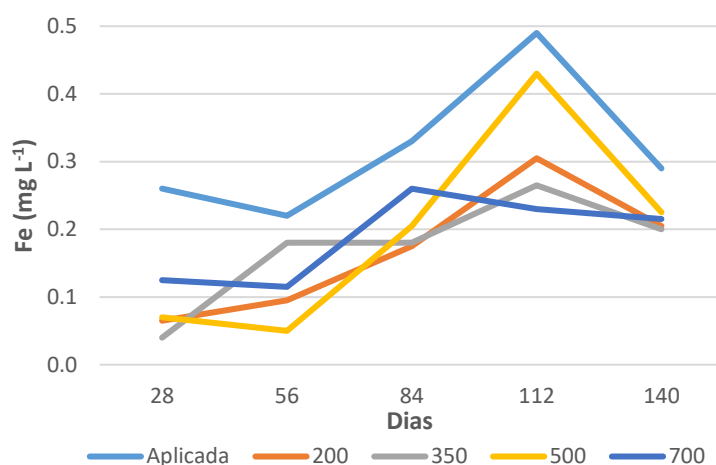


Figura 13 – Valores de ferro (mg L^{-1}) na água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

O sistema de tratamento por escoamento superficial apresentou eficiência média de remoção de ferro igual a 47, 45, 38 e 40%, nas taxas de aplicação de 200, 350, 500 e 700 L dia^{-1} . Valores inferiores aos obtidos por Foco et al. (2018), que relataram remoções entre 50 a 60% do ferro de efluente doméstico submetido ao tratamento por escoamento superficial. Mas, a concentração média de ferro obtida pelos referidos autores foi igual a $1,76 \text{ mg L}^{-1}$, valor superior aos medidos no presente trabalho, inclusive antes da passagem pelo sistema de tratamento.

Houve uma redução na eficiência de remoção de ferro ao longo do experimento, onde foram obtidos decréscimos de 71, 50, 39, 37 e 27%, respectivamente aos 28, 56, 60, 85 e 115 dias. A eficiência da técnica do escoamento superficial para tratamento de efluentes já foi constatada por

diferentes autores (WEN et al., 2007; TONETTI et al., 2009; LI et al., 2014). No entanto, segundo Taebi e Droste (2008), para cada variável essa eficiência pode variar com as características operacionais do sistema, tipo de efluente utilizado e condições climáticas; porém, no geral, ao final do tratamento tem-se um efluente menos poluente e com características melhores que aquele aplicado no início da rampa de tratamento.

De acordo com a Figura 14 é possível observar que houve um tendência ao aumento nos teores de sólidos após a passagem do efluente pelo sistema de tratamento, resultado semelhante foi relato por Lu et al. (2007) e pode ser devido ao fato de que, o esgoto, ao escoar sobre a superfície das rampas, pode ter arrastado sólidos e coloides ressuspensos, especialmente as partículas de solo finas dispersas, material orgânico do biofilme e fragmentos de material vegetal em decomposição proveniente do corte das gramíneas que, por suas pequenas dimensões, não foi removido pelo sistema de tratamento.

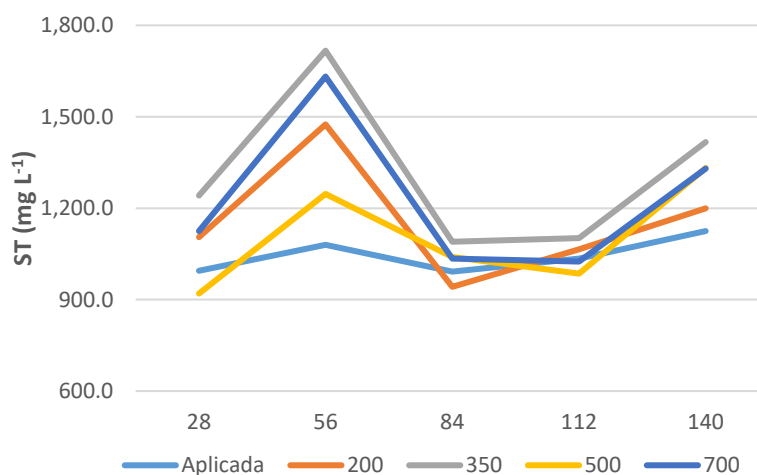


Figura 14 – Valores médios de sólidos totais (mg L^{-1}) na água residuária da suinocultura aplicada e coletada nas rampas de tratamento nas diferentes taxas de aplicação e dias de experimento.

Aumentos médios de 10, 40, 3, 1 e 17% foram alcançados, respectivamente aos 28, 56, 84, 112 e 140 dias de experimento. O volume de chuvas pode ter sido a causa dos menores aumentos observados aos dias 84 e 112, por uma provável diluição do efluente coletado após escoamento pelas rampas.

De acordo com Matos et al. (2009), a alta concentração de sólidos totais nos efluentes, pode ser devido à presença de sólidos dissolvidos totais, de difícil remoção em sistemas de tratamento biológico, visto que, em seu trabalho, o aumento nos sólidos totais foi acompanhado de reduções de maior magnitude na concentração de sólidos suspensos totais.

Altas concentrações de sólidos podem causar riscos de entupimento dos emissores utilizados na aplicação de água. Além disso, a alta concentração de sólidos também provoca alteração na capacidade de infiltração do solo, que pode resultar em alagamentos e aumento do escoamento superficial, podendo provocar erosão e contaminação das águas superficiais, quando dispostos no solo (GONÇALVES et al., 2007).

De acordo com a Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), águas residuárias que apresentam ausência de materiais flutuantes podem ser lançadas nos corpos receptores sem riscos de contaminação. Porém, o excesso de sólidos na água pode afetar a comunidade aquática, por alterar as condições de luminosidade, dificultando assim a realização da fotossíntese, conseqüentemente, prejudicando também os organismos heterotróficos dependentes do oxigênio dissolvido para respiração. Além disso, a sedimentação no leito dos corpos de água pode causar o assoreamento, aumentando o risco de enchentes por diminuição da calha do rio (CESTESB, 2009).

2.4 CONCLUSÕES

O sistema de tratamento por escoamento superficial apresentou eficiência na redução do pH, CE e RAS e na remoção de boro, potássio, fósforo e ferro, enquanto que os teores de sódio, cálcio, magnésio e sólidos totais foram aumentados no efluente após a passagem pelo sistema de tratamento.

A formação de caminhos preferenciais para o escoamento do efluente nas rampas, resultantes do menor volume de efluente aplicado, foi responsável pela menor eficiência do sistema na redução da CE, RAS e teores de boro e potássio quando utilizadas taxas de aplicação menores.

Ao longo do experimento as eficiências de redução da RAS e teores de boro, potássio e ferro diminuíram, assim como os aumentos nos teores de cálcio e magnésio foram menores. No entanto, o volume de chuvas parece ser o fator que exerceu maior influência na qualidade do efluente final.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water Quality for Agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1999. (Serie: FAO Irrigation and Drainage Papers - 29) Disponível em <<http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E01.htm#ch1>>. Acesso em: 03 jan. 2019.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; POLETTO, R. D. N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suínos: II – Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v.35, p.1305-1312, 2005.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de Irrigação**. Editora UFV, Viçosa, 625 p. 2006.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Índices de qualidade das águas. São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>> Acesso em: 18 Jun. 2018

EMBRAPA- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia. 627p. 2009.

ERTHAL, V. T. J.; FERREIRA, P. A.; PEREIRA, O. G.; MATOS, A. T. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertigadas com água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.5, p.458-466, 2010.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T; FIA, R.; BORGES, A. C.; ABREU, E. C. Influência da carga de nutrientes e da espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn da água residuária da suinocultura tratada em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente & Água**, v.10, n. 3, p. 542-553, 2015.

FOCO, M. L. R.; SOUZA, E. S.; NOUR, E. A. A. Tratamento de esgoto sanitário por escoamento superficial no solo: remoção de metais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n.4, p. 823-832, 2018.

FRANCO, A. C. R.; GOBBO, C. G. R.; MELO, G. L.; SILVA, V. A. Tratamento de esgoto doméstico por disposição no solo pelo método de escoamento superficial. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 7, n. 2, p. 391-411, 2014.

GONÇALVES, R. A. B.; FOLEGATTI, M. V.; GLOAGUEM, T. V.; LIBARDI, P. L.; MONTES, C. R.; LUCAS, Y.; DIAS, C. T. S.; MELFI, A. J. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent. **Geoderma**, n. 139, v. 12, p. 241-248, 2007.

HANJRA, M. A.; BLACKWELL, J.; CARR, G.; ZHANG, F.; JACKSON, T. M. Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 215, p. 255-269, 2012.

HURLEY, T.; SADIQ, R.; MAZUMDER, A. Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality. **Water Research**, v. 46, p. 3544-3552, 2012.

KING, L. D.; WESTERMAN, P. W.; CUMMINGS, G. A.; OVERCASH, M. R.; BURNS, J. C. Swine lagoon effluent applied to 'Coastal' Bermudagrass: II Effects on soil. **Journal of Environmental Quality**, v.14, p.14-21, 1985.

KUNZ, A. Tratamento de dejetos: desafio da suinocultura tecnificada. Concórdia: EMBRAPA - CNPSA, 2005. 4 p. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/>>. Acesso em: 24 jul. 2018.

LI, H.; LI, Y.; XU, X.; WANG, P.; ZHOU, Y. Effects of intermittent operation mode on nitrogen removal by an Overland flow system: A pilot study. **Ecological Engineering**, v. 69, p. 192-195, 2014.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R. Concentrações de sódio e potássio em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Engenharia na Agricultura**, v.13, n.4, p. 231-239, 2005.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; PEREIRA, O. G. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.706-714, 2006.

LU, C. J.; LEE, C. M.; TZENG, J. H. Effects of the overland flow system on the removal of residual pollutants for wastewater reclamation: a pilot study. **Journal of Environmental Engineering and Management**, v. 17, n. 3, p. 197-201, 2007.

MAGGI, C. F.; FREITAS, P. S. L.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 170-177, 2011.

MUYEN, Z.; MOORE, G. A.; WRIGLEY, R. J. Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. **Agricultural Water Management**, v. 99, n. 1, p. 33-41, 2011.

PALHARES, J. C. P.; CALIJURI, M. C. Caracterização dos afluentes e efluentes suínícolas em sistemas de crescimento/terminação e qualificação de seu impacto ambiental. **Ciência Rural**, v. 32, n. 2, p. 502-509, 2007.

PEDRERO, F.; KALAVROUZIOS, I.; ALARCÓN, J. J.; KOUKOULAKIS, P.; ASANO, T. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture - Review of some practices in Spain and Greece. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 9, p.1233-1241, 2010.

RIBEIRO, E. A.; SANDRI, D.; BOÊNO, J. A. Qualidade da água de córrego em função do lançamento de efluente de abate de bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.4, p.425-433, 2013.

SABEI, T. R.; BASSETTI, F. J. Alternativas ecoeficientes para tratamento de efluentes em comunidades rurais. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 11, 2013.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipe, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 60-69, 2013.

SBCS - SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIAS DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre, 2004. 394p.

SILVA, I. N.; FONTES, L. O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade de água na irrigação. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v. 7, n. 3, P. 1-15, 2011.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. (2001). **Manual de análises físico-química de águas de abastecimento e residuárias**. Marcone: Capina Grande, 266p.

SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S. C.; BOSCO, T. C. D.; PRIOR, M.; SONCELA, R. Nutrients Behavior From the Association Pig Slurry and Chemical Fertilizers on Soybean Crop. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 56, n. 5, p. 723-733, 2013.

SOUZA, J. A. R.; MOREIRA, D. A.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T. Avaliação de frutos de tomate de mesa produzidos com efluente do tratamento primário da água residuária da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, v. 18, n. 3, p. 198-207, 2010.

SOUZA, J. A. R.; MOREIRA, D. A. Microbiologia de frutos de tomate produzidos com água residuária da suinocultura. **Engenharia Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 212-221, 2010.

SURAMPALLI, R. Y.; BANEJI, S. K.; TYAGI, R. D.; YANG, P. Y. Integrated advanced natural wastewater treatment system for small communities. **Water Science & Technology**, v. 55, n. 11, p. 239-243, 2007.

TAEBI, A.; DROSTE, R. L. Performance of an overland flow system for advanced treatment of wastewater plant effluent. **Journal of Environmental Management**, v. 88, p.688-696, 2008.

TONETTI, A. L.; CERQUEIRA, R. S.; COURACCI FILHO, B.; VON SPERLING, M.; FIGUEIREDO, R. F. Tratamento de esgotos de pequenas comunidades pelo método do escoamento superficial no solo. **Teoria e Prática na Engenharia Civil**, n.13, p.69-79, 2009.

TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; BERTONCINI, E.I.; OLIVEIRA, R.A.; STEFANUTTI, R. Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 227–34, 2010.

WEN, C. G.; CHEN, T. H.; HSU, F. H.; LU, C. H.; LIN, J. B.; CHANG, C. H.; CHANG, S. P.; LEE, C.S. A high loading overland flow system: Impacts on soil characteristics, grass constituents, yields and nutrient removal. **Chemosphere**, v. 67, n. 8, p. 1588-1600, 2007.

3 CAPÍTULO 2: ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO EM RAMPAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DA SUINOCULTURA

RESUMO

A técnica de escoamento superficial no solo, tem se apresentado como uma importante alternativa de tratamento de efluentes, ao se basear na capacidade depuradora do sistema formado pelo solo-planta-microrganismos. O monitoramento periódico das características do solo utilizado é fundamental para que se alcance altos níveis de remoção de poluentes. Com o objetivo de avaliar a influência da aplicação de dejetos suínos nos atributos químicos do solo de rampas de tratamento por escoamento superficial, foi realizado um experimento no esquema de parcela subdividida 4x5, sendo nas parcelas taxas de aplicação de efluente em quatro níveis (200, 350, 500 e 700 L dia⁻¹) e nas subparcelas cortes das gramíneas a cada 28 dias após o início da aplicação do efluente da suinocultura, em um delineamento inteiramente casualizado, com três repetições. O Capim Marandu (*Brachiaria brizantha* cv Marandu) foi utilizado como vegetação suporte. Foram coletadas amostras de solo a 0,10 m de profundidade, sempre após os cortes das gramíneas, para análise química. O efeito do aumento das taxas de aplicação de efluente no pH, fósforo, potássio e índice de saturação por bases do solo das rampas de tratamento foi diverso em cada corte, demonstrando a influência das condições climáticas na dinâmica destas variáveis no solo. Houve um aumento linear no teor de cálcio com o incremento das taxas de aplicação; enquanto que a matéria orgânica, boro, manganês e soma de bases apresentaram um comportamento quadrático crescente até, respectivamente, as taxas de aplicação de 530, 460, 450 e 490 L dia⁻¹. Ao longo do experimento, os cortes proporcionaram reduções no pH, índice de saturação por bases, cálcio, sódio e soma de bases, fósforo e matéria orgânica.

Palavras-chave: Disposição no solo. Gramíneas. Resíduos orgânicos.

3.1 INTRODUÇÃO

O tratamento de efluentes por disposição no solo tem se apresentado como importante alternativa, não só de tratamento, como também de aproveitamento dos nutrientes contidos nesses efluentes (CANDELA et al., 2007). Dentre os métodos utilizados, destaca-se o escoamento superficial, que consiste na disposição do efluente líquido na parte superior de terrenos planos com pequena declividade e baixa permeabilidade. O efluente percorre por gravidade todo o terreno, que é recoberto por uma vegetação (TONETTI et al., 2009).

A suinocultura brasileira passou por profundas alterações tecnológicas nas últimas décadas, visando principalmente o aumento da produtividade e a redução dos custos de produção (RODRIGUES et al., 2010). Como consequência da intensificação da produção suinícola, houve aumento do volume de dejetos produzidos por unidade de área, o que tem gerado problemas de manejo, armazenamento, distribuição, tratamento ou disposição no solo (BRANDÃO et al., 2000); agravando os problemas de poluição ambiental, visto a alta capacidade poluente deste dejetos.

Dessa forma, o tratamento adequado destes efluentes torna-se indispensável ao desenvolvimento sustentável da suinocultura. A técnica de escoamento superficial no solo, tem se apresentado como uma importante alternativa principalmente para pequenos produtores ao se basear na capacidade depuradora do sistema solo-planta-microrganismos, que utiliza mecanismos físicos, químicos e biológicos de remoção dos poluentes contidos nessas águas residuárias (ERTHAL et al., 2010).

A aplicação de dejetos no solo tende a ocasionar uma melhoria nas suas condições químicas, físicas e biológicas. Os atributos físicos são favorecidos pelo aporte de matéria orgânica, que segundo Tzanakakis et al. (2011) ajuda na melhoria da densidade, aumento da porosidade total, distribuição de poros e da taxa de infiltração de água, favorecendo uma lixiviação adequada e impedindo a degradação do solo por acúmulo de sais, além de aumentar direta e indiretamente a capacidade do solo de armazenar água na faixa de tensão disponível para as plantas. Entre as melhorias químicas cita-se o aumento da capacidade de troca catiônica, da disponibilidade de nutrientes às plantas e a

complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes; já as melhorias biológicas seriam a intensificação da atividade microbiana e enzimática do solo (KIEHL, 1985).

No entanto, a constante aplicação de cargas de efluentes com elevados valores de RAS poderá causar a dispersão de argilas, que promovem uma diminuição do volume total de poros, reduzindo acentuadamente a infiltração de água no solo (MUYEN et al., 2011). A alta concentração de sólidos suspensos também provoca alteração na capacidade de infiltração do solo, que pode resultar em alagamentos e aumento do escoamento superficial e erosão do solo (GONÇALVES et al., 2007).

O aumento na salinidade e a impermeabilização do solo afetam o desenvolvimento da vegetação, em razão do decréscimo da disponibilidade de água daquele solo, do desbalanceamento nutricional, devido à elevada concentração iônica, especialmente o sódio, inibindo a absorção de outros nutrientes e do efeito tóxico de íons (SILVA et al., 2011).

Vários mecanismos, alguns de ordem física, como a sedimentação, filtração, radiação, volatilização e desidratação, outros de ordem química, entre eles a biodegradação e predação atuam na remoção dos poluentes adicionados ao solo; e a condição deste solo de conduzir e depurar estes compostos irá depender de suas propriedades, condições climáticas, carga e características do efluente aplicado.

Assim, para que as rampas de tratamento não tenham seu desempenho no tratamento prejudicado, necessitando de uma interrupção na atividade de disposição, para o descanso e o restabelecimento do solo ou até mesmo a substituição do solo; segundo Silva et al. (2011), é recomendável um monitoramento periódico das características químicas e físicas do solo utilizado para que se avalie sua capacidade suporte sob aplicações de taxas de efluentes em longo prazo.

Objetivou-se com esse trabalho avaliar os atributos químicos do solo em rampas de tratamento de efluente da suinocultura utilizando a técnica do escoamento superficial.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Caracterização e descrição do local onde foi realizado o experimento

O experimento foi conduzido na área experimental do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo (CCAUE/UFES) em Alegre/ES. O local possui coordenadas geográficas 20°45'2" de latitude Sul e 41°29'17" de longitude Oeste, altitude de 119 m, e o clima típico da região é úmido no verão e seco no inverno. O período de realização do experimento foi de novembro de 2017 a maio de 2018, que apresentou temperatura média e precipitação pluviométrica de 24,8°C e 1127 mm, respectivamente (Figura 1).

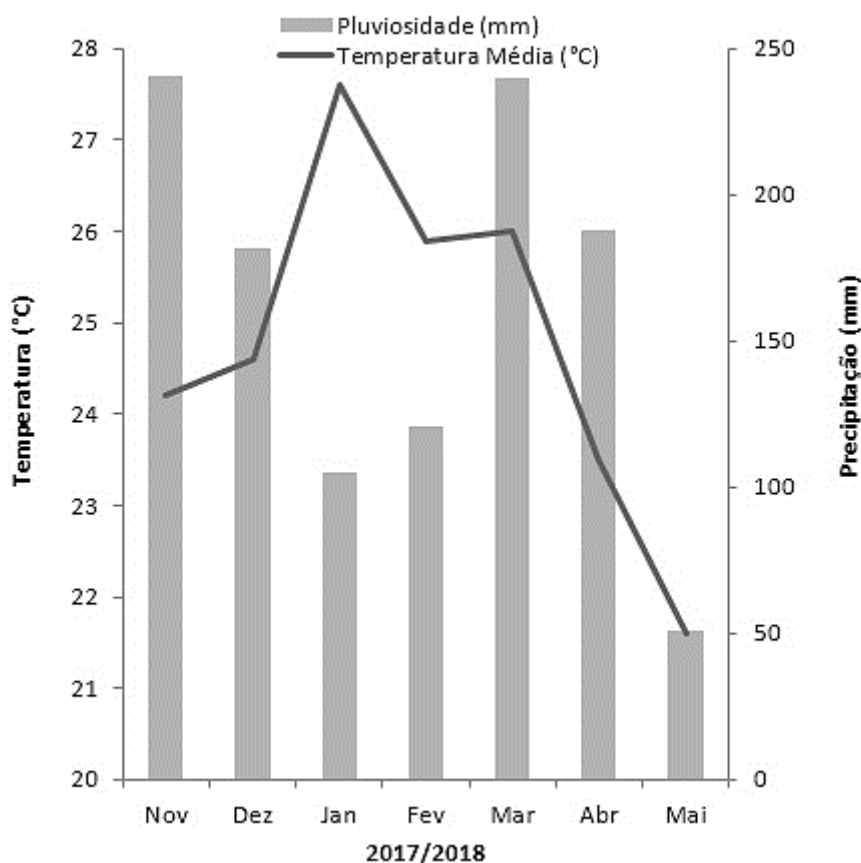


Figura 1 – Temperatura média e precipitação durante o período experimental.

A água residuária utilizada no experimento foi proveniente da unidade de criação de suínos do CCAUE/UFES, onde passou por um sistema de tratamento

preliminar, constituído por gradeamento para retenção dos sólidos mais grosseiros e dois tanques denominados esterqueiras, que possuíam dimensões de 10x5x1,5 metros (comprimento, largura e profundidade, respectivamente), onde ocorreu o processo de decantação, conforme ilustrado na Figura 2, e posteriormente foi transportada até a unidade piloto de tratamento, localizada na área experimental.



Figura 2 – Sistema preliminar de tratamento da água residuária de suinocultura da criação de suínos do CCAE/UFES, sistema de gradeamento (A) e esterqueiras (B1 e B2).

A unidade piloto de tratamento era composta por dois reservatórios de 5.000 L, onde o dejetos líquido proveniente das esterqueiras da suinocultura foi armazenado; um filtro orgânico, onde utilizou-se o bagaço-de-cana como material filtrante, quatro rampas de alvenaria com declividades de 5% e dimensões de 11x1x0,5 metros (comprimento, largura e altura, respectivamente) e quatro reservatórios de 500 L, localizados na cabeceira de cada rampa, os quais possuíam cada um, um sistema de distribuição para a aplicação nas unidades experimentais (Figura 3).



Figura 3 – Unidade piloto de tratamento de água residuária, reservatórios de 5.000 L e filtro orgânico (A) e rampas de tratamento e reservatórios de 500 L (B).

3.2.2 Condução do experimento

As rampas de alvenaria foram preenchidas com 40 cm de substrato, sendo 5 cm de brita (dreno) e 35 cm de solo de textura média coletado no perfil natural de um Latossolo Vermelho-Amarelo. Após coletado, o solo foi seco ao ar, peneirado em malha de 4 mm e depositado em igual volume em cada rampa. Uma amostra do solo encaminhada ao laboratório para determinação dos atributos químicos (Tabela 1) conforme metodologia proposta pela Embrapa (2009).

Tabela 1 – Atributos químicos do solo utilizado no preenchimento das rampas de tratamento

Atributos	Valores
¹ pH	6,10
² Cálcio (cmol _c dm ⁻³)	1,40
² Magnésio (cmol _c dm ⁻³)	0,60
³ Fósforo (mg dm ⁻³)	5,00
³ Potássio (mg dm ⁻³)	55,00
⁴ H + Al (cmol _c dm ⁻³)	1,30
² Alumínio (cmol _c dm ⁻³)	0,00
⁵ Matéria Orgânica (dag dm ⁻³)	0,30
³ Sódio (mg dm ⁻³)	3,00
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	0,17

Soma de bases (cmol _c dm ⁻³)	2,15
Capacidade de Troca de Cátions (cmol _c dm ⁻³)	3,45
Saturação por bases (%)	62,00
Saturação por Alumínio (%)	0,00
³ Ferro (mg dm ⁻³)	50,00
³ Cobre (mg dm ⁻³)	0,80
³ Zinco (mg dm ⁻³)	0,70
³ Manganês (mg dm ⁻³)	33,40
⁶ Enxofre (mg dm ⁻³)	28,00
⁷ Boro (mg dm ⁻³)	0,20

1. Água - Relação 1:2,5 2. Cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinado por titulometria; 3. Mehlich-1; 4. Acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹; 5. Oxirredução; Extraído com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹ e determinado por espectrofotômetro de absorção atômica; 6. Fosfato monocálcico ác. acético; 7. Água quente.

O capim Marandu (*Brachiaria brizantha* cv Marandu) foi utilizado como vegetação suporte nas rampas de tratamento, e o plantio foi feito diretamente nas unidades experimentais que receberam adubação mineral conforme exigência nutricional e disponibilidade de nutrientes no solo segundo a metodologia da SBCS (2004). A densidade de plantio foi de 25 plantas m², com espaçamento de 20 cm entre linhas e entre plantas. Essas plantas foram irrigadas com água de abastecimento até o seu completo estabelecimento, que ocorreu 45 dias após a semeadura, durante esse período as rampas permaneceram cobertas com tela sombrite 50%.

Após esse período foi efetuado um corte de uniformização das gramíneas a cinco centímetros de altura do solo, a tela sombrite foi retirada e iniciou-se a aplicação da água residuária da suinocultura de forma a satisfazer as quantidades determinadas para cada taxa de aplicação. A água residuária da suinocultura foi aplicada na parte superior das rampas de tratamento, com o auxílio de registros para o controle da vazão a ser aplicada em função de cada taxa e tubulações perfuradas para distribuição uniforme do efluente por toda a largura da rampa. As aplicações foram realizadas de forma alternada, sendo um dia de aplicação, com duração de 6 h dia⁻¹, seguido por um dia de descanso para o sistema.

Tabela 2 – Atributos químicos do efluente da suinocultura utilizado no experimento

Atributos químicos	Cortes				
	1	2	3	4	5
pH	7,75	7,9	8,05	7,95	8,0
CE (dS m ⁻¹)	2,6	2,08	2,11	2,13	2,71
RAS (cmol _c L ⁻¹)	1,56	1,38	1,06	1,01	1,19
Potássio (mg L ⁻¹)	206,0	203,0	164,5	166,0	217,0
Sódio (meq L ⁻¹)	2,52	2,4	2,16	2,14	2,72
Ferro (mg L ⁻¹)	0,26	0,22	0,33	0,49	0,29
Fósforo (mg L ⁻¹)	1,35	0,84	1,32	2,55	1,87
Cloro (mg L ⁻¹)	0,67	0,55	0,6	0,47	0,5
Boro (mg L ⁻¹)	0,32	0,28	0,29	0,36	0,61
Cálcio (meq L ⁻¹)	2,69	3,16	5,53	6,07	5,57
Magnésio (meq L ⁻¹)	2,52	2,88	2,76	3,02	3,24
Manganês (mg L ⁻¹)	0,07	0,045	0,045	0,045	0,18
Sulfato (meq L ⁻¹)	0,53	0,66	0,54	0,7	1,06
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	995,0	1080,0	992,5	1035,0	1125,0

3.2.3 Delineamento experimental

O experimento foi montado no esquema de parcela subdividida 4x5, sendo nas parcelas taxas de aplicação de efluente em quatro níveis: 200; 350; 500 e 700 L dia⁻¹; e nas subparcelas cinco cortes das gramíneas, que ocorreram aos 28, 56, 84, 112 e 140 dias após o início da aplicação do efluente da suinocultura, em um delineamento inteiramente casualizado com três repetições. Foi utilizado o Capim Marandu (*Brachiaria brizantha* cv Marandu) como vegetação suporte.

3.2.4 Coleta e análise do solo

A cada 28 dias após o início da aplicação do efluente da suinocultura, posteriormente ao corte do material vegetal a 5,0 cm da superfície, foram coletadas as amostras de solo aleatórias na profundidade de 0-10 cm, a fim de investigar os possíveis efeitos da aplicação do efluente nos seus atributos

químicos. As amostras de solo foram coletadas com auxílio de um trado e, acondicionadas em sacos plásticos e após a secagem foram destorroadas, passadas em peneira de 2 mm e encaminhadas para laboratório para determinação dos atributos químicos: matéria orgânica (MO), pH, capacidade de troca de cátions (CTC), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), saturação por bases (V) e teores de macro e micronutrientes, seguindo a metodologia proposta pela Embrapa (2009).

Os dados obtidos foram analisados pelo teste F da análise de variância ($\alpha \leq 0,05$), sendo os valores significativos de caráter quantitativo submetidos à análise de regressão, para determinação da interferência das crescentes taxas de aplicação do efluente da suinocultura e os valores de caráter qualitativos submetidos a um teste de média (Tukey) para determinar a diferença entre os cortes efetuados.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os resultados da análise de variância, as variáveis pH, fósforo, potássio e saturação por bases apresentaram interação significativa entre os fatores taxa x corte ($\alpha \leq 0,05$). Para as variáveis matéria orgânica, cálcio, boro, manganês e soma de bases houve efeito significativo para o fator taxa ($\alpha \leq 0,05$); e para as variáveis matéria orgânica, cálcio, sódio, H+Al e soma de bases houve efeito significativo para o fator corte ($\alpha \leq 0,05$) (Anexos A, B, C, D, E e F).

O comportamento do pH do solo, em função das taxas de aplicação do efluente da suinocultura em cada corte, está apresentado na Figura 4. Nota-se, no corte realizado aos 28 dias de experimento, um efeito quadrático com o aumento da taxa de aplicação do efluente. Sendo observado um decaimento, até a taxa de 488 L dia^{-1} , onde o pH observado foi de 6,17; e um incremento, com a aplicação de taxas superiores.



Figura 4 – pH do solo em função das taxas de aplicação do efluente da suinocultura e dos cortes das forrageiras.

Solos mais secos e aerados, de acordo com Wen et al. (2007), possibilitam uma maior mineralização dos compostos orgânicos pelos microrganismos aeróbios presentes, fazendo com que haja liberação de H^+ e uma conseqüente redução do pH do solo. A aplicação de taxas menores pode ter propiciado um ambiente favorável aos microrganismos para a degradação da matéria orgânica presente no efluente, o que provocou uma acidificação no pH. Por outro lado, o encharcamento e a conseqüente diminuição do oxigênio do solo, podem ter causado a elevação do pH das rampas submetidas às taxas maiores de aplicação.

Aos 56 dias, observa-se um efeito linear crescente com o aumento da taxa de aplicação do efluente da suinocultura (Figura 4). O período em que este corte foi realizado coincidiu com o início do período chuvoso, assim o maior encharcamento do solo aliado ao pH básico do efluente (7,9) (Tabela 2) e o maior aporte de reserva alcalina (cátions trocáveis e ânions) com o aumento do volume de efluente aplicado (ERTHAL et al., 2010), podem explicar este comportamento. Resultados semelhantes foram relatos por Bertossi et al. (2016), que observaram aumentos no valor do pH do solo com o incremento da taxa de aplicação de

efluente de fossas sépticas em rampas de tratamento por escoamento superficial.

No corte realizado aos 112 dias, o ponto máximo do pH ocorreu na taxa de 450 L dia⁻¹, e foi de 6,18; a partir daí, o aumento da taxa de aplicação provocou o decaimento do pH. Uma pesquisa realizada por Simonete et al. (2003), evidenciou que a aplicação de altas doses de lodo de esgoto provocou o aumento da acidez do solo, os autores atribuíram essa acidificação às reações de nitrificação, oxidação de sulfitos e produção de ácidos orgânicos durante a degradação do resíduo.

Aos 84 e 140 dias de experimento, o aumento das taxas de aplicação não surtiu efeito significativo no pH do solo (Figura 4). Segundo Cassol et al. (2011), a magnitude do efeito de resíduos orgânicos em componentes da acidez do solo, depende do poder tampão do solo e da dose aplicada, sendo, geralmente, necessárias doses elevadas e repetidas para serem observadas mudanças significativas. Esses resultados corroboram com os obtidos por Cabral et al. (2011), que não observaram variações significativas nos valores de pH de um Latossolo cultivado com capim-elefante que recebeu taxas de água residuária de suinocultura.

De acordo com Rodrigues et al. (2009), o pH das águas residuárias, normalmente, não afeta significativamente o pH do solo, principalmente tratando-se de solos altamente tamponados. O mesmo foi observado por Bolzani et al. (2012) ao avaliarem o comportamento das águas residuárias da suinocultura quanto aos seus efeitos no solo, utilizando tubos de percolação, onde o aumento das doses de efluente pareceu não influenciar o decréscimo do pH.

Ao longo do período experimental (Tabela 3), nota-se que, na taxa de 200 L dia⁻¹, aos 28 dias, houve diferença significativa no valor de pH, que foi maior que nos demais cortes, que não diferiram entre si. Nas taxas de 350, 500 e 700 L dia⁻¹ não foi observada diferença significativa entre os cortes.

Tabela 3 - Valor de pH do solo em função dos dias de experimento

Dia do corte	Taxas (L dia ⁻¹)			
	200	350	500	700
28	6,43 A	6,2 A	6,2 A	6,3 A
56	5,37 B	5,9 A	5,97 A	6,23 A
84	5,77 B	5,73 A	5,97 A	5,8 A
112	5,8 B	6,13 A	6,17 A	5,8 A
140	5,9 B	6,03 A	5,83 A	5,9 A

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

O pH do solo considerado adequado, para o crescimento e desenvolvimento das plantas, segundo Prezotti et al. (2013), situa-se entre 6,0 e 6,5; faixa onde não há presença de Al^{3+} e há boa disponibilidade de nutrientes. Um decaimento gradual do pH com o tempo já foi relatado por Cabral et al. (2014) e Homem et al. (2014), que, além da formação de ácidos orgânicos pela decomposição microbiana, atribuíram este comportamento também à liberação de H^+ via nitrificação e troca catiônica nos solos.

Avaliando o teor de fósforo disponível no solo entre as taxas de aplicação (Figura 5), nota-se que, nos cortes realizados aos 28 e 112 dias houve um comportamento quadrático desse nutriente, que atingiu ponto máximo na taxa de 455 e 460 L dia⁻¹, respectivamente. Segundo Taebi e Droste (2008), o aumento da taxa de aplicação, leva a um aumento do fósforo no solo devido ao maior aporte do nutriente via efluente. Além disso, o tempo de detenção do efluente no solo e no filme biológico diminui, reduzindo os processos de sedimentação dos sólidos e oxidação da matéria orgânica.

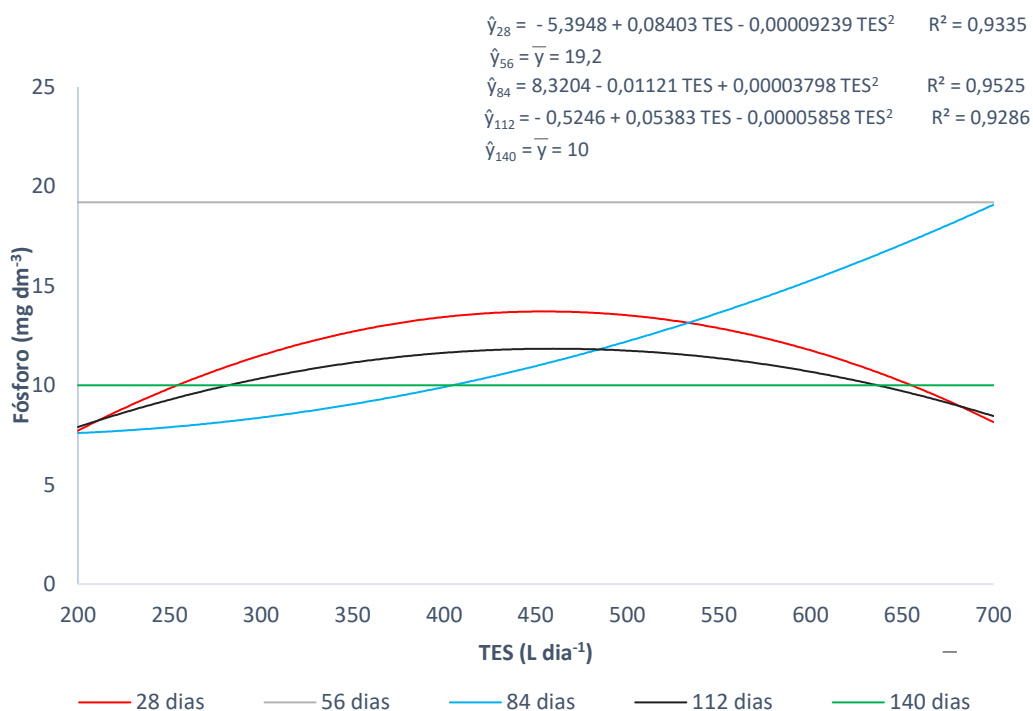


Figura 5 – Teor de fósforo (mg dm⁻³) no solo em função das taxas de aplicação do efluente da suinocultura e dos cortes das forrageiras.

No entanto, apesar da mobilidade pequena, Hesketh e Brookes (2000) mostram que aplicações de água residuária da suinocultura, em quantidades que excedem à demanda da cultura, podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido à diminuição da capacidade de adsorção, na medida em que as moléculas orgânicas ocupam os sítios de adsorção. Dessa forma, parte do fósforo adicionado com os dejetos pode ter atingido camadas mais baixas que a amostrada neste estudo.

Além disso, o maior fornecimento de água via efluente pode ter propiciado um melhor desenvolvimento das gramíneas, e por consequência maior absorção de fósforo do solo. Os resultados encontrados corroboram com os obtidos por Doblinski et al. (2010), que aplicando água residuária da suinocultura em solo cultivado com feijão, verificaram reduções no fósforo disponível no solo com a aplicação de altas taxas de efluente.

No corte do dia 84, obteve-se um aumento nos teores de fósforo até a maior taxa aplicada. Aumentos de fósforo no solo em função do incremento nas taxas de aplicação de água residuária da suinocultura foram verificados por Prior et al. (2009); e Bertossi et al. (2016), ao avaliarem diferentes espécies como vegetação suporte em sistemas de tratamento por escoamento superficial,

também observaram um aumento dos teores de fósforo no solo, no entanto, não ocorreu para todas as espécies avaliadas, demonstrando a influência da vegetação no conteúdo deste nutriente no solo.

Em contrapartida, nos cortes dos dias 56 e 140, o aumento da taxa de aplicação do efluente da suinocultura não provocou modificações significativas no teor de fósforo do solo. De acordo com Fonseca et al. (2007), incrementos nos teores de fósforo no solo, em razão da aplicação de águas residuárias, são mais pronunciados em experimentos após um tempo mais longo de aplicações sucessivas, visto que a dinâmica deste ocorre muito lentamente.

Ao longo do experimento foi observada diferença significativa, na taxa de 500 L dia⁻¹, onde o maior valor de fósforo foi obtido no corte realizado no dia 56, e na taxa de 700 L dia⁻¹, com maiores teores de fósforo nos cortes realizados aos 56 e 84 dias (Tabela 4). Homem et al. (2014) observaram uma diferença no teor de fósforo entre as épocas de amostragem, onde o mesmo teve um comportamento crescente até a metade do experimento e após este período, teve uma queda brusca, corroborando com os resultados obtidos no presente trabalho. Em duas temporadas de aplicação de efluente da suinocultura no solo, Cabra et al. (2014) observaram que os valores de fósforo após a primeira e a segunda aplicação foram, respectivamente, 14,17 e 12,80 mg dm⁻³. Desta forma, a concentração de fósforo no solo diminuiu na segunda aplicação quando comparada à primeira.

Tabela 4 – Teor de fósforo (mg dm⁻³) do solo em função dos dias de experimento

Dia do corte	Taxas (L dia ⁻¹)			
	200	350	500	700
28	8,07 A	11,70 A	14,40 B	7,93 B
56	11,63 A	11,92 A	30,00 A	23,40 A
84	7,10 A	10,47 A	10,97 B	19,40 A
112	7,67 A	10,80 A	11,17 B	8,60 B
140	9,90 A	11,00 A	9,60 B	9,47 B

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

Baixos valores do fósforo disponível no solo podem ser atribuídos à forte interação com a superfície das partículas de solos intemperizados, ricos em óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mg; isto porque, de acordo com Novais et al. (2007), em geral, à medida que o pH do solo diminui, reduz-se as cargas

negativas dos teores de óxidos, reduzindo, conseqüentemente a repulsão do grupamento fosfato, diminuindo sua disponibilidade no solo.

O fósforo pode seguir diferentes caminhos após a aplicação do efluente no sistema de escoamento superficial: adsorção e fixação pelas partículas, precipitação química, imobilização na forma de compostos orgânicos, percolação através do perfil do solo e remoção pela vegetação (TONETTI et al., 2012), em todos os cortes os teores de fósforo no solo estiveram acima do encontrado antes do início do experimento (5 mg dm^{-3}) (Tabela 1), demonstrando que parte deste nutriente adicionado via efluente da suinocultura permaneceu no solo.

Prior et al. (2009) e Queiroz et al. (2004) também relataram que a aplicação de águas residuárias da suinocultura aumentou os níveis de fósforo disponível em relação à condição inicial, indicando um acúmulo desse macronutriente no solo e atribuindo este aumento ao fornecimento deste nutriente pela água residuária, aliado a pouca mobilidade do fósforo no solo e a matéria orgânica, que ajuda a manter o fósforo disponível, na forma trocável.

Em relação ao potássio, nos cortes dos dias 28 e 84, observa-se um comportamento quadrático do teor deste nutriente, com aumentos até a taxa de 435 e 505 L dia⁻¹, respectivamente, seguido por uma queda com posteriores incrementos da taxa de aplicação (Figura 6). O aumento do potássio no solo com as sucessivas aplicações, foi resultado do alto teor deste nutriente encontrado no efluente aplicado às rampas (Tabela 2). No entanto, este é um íon móvel no solo e com a aplicação de altas taxas pode ter sido lixiviado junto com o efluente que escoava sobre a rampa de tratamento. Além disso, o incremento da concentração de sódio no solo, pode ter favorecido a dessorção e lixiviação de potássio (STEWART et al., 1990).

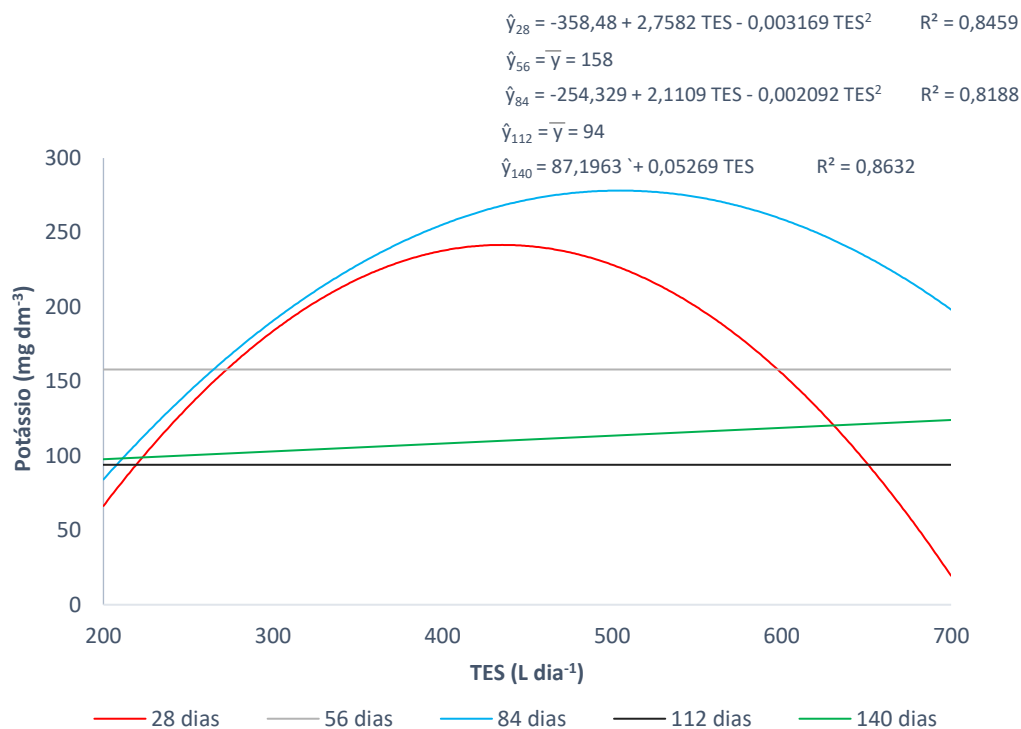


Figura 6 – Teor de potássio (mg dm⁻³) no solo em função das taxas de aplicação do efluente da suinocultura e dos cortes das forrageiras.

Cabral et al. (2014) também relataram um efeito quadrático do teor de potássio em solos com aplicação de taxas de efluente da suinocultura, e associaram, possivelmente, ao desequilíbrio fonte/dreno, com maior remoção pela planta do que a adicionada pelo efluente. No entanto, de acordo com Erthal et al. (2010), os resultados de pesquisas com a utilização de águas residuárias envolvendo o potássio, são bastante contraditórios.

Conforme Figura 6, nos cortes dos dias 56 e 112, não houve variação significativa no teor de potássio no solo com o aumento das taxas de aplicação de efluente da suinocultura. Estes resultados corroboram com os estudos de Homem et al. (2014) e Condé et al. (2013), que, ao avaliarem o efeito da aplicação de água residuária de suínos sobre as propriedades químicas e físicas do solo, também não encontraram variações entre os tratamentos nas profundidades do solo testadas.

Ao avaliar o teor de potássio ao longo do período experimental (Tabela 5), observa-se que, não houve diferença significativa entre os cortes na taxa de 200 L dia⁻¹. Na taxa de 350 L dia⁻¹, o teor de potássio nos cortes realizados aos 28 e 84 dias diferiu dos demais, sendo maior do que o observado no corte de 56 dias, que, por sua vez, foi maior do que o obtido aos 112 e 140 dias de experimento.

Nas taxas de 500 e 700 L dia⁻¹, os maiores teores de potássio foram mensurados, respectivamente, nos cortes realizados aos 84 e aos 56 e 84 dias de experimento.

Tabela 5 – Teor de potássio (mg dm⁻³) do solo em função dos dias de experimento

Dia do corte	Taxas (L dia ⁻¹)			
	200	350	500	700
28	46,67 A	275,00 A	179,00 B	32,00 B
56	141,33 A	209,33 B	132,67 B	148,33 A
84	67,33 A	276,33 A	236,00 A	209,00 A
112	89,00 A	80,00 C	109,33 B	97,00 B
140	98,67 A	101, 00 BC	119,33 B	122,00 AB

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

Comportamento similar foi observado por Homem et al. (2014), que relataram um crescente teor destes nutrientes até 82 dias de experimento, e uma queda brusca até o final das aplicações contínuas de água residuária de suínos (138 dias). A diferença observada durante o período experimental pode ser devido às condições ambientais, como volume de chuvas e temperatura, que influencia não só a dinâmica dos nutrientes no solo como também a taxa de crescimento e absorção destes pelas forrageiras.

Considerando o teor inicial de potássio no solo, de 55 mg dm⁻³ (Figura 1), que de acordo com Prezotti et al. (2013) é considerado baixo para culturas perenes, observa-se que, com execução do corte do dia 28, nas taxas de 200 e 700 L dia⁻¹, em todas as demais situações houve um incremento deste nutriente no solo. Nestas situações, os teores de potássio passaram a ser classificados em médios e altos.

Aumentos da concentração de potássio já foram observados em solos com gramíneas por Condé et al. (2013) e Queiroz et al. (2004) quando da aplicação de águas residuárias de suínos e por Andrade Filho et al. (2013) decorrentes da aplicação de efluente doméstico. Dessa forma, o acúmulo de potássio no solo além de ser um indicador para se realizar o monitoramento deste cátion deve também ser usado como referência na definição de doses a serem aplicadas (ERTHAL et al., 2010).

Na Figura 7, estudando as taxas de aplicação, no corte realizado no dia 28, houve um efeito linear crescente da saturação por bases com o aumento da taxa de aplicação do efluente. No corte dos dias 84 e 112, a saturação por bases apresentou um comportamento quadrático, com aumentos observados até as taxas de 400 e 470 L dia⁻¹, respectivamente. Em geral, os aumentos na saturação por bases com a aplicação de águas residuárias são atribuídos à alta concentração de íons e coloides orgânicos presentes nos efluentes (ERTHAL et al., 2010). Prezotti et al. (2008) destacaram o efeito da aplicação de água residuária na correção da acidez do solo, que elevou a saturação por bases de 16,7% para 39,7%, valores ainda inferiores ao obtidos no presente estudo, porém os autores utilizaram água residuária do processamento pós-colheita dos frutos de café.

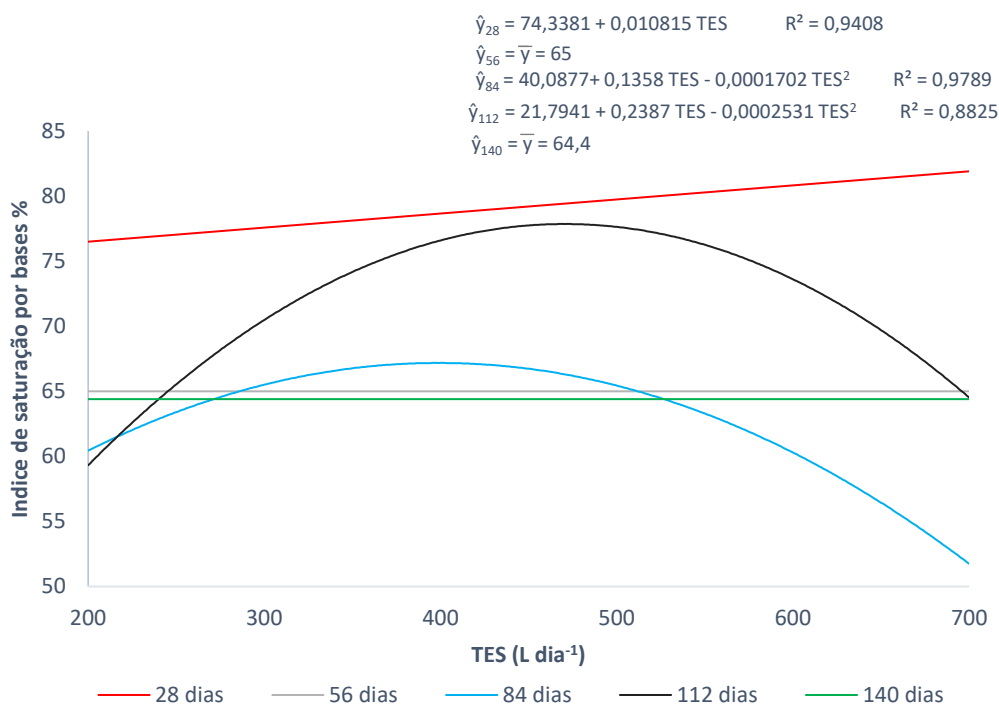


Figura 7 – Índice de saturação por bases (%) do solo em função das taxas de aplicação do efluente da suinocultura e dos cortes das forrageiras.

Nos cortes realizados aos 56 e 140 dias, o aumento das taxas de aplicação não provocou alterações significativas, de forma semelhante ao relatado por Caovilla et al. (2010), em que a aplicação de água residuária da suinocultura em diferentes concentrações não apresentou alterações na saturação por bases do solo cultivado com soja.

Conforme apresentado na Tabela 6, ao longo do período experimental, não houve diferença significativa quando aplicada a taxa de 350 L dia⁻¹. Grande variação foi observada nas demais taxas de aplicação, no entanto, em todos os casos avaliados a saturação por bases foi classificada em média e alta (PREZOTTI et al., 2013).

Tabela 6 – Índice de saturação por bases (%) do solo em função dos dias de experimento

Dia do corte	Taxas (L dia ⁻¹)			
	200	350	500	700
28	76,33 A	79,67 A	80,00 A	84,33 A
56	50,00 B	72,33 A	61,67 B	76,67 AB
84	60,00 B	68,00 A	64,33 B	52,00 C
112	60,67 B	70,33 A	81,00 A	63,67 BC
140	64,00 AB	66,00 A	64,33 B	63,67 BC

Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna não diferem entre si, em nível de 5% de probabilidade pelo teste Tukey.

Homem et al. (2014) e Condé et al. (2013) relataram que aplicações da água residuária da suinocultura no solo promoveram diminuição da saturação por bases, em especial na camada superficial, e atribuíram esta redução à diminuição dos nutrientes no solo devido à maior utilização pelas forrageiras, visto que é a região onde se encontra a maior parte das raízes.

Observa-se na Figura 8 um efeito quadrático do aumento das taxas de aplicação de efluente da suinocultura na matéria orgânica do solo; que teve seu teor aumentado até uma taxa de aplicação de 530 L dia⁻¹, devido ao alto teor de carga orgânica dos dejetos suínos aplicados.

Taxas acima de 530 L dia⁻¹, levaram a uma diminuição no teor de matéria orgânica do solo, que pode estar correlacionado ao aumento da população microbiana, intensificando a decomposição desta. Conforme explicado por Erthal et al. (2010), a aplicação de adubos orgânicos no solo promove o efeito “priming”, que consiste em um estímulo positivo, que ocasiona incremento na taxa de decomposição da matéria orgânica devido ao crescimento extenso e vigoroso da população microbiana, a magnitude de diminuição depende, principalmente, da quantidade e diversidade desta população.

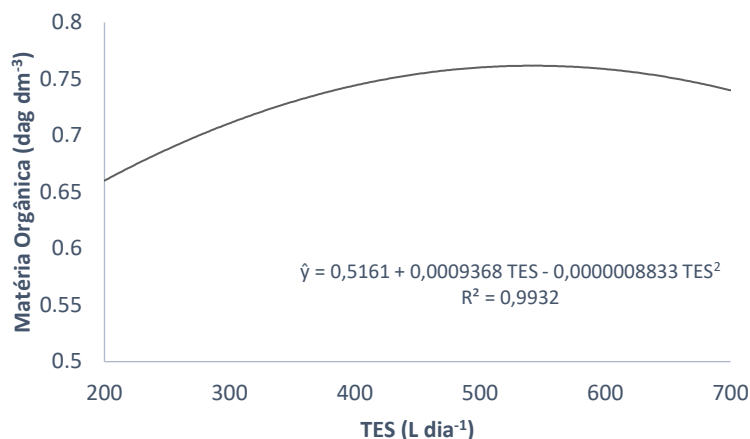


Figura 8 – Matéria orgânica (dag dm⁻³) no solo em função da taxa de aplicação de efluente da suinocultura.

Reduções do teor de matéria orgânica foram relatadas por Andrade Filho et al. (2013) nos tratamentos com altas proporções de fluente doméstico. Duarte et al. (2008) explicam que altas concentrações de nitrogênio e carbono favorecem a rápida mineralização e, conseqüentemente, a diminuição dos teores de matéria orgânica dos solos, uma vez que a intensa proliferação da biota do solo, que utiliza os compostos orgânicos como fonte de energia, transforma o nitrogênio orgânico em nitrogênio assimilável às plantas.

Os valores de matéria orgânica após o início das aplicações do efluente da suinocultura estiveram entre 0,66 e 0,76 dag dm⁻³ (Figura 8), valores superiores ao do solo utilizado no preenchimento das rampas de tratamento, que foi 0,3 dag dm⁻³ (Tabela 1). Em todos os casos os teores obtidos são classificados como baixos por Prezotti et al. (2013).

Condé et al. (2013) também relataram um acúmulo de matéria orgânica após o período de aplicação de água residuária da suinocultura, porém sem diferença entre as taxas de aplicação, segundo os autores, aumentos significativos nos teores de matéria orgânica devido à aplicação de águas residuárias têm sido observados, porém em estudos de longa duração.

Na Figura 9, observa-se um aumento linear nos teores de cálcio em resposta ao incremento das taxas aplicação. Condé et al. (2013), não observaram incrementos significativos no teor de Ca advindo da aplicação de água residuária da suinocultura, por outro lado Bertossi et al. (2016) e Cabral et al. (2014) descreveram aumentos significativos com o incremento da taxa de aplicação; assim como Erthal et al. (2010) com utilização de água residuária da

bovinocultura, que relataram aumentos consideráveis deste nutriente no solo, causados por um aporte de cálcio, via efluente, superior à absorção pelas forrageiras, e adicionalmente em virtude da liberação desse cátion pela mineralização da matéria orgânica.

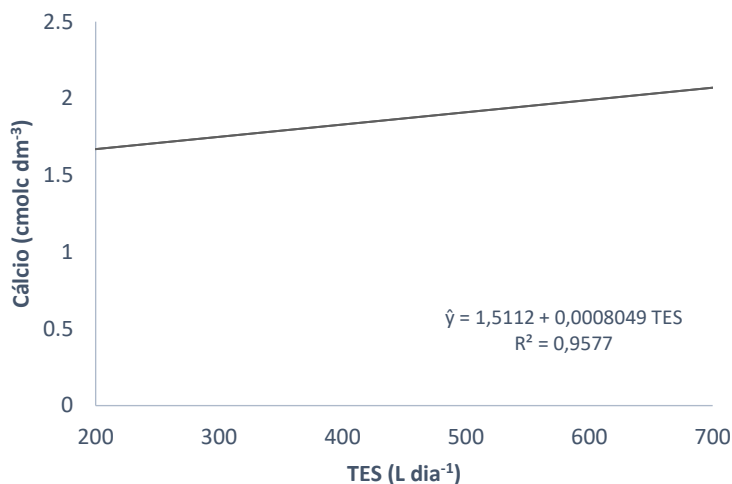


Figura 9 – Teor de Cálcio (cmol_c dm⁻³) no solo em função da taxa de aplicação de efluente da suinocultura.

Comparado ao solo inicial, que continha um teor de cálcio de 1,4 cmol_c dm⁻³ (Tabela 1), todas as taxas aplicadas proporcionaram a elevação deste nutriente no solo. De acordo com Prezotti et al. (2013), os valores encontrados após as aplicações da água residuária são classificados como teores médios no solo. Freitas et al. (2004) ao aplicar efluente na suinocultura na cultura do milho também relataram um aumento na concentração de cálcio de 0,175 para 1,62 cmol_c dm⁻³.

Boro, manganês e soma de bases, apresentaram comportamento quadrático com aumentos observados até as taxas de 460, 447 e 488 L dia⁻¹, respectivamente (Figuras 10, 11 e 12). Aumentos nos teores de boro são esperados, visto a alta concentração deste micronutriente no efluente aplicado, em média 0,38 mg L⁻¹. No entanto, este pode ser facilmente lixiviado em solos com baixos teores de matéria orgânica, altas pluviosidades e excessos nas lâminas de irrigação (PREZOTTI et al., 2013). Assim, altas taxas de aplicação, aliadas à redução da matéria orgânica, também observada nesta condição, podem ser responsáveis pelo decaimento do boro no solo.

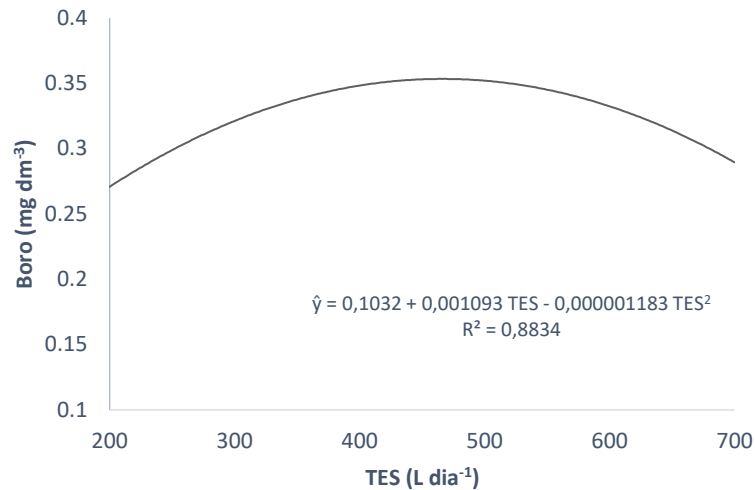


Figura 10 – Teor de Boro (mg dm^{-3}) no solo em função da taxa de aplicação de efluente da suinocultura.

Além do efeito da redução da matéria orgânica na retenção de cátions, o decaimento nos teores de manganês pode ser explicado também devido ao aumento do pH do solo com as maiores taxas de aplicação, o que leva a uma diminuição da sua disponibilidade (PREZOTTI et al., 2013). Em todas as taxas os valores de manganês estiveram acima dos observados por Sandri e Rosa (2017), que variaram de 10,4 a 16 mg dm^{-3} no solo irrigado com efluente tratado, essa diferença pode ser explicada pelo alto teor do nutriente no solo utilizado no preenchimento das rampas de tratamento.

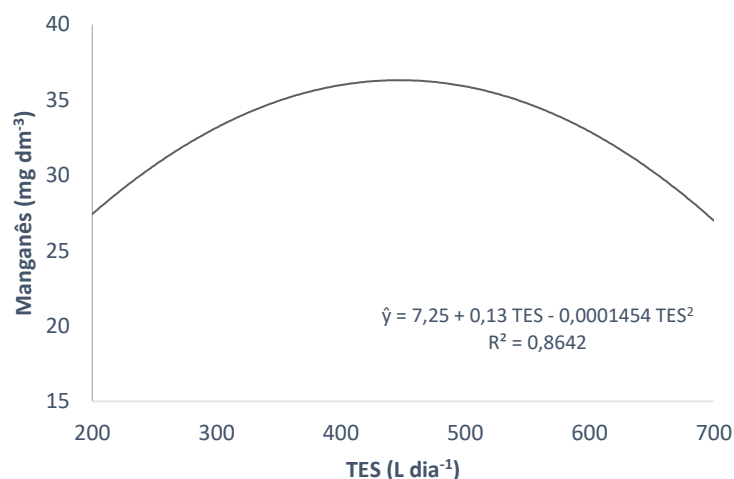


Figura 11 – Teor de Manganês (mg dm^{-3}) no solo em função da taxa de aplicação de efluente da suinocultura.

Os teores de boro variaram entre 0,27 e 0,35 mg L⁻¹, enquanto que os de manganês estiveram entre 27,0 e 35,9 mg L⁻¹, e os da soma de bases entre 2,7 e 3,5 cmol_c dm⁻³, teores classificados como baixos, altos e médios, respectivamente, de acordo com Prezotti et al. (2013). O solo que recebeu esterco líquido de suínos em um estudo realizado por Queiroz et al. (2004) também teve aumentada sua soma de bases, os autores explicaram que este aumento foi devido ao aumento de potássio e à redução no pH, que deve ter causado redução na saturação por bases e o aumento do alumínio trocável.

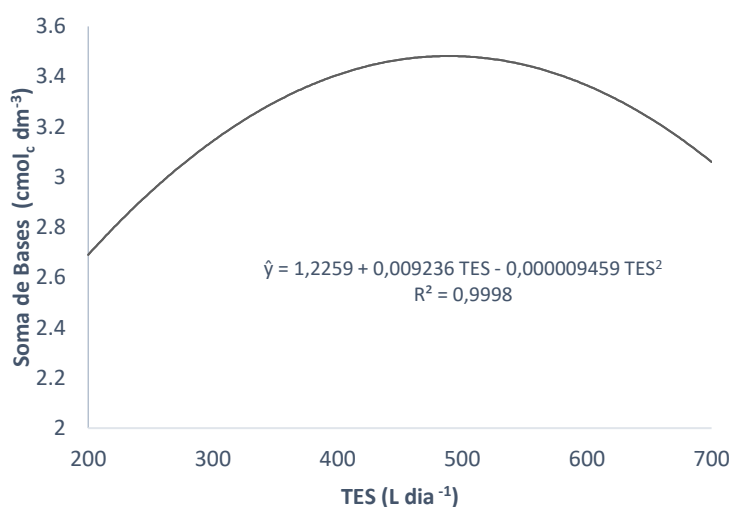


Figura 12 – Soma de Bases (cmol_c dm⁻³) no solo em função da taxa de aplicação de efluente da suinocultura.

O conteúdo de matéria orgânica permaneceu constante por quase todo o experimento, apresentando valor significativamente menor no corte realizado aos 140 dias do experimento, já o cálcio sofreu um decaimento com o decorrer do experimento (Tabela 3). O mesmo comportamento foi relatado por Cabral et al. (2014), essa redução pode ocorrer em função da baixa concentração do elemento na água residuária ou pela maior retenção do cálcio pela matéria orgânica (MENDONÇA; ROWELL., 1994), conforme demonstrado por Melo et al. (2006). Esses autores verificaram que, em solos argilosos submetidos à aplicação de água residuária de mandioca, ocorreu maior retenção não só de cálcio, como também de potássio, sódio e magnésio; porém, os efeitos sobre os referidos elementos são também influenciados pela textura do solo.

Tabela 7 – Atributos do solo em função dos dias de experimento

Dia do corte	Atributos do solo				
	MO dag/dm ³	Ca	H+Al cmolc/dm ³	SB	Na mg/dm ³
28	0,78 A	2,35 A	1,03 B	3,78 A	10,58 A
56	0,76 A	1,78 B	1,67 A	3,08 B	6,83 B
84	0,79 A	1,73 B	1,83 A	2,94 B	6,17 B
112	0,8 A	1,94 B	1,47 A	3,17 B	5,33 BC
140	0,5 B	1,51 C	1,52 A	2,69 B	3,08 C

*Médias seguidas pela mesma letra em coluna não diferem entre si em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Os valores de H+Al foram mais altos a partir do corte realizado aos 56 dias de experimento (Tabela 7), esse efeito foi observado também por Garcia et al. (2009) após a aplicação de lodo de esgoto doméstico, segundo os autores esse comportamento deve-se ao aumento dos valores do pH e pela complexação do alumínio pela matéria orgânica oriunda do lodo de esgoto.

A soma das bases foi significativamente maior aos 28 dias, sendo que os demais cortes não diferiram entre si (Tabela 7). Em todos os casos seus valores estiveram acima daqueles observados na caracterização do solo inicial, que foi de 2,15 cmol_c dm⁻³. Estes resultados corroboram com os obtidos por Condé et al. (2013) e Queiroz et. al. (2004) após a aplicação de água residuária da suinocultura.

Em relação ao sódio, observa-se na Tabela 7, que ocorreu um decaimento em seus teores ao longo do experimento. De acordo com Fonseca et al. (2005), em geral, as concentrações de sódio são elevadas após a aplicação de águas residuárias, principalmente, nas camadas superficiais, tanto em estudos de curta, quanto de longa duração; fato observado por Queiroz et al. (2004), que aplicaram efluente da suinocultura por quatro meses em solo cultivado com uma mistura de gramíneas e teve o conteúdo de sódio aumentado em níveis, inclusive, com risco potencial de contaminação. Condé et al. (2013) e Erthal et al. (2010) não constataram influência da aplicação de água residuária da suinocultura nos valores de sódio medidos no solo.

Nos cortes realizados até 112 dias, os teores de sódio estiveram acima daquele medido no solo antes do início das aplicações, que foi de $3,0 \text{ mg dm}^{-3}$. Mesmo não sendo um nutriente essencial às plantas, é importante a determinação do sódio, visto que quando presente em altas concentrações, pode reduzir a produtividade das culturas por dificultar a absorção de água e nutrientes ou pelo seu efeito dispersante. Para a avaliação de possíveis efeitos adversos sobre o crescimento e desenvolvimento das plantas é importante conhecer também sua proporção em relação aos demais cátions do solo, como potássio, cálcio e magnésio (PREZOTTI et al., 2013).

3.4 CONCLUSÕES

O pH, fósforo, potássio e índice de saturação por bases do solo das rampas de tratamento apresentaram interação significativa entre os fatores taxa x corte. O efeito do aumento das taxas de aplicação de efluente nestas variáveis foi diverso em cada corte, demonstrando a influência das condições climáticas na dinâmica destas variáveis no solo das rampas de tratamento por escoamento superficial.

Houve um aumento linear no teor de cálcio com o incremento das taxas de aplicação; enquanto que a matéria orgânica, boro, manganês e soma de bases apresentaram um comportamento quadrático crescente até, respectivamente as taxas de aplicação de 530, 460, 450 e 490 L dia^{-1} .

Em relação aos cortes, os maiores valores de pH, índice de saturação por bases, cálcio, sódio e soma de bases foram medidos no corte realizado aos 28 dias, de fósforo aos 56 e de potássio aos 84 dias. O menor teor de matéria orgânica e H+Al foi observado nos cortes realizados, respectivamente, aos 140 e 28 dias após o início das aplicações de efluente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE FILHO, J.; SOUSA NETO, O. N.; DIAS, N. S.; NASCIMENTO, I. B.; MEDEIROS, J. F.; COSME, C. B. Atributos químicos de solo fertirrigado com água residuária no semiárido brasileiro. *Irriga*, v. 18, n. 4, p. 661-674, 2013.

BERTOSSI, A. P. A.; MILEN, L. C.; GARCIO, G. O.; REIS, E. F.; MELLERE, J. G. Atributos químicos do solo em rampas de tratamento de efluente doméstico por escoamento superficial. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 59, n. 2, p. 99-105, 2016.

BOLZANI, H. R.; OLIVEIRA, D. L. A.; LAUTENSCHLAGER, S. R. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo e na qualidade dos seus lixiviados. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, n. 4, p. 385-392, 2012.

BRANDÃO, V. S.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; FONTES, M. P. P. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.4, n.3, p.327-333, 2000.

CABRAL, J.R.; FREITAS, P.S.L.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Changes in chemical properties of dystrophic Red Latosol as result os swine wastewater application. **Revista Brasileira de Engenharia agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 210-216, 2014.

CABRAL, J.R.; FREITAS, P.S.L.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.8, p.823–831, 2011.

CANDELA, L.; FABREGAT, S.; JOSA, A.; SURIOL, J.; VIGUÉS, N.; MAS, J. Assessment of soil a groundwater impacts by treated urban wastewater reuse. A case study: application in a golf course (Girona, Spain). **Science of the Total Environment**, v.374, p.26–35, 2007.

CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S.C.; SMANHOTTO, A.; NÓBREGA, L. H. P.; QUEIROZ, M. M. F.; GOMES, B. M. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 7, p. 692-697, 2010.

CASSOL, P.C.; SILVA, D.C.P.; ERNANI, P.R.; KLAUBERG FILHO, O.; LUCRÉCIO, W. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.10, n.2, p.103-112, 2011.

CONDÉ, M. S.; ALMEIDA NETO, O. B.; HOMEM, B. G. C.; FERREIRA, I. M.; SILCA, M. D. Impacto da fertirrigação com água residuária da suinocultura em um latossolo vermelho-amarelo. **Vértices**, v.15, n. 2, p. 161-178, 2013.

DOBLINSKI, A. F.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, V. R.; NÓBREGA, L. H. P.; GOMES, S. D.; DAL BOSCO, T. C. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.87-93, 2010.

DUARTE, A. S.; AIROLDI, R. P.S.; FOLEGATTI, M. V.; BOTREL, T. A.; SOARES, T. M. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria

orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.3, p.302-310, 2008.

ERTHAL, V. T. J.; FERREIRA, P. A.; PEREIRA, O. G.; MATOS, A. T. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertigadas com água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.5, p.458-466, 2010.

FONSECA, A. F.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. II. Soil acidity, exchangeable cations, and sulfur, boron and heavy metals availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.36, p.1983-2003, 2005.

FONSECA, A. F.; HERPIN, U; PAULA, A. M.; VICTORIA, R. L.; MELFI, A. J. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, n.2, p.194-209, 2007.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; CENCON, P. R.; PINTO, F. A.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura sobre a produção de milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.8, p.120-125, 2004.

GARCIA, G. O.; GONÇALVES, I. Z.; MADALÃO, J. C.; NAZÁRIO, A. A.; BRAGANÇA, H. N. Características químicas de um solo degradado após aplicação de lodo de esgoto doméstico. **Revista Verde**, v.4, n.2, p.01-12, 2009.

GONÇALVES, R. A. B.; FOLEGATTI, M. V.; GLOAGUEM, T. V.; LIBARDI, P. L; MONTES, C. R.; LUCAS, Y.; DIAS, C. T. S.; MELFI, A. J. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent. **Geoderma**, v. 139, p. 241–248, 2007.

HESKETH, N.; BROOKES, P. C. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. **Journal Environmental Quality**, v. 29, n. 1, p. 105-110, 2000.

HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, O. B.; CONDÉ, M. S.; SILVA, M. D.; FERREIRA, I. M. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Científica**, v. 42, n. 3, p. 299-309, 2014.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 482p.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; FIA, R.; MATOS, M. P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura visando seu reuso. **Engenharia na Agricultura**, v. 17, n. 5, p. 383-391, 2009.

MELO, R. F.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T.; RUIZ, H. A.; OLIVEIRA, L. B. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, p.456-465, 2006.

MENDONÇA, E. S.; ROWELL, D. L. Dinâmica do alumínio e de diferentes frações orgânicas de um Latossolo argiloso sobre cerrado e soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.18, p.295-303, 1994.

MUYEN, Z.; MOORE, G. A.; WRIGLEY, R. J. Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. **Agricultural Water Management**, v. 99, p. 33– 41, 2011.

NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa-MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetidos ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivados com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, v.34, p.1487-1492, 2004.

PREZOTTI, L.C.; MARTINS, A.G. **Guia de interpretação de análise de solo e foliar**. Vitória, ES: Incaper, 2013. 104 p.

PREZOTTI, L. C.; ROCHA, A. A.; SOARES, S. F.; GUARÇONI, A.; MORELI, A. P. Alterações das características químicas do solo submetido à aplicação de água residuária do processamento pós-colheita dos frutos de café e sua influência sobre o crescimento de plantas de milho. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISAS CAFEIEIRAS, 34, 2008, Caxambu. **Trabalhos apresentados...** Rio de Janeiro: MAPA: PROCAFÉ, 2008a. p. 83-85.

PRIOR, M.; SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P. ; OPAZO, M. A. U.; DIETER, J. Acúmulo e percolação de fósforo no solo devido a aplicação de água residuária da suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 2, p. 89-96, 2009.

RODRIGUES, L. N.; NERY, A. R.; FERNANDES, P. D.; BELTRÃO, N. E. M. Aplicação de água residuária de esgoto doméstico e seus impactos sobre a fertilidade do solo. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 9, n. 2, p. 55-67, 2009.

RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; ZOCCATO, M. C. O.; PAPA, D. N.; SPERLING, M. V.; OLIVEIRA, P. R. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 94-100, jan., 2010.

SANDRI, D.; ROSA, R. R. B. Atributos químicos do solo irrigado com efluente de esgoto Tratado, fertirrigação convencional e água de poço. **Irriga**, v. 22, n. 1, p. 18-33, 2017

SILVA, I. N.; FONTES, L. O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade de água na irrigação. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v. 7, n. 3, P. 1-15, 2011.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C. ; ANDRADE, C. A. ; TEIXEIRA, C. F. A. . Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n.10, p. 1187-1195, 2003.

TAEBI, A.; DROSTE, R. L. Performance of an overland flow system for advanced treatment of wastewater plant effluent. **Journal of Environmental Management**, v. 88, p.688-696, 2008.

TONETTI, A. L.; COURACCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R. Pós-tratamento de efluente de filtros anaeróbios operados com baixo tempo de detenção hidráulica por escoamento superficial no solo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n.1, p. 7-12, 2012.

TZANAKAKIS, V. A.; PARANYCHIANAKIS, N. V.; LONDRA, P. A.; ANGELAKIS, A. N. Effluent application to the land: Changes in soil properties and treatment potential. **Ecological Engineering**, v. 37, p.1757-1764, 2011.

WEN, C. G.; CHEN, T. H.; HSU, F. H.; LU, C. H.; LIN, J. B.; CHANG, C. H.; CHANG, S. P.; LEE, C.S. A high loading overland flow system: Impacts on soil characteristics, grass constituents, yields and nutrient removal. **Chemosphere**, v. 67, n. 8, p. 1588-1600, 2007.

ANEXOS

ANEXO A – Resumo da análise de variância para a matéria orgânica, pH e fósforo no solo

Fonte de variação	GL	Quadrado médio		
		MO	pH	P
Taxa	3	0.02533*	0.09527778 ^{ns}	116.4562*
Res(a)	8	0.00466667	0.0610000	6.826375
Corte	4	0.1955833*	0.4056667*	188.7486*
Taxa x Corte	12	0.01269444 ^{ns}	0.1283333*	63.19414*
Res(b)	32	0.0109166	0.06016667	8.659188
Média geral		0.72667	5.9717	12.309
Coef. de variação (%)		14.378	4.1075	23.906

*Significativo em 5% de probabilidade; ns – não significativo.

ANEXO B – Resumo da análise de variância para o potássio, cálcio e magnésio no solo

Fonte de variação	GL	Quadrado médio		
		K	Ca	Mg
Taxa	3	27689.24*	0.4628889*	0.2011111 ^{ns}
Res(a)	8	1652.700	0.07783333	0.08033333
Corte	4	19921.19*	1.176917*	0.09041667 ^{ns}
Taxa x Corte	12	10392.65*	0.09747222 ^{ns}	0.03486111 ^{ns}
Res(b)	32	2416.033	0.1015833	0.08075000
Média geral		138.47	1.8633	0.95
Coef. de variação (%)		35.498	17.105	29.912

*Significativo em 5% de probabilidade; ns – não significativo.

ANEXO C – Resumo da análise de variância para o H+Al, SB e CTC no solo

Fonte de variação	GL	Quadrado médio		
		H+Al	SB	CTC
Taxa	3	0.3577778 ^{ns}	1.728778*	0.2637911 ^{ns}
Res(a)	8	0.2005	0.244925	0.120385
Corte	4	1.080583*	1.978268*	0.6398875 ^{ns}
Taxa x Corte	12	0.2579167 ^{ns}	0.3533083 ^{ns}	0.1446342 ^{ns}
Res(b)	32	0.1782083	0.2419708	0.2761975
Média geral		1.5067	3.1327	4.7033
Coef. de variação (%)		28.019	15.702	11.174

*Significativo em 5% de probabilidade; ns – não significativo.

ANEXO D – Resumo da análise de variância para V, sódio e boro no solo

Fonte de variação	GL	Quadrado médio		
		V	Na	B
Taxa	3	247.2167*	4.755556 ^{ns}	0.02559722*
Res(a)	8	44.90000	4.216667	0.003231667
Corte	4	644.8583*	89.64167*	0.006331667 ^{ns}
Taxa x Corte	12	149.9806*	4.630556 ^{ns}	0.01070278 ^{ns}
Res(b)	32	41.65000	3.820833	0.01256500
Média geral		67.95	6.4	0.3145
Coef. de variação (%)		9.4977	30.542	35.642

*Significativo em 5% de probabilidade; ns – não significativo.

ANEXO E – Resumo da análise de variância do zinco, manganês e cobre no solo

Fonte de variação	GL	Quadrado médio		
		Zn	Mn	Cu
Taxa	3	0.2144444 ^{ns}	391.8273*	0.1346667 ^{ns}
Res(a)	8	0.5913333	30.2285	0.05166667
Corte	4	1.12525 ^{ns}	58.00892 ^{ns}	0.08691667 ^{ns}
Taxa x Corte	12	0.9145833	31.72214 ^{ns}	0.09258333 ^{ns}
Res(b)	32	0.612375 ^{ns}	29.90058	0.06104167
Média geral		1.17	31.352	0.91333
Coef. de variação (%)		66.884	17.441	27.051

*Significativo em 5% de probabilidade; ns – não significativo.

ANEXO F – Resumo da análise de variância do ferro e enxofre no solo

Fonte de variação	GL	Quadrado médio	
		Fe	S
Taxa	3	143.8667 ^{ns}	95.35000*
Res(a)	8	77.66667	32.35000
Corte	4	145.4167 ^{ns}	667.0833*
Taxa x Corte	12	130.1722 ^{ns}	81.57222 ^{ns}
Res(b)	32	254.0208	73.4125
Média geral		60.333	35.25
Coef. de variação (%)		26.417	24.307

*Significativo em 5% de probabilidade; ns – não significativo.