

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

ANA PAULA TREVISAN

Aplicação de água residuária de suinocultura em colunas de solo

Maringá

2012

ANA PAULA TREVISAN

Aplicação de água residuária de suinocultura em colunas de solo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia do Departamento de Agronomia, Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Orientador: Prof. Dr. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas.

Coorientador: Dr. Roberto Rezende.

Maringá

2012

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá – PR., Brasil)

T814a Trevisan, Ana Paula
Aplicação de água residuária de suinocultura em colunas de solo / Ana Paula Trevisan. -- Maringá, 2012.
i-xi, 94 f. : il., figs., tab.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas.
Coorientador: Prof. Dr. Roberto Rezende.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2012.

1. Água residuária - Suinocultura. 2. Suinocultura - Água residuária - Agricultura. 3. Solo - Fertilidade. 4. Água residuária - Aplicação no solo - Colunas. 5. Suinocultura - Impacto ambiental - Solo. I. Freitas, Paulo Sérgio Lourenço de, orient. II. Rezende, Roberto, coorient. III. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Agrárias. Departamento de Agronomia. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. IV. Título.

CDD 21.ed. 628.7466

MN-0001091

ANA PAULA TREVISAN

**APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM COLUNAS
DE SOLO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Maringá, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração em Produção Vegetal, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 27 de fevereiro de 2012.

Prof. Dr. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas
Presidente

Prof. Dr. Roberto Rezende
Membro

Prof^a. Dr^a. Maritane Prior
Membro



AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pela vida, força e fé que tenho nele.

Dedico com muito amor e carinho aos meus pais José e Vanda pelo amor, apoio, dedicação e preocupação com meu bem estar e saúde durante todo o curso, no qual não mediram esforços para que eu chegasse até a esta etapa de minha vida.

Ao meu irmão André e sua esposa Ana Carolina, pelo incentivo oferecido em todos os momentos.

A Universidade Estadual de Maringá, juntamente com o Departamento de Agronomia e ao Curso de Pós-graduação em Agronomia, por me darem a oportunidade de realizar o curso de mestrado.

Ao Prof. Dr. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas, que me orientou e teve paciência, atenção e dedicação para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores, funcionários e colegas do Departamento de Pós- Graduação em Agronomia, pela amizade, apoio, convívio e aprendizagem, em especial aos professores Altair Bertonha e Roberto Rezende.

Agradeço também aos amigos que conquistei nesse período, em especial ao Heraldo Takao, por seu companheirismo nos momentos de dificuldades e pelos conhecimentos recebidos.

Aos funcionários Amarildo e Eduardo do Centro Técnico de Irrigação (CTI), pela amizade cultivada e grande contribuição para implantação e condução do experimento.

A Fundação Araucária por conceder-me a bolsa de estudos.

Aplicação de água residuária de suinocultura em colunas de solo

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo principal avaliar os possíveis efeitos causados no solo e percolado em colunas de solo com a aplicação de diferentes taxas de água residuária de suinocultura (ARS). O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em 15 colunas de tubos de PVC preenchidas com camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-80 cm de um Nitossolo Vermelho distroférico, com textura muito argilosa. Os tratamentos consistiram de doses crescentes de água residuária de suinocultura (0, 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹), em uma única aplicação, com três repetições por tratamento. Foram realizadas análises químicas do solo e do material percolado ao início e final do experimento. O efeito da aplicação de ARS sobre o perfil do solo promoveu alterações nos atributos do mesmo: diminuindo o pH e aumentando o alumínio. Sobre os dados antes e após a aplicação da ARS, no qual proporcionaram aumentos do Al, H+Al³⁺, Mg, K, CTC e P, e provocaram decréscimos no pH e Ca. No material percolado não houve interação, portanto, não provocando danos ambientais as águas subterrâneas.

Palavras-chave: Água residuária de suinocultura. Aplicação no solo. Colunas. Impacto ambiental.

Application of residuary water in swine culture in soil columns

ABSTRACT

This paper aimed at assessing the possible effects caused in soil and percolate in columns with the application of different levels of residuary water of swine culture. The experiment was conducted in vegetable house in 15 columns of PVC tubes filled up with layers of 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 and 60-80 cm of a dystroferic red nitrosoil, a very clayish texture. The treatments consisted of crescent doses of residuary water of swine culture. (0, 150, 300, 450 and 600 m³ ha⁻¹ year⁻¹), in only one application, with three repetitions per treatment. It was performed a chemical analysis of the soil and of the percolated material in the beginning and in the end of the experiment. The effect of the application of residuary water of swine culture in relation to the profile of soil promoted alterations in the attributes of soil diminishing the pH and increasing aluminum. About the data before and after the application of ARS this proportioned an increase of Al, H⁺Al³⁺, Mg, K, CTC and P, and also provoked decrease in pH and Ca. in the percolated material there was no interaction, therefore not provoking environmental damages in the sub soil waters.

Keywords: Residuary water of swine. Application in soil. Columns. Environmental impact.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Produção média diária de esterco, esterco + urina e dejetos líquidos por animal por fases produtivas dos suínos.	5
Tabela 2.	Resultados obtidos na análise de solo para os indicadores da fertilidade na amostra coletada.	12
Tabela 3.	Resultados da análise de solo para micronutrientes.	12
Tabela 4.	Caracterização da água residuária de suinocultura utilizada no experimento. ...	14
Tabela 5.	Relação dos tratamentos.	14
Tabela 6.	Distribuição aleatória dos tratamentos e das repetições nas colunas.	15
Tabela 7.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH do solo em função dos tratamentos.....	18
Tabela 8.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH do solo em função das camadas.	19
Tabela 9.	Médias dos valores do pH do solo.....	20
Tabela 10.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH do solo antes e após aplicação dos tratamentos.....	20
Tabela 11.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.	23
Tabela 12.	Médias dos valores do pH do solo na camada de 0-10 cm.	23
Tabela 13.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH do material percolado das colunas.	24
Tabela 14.	Médias dos valores do pH do material percolado das colunas.	24
Tabela 15.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Al ³⁺ do solo em função dos tratamentos.....	25
Tabela 16.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Al ³⁺ do solo em função das camadas.	26
Tabela 17.	Médias dos valores do Al ³⁺ do solo.....	27
Tabela 18.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Al ³⁺ do solo antes e após aplicação dos tratamentos.....	27

Tabela 19.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Al^{3+} do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.	29
Tabela 20.	Médias dos valores do Al^{3+} do solo na camada de 0-10 cm.	30
Tabela 21.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da H^+Al^{3+} do solo em função dos tratamentos.	31
Tabela 22.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da H^+Al^{3+} do solo em função das camadas.	32
Tabela 23.	Médias dos valores da H^+Al^{3+} do solo.	32
Tabela 24.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da H^+Al^{3+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	33
Tabela 25.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da H^+Al^{3+} do solo em função dos tratamentos na camada 0-10 cm.	34
Tabela 26.	Médias dos valores da H^+Al^{3+} do solo na camada 0-10 cm.	35
Tabela 27.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Ca^{2+} do solo em função dos tratamentos.	35
Tabela 28.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Ca^{2+} do solo em função das camadas.	37
Tabela 29.	Médias dos valores de Ca^{2+} do solo.	37
Tabela 30.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Ca^{2+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	38
Tabela 31.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Ca^{2+} do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.	39
Tabela 32.	Médias dos valores do Ca^{2+} do solo na camada de 0-10 cm.	40
Tabela 33.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Ca^{2+} do material percolado das colunas.	41
Tabela 34.	Médias dos valores do Ca^{2+} do material percolado das colunas.	41
Tabela 35.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Mg^{2+} do solo em função dos tratamentos.	43
Tabela 36.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Mg^{2+} do solo em função das camadas.	44
Tabela 37.	Médias dos valores do Mg^{2+} do solo.	44

Tabela 38.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Mg^{2+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.....	45
Tabela 39.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Mg^{2+} do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.....	47
Tabela 40.	Médias dos valores do Mg^{2+} do solo na camada de 0-10 cm.....	47
Tabela 41.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Mg^{2+} do material percolado.	48
Tabela 42.	Médias dos valores do Mg^{2+} do material percolado das colunas.	49
Tabela 43.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do K^+ do solo em função dos tratamentos.....	50
Tabela 44.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do K^+ do solo em função das camadas.	52
Tabela 45.	Médias dos valores do K^+ do solo.	52
Tabela 46.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do K^+ do solo antes e após aplicação dos tratamentos.....	53
Tabela 47.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do K^+ do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.	55
Tabela 48.	Médias dos valores do K^+ do solo na camada de 0-10 cm.	55
Tabela 49.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores do K^+ do material percolado das colunas.	56
Tabela 50.	Médias dos valores do K^+ do material percolado das colunas.	56
Tabela 51.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da CTC do solo em função dos tratamentos.....	58
Tabela 52.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da CTC do solo em função das camadas	59
Tabela 53.	Médias dos valores da CTC do solo.	60
Tabela 54.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da CTC do solo antes e após aplicação dos tratamentos.....	60
Tabela 55.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da CTC do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.	61
Tabela 56.	Médias dos valores da CTC do solo na camada de 0-10 cm.	62

Tabela 57.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do P do solo em função dos tratamentos.....	63
Tabela 58.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do P do solo em função das camadas.	65
Tabela 59.	Médias dos valores do P do solo.	65
Tabela 60.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do P do solo antes e após aplicação dos tratamentos.....	66
Tabela 61.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do P do solo em função dos tratamentos na camada 0-10 cm.....	68
Tabela 62.	Médias dos valores do P do solo na camada 0-10 cm.	68
Tabela 63.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do CO do solo em função dos tratamentos.....	71
Tabela 64.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do CO do solo em função das camadas.	73
Tabela 65.	Médias dos valores do CO do solo.	73
Tabela 66.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do CO do solo antes e após aplicação dos tratamentos.....	74
Tabela 67.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do CO do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.	76
Tabela 68.	Médias dos valores do CO do solo na camada de 0-10 cm.	76
Tabela 69.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da CE do percolado em função dos tratamentos.	77
Tabela 70.	Médias dos valores da CE do percolado.....	78
Tabela 71.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da DQO do percolado em função dos tratamentos.	80
Tabela 72.	Médias dos valores da DQO do percolado.	80
Tabela 73.	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da DBO do percolado em função dos tratamentos.	82
Tabela 74.	Médias dos valores da DBO do percolado.....	82

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Desenho ilustrativo da coluna utilizada.	13
Figura 2. Valores médios do pH do solo em função das doses de ARS.	19
Figura 3. Valores médios do pH do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	21
Figura 4. Valores médios do pH dos tratamentos em função das camadas do solo.	22
Figura 5. Valores médios do pH do material percolado em função das doses ARS.	24
Figura 6. Valores médios do Al^{3+} do solo em função das doses de ARS.	26
Figura 7. Valores médios do Al^{3+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	28
Figura 8. Valores médios do Al^{3+} dos tratamentos em função das camadas do solo.	29
Figura 9. Valores médios da H^+Al^{3+} do solo em função das doses de ARS.	31
Figura 10. Valores médios da H^+Al^{3+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	33
Figura 11. Valores médios da H^+Al^{3+} dos tratamentos em função as camadas do solo.	34
Figura 12. Valores médios do Ca^{2+} do solo em função das doses de ARS.	36
Figura 13. Valores médios do Ca^{2+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	38
Figura 14. Valores médios do Ca^{2+} dos tratamentos em função das camadas do solo.	39
Figura 15. Valores médios do Ca^{2+} do material percolado em função das doses de ARS.	42
Figura 16. Valores médios do Mg^{2+} do solo em função das doses de ARS.	43
Figura 17. Valores médios do Mg^{2+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	45
Figura 18. Valores médios do Mg^{2+} dos tratamentos em função das camadas do solo.	46
Figura 19. Valores médios do Mg^{2+} do material percolado em função das doses de ARS.	49
Figura 20. Valores médios do K^+ do solo em função das doses de ARS.	51
Figura 21. Valores médio do K^+ do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	53
Figura 22. Valores médios do K^+ dos tratamentos em função das camadas do solo.	54
Figura 23. Valores médios do K^+ do material percolado em função das doses de ARS.	57
Figura 24. Valores médios da CTC do solo em função das doses de ARS.	58
Figura 25. Valores médios da CTC do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	60
Figura 26. Valores médios da CTC dos tratamentos em função das camadas do solo.	61
Figura 27. Valores médios do P do solo em função das doses de ARS.	64
Figura 28. Valores médios do P do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	66
Figura 29. Valores médios do P dos tratamentos em função das camadas do solo.	67
Figura 30. Valores médios do CO do solo em função das doses de ARS.	72

Figura 31. Valores médios do CO do solo antes e após aplicação dos tratamentos.	74
Figura 32. Valores médios do CO dos tratamentos em função das camadas do solo.	75
Figura 33. Valores médios da CE do percolado em função das doses de ARS.	78
Figura 34. Valores médios da DQO do percolado em função das doses de ARS.	81
Figura 35. Valores médios da DBO do percolado em função das doses de ARS.	83

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 Suinocultura no Brasil	3
2.2 Produção e características dos dejetos suínos	4
2.3 Utilização de água residuária de suinocultura como fertilizante orgânico	6
2.4 Percolação da água residuária de suinocultura no solo	9
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	11
3.1 Descrições da área de estudo.....	11
3.2 Caracterizações químicas do solo.....	11
3.4 Água residuária de suinocultura (ARS)	13
3.5 Tratamentos.....	14
3.6 Reposição de água nas colunas	15
3.7 Cultura do feijoeiro.....	16
3.8 Caracterização do solo após aplicação da ARS	16
3.9 Coleta e análise do percolado.....	16
3.10 Análise estatística	17
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	18
4.1 Análises do potencial hidrogeniônico (pH) do solo	18
4.1.1 Análises do pH do solo na camada de 0-80 cm	18
4.1.2 Análise do pH do solo na camada de 0-10 cm.....	22
4.2 Análise do potencial hidrogeniônico (pH) do percolado	23
4.3 Análises do Alumínio (Al^{3+}) do solo	25
4.3.1 Análises do Al^{3+} do solo na camada de 0-80 cm	25
4.3.2 Análise do Al^{3+} do solo na camada de 0-10 cm.....	29
4.4 Análises da Acidez Total ou Potencial do solo (H^+Al^{3+}).....	30
4.4.1 Análises da H^+Al^{3+} na camada de 0-80 cm.....	30
4.4.2 Análise da H^+Al^{3+} do solo na camada de 0-10 cm.....	34
4.5 Análises do Cálcio (Ca^{2+}) do solo	35
4.5.1 Análises do Ca^{2+} do solo na camada de 0-80 cm.....	35
4.5.2 Análise do Ca^{2+} do solo camada de 0-10 cm	39

4.6 Análise do Cálcio (Ca^{2+}) do percolado	40
4.7 Análises do Magnésio (Mg^{2+}) do solo	42
4.7.1 Análises do Mg^{2+} do solo na camada de 0-80 cm.....	42
4.7.2 Análise do Mg^{2+} do solo na camada de 0-10 cm	47
4.8 Análise do Magnésio (Mg^{2+}) do percolado.....	48
4.9 Análises do Potássio (K^+) do solo	50
4.9.1 Análises do K^+ do solo na camada de 0-80 cm.....	50
4.9.2 Análise do K^+ do solo na camada de 0-10 cm.....	54
4.10 Análise do Potássio (K^+) do percolado	55
4.11 Análises da Capacidade de Troca de Cátions (CTC) do solo	57
4.11.1 Análises da CTC do solo na camada de 0-80 cm.....	57
4.11.2 Análise da CTC do solo na camada de 0-10 cm	61
4.12 Análises do Fósforo (P) do solo	62
4.12.1 Análises do P do solo na camada de 0-80 cm.....	62
4.12.2 Análise do P do solo nas profundidades de 0-10 cm.....	68
4.13 Análise do Fósforo (P) do percolado	69
4.14 Análises do Carbono Orgânico (CO) do solo.....	69
4.14.1 Análises do CO do solo na camada de 0-80 cm.....	70
4.14.2 Análise do CO do solo na camada de 0-10 cm	75
4.15 Análises da Condutividade Elétrica (CE), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do percolado.....	76
4.16 Análise do Nitrogênio total (N) do percolado	83
5 CONCLUSÕES	85
6 REFERÊNCIAS.....	86

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura no Brasil é uma atividade predominante em pequenas propriedades rurais e uma atividade importante do ponto de vista social, econômico e, especialmente, como instrumento de fixação do homem no campo. Cerca de 81,7% dos suínos são criados em unidades de até 100 hectares. Essa atividade se encontra presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades existentes no país, empregando mão-de-obra tipicamente familiar e constituindo uma importante fonte de renda e de estabilidade social (PEREIRA, 2009).

Estudos do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), mostram que foram realizados investimentos na suinocultura que posicionaram o Brasil em quarto lugar no ranking de produção e exportação mundial de carne suína. Alguns elementos como sanidade, nutrição, bom manejo da granja, produção integrada e, principalmente, aprimoramento gerencial dos produtores, contribuíram para aumentar a oferta interna e colocar o país em destaque no cenário mundial. Por outro lado crescem também os problemas decorrentes da disposição de dejetos e as exigências nacionais relativas a manutenção e promoção da qualidade ambiental marcada por uma gestão própria – ISO 14.000.

Os dejetos suínos até a década de 70, não constituíam fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e o solo das propriedades tinha capacidade para absorvê-los ou eram utilizados como adubo orgânico. Porém o desenvolvimento da suinocultura trouxe a produção de grandes quantidades de dejetos, que pela falta de tratamento adequado, se transformou na maior fonte poluidora dos mananciais de água (ROCHA, 2006).

A atividade é considerada pelos órgãos ambientais uma "atividade potencialmente causadora de degradação ambiental", sendo enquadrada como de grande potencial poluidor. Pela Legislação Ambiental (Lei 9.605/98 - Lei de Crimes Ambientais), o produtor pode ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde dos homens e animais.

Segundo EMBRAPA (2011), a estratégia da armazenagem e distribuição como controle da poluição não tem sido totalmente correta, pois revela um distanciamento da realidade e interesse dos produtores.

Embora tenha havido significativo avanço na capacidade de armazenagem e distribuição, convém destacar que a poluição por dejetos suínos vem se agravando nos principais centros produtores, pois armazenagem e distribuição não significam tratamento. O grande desafio resulta em utilizar corretamente os dejetos e tratar o excesso de acordo com os

padrões de emissão da Legislação Ambiental em vigor.

O maior problema para a adequação das propriedades existentes às exigências da legislação são que as ações para a redução do poder poluente dos dejetos suínos a níveis aceitáveis requerem investimentos significativos, normalmente acima da capacidade de pagamento do produtor e, muitas vezes, sem garantias de ganhos econômicos.

Por outro lado, a utilização dos dejetos suínos na fertilização das lavouras como nutriente para as plantas e instrumento de melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo, pode trazer ganhos econômicos ao produtor sem comprometer a qualidade do solo e do meio ambiente. Para isso, é fundamental a elaboração de um plano técnico de manejo e adubação, considerando a composição química dos dejetos, a área que será utilizada, a fertilidade, tipo de solo e as exigências da cultura a ser implantada.

Os dejetos corretamente aplicados ao solo são comprovadamente excelentes adubos e notáveis melhoradores das terras. E é isso o que se tem feito no Brasil e no mundo.

Frente a esse contexto, o objetivo deste trabalho foi estudar um método prático, econômico e que não agrida o meio ambiente, para a destinação do dejetos líquido suíno, avaliar os possíveis efeitos químicos causados no solo e percolado das colunas com a aplicação de diferentes taxas de água residuária de suinocultura, durante o ciclo da cultura do feijão. Entende-se que esta seja uma proposta em que os suinocultores possam se basear para fazer um melhor destino dos dejetos, contribuindo com o meio ambiente, evitando assim a contaminação causada pelos dejetos produzidos em suas propriedades.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Suinocultura no Brasil

Segundo dados da Associação Catarinense de Criadores de Suínos (ACCS) (2011), a suinocultura brasileira em 2011, operou com preços em queda e custos em alta, o que comprometeu a recuperação da rentabilidade. O mercado externo teve sua participação reduzida, mas propiciou preços altos as exportações, já o mercado interno foi o dinamizador da cadeia produtiva. Caracterizou-se por preços estáveis, mas em patamares elevados, contribuindo para a rentabilidade do setor agroindustrial.

As principais mudanças que afetaram o ano de 2012 foram a abertura do mercado chinês e redução das compras russas, a consolidação da fusão entre as duas líderes de mercado, a regulamentação dos contratos de integração e a continuidade do programa de etanol dos EUA e seus efeitos no preço do milho.

Para Coloni (2011), a suinocultura brasileira passou por mudanças tecnológicas nas últimas décadas, isto é, com o avanço da cadeia do agronegócio, essa atividade teve um crescimento nos últimos quatorze anos. Esse fato fica claro a partir de indicadores econômicos e sociais como participações de mercado, exportações, geração de empregos diretos e indiretos. Nessa atividade como em qualquer outra, um dos objetivos a serem atingidos correspondem no aumento da produtividade e redução dos custos de produção.

As atividades relacionadas à suinocultura ocupam lugar de destaque na matriz produtiva do agronegócio brasileiro, destacando-a como uma atividade de importância no âmbito econômico e social.

Segundo estimativas, mais de 730 mil pessoas dependem diretamente da suinocultura, sendo essa atividade responsável pela renda de mais de 2,7 milhões de pessoas (ROPPA, 2002).

De acordo com a Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora da Carne Suína (Abipecs) (2004), embora a carne suína seja a mais consumida em todo o mundo, os consumidores brasileiros dão preferência para as carnes de aves e bovinos. A média de consumo de carne suína *in natura* no Brasil é 12,1kg.hab.ano⁻¹, enquanto a média mundial é 14,5kg.hab.ano⁻¹, e a europeia é mais de 40 kg.hab.ano⁻¹.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2003), o quarto lugar em efetivo de rebanho é ocupado pela categoria dos suínos. O rebanho nacional somou

38,045 milhões de cabeças em 2009, com alta de 3,3% em relação a 2008 (IBGE, 2010).

A produção tradicional de suínos ocorre em praticamente todo o país e convive com polos regionalizados especializados na produção comercial (IBGE, 2003).

As principais regiões produtoras são o Sul (42,63%), o Nordeste (22,16%), o Sudeste (18,01%) e o Centro-Oeste (10,35%). Os estados do Sul (Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul) são os maiores produtores, correspondendo a 48,5% do efetivo brasileiro em 2009, seguidos de Minas Gerais, Bahia e São Paulo. Entre os municípios, Uberlândia foi o principal produtor, com 1,8% do total nacional, seguido por Rio Verde (GO) e Toledo (PR) (IBGE, 2010).

A suinocultura é uma atividade fundamental para a economia brasileira, pois gera emprego e renda para cerca de 2 milhões de propriedades rurais. O setor fatura mais de R\$ 12 bilhões por ano. Tal atividade desempenha um papel vital na economia da região em foco, porém, se constitui também numa importante fonte poluidora (ASSIS, 2004).

O avanço tecnológico apresentado pela suinocultura brasileira nos últimos anos trouxeram benefícios sociais e econômicos incontestáveis à sociedade, mas os problemas ambientais gerados pela atividade nos principais centros produtores do País são igualmente importantes (EMBRAPA, 2004).

2.2 Produção e características dos dejetos suínos

De acordo com Konzen (1983), os dejetos líquidos de suínos também denominados de chorume ou liquame, são uma mistura que inclui fezes e urina dos animais, a água desperdiçada nos bebedouros e aquela usada na higienização das instalações, além de resíduos de ração, pelos e do próprio desgaste das instalações decorrentes do processo criatório.

O esterco, por sua vez, é constituído pelas fezes dos animais que, normalmente, se apresentam na forma pastosa ou sólida. Já o líquido, contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (DIESEL et al., 2002).

As características físico-químicas dos dejetos estão associadas ao sistema de manejo dos animais adotados, aos aspectos quantitativos e qualitativos das rações usadas, apresentando grandes variações na concentração dos seus elementos entre produtores, dentro da própria granja (OLIVEIRA, 2002).

A quantidade total de dejetos produzidos por um suíno em determinada fase do seu desenvolvimento, é um dado fundamental para o planejamento das instalações de

coleta, estocagem, e definição dos equipamentos a serem utilizados para o transporte e distribuição do mesmo na lavoura. As quantidades de fezes e urina são afetadas por fatores zootécnicos (tamanho, sexo, raça e atividade), ambientais (temperatura e umidade) e dietéticos (digestibilidade, conteúdo de fibra e proteína) (DARTORA et al., 1998).

A quantidade de dejetos produzidos nas unidades de produção, além de variar em função do desenvolvimento dos animais, depende da quantidade de urina produzida, e essa por sua vez, está diretamente relacionada a quantidade de água ingerida. Em termos gerais, cada litro de água ingerido por um suíno resulta em 0,6 litros de esterco (OLIVEIRA, 1995). Além disso, a quantidade desperdiçada nos bebedouros, bem como o volume utilizado na higienização das instalações, são fatores importantes que também afetam o volume total de esterco líquido (FERNANDES & OLIVEIRA, 1995).

A quantidade total de esterco produzida por um suíno varia de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais. A produção de dejetos deve ser assumida como sendo diretamente proporcional ao peso vivo do animal. O volume total de líquido de um sistema de criação depende da quantidade de água desperdiçada pelos bebedouros e do volume de água utilizado na higienização das edificações e dos animais. Na Tabela 1 estão apresentados a produção de dejetos de suínos por fase produtiva (OLIVEIRA, 1993).

Tabela 1. Produção média diária de esterco, esterco + urina e dejetos líquidos por animal por fases produtivas dos suínos.

Categoria	Esterco (kg.dia ⁻¹)	Esterco + urina (kg.dia ⁻¹)	Dejetos Líquidos (L.dia ⁻¹)
Suínos (25 - 100 Kg)	2,30	4,90	7,00
Porca gestação	3,60	11,00	16,00
Porca lactação + leitões	6,40	18,00	27,00
Cachaço	3,00	6,00	9,00
Leitões na creche	0,35	0,95	1,40

Fonte: Adaptado de Oliveira (1993)

Seja qual for a forma de criação, a suinocultura é uma atividade de grande potencial poluidor, face ao elevado número de contaminantes gerados pelos seus efluentes, cuja ação individual ou combinada podem representar importantes fontes de degradação do ar, dos recursos hídricos e do solo.

A degradação biológica dos resíduos produz gases tóxicos, cuja exposição constante a níveis elevados, podem reduzir o desempenho zootécnico dos suínos e incapacitar precocemente os tratadores para o trabalho, mas o lançamento dos dejetos na natureza sem

tratamento prévio podem causar desequilíbrios ambientais, a exemplo da proliferação de moscas e borrachudos e aumento das doenças vinculadas a água e ao solo (EMBRAPA, 2012).

A poluição ambiental por dejetos é um problema que vem se agravando na suinocultura moderna. Diagnósticos recentes têm demonstrado um alto nível de contaminação dos rios e lençóis de água superficiais que abastecem tanto o meio rural como o urbano (LUCENA et al., 2010). A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior a de outras espécies. Utilizando-se o conceito de equivalente populacional, um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas (LINDNER, 1999).

Segundo Paula (1982), os resíduos de confinamento de suínos não podem ser lançados diretamente em cursos d'água sem antes sofrerem um tratamento, pois além da questão da poluição ambiental, ainda deve-se considerar que devido ao apreciável volume produzido, pode-se avaliar o potencial que é perdido quando não se reciclam os resíduos.

2.3 Utilização de água residuária de suinocultura como fertilizante orgânico

Embora os dejetos possam ser utilizados como fonte de energia e nutrientes para outras espécies animais, considera-se mais adequado utilizá-los como fertilizante, pois melhoram as condições físicas, químicas e biológicas do solo, além de fornecer nutrientes essenciais às plantas. Seu emprego deve ser planejado em função das características do solo, exigência das culturas, declividade, taxa e época de aplicação, formas e equipamentos de aplicação (PERDOMO, 1999).

Os dejetos de suínos podem ser usados na fertilização das lavouras, trazendo ganhos econômicos ao produtor rural, sem comprometer a qualidade do solo e do meio ambiente. Para isso, é fundamental a elaboração de um plano técnico de manejo e adubação, considerando a composição química dos dejetos, a área a ser utilizada, a fertilidade e tipo de solo e as exigências da cultura a ser implantada (MIRANDA et al., 1999).

Os sistemas intensivos de criação de suínos confinados originam grandes quantidades de dejetos, os quais necessitam de uma destinação. Dentre as alternativas possíveis, aquela de maior receptividade pelos agricultores, tem sido a utilização como fertilizante (DIESEL et al., 2002).

A disposição de águas residuárias de animais no solo é muito usada no mundo, principalmente na Europa e nos Estados Unidos, tanto como técnica de tratamento por escoamento superficial, quanto na fertilização de solos cultivados. No Brasil, ela tem sido

muito usada na fertirrigação de culturas exploradas em regiões produtoras de suínos e bovinos, criados em sistema de confinamento (FREITAS et al., 2004).

Os dejetos suínos podem apresentar grandes variações em seus componentes, dependendo do sistema de manejo adotado, composição das rações oferecidas aos animais, e principalmente da quantidade de água em sua composição (COELHO, 2006). Quanto mais alto for o teor de matéria seca, menor será a quantidade de água presente nos dejetos e melhor será a qualidade fertilizante.

O manejo inadequado dos resíduos da suinocultura (extravasamento de esterqueiras, aplicação excessiva no solo) pode ocasionar a contaminação de rios (como a eutrofização), de lençóis subterrâneos (aumento da concentração do íon nitrato), do solo (patógenos e excesso de nutrientes, dentre outros) e do ar (como emissões gasosas) (KUNZ et al., 2005).

O maior problema para a adequação das propriedades às exigências da legislação, no que diz respeito a melhoria da qualidade do ar e redução do poder poluente dos dejetos suínos a níveis aceitáveis pela legislação, requererem investimentos significativos, normalmente acima da capacidade de pagamento do produtor. A utilização dos dejetos suínos como fertilizante para as plantas exigem conhecimentos específicos para cada situação e razoáveis investimentos em armazenagem, transporte e distribuição, nem sempre disponíveis para os pequenos e médios produtores (OLIVEIRA, 2002).

A incorporação dos dejetos de suínos no solo é uma prática antiga, devido a sua composição química rica em N, P e K (nitrogênio, fósforo e potássio), disponíveis tanto quanto outros adubos minerais, dependendo apenas da degradação dos compostos nitrogenados (ASSIS, 2004).

Segundo Deisel et al., (2002), a concentração de N, P, K, nos estercos animais, está relacionada com a qualidade dos alimentos consumidos pelos mesmos e o tamanho do animal, medido em peso vivo. Em média, 75% do nitrogênio, 80% do P_2O_5 e 85% do K_2O presentes nos alimentos, são excretados nas fezes. O fósforo está presente mais na forma de compostos orgânicos, enquanto que a urina contém apenas traços do elemento. No esterco manejado de forma líquida há necessidade de homogeneização da biomassa, porque o fósforo pode ser fixado no fundo das lagoas e esterqueiras.

O potássio está presente, em grande parte da urina dos animais, é altamente solúvel em água e prontamente disponível, pois se encontra totalmente na forma mineral. Devem-se evitar perdas de K solúvel por vazamentos nas esterqueiras, pois podem fluir juntamente com a água (DEISEL et al., 2002).

Os dejetos de suínos e aves são uma excelente fonte de nutrientes, especialmente N, quando manejados adequadamente, podem suprir parcialmente ou totalmente o fertilizante químico na produção de grãos. Além do benefício como fontes de nutrientes, o seu uso adiciona matéria orgânica, que melhora os atributos físicos do solo, aumentam a capacidade de retenção de água, reduzem a erosão, melhoram a aeração e cria um ambiente mais adequado para o desenvolvimento da flora microbiana do solo. Desta forma, os resíduos orgânicos são considerados insumos de baixo custo e de alto retorno econômico para a agropecuária, além do retorno direto da atividade (MENEZES et al., 2002).

Basso (2003), afirmou que aplicações contínuas de águas residuárias de suinocultura (ARS), podem ocasionar desequilíbrio de nutrientes no solo. A severidade do problema pode variar de acordo com o tempo de aplicação, composição e quantidade de ARS aplicada. O tipo de solo e a capacidade de extração das plantas também são fatores que influenciam nas consequências da aplicação de ARS.

Dal Bosco et al., (2008), verificou as alterações químicas de um Latossolo Roxo Distroférico na região oeste do Paraná, decorrentes da aplicação por oito anos consecutivos de ARS a uma taxa de 99 ton. ha⁻¹.ano. Na safra de verão era cultivado milho e na de inverno trigo e milho safrinha. Os resultados mostraram que a aplicação de ARS aumentou a concentração de cálcio de 3,2 cmol_c dm⁻³ para 6,2 cmol_c dm⁻³ na camada de 0-30 cm, enquanto a concentração de magnésio aumentou de 2,0 cmol_c dm⁻³ para 3,7 cmol_c dm⁻³, também na camada de 0-30 cm. Já o de fósforo, que antes da aplicação de ARS era de 33,7 mg dm⁻³ na camada de 0-30 cm e 3,8 mg dm⁻³ na camada de 30-60cm, aumentou para 51,1 mg dm⁻³ (0-30 cm) e 5,4 mg dm⁻³ (30-60 cm) após a aplicação; já o sódio, de matéria orgânica e de potássio, principalmente na camada de 0-30 cm, também tiveram seus valores aumentados. Verificou-se ainda, que na camada de 30-60 cm não houve alteração no que diz respeito ao pH, nitrogênio total e potássio. A concentração de Alumínio nas camadas de 0-30 e 30-60 cm reduziu-se a zero quando foi aplicada ARS.

Segundo Queiroz et al., (2004), aplicando ARS a uma taxa de 800 kg de DBO₅ ha.d⁻¹ durante quatro meses em um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com gramíneas (quicuiu da Amazônia, braquiária, coastcross e tifton 85), observou-se que não houveram problemas no desenvolvimento das gramíneas.

Houve aumento nas concentrações disponíveis e trocáveis de P, K, Na. Foi constatado acúmulo de zinco trocável no solo, indicando riscos potenciais de contaminação. Os autores concluíram que, mesmo que tenham sido incorporadas grandes quantidades de macro e micronutrientes, com a aplicação da ARS, não houve saturação do complexo de troca

do solo e houve aumento na capacidade de troca catiônica (CTC).

Smanhotto (2008) aplicou taxas de 100, 200, 300 m³ ha⁻¹ de ARS durante o ciclo da cultura da soja, em área adubada de acordo com a recomendação para a cultura e outra sem adubação. Pode-se notar que a aplicação de ARS promoveu aumento no pH, teor de matéria orgânica e capacidade de troca de cátions do solo; o nitrogênio não sofreu influência com a aplicação de ARS e adubação, já as concentrações de nitrato no solo foram dependentes das quantidades de ARS aplicadas.

Maiores taxas de ARS apresentaram também maiores concentrações de nitrato na solução do solo. A concentração de fósforo no solo também foi influenciada pela quantidade de ARS aplicada, bem como a adubação, sendo que o aumento de concentrações foram verificadas para a maior taxa aplicada, e em tratamentos que não receberam adubação.

A estrutura atual dos sistemas produtivos de suínos baseia-se na concentração de animais em pequenas áreas, gerando grandes excedentes de dejetos, que demandam áreas relativamente grandes para o seu aproveitamento agrônomico. Entretanto, os resíduos da suinocultura em geral, são utilizados como adubo orgânico de forma inadequada, o que gera grande risco de poluição ambiental, em regiões de produção intensiva devido, principalmente, a infiltração do nitrogênio no solo, o escoamento superficial do fósforo, e muitas vezes, ocasionando o lançamento direto dos dejetos nos cursos d'água. Esse fato somado aos custos relativamente altos da aplicação desse resíduo nas lavouras torna-se imprescindível o desenvolvimento de técnicas de manejo economicamente viáveis, e que não ofereçam riscos potenciais, principalmente na poluição hídrica (EMBRAPA, 2004).

2.4 Percolação da água residuária de suinocultura no solo

O cultivo de plantas utilizando fertilizantes orgânicos tem contribuído com aumento da deposição de resíduos no solo, melhorando suas propriedades físicas e químicas, importantes para o desenvolvimento biológico. No entanto, deve-se atentar para o fato de que estes fertilizantes podem conter coliformes totais e coliformes fecais e ainda nitrogênio (N), que poderá ser transformado em NO₃⁻ contaminantes de águas subterrâneas e de superfícies (MAGGI, 2009).

Prior et al., (2009), avaliando cinco lâminas de ARS (0; 112,5; 225; 337,5 e 450 m³ha⁻¹) por ciclo, combinadas com duas adubações de solo (50 e 75%), em Latossolo Vermelho Distroférrico cultivado com milho, observou que as maiores lâminas de ARS apresentaram maior acúmulo de fósforo no solo. Para o percolado, os índices de fósforo

encontrados não apresentam riscos de contaminação aos mananciais.

Sampaio et al., (2010) observou maior concentração de nitrato proporcional às taxas de água residuária de suinocultura (ARS) com comportamento das formas de nitrogênio no material percolado trabalhado e no solo quando cultivado com milho (*Zeamays L.*), irrigado com o mesmo tipo de água em quatro taxas de aplicação (112,5; 225; 337,5 e 450 kg N ha⁻¹), adubação convencional (AD), em dois níveis (15 e 25 kg N ha⁻¹) e com a implantação de lisímetros, posteriores a realização das irrigações, e coleta das amostras de solo nas profundidades 0-20; 20-40 e 40-60 cm.

Matos et al., (2004) estudou a mobilidade do nitrato no solo de rampas vegetadas, utilizadas no tratamento pelo método do escoamento superficial de águas residuárias da suinocultura (ARS), águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC) e águas residuárias da bovinocultura confinada (ARB). Pode-se observar que houve um aumento nas concentrações de nitrato, notadamente nas profundidades maiores que 20-30 cm, no perfil dos solos das rampas de tratamento, quando comparativamente aos valores encontrados em perfis de solo testemunha. Entretanto, diferenças mais marcantes foram encontradas nas concentrações de nitrato, a partir da camada arável dos solos das rampas de tratamento, dependendo da espécie de capim forrageira cultivada e da água residuária aplicada.

Carneiro et al., (2011), estudando a quantidade total de sais no lixiviado e no solo durante quatro ciclos de culturas (milho, soja, aveia e soja), consecutivamente, irrigados com água residuária da suinocultura (ARS), verificou que as aplicações de ARS até 300 m³ ha⁻¹, combinadas com adubações de 50 e 75% da necessidade da cultura, não ocasionaram problemas de contaminação das águas subterrâneas e do solo, em termos de condutividade elétrica para as culturas estudadas. Percebeu-se uma leve tendência de aumento da quantidade total de sais no solo, com aplicações sucessivas. Nas leguminosas, os sais lixiviados foram maiores, por essas culturas não necessitarem fornecimento extra de nitrogênio.

Por isso, têm-se buscado alternativas com o intuito de minimizar a poluição causada pelos dejetos oriundos da suinocultura. No Brasil, a forma mais usual de manejo de dejetos é o armazenamento em esterqueiras ou em lagoas e posterior aplicação no solo (KUNZ et al., 2004). As esterqueiras e lagoas, desde que corretamente dimensionadas e operadas, são uma opção de baixo custo para produtores que possuem áreas de cultivo suficientes, onde esses resíduos possam ser utilizados como fertilizante orgânico (LUCENA et al., 2010).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrições da área de estudo

O experimento foi conduzido em casa de vegetação no Centro Técnico em Irrigação – CTI, do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual de Maringá, PR, com localização geográfica definida pelas coordenadas 23° 25' de latitude Sul, 51°57' de longitude Oeste, com altitude média de 596 metros; O relevo da área é suave ondulado, apresentando diferença de nível médio de 7%.

Segundo Köppen, o clima é do tipo subtropical (Cfa), com médias pluviométricas anuais de 1.500 mm, chuvas abundantes no verão, porém com clima quente e suas máximas são durante os meses de novembro, dezembro e janeiro. O inverno é seco (geadas pouco frequentes) com as mínimas nos meses de março, junho, julho e agosto, mas sem estação seca definida. O município apresenta temperatura média de 21,95° C e umidade relativa do ar média 66% (IAPAR 1998).

3.2 Caracterizações químicas do solo

O solo da área foi classificado como Nitossolo Vermelho distroférico, com horizonte A moderado, textura muito argilosa, com 230 g kg⁻¹ de areia, 60 g kg⁻¹ de silte e 710 g kg⁻¹ de argila na camada de 0–20 cm (SALVESTRO et al., 2012).

Coletou-se amostras de solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-80 cm para análise no laboratório de solos do Departamento de Agronomia da Universidade Estadual de Maringá (DAG/UEM), localizado nesta mesma cidade. Todas elas foram homogeneizadas, para que formassem uma amostra composta, sendo as colunas preenchidas de acordo o perfil do solo. Ele foi seco ao ar e posteriormente destorroado com auxílio de uma peneira com malha de 2 mm, correspondendo a terra fina seca ao ar (TFSA).

Nos Tabelas 2 e 3 estão apresentados os resultados da análise química do solo utilizado para o preenchimento das colunas.

Tabela 2. Resultados obtidos na análise de solo para os indicadores da fertilidade na amostra coletada.

Camadas	pH	N	Al ³⁺	H ⁺ Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	SB	CTC	P	C
(cm)	H ₂ O	$\frac{g}{kg^{-1}}$			cmol _c dm ⁻³					mg dm ⁻³	g dm ⁻³
0-5	5,8	1,74	0,0	4,28	4,39	1,02	0,42	5,83	10,11	8,9	16,11
5-10	5,5	1,78	0,1	4,61	4,36	0,92	0,44	5,72	10,33	9,2	13,43
10-20	5,5	1,52	0,1	4,28	4,04	0,88	0,25	5,17	9,45	2,8	10,36
20-40	5,5	1,09	0,0	3,42	3,86	0,93	0,11	4,90	8,32	1,5	4,60
40-60	5,7	0,94	0,0	3,17	3,75	0,72	0,05	4,52	7,69	1,7	5,37
60-80	5,6	0,70	0,0	3,42	3,69	0,57	0,04	4,30	7,72	2,0	4,22

Fonte: Laboratório de Solos (DAG/UEM).

Ca, Mg, Al - extraídos com KCL 1mol L⁻¹

P, K - extraídos com Mehlich1

H+Al - Método SMP

C - Método Walkley& Black

N - Determinação pelo método Kjeldahl

SB - Soma de Bases

Tabela 3. Resultados da análise de solo para micronutrientes.

Camadas	V	Ca	Mg	K	m	$\frac{Ca}{Mg}$	$\frac{Ca}{K}$	$\frac{Mg}{K}$	$\frac{(Ca + Mg)}{K}$	$\frac{K}{(Ca + Mg)^{1/2}}$
(cm)		%								
0-5	57,67	43,42	10,09	4,15	0,00	4,30	10,45	2,43	12,88	0,18
5-10	55,37	42,21	8,91	4,26	1,72	4,74	9,91	2,09	12,00	0,19
10-20	54,71	42,75	9,31	2,65	1,90	4,59	16,16	3,52	19,68	0,11
20-40	58,89	46,39	11,18	1,32	0,00	4,15	35,09	8,45	43,55	0,05
40-60	58,78	48,76	9,36	0,65	0,00	5,21	75,00	14,40	89,40	0,02
60-80	55,70	47,80	7,38	0,52	0,00	6,47	92,25	14,25	106,50	0,02

Fonte: Laboratório de Solos (DAG/UEM).

3.3 Implantação do experimento

O experimento foi conduzido durante o período de março a outubro de 2011. Foram preenchidas 15 colunas com solo em tubos de PVC com altura de 0,90 m e diâmetro de 0,2 m e com 0,80 m, sobrando 0,10 m de borda superior para evitar possíveis perdas de material, em que foi semeada a cultura do feijoeiro. Na parte inferior de cada coluna colocou-se uma tela fina para impedir a passagem do solo que foi adicionado aos poucos de forma que cada camada era colocada por sua vez, distribuídas uniformemente dentro das colunas, procurando reproduzir o mais próximo possível o perfil do solo no campo.

As colunas foram fixadas sobre suportes que as mantiveram elevadas, possibilitando drenagem e coleta do lixiviado e em cada uma delas, foram adicionados 5,07 L de água para a terra se acomodar. As colunas estavam distribuídas em duas linhas, espaçadas em 0,50 m na largura e 0,50 m no comprimento, com um volume de 0,0251 m³ e área de 0,03141 m² (profundidade de 0,90 m e diâmetro de 0,2 m), conforme ilustrada na Figura 1:

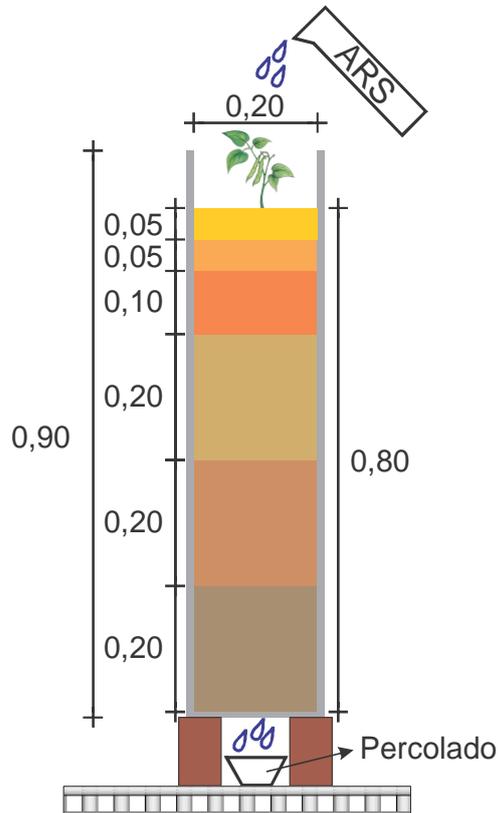


Figura 1. Desenho ilustrativo da coluna utilizada.

3.4 Água residuária de suinocultura (ARS)

A água residuária de suinocultura (ARS) utilizada foi coletada na Fazenda Experimental da Universidade Estadual de Maringá, localizada no distrito de Iguatemi, Paraná, onde estão instaladas três lagoas de estabilização, na qual apenas a primeira lagoa está ativada, de onde foram coletados dois litros para o experimento e enviadas ao Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Maringá, localizado na cidade de Maringá, PR.

Na Tabela 4 está apresentada a caracterização da água residuária de suinocultura:

Tabela 4. Caracterização da água residuária de suinocultura utilizada no experimento.

PARÂMETROS	
pH	7,52
Condutividade(μ S/cm)	4.050
Sólidos Totais (mg/L)	5.247
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	3.978
Sólidos Totais e Fixos (mg/L)	1.269
Sólidos em Suspensão (mg/L)	1.506
DQO (mg/L)	1.685
DBO (mg/L)	530
Fósforo Total (mg/L.PO4-P)	62,96
Potássio (mg/L)	107,85
Sódio (mg/L)	69
Magnésio (mg/L)	33,26
Cálcio (mg/L)	46,14
Nitrato (mg/L)	0,40
Nitrogênio (mg/L)	437
*Ferro (mg/L)	11
*Zinco (mg/L)	2
*Cobre (mg/L)	2
*Manganês (mg/L)	n.d

Metodologia – standard methods for the examination of water and wastewater (APHA) (AWMA).

*Elementos determinados por espectrofotometria de adsorção atômica após digestão nítrico-perclórica do material.

N: determinação pelo método Kjeldahl

N.d.: não detectado

3.5 Tratamentos

Utilizou-se quatro taxas de aplicações de ARS0, 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹ aplicadas ao solo.

A ARS foi aplicada em superfície, manualmente com o auxílio de uma proveta, uma única vez no dia 18 de março de 2011, tomando-se o máximo de cuidado para que não houvesse escoamento do resíduo para fora das colunas.

Na Tabela 5 são apresentados os tratamentos utilizados no experimento:

Tabela 5. Relação dos tratamentos.

TRATAMENTO	TAXA ARS (m ³ ha ⁻¹)	QUANTIDADE (litros)
T0	0	0
T1	150	0,471
T2	300	0,942
T3	450	1,413
T4	600	1,884

Os tratamentos foram distribuídos nas colunas da área experimental de forma aleatória, constituindo um delineamento experimental inteiramente ao acaso, com três repetições, conforme a Tabela 6:

Tabela 6. Distribuição aleatória dos tratamentos e das repetições nas colunas.

Colunas	Tratamentos	Repetições
1	T3	R1
2	T3	R3
3	T0	R2
4	T4	R1
5	T0	R3
6	T2	R2
7	T2	R3
8	T4	R2
9	T1	R2
10	T0	R1
11	T2	R1
12	T1	R1
13	T1	R3
14	T3	R2
15	T4	R3

Nas colunas semeou-se feijão (*Phaseolus vulgaris*L.), cultivar tipo carioca, IPR Tangará, adquirido na sede do IAPAR em Londrina. Fez-se semeadura manual, com três sementes de feijoeiro em cada coluna, no dia 11 de junho de 2011, 84 dias após incorporação da água residuária de suinocultura ao solo.

Após a germinação das sementes, foi realizada uma seleção da melhor planta entre as três, restando apenas uma planta por coluna.

3.6 Reposição de água nas colunas

Para manter o solo das colunas na umidade respectiva a sua capacidade de campo, foi utilizada uma coluna com peso aproximado de 13,500k g, denominada como testemunha. A partir desta era calculada a evapotranspiração diária das colunas para assim poder irrigá-las de acordo com sua capacidade de campo.

Para estimar a evapotranspiração das colunas, primeiramente foi aplicada a coluna testemunha sua umidade respectiva a sua capacidade de campo e diariamente esta era pesada, a diferença de massa do dia anterior com a pesagem diária era a quantidade de água

evapotranspirada, assim, essa quantidade evapotranspirada era repostada por irrigação, diariamente, mantendo o solo das colunas sempre na sua capacidade de campo, caso a diferença entre as pesagens fosse menor que a quantidade estipulada de 100 mL, não seria adicionada água. A média feita de água adicionada as colunas durante todo o experimento foi de 147 mL.

3.7 Cultura do feijoeiro

A colheita das plantas foi feita aos 108 dias após a semeadura (DAS), mas em razão de virose não foi possível obter os dados dos componentes de produção.

3.8 Caracterização do solo após aplicação da ARS

Para a avaliação do efeito da aplicação da ARS, fez-se as análises do solo das colunas logo após a colheita da cultura do feijoeiro. Foram retiradas amostras deformadas de solo para todas as camadas separadamente (0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-80 cm), para avaliar os elementos químicos no perfil do solo.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e enviadas ao Laboratório de Solos do Departamento de Agronomia (DAG/UEM), da Universidade Estadual de Maringá, localizado nesta mesma cidade e submetido às mesmas análises químicas realizadas no início do experimento (Tabelas 2 e 3).

3.9 Coleta e análise do percolado

Cinco dias antes da coleta do solo foi realizada também a coleta do percolado, durante uma só vez em todo o experimento.

Para que ocorresse a coleta do percolado, ao final do experimento foram necessários a aplicação de 4,0 à 6,0 L de água em cada coluna para poder promover a percolação.

A coleta da solução percolada foi realizada com o uso de um recipiente plástico, com capacidade de 2 litros, onde cada ponto de coleta, na medida em que se completava a capacidade do recipiente, a solução percolada era transposta para outro recipiente plástico de maior capacidade, de modo a ser homogeneizada.

Após a coleta da solução percolada, as amostras foram armazenadas em frascos plásticos com capacidade de 0,5 L e encaminhadas ao Laboratório de Saneamento e Meio

Ambiente do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Maringá, localizado na mesma cidade, para proceder às devidas análises: pH, cálcio, magnésio, potássio, fósforo, condutividade elétrica, DQO, DBO e nitrogênio.

As análises de DQO e DBO foram feitas por *standard methods for examination of water and wastewater (APHA) (AWWA)*, para cálcio e magnésio foram realizadas através de espectroscopia de absorção atômica, para potássio por fotometria de emissão de chama, para fósforo por colorimetria, método molibdato de amônio e para nitrogênio pelo método de Kjeldahl.

3.10 Análise estatística

As variáveis que se mostraram significativas foram submetidas ao teste de Tukey, ao nível de 5 % de probabilidade.

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância. Para os fatores significativos foram realizadas análises de regressão entre as variáveis independentes com as demais variáveis dependentes.

Para as análises estatísticas foi utilizado o sistema SAEG (UFV, 1997).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análises do potencial hidrogeniônico (pH) do solo

4.1.1 Análises do pH do solo na camada de 0-80 cm

A avaliação do pH na camada de 0-80 cm do solo se justifica por este parâmetro influenciar direta e indiretamente a capacidade da planta em absorver nutrientes do mesmo. Em situações extremas, ele poderá ir de 3,0 a 9,5 seu valor.

A escala de pH varia de 0 a 14, ou seja, de extremamente ácido (0,0) passa a ser neutro, com valor igual a 7,0 e até extremamente alcalino (14,0). Os valores inferiores a 5,0 e superiores a 8,5, representam condições severas de sobrevivência para as plantas. O pH mede a acidez e a concentração de íons de hidrogênio e hidróxidos.

Após aplicação dos tratamentos com ARS no solo, a Tabela 7 apresenta o resumo da análise de variância dos valores de pH do solo em função dos tratamentos.

Tabela 7. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH do solo em função dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	1,667	0,417	12,851	0,000
Linear	$R^2=0.96$	1,606	1,606	49,505	0,000
Quadr.	$R^2=0.99$	0,051	0,051	1,586	0,211
Cúbic.	$R^2=1.00$	0,006	0,006	0,171	***
Quart.	$R^2=1.00$	0,005	0,005	0,141	***
Repetição	2	0,038	0,019	0,579	***
Resíduo	83	2,692	0,032		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade

Observa-se na Tabela 7 que os valores de F foram significativos apenas para a análise linear de regressão a nível de 5% de probabilidade e que para as demais análises, o pH do solo não se mostrou significativo.

Os valores de pH do solo foram influenciados pelos tratamentos com água residuária de suinocultura, sendo assim, o aumento da quantidade aplicada de ARS, reduziu os valores de pH do solo, como pode ser verificado na Figura 2:

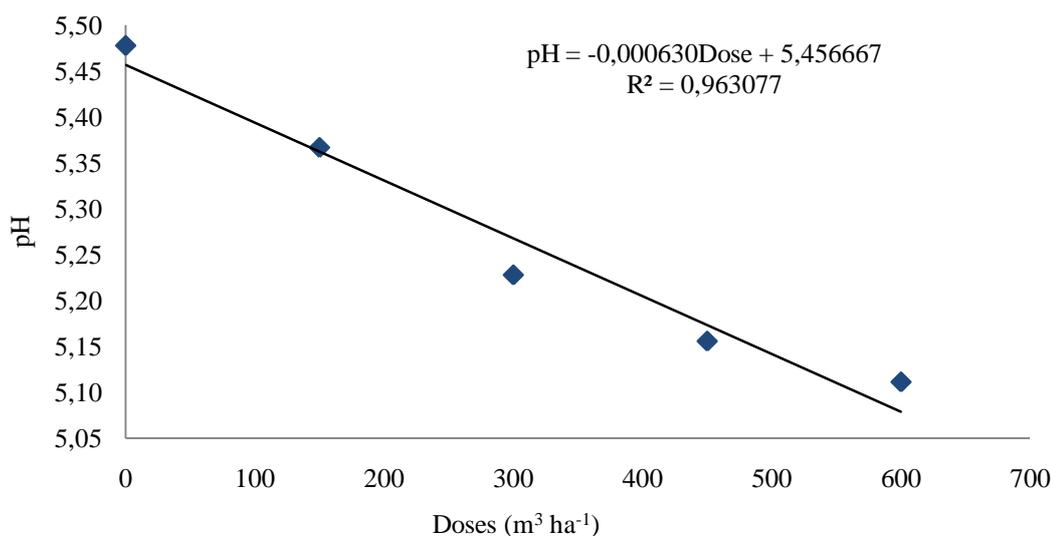


Figura 2. Valores médios do pH do solo em função das doses de ARS.

Resultados obtidos neste trabalho discordam dos encontrados por PELES (2007), no qual não foram observadas variações significativas nos valores de pH do solo para diferentes doses de dejetos líquidos de suínos (0,30, 60 e 90 m³ ha⁻¹). Divergem também dos encontrados por Maggi et al., (2011), em que o pH do solo não foi influenciado pela adubação nem pelas diferentes taxas de ARS aplicadas.

Duarte et al., (2008), avaliou o efeito da aplicação de efluente doméstico tratado e água de abastecimento público na cultura do pimentão. Verificou-se que a utilização da água residuária também não provocou alterações significativas no pH.

Nas Tabelas 8 e 9 estão apresentados os resumos das análises de variância e comparação dos valores médios do pH em função das camadas do solo.

Tabela 8. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH do solo em função das camadas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Camadas	5	0,394	0,079	2,000	0,162
Repetição	2	0,038	0,019	0,388	***
Resíduo	82	3,965	0,048		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 9. Médias dos valores do pH do solo.

Camadas (cm)	Médias	
10-20	5,393	A
60-80	5,293	A
20-40	5,266	A
40-60	5,246	A
5-10	5,226	A
0-5	5,180	A

Na Tabela8 observa-se que os valores do pH em relação as camadas do solo não foram significativos estatisticamente. Como observado na Tabela9, nota-se que os valores são semelhantes entre si e não se diferenciam estatisticamente pelo teste de Tukey, a nível de 5% de significância, embora não sejam diferentes estatisticamente falando, houve tendência de maior valor de pH na camada mais superficial, com decréscimo ao longo do perfil.

Resultados harmônicos foram encontrados por Cerreta et al., (2003), utilizando esterco líquido de suínos para os três tratamentos (0, 20 e 40 m³ ha⁻¹) e camadas de 0-2,5; 2,5-5; 5-10; 10-20 e 20-40 cm, verificaram que apesar de terem sido detectadas diferenças significativas pelo teste de comparação de médias, pôde-se considerar que o pH do solo praticamente não foi alterado com a aplicação do esterco.

No que diz respeito ao pH, observou-se que independente das profundidades, ele sempre se caracterizou como ácido. Isto pode estar relacionado a atividade microbiana que reduz os valores de pH do solo, e também, a quantidade de chuva por ano, pois quando a precipitação média anual de uma certa zona recebe mais de 635 milímetros, os nutrientes da superfície são lixiviados criando condições ácidas ao solo.

Em relação ao comportamento do pH no perfil do solo antes e após se aplicar os tratamentos, a Tabela10 mostra que para análise de variância, F foi significativo a nível de 5% de probabilidade, e na Figura 3 observa-se a ocorrência de variação dos valores de pH do solo antes e após aplicação dos tratamentos com água ARS.

Tabela 10. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Tratamentos	1	4,967	4,967	157	0,000
Repetição	2	0,019	0,009	0,29	***
Resíduo	176	5,578	0,032		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade

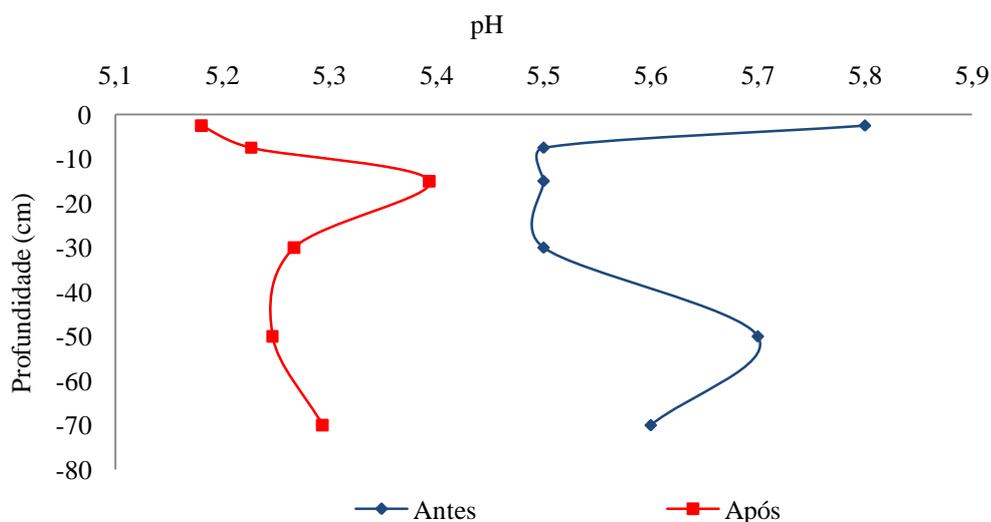


Figura 3. Valores médios do pH do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

O pH médio antes e após a aplicação dos tratamentos da ARS no solo foram analisados em 5,60 e 5,26 respectivamente, cujo valor diminuiu com a aplicação do dejetos suíno.

Quantitativamente, o grau de acidez do solo é identificado como ligeiramente ácido, com pH entre 6,0 e 7,0, moderadamente ácido, com pH entre 5,5 e 6,0, fortemente ácido, pH entre 5,0 e 5,5, muito ácido, pH 4,5 a 5,0, extremamente ácido, pH menor que 4,5, isso significa que a aplicação da água residuária de suinocultura tornou o solo fortemente ácido, o qual necessitará de calagem para aumentar a produtividade das culturas, principalmente a das espécies leguminosas.

Resultados obtidos neste trabalho concordam com os obtidos por Dal Bosco et al., (2008), que trabalhou com análise química de solos com 8 anos de aplicação e sem aplicação de ARS, em duas profundidades. Verificou-se que para o solo que não recebeu aplicação da ARS, o pH aumentou com a profundidade, porém o fertirrigado com ARS apresentou diminuição com o aumento das profundidades.

A Figura 4 nos mostra que os valores das médias de pH diminuíram em função do aumento dos tratamentos, e em relação as camadas, estas apresentaram valores semelhantes entre si.

Valores semelhantes com relação às mínimas diferenças dos valores entre as camadas foram também encontrados por Cassol et al., (2011), onde o pH do solo na camada de 0-2 cm apresentou valores de 4,9 até 5,6, correspondentes aos tratamentos adubo solúvel

(AS) e 200 m³ de dejetos suínos (DJ), respectivamente, e na camada de 4-6 cm, esse atributo situou-se na faixa de 4,9 até 5,4 nos mesmos tratamentos.

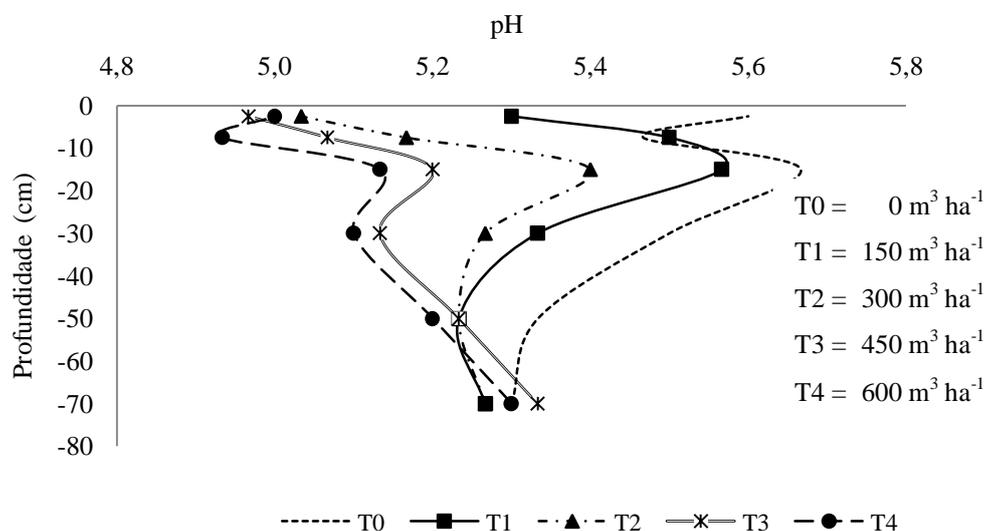


Figura 4. Valores médios do pH dos tratamentos em função das camadas do solo.

A diminuição do pH ao aumento das doses de água residuária de suinocultura sugerem uma calagem no solo, pois ela é recomendada quando o solo é muito ácido (pH < 5,0) ou quando apresentar baixos teores de Ca e Mg. Procuramos corrigir a acidez do solo e criar nele condições favoráveis ao desenvolvimento das plantas, em particular ao crescimento das raízes, garantindo ainda o efeito do adubo; Esta correção pode ser dada pela adição de calcário, que é o produto mais usado para correção da acidez.

4.1.2 Análise do pH do solo na camada de 0-10 cm

Devido a aplicação da água residuária de suinocultura ter sido aplicada em superfície nas colunas, realizou-se uma análise de variância de pH do solo na camada de 0-10 cm, para constatar se a matéria orgânica presente na água residuária de suinocultura influenciariam os valores de pH nesta camada superficial.

Nas Tabelas 11 e 12 estão apresentados os resumos das análises de variância e comparação dos valores médios do pH do solo em função dos tratamentos com ARS na camada de 0-10 cm.

Tabela 11. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	1,495	0,374	8,261	0,000
Linear	R ² =0.92	1	1,380	30,513	0,000
Quadr.	R ² =0.97	1	0,063	1,392	0,250
Cúbic.	R ² =0.98	1	0,240	0,531	***
Quart.	R ² =1.00	1	0,275	0,609	***
Repetição	2	0,347	0,017	0,383	***
Resíduo	23	1,040	0,045		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 12. Médias dos valores do pH do solo na camada de 0-10 cm.

Tratamentos (doses (m ³ ha ⁻¹))	Médias	
T0 = 0	5,533	A
T1 = 150	5,400	AB
T2 = 300	5,100	BC
T3 = 450	5,017	C
T4 = 600	4,967	C

De acordo com a Tabela 11, verifica-se que a aplicação dos tratamentos de ARS ocasionaram diferenças estatísticas nos valores de pH do solo para a camada de 0-10 cm a nível de 5% de probabilidade. A Tabela 12 mostra essa diferença utilizando o teste de Tukey, afirmando que a testemunha (T0) mostrou valores de pH moderadamente ácido, se diferenciando dos tratamentos T2, T3 e T4 que passaram a ter solo com pH fortemente ácido.

Concluiu-se que o aumento dos tratamentos ocasionou uma acidez nos valores de pH do solo nas camadas superficiais, isto se atribui ao fato de que mesmo em solos que apresentem um teor considerável de cargas elétricas positivas, a presença da matéria orgânica, cuja quase totalidade é formada por cargas negativas e dependentes de pH, leva a um balanço final de cargas negativas nas camadas superiores do solo, então a quantidade de matéria orgânica presente na ARS contribuiu para a acidificação do meio.

4.2 Análise do potencial hidrogeniônico (pH) do percolado

Nas Tabelas 13 e 14 estão apresentados os resumos das análises de variância e comparação dos valores médios do pH do percolado em função dos tratamentos com ARS.

Tabela 13. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH do material percolado das colunas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	0,121	0,030	0,462	***
Linear	$R^2=0.00$	1	0,000	0,000	***
Quadr.	$R^2=0.00$	1	0,000	0,000	***
Cúbic.	$R^2=0.43$	1	0,051	0,051	***
Quart.	$R^2=1.00$	1	0,069	0,069	0,333
Repetição	2	0,180	0,090	1,377	0,306
Resíduo	8	0,523	0,065		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 14. Médias dos valores do pH do material percolado das colunas.

Tratamentos (doses ($m^3 ha^{-1}$))	Médias
T2 = 300	6,143 A
T4 = 600	6,090 A
T1 = 150	6,047 A
T0 = 0	6,017 A
T3 = 450	5,877 A

Os resultados mostram que F não foi significativo ao nível de 5% de probabilidade e que os valores de pH do material do percolado não variaram nem diferiram-se entre si pelo teste de Tukey, em função dos tratamentos com ARS.

A Figura 5 ilustra como estes valores estão semelhantes:

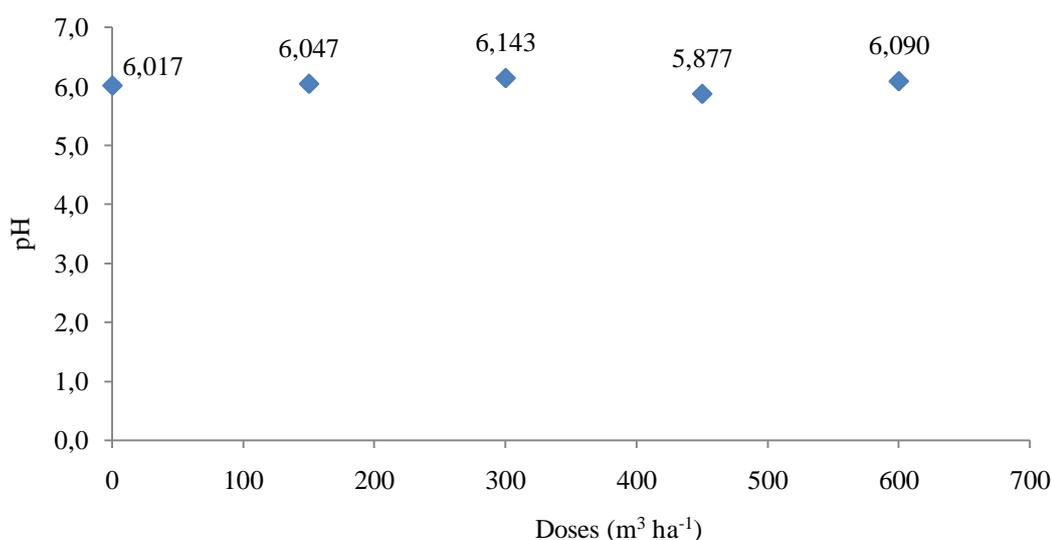


Figura 5. Valores médios do pH do material percolado em função das doses ARS.

Resultados parecidos foram encontrados por Smanhotto (2008), Caovilla et al., (2005) e Gomes (2004), que não observaram diferenças significativas nos valores de pH para o material percolado para os tratamentos com ARS e adubação.

De acordo com a Resolução 430/2011 do CONAMA (BRASIL, 2011), que estabelece valores de pH entre 5,0 e 9,0 como parâmetro padrão de lançamento de efluentes, os valores encontrados no percolado das colunas se enquadram nesta faixa permitida.

4.3 Análises do Alumínio (Al^{3+}) do solo

4.3.1 Análises do Al^{3+} do solo na camada de 0-80 cm

A análise de alumínio na camada de 0-80 cm do solo se dá pela presença desse elemento que para a maioria das culturas pode ser tóxico, não sendo um nutriente. O alumínio presente em uma análise de solo é um sinal de que ele poderá afetar a produção das culturas. Portanto, na Tabela 15 é mostrado o resumo da análise estatística dos valores médios de Al^{3+} do solo após aplicação dos tratamentos com ARS:

Tabela 15. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Al^{3+} do solo em função dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	0,173	0,043	2,485	0,050
Linear	$R^2=0.90$ 1	0,156	0,156	8,973	0,004
Quadr.	$R^2=0.94$ 1	0,007	0,007	0,386	***
Cúbic.	$R^2=0.95$ 1	0,002	0,002	0,115	***
Quart.	$R^2=1.00$ 1	0,008	0,008	0,467	***
Repetição	2	0,033	0,016	0,939	***
Resíduo	83	1,443	0,017		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

De acordo com a Tabela 15, a partir da análise de variância em nível de 5% de probabilidade os valores de Al^{3+} do solo ajustaram-se apenas a equação de regressão linear. Na Figura 6 podemos observar melhor como os valores do Al^{3+} foram ligeiramente influenciados pela aplicação dos tratamentos. O aumento da quantidade aplicada de água residuária de suinocultura aumentou a quantidade de alumínio no solo. Estes valores discordam dos encontrados por Cabral et al., (2011), no qual verificaram que os teores de alumínio decresceram com o aumento das doses:

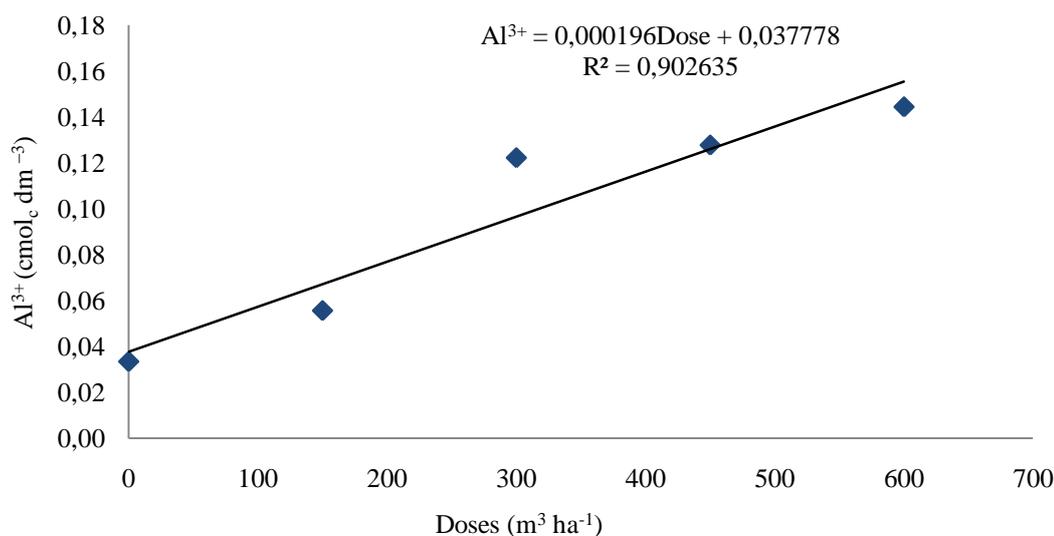


Figura 6. Valores médios do Al³⁺ do solo em função das doses de ARS.

Entre valores de pH 5,0 e 5,5 encontrados nesse trabalho, o alumínio fica solúvel no solo provavelmente causando problemas, e mesmo presente em pequena quantidade já é o suficiente para causar danos as plantas.

A acidez dos solos promove o aparecimento de elementos tóxicos como o alumínio, que causa a diminuição da presença de nutrientes importantes para as plantas. Assim, as análises apresentadas nos Tabelas 16 e 17 mostram os resumos das análises de variância e comparação dos valores médios do Al³⁺ do solo em função ao seu nível de toxicidade nas camadas:

Tabela 16. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Al³⁺ do solo em função das camadas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Camadas	5	0,742	0,148	13,929	0,000
Repetição	2	0,033	0,016	1,532	0,222
Resíduo	82	0,874	0,011		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 17. Médias dos valores do Al^{3+} do solo.

Camadas (cm)	Médias	
5-10	0,247	A
0-5	0,187	A
10-20	0,073	B
20-40	0,067	B
40-60	0,007	B
60-80	0,000	B

A Tabela 16 mostra que a partir da análise de variância os valores de Al^{3+} do solo, apresentaram-se estatisticamente significativo em relação às camadas do solo e a partir do teste de Tukey, em nível de 5% de probabilidade apresentado na Tabela 17. Percebe-se uma diferença estatística entre as camadas de 0-10 para as de 10-80 cm, observaram-se também um decréscimo dos valores de alumínio em relação entre elas, com maior valor encontrado na camada de 5-10 cm e menor valor na camada de 60-80 cm, resultados estes que corroboram com obtidos por Dal Bosco et al., (2008), e Cabral et al., (2011), que notaram a diminuição da concentração de alumínio nas profundidades de 0-30 e 30-60 cm, quando foi aplicada ARS.

Os solos brasileiros em geral, apresentam baixos teores de cálcio (Ca) e altos teores de alumínio (Al^{3+}), que é tóxico para as plantas. Isto ocorre com ênfase nas camadas mais profundas, mas como citado anteriormente, este solo apresentou características contrárias às mencionadas. Desta maneira, baixos foram os teores de alumínio encontrados, portanto, isto pode favorecer o desenvolvimento radicular das leguminosas e não limitam que as raízes consigam buscar água e nutrientes, tornando as plantas mais produtivas.

Em média, os teores de alumínio variaram de 0,0333 e 0,0967 $cmol_cdm^{-3}$, antes e após a aplicação dos tratamentos, respectivamente. Na Tabela 18 está apresentado o resumo da análise de variância desses valores e na Figura 7 estão melhores apresentadas estas variações:

Tabela 18. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Al^{3+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Tratamentos	1	0,180	0,180	17	0,000
Repetição	2	0,016	0,008	0,784	***
Resíduo	176	1,833	0,010		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Pela Tabela 18 observa-se que F foi significativo ao nível de 5% de probabilidade, e observa-se na Figura 7 a variação dos valores do Al^{3+} do solo antes e após aplicar os tratamentos.

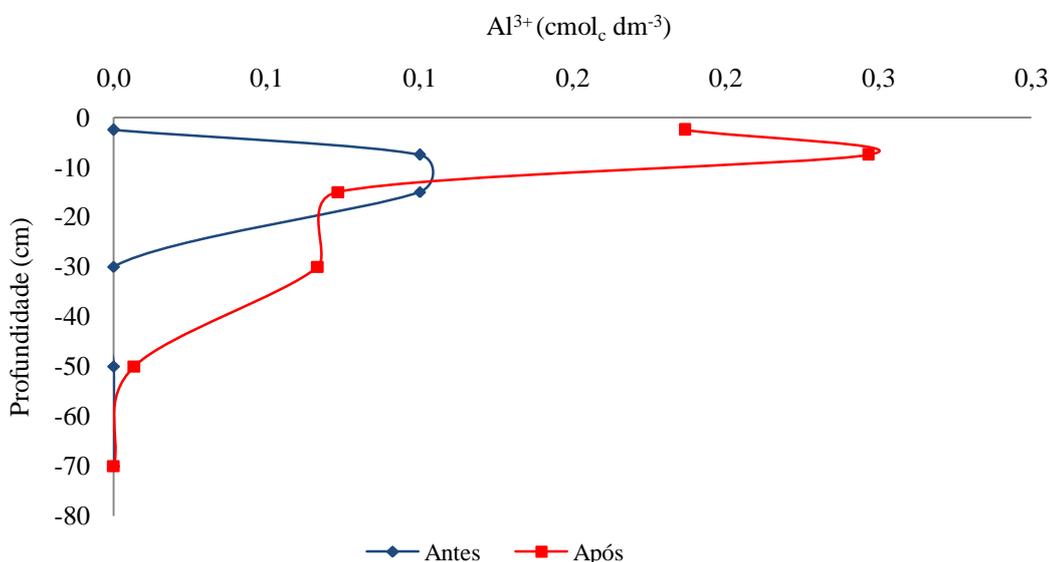


Figura 7. Valores médios do Al^{3+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Considerando que os teores de alumínio encontrados não são tóxicos para a maioria das culturas, em média, após a aplicação dos tratamentos com água residuária de suinocultura para todas as camadas analisadas, estes teores possuíram aumento, principalmente nas camadas mais superficiais.

Estes resultados são inversos aos obtidos por Cabral et al., (2011), que trabalhou com o impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. Notou-se que o valor médio do Al^{3+} do solo antes da aplicação dos tratamentos foi de $0,078\ cmol_c\ dm^{-3}$, e após sua aplicação, o valor foi de $0,038\ cmol_c\ dm^{-3}$, pois no experimento houve um aumento do pH, o que não ocorreu no presente trabalho.

Na Figura 8 estão apresentados os valores médios do Al^{3+} dos tratamentos com ARS em função das camadas do solo. Todos os teores de alumínio aumentaram em relação às doses aplicadas e diminuíram em função ao perfil do solo:

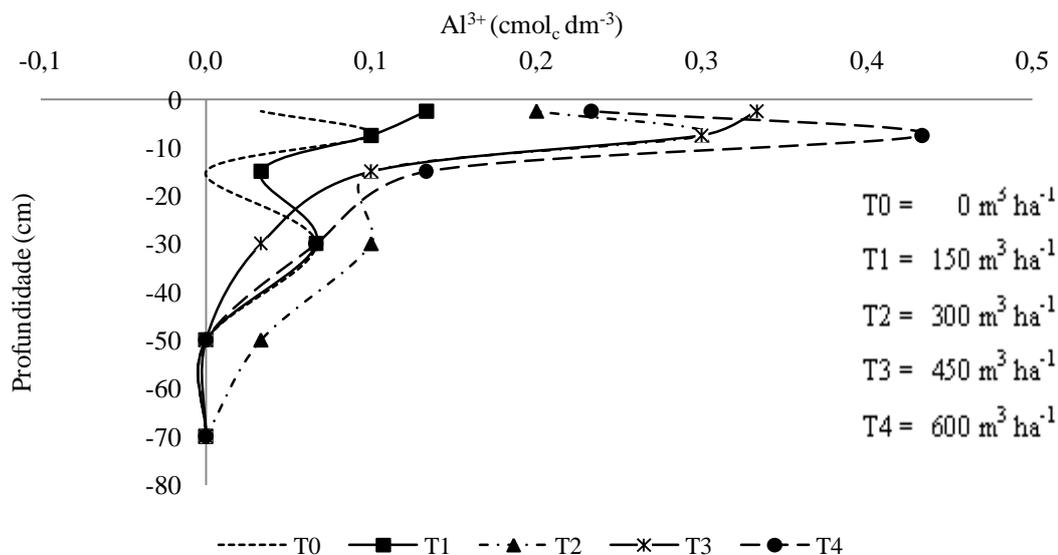


Figura 8. Valores médios do Al^{3+} dos tratamentos em função das camadas do solo.

4.3.2 Análise do Al^{3+} do solo na camada de 0-10 cm

Nas Tabelas 19 e 20 estão apresentados os resumos das análises de variância e a comparação dos valores médios do Al^{3+} do solo em função dos tratamentos com ARS apenas na camada de 0-10 cm:

Tabela19. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Al^{3+} do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	0,343	0,086	4,989	0,005
Linear	$R^2=0.94$ 1	0,323	0,323	18,757	0,000
Quadr.	$R^2=0.96$ 1	0,008	0,008	0,443	***
Cúbic.	$R^2=0.99$ 1	0,011	0,011	0,620	***
Quart.	$R^2=1.00$ 1	0,002	0,002	0,138	***
Repetição	2	0,083	0,041	2,000	0,113
Resíduo	23	0,396	0,017		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 20. Médias dos valores do Al^{3+} do solo na camada de 0-10 cm.

Tratamentos (doses ($m^3 ha^{-1}$))	Médias	
T4 = 600	0,333	A
T3 = 450	0,317	A
T2 = 300	0,250	AB
T1 = 150	0,117	AB
T0 = 0	0,067	B

A partir da análise de variância aplicada na camada de 0-10 cm para os teores de alumínio, conclui-se que esta foi significativa em nível de 5% de probabilidade para a regressão linear e pela Tabela 20 notou-se diferença estatística dos valores do Al^{3+} utilizando o teste de Tukey em nível de 5%, ocorrendo uma diferença entre a testemunha e os tratamentos de maiores doses (T3 e T4).

De acordo com os resultados apresentados, os teores de alumínio do solo presentes nesta camada encontram-se dentro dos recomendados pela EMBRAPA (1999).

4.4 Análises da Acidez Total ou Potencial do solo (H^+Al^{3+})

4.4.1 Análises da H^+Al^{3+} na camada de 0-80 cm

Os componentes da acidez potencial são identificados como acidez trocável e titulável e/ou acidez não trocável, de acordo com o extrator usado para sua quantificação. Conceitualmente, a quantificação da acidez potencial do solo representa a quantidade de base necessária para neutralizá-la, ou em última análise, a necessidade de calcário do solo (KAMINSKI et al., 2002).

A acidez potencial é constituída pela somatória do $H^+ + Al$ do solo, extraídos com soluções de sais tamponadas, ou misturas de sais neutros com solução tampão. Nessa análise, as soluções mais empregadas são o cloreto de bário tamponado com trietanolamina a pH 8,2, o acetato de cálcio $0,5 mol L^{-1}$ a pH 7,0 e a solução-tampão SMP (Raij, 1991).

A acidez potencial limita o crescimento das raízes e ocupa espaço nos colóides, possibilitando que nutrientes essenciais fiquem livres na solução e sejam lixiviados.

A Tabela 21 apresenta a análise de variância dos valores da H^+Al^{3+} do solo em função dos tratamentos com ARS. Observa-se que o valor de F não foi significativo para qualquer uma das regressões. A Figura 9 apresenta como esses valores não se ajustaram a equação de regressão linear:

Tabela 21. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da H^+Al^{3+} do solo em função dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif
Doses	4	2,345	0,586	0,775	***
Linear	$R^2=0.89$	1	2,095	2,771	0,100
Quadr.	$R^2=0.92$	1	0,063	0,083	***
Cúbic.	$R^2=0.92$	1	0,001	0,063	***
Quart.	$R^2=1.00$	1	0,186	0,001	***
Repetição	2	0,224	0,112	0,148	***
Resíduo	83	62,749	0,756		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

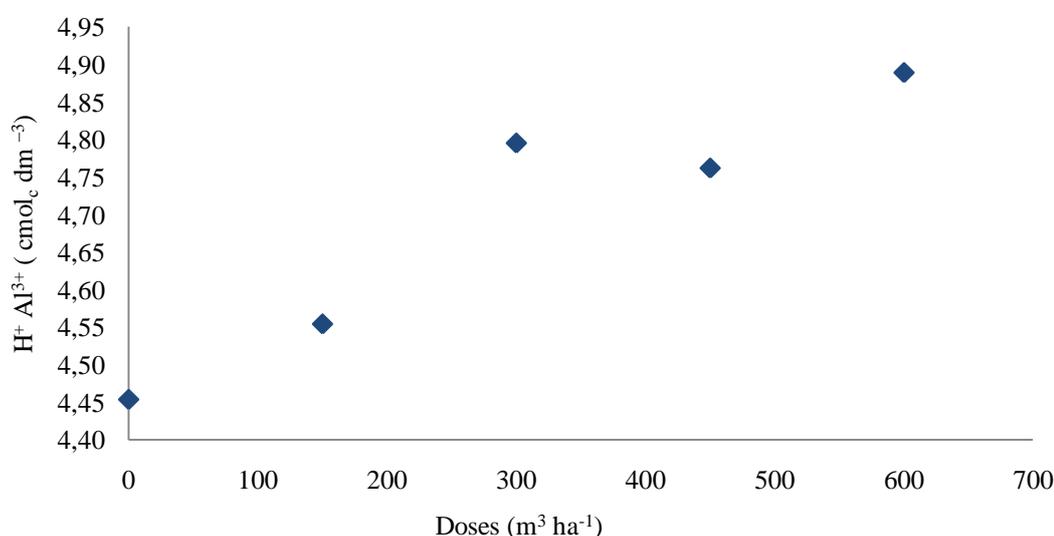


Figura 9. Valores médios da H^+Al^{3+} do solo em função das doses de ARS.

Resultados estes também encontrados por Lourenzi (2010), que após as sucessivas aplicações de 0, 20, 40 e 80 $m^3 ha^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, não afetaram os valores de acidez potencial.

Nos Tabelas 22 e 23 estão apresentados os resumos das análises de variância e comparação dos valores médios pelo Teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade da H^+Al^{3+} do solo em função das camadas:

Tabela 22. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da H^+Al^{3+} do solo em função das camadas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif
Camadas	5	51,538	10,308	62,355	0,000
Repetição	2	0,224	0,112	0,679	***
Resíduo	82	13,555	0,165		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 23. Médias dos valores da H^+Al^{3+} do solo.

Camadas (cm)	Médias	
0-5	5,935	A
5-10	5,297	B
10-20	4,877	B
20-40	3,931	C
60-80	3,931	C
40-60	3,836	C

De acordo com a Tabela 22, podemos observar que os valores da H^+Al^{3+} apresentaram-se estatisticamente significativo sem relação às camadas do solo, já na Tabela 23 ressalta-se uma ligeira tendência de decréscimo da H^+Al^{3+} em relação às camadas, das quais mostraram diferenças estatísticas entre si.

A camada de 0-5cm apresentou média superior as demais, seguidas das médias das camadas 5-10 e 10-20 cm, mas mantendo praticamente os valores próximos entre si. As camadas superficiais em média, apresentam maiores valores de acidez potencial, pois foram influenciadas pela quantidade de sólidos (teor de M.O.), contidos na ARS que ficaram retidas nas camadas superficiais. Resultados estes discordam dos encontrados por Scherer (2007), que verificou aumento nos valores de acidez potencial em relação às camadas.

Apresenta-se na Tabela 24, um resumo da análise de variância da H^+Al^{3+} do solo antes e após aplicação aos tratamentos. Para nível de 5% de probabilidade F foi significativo.

Em relação ao comportamento do H^+Al^{3+} no perfil do solo, podemos observar na Figura 10 que após a aplicação dos tratamentos, ocorreu um aumento nas concentrações, sendo as médias antes e após aplicação dos tratamentos de 3,8633 e 4,6906 $cmol_c.dm^{-3}$, respectivamente. As diferenças podem ser explicadas pela grande quantidade de sólidos contidos na ARS, que apresentam desta forma, altos teores de M.O., que influenciaram então, na acidez potencial.

Tabela 24. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da H^+Al^{3+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Tratamentos	1	30,793	30,793	58,984	0,000
Repetição	2	0,112	0,056	0,108	***
Resíduo	176	91,883	0,522		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

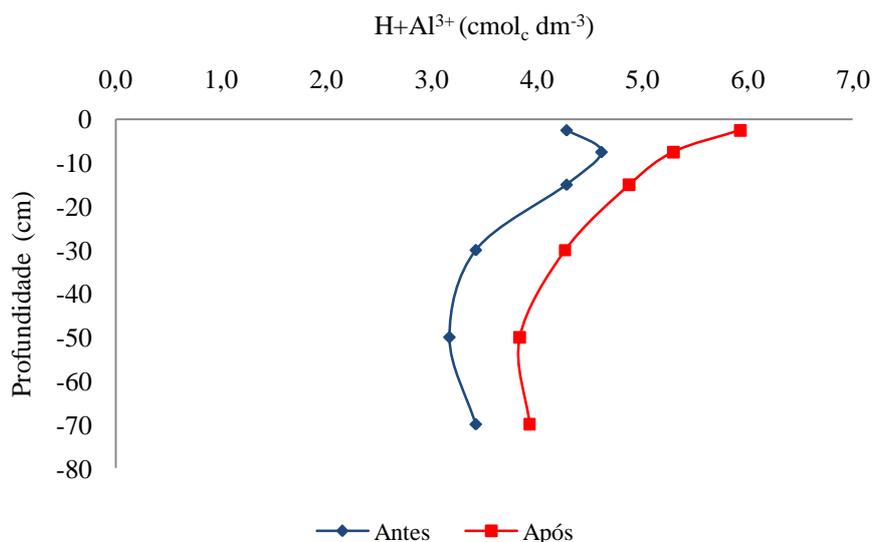


Figura 10. Valores médios da H^+Al^{3+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

A Figura 11 mostra os valores médios do H^+Al^{3+} dos tratamentos com ARS em função das profundidades do solo. Nota-se que os valores das médias de H^+Al^{3+} aumentaram conforme se aumentou também os tratamentos e diminuía em função das camadas.

A camada superficial de 0-5 cm em todos os tratamentos foi a que apresentou os maiores valores de H^+Al^{3+} , pois as camadas superiores foram as que receberam a ARS primeiramente, desta forma, os sólidos ficaram retidos nelas, assim influenciando os valores de acidez potencial.

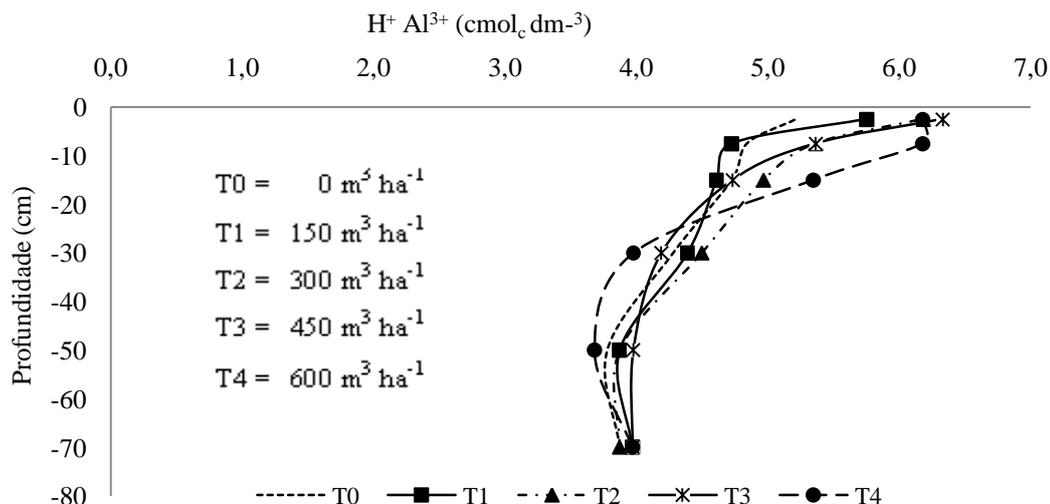


Figura 11. Valores médios da $H^+ Al^{3+}$ dos tratamentos em função as camadas do solo.

4.4.2 Análise da $H^+ Al^{3+}$ do solo na camada de 0-10 cm

Nas Tabelas 25 e 26 apresentam-se os resumos das análises de variância e comparação dos valores médios da $H^+ Al^{3+}$ do solo em função dos tratamentos com ARS na camada de 0-10 cm.

A Tabela 25 mostra F significativo ao nível de 5% de probabilidade para a regressão linear, e na Tabela 26 nota-se que os valores tornam-se crescentes de acordo com o que recebia, ocorrendo uma diferença estatística entre os tratamentos T0 e T4. Desta forma pôde-se perceber que somente a dose de $600 m^3 ha^{-1}$ apresentou modificação da acidez potencial na camada de 0–10 cm do solo. Destaca-se que essa é a maior dose de ARS aplicada e conseqüentemente com um alto nível de M.O., o que pode gerar diferença entre os tratamentos.

Tabela 25. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da $H^+ Al^{3+}$ do solo em função dos tratamentos na camada 0-10 cm.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif
Doses	4	5,289	1,322	4,020	0,013
Linear	$R^2=0.96$ 1	5,069	5,069	15,410	0,001
Quadr.	$R^2=0.96$ 1	0,021	0,021	0,063	***
Cúbic.	$R^2=0.96$ 1	0,003	0,003	0,009	***
Quart.	$R^2=1.00$ 1	0,196	0,196	0,595	***
Repetição	2	0,091	0,045	0,138	***
Resíduo	23	7,566	0,329		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 26. Médias dos valores da H^+Al^{3+} do solo na camada 0-10 cm.

Tratamentos (doses ($m^3 ha^{-1}$))	Médias	
T4 = 600	6,180	A
T3 = 450	5,850	AB
T2 = 300	5,777	AB
T1 = 150	5,240	AB
T0 = 0	5,032	B

4.5 Análises do Cálcio (Ca^{2+}) do solo

4.5.1 Análises do Ca^{2+} do solo na camada de 0-80 cm

Os efeitos indiretos do cálcio são tão importantes quanto o seu papel como nutriente. Ele promove a redução da acidez do solo, melhora o crescimento das raízes, aumento da atividade microbiana e aumento da disponibilidade de outros nutrientes. Plantas que apresentam altos teores de cálcio resistem melhor a toxidez de alguns elementos, entretanto, devemos ter em mente que o excesso de cálcio inibe a absorção de magnésio, e vice-versa.

O cálcio e o magnésio guardam uma relação entre si, a chamada relação Ca:Mg. Eles podem apresentar teores muito baixos, são nutrientes importantes e necessários ao bom desenvolvimento das plantas, traduzindo-se em aumentos de produtividade.

Devido a esses conceitos, realizamos no solo estudado, análises de cálcio para identificarmos qual foi a influência da aplicação de água residuária de suinocultura; Portanto, na Tabela 27 começamos a apresentar o resumo da análise de variância para os teores de Ca^{2+} do solo:

Tabela 27. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Ca^{2+} do solo em função dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.	
Doses	4	6,320	1,580	2,224	0,073	
Linear	$R^2=0.88$	1	5,569	5,569	7,837	0,006
Quadr.	$R^2=0.88$	1	0,000	0,000	0,000	***
Cúbic.	$R^2=0.88$	1	0,015	0,015	0,022	***
Quart.	$R^2=1.00$	1	0,736	0,736	1,036	0,312
Repetição		2	0,941	0,471	0,662	***
Resíduo		83	58,979	0,711		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Os resultados mostram que a aplicação de ARS para o teste de ANOVA não foi significativa em nível de 5% de probabilidade em relação a variação nos tratamentos. Nenhum dos modelos de regressão apresentados se mostraram ajustáveis para os valores após a aplicação da água residuária de suinocultura, conforme pode ser melhor observado na Figura 12:

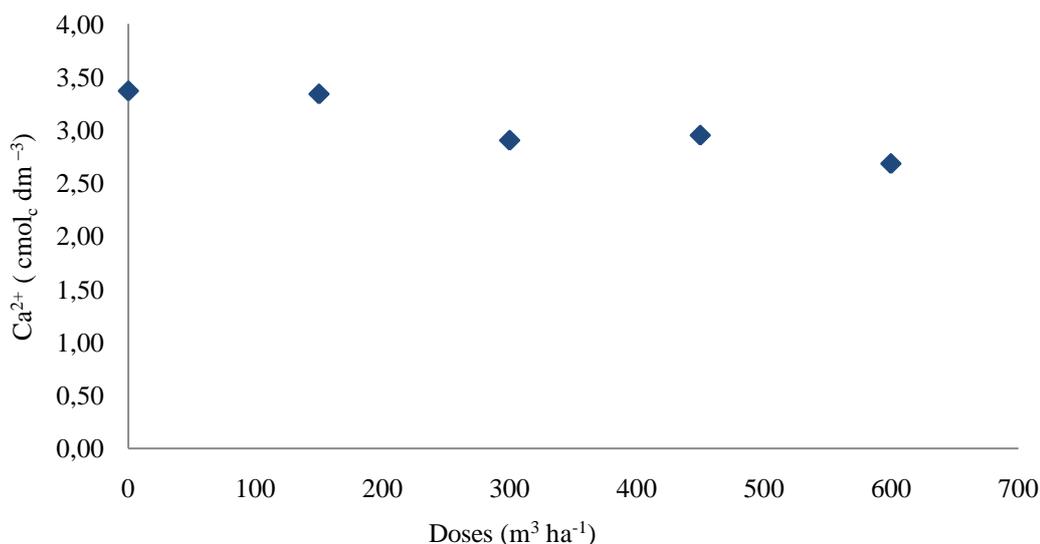


Figura 12. Valores médios do Ca²⁺ do solo em função das doses de ARS.

Antes da aplicação de ARS, a concentração média de Ca²⁺ encontrada no solo era de 4,015 cmol_cdm⁻³, considerada por Freire et al., (2000), muito boa para a classe de fertilidade do solo. Após o solo receber as doses de 150; 300; 450 e 600 m³ ha⁻¹ de ARS, o valor médio de Ca²⁺ passou para 3,0489 cmol_cdm⁻³, onde mesmo reduzido em comparação ao seu valor inicial, ainda apontam boas condições de concentrações para solução do solo.

Estes resultados concordam com os encontrados por Maggi et al., (2011), no qual verificaram que antes da aplicação de ARS, o solo apresentava em média 7,3 cmol_cdm⁻³ de Ca²⁺ e após a aplicação dos tratamentos, seus valores no solo também reduziram sem limitar sua condição de disponibilidade.

De acordo com Lopes (1995), pequenas variações dos teores de cálcio no solo podem estar relacionadas ao pH do solo, valores de pH entre 6,0 e 7,0 tendem a manter-se constantes a concentração do Ca²⁺ no solo, não apresentando indícios de percolação desse elemento em função da alcalinidade do solo.

Nesse trabalho, os valores de pH se encontraram entre 5,6 e 5,2 antes e após a aplicação do dejetos suíno, respectivamente. De acordo com o gráfico apresentado por Malavolta (1979), valores de pH entre 5,0 e 5,9 revelam que as concentrações de cálcio aumentam gradativamente, portanto, os resultados apresentados aqui, mostraram-se contrários, e isto pode estar relacionado ao efeito que a aplicação da água residuária de suinocultura proporcionou.

As Tabelas 28 e 29 apresentam os resumos das análises de variância e comparação dos valores médios do Ca^{2+} do solo sob as diferentes camadas do solo:

Tabela 28. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Ca^{2+} do solo em função das camadas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Camadas	5	13,166	2,633	4,142	0,002
Repetição	2	0,941	0,471	0,740	***
Resíduo	82	52,133	0,636		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 29. Médias dos valores de Ca^{2+} do solo.

Camadas (cm)	Médias	
0-5	3,571	A
60-80	3,485	AB
40-60	3,177	ABC
5-10	2,729	ABC
10-20	2,704	B C
20-40	2,628	C

Os resultados revelam na Tabela 28 que os valores de cálcio apresentaram-se estatisticamente significativo em nível de 5% de probabilidade em relação às camadas do solo, e a partir da Tabela 29 analisou-se uma diferença entre a camada 0-5 cm em relação a 20-40 cm pelo teste de Tukey, apontando que o cálcio se mostra mais disponível nessa camada superficial em relação a esta última. Consequentemente, sua concentração em profundidade no perfil tende a diminuir.

O solo mesmo após receber os tratamentos com ARS, continuou apresentando concentrações que o caracterizaram com boa fertilidade em relação ao cálcio, e de acordo com as camadas, não se observou tendência de lixiviação, visto que as concentrações não aumentaram com a profundidade.

A partir da comparação dos valores médios de cálcio antes e após aplicação da água residuária de suinocultura, na Tabela 30 analisamos o resumo da análise de variância

apresentado para obtenção dos valores de F em nível de 5% de probabilidade, e na Figura 13, apresentamos como esses valores se comportaram.

Através da ANOVA apresentada na Tabela 30, os valores de Ca^{2+} do solo foram significativos em relação a antes e após a aplicação dos tratamentos, e observando a Figura 13, notamos que esses valores diminuíram suas concentrações após aplicação do dejetos suíno, tornando-o mais restrito a absorção de cálcio pelas plantas.

Para Cabral et al., (2011), esses resultados foram contrários, pois em seu trabalho foram encontrados valores de cálcio no solo maiores após a aplicação das doses de ARS.

Para Cavallet et al., (2006), nos tratamentos com água residuária da produção de enzimas, não observaram aumento do Ca, diferentemente para o Mg, onde observou-se um aumento em relação à testemunha, valores que corroboram com os encontrados nesse trabalho.

Tabela 30. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Ca^{2+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif
Tratamentos	1	42,002	42,002	101,722	0,000
Repetição	2	0,471	0,235	0,57	***
Resíduo	176	72,672	0,413		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

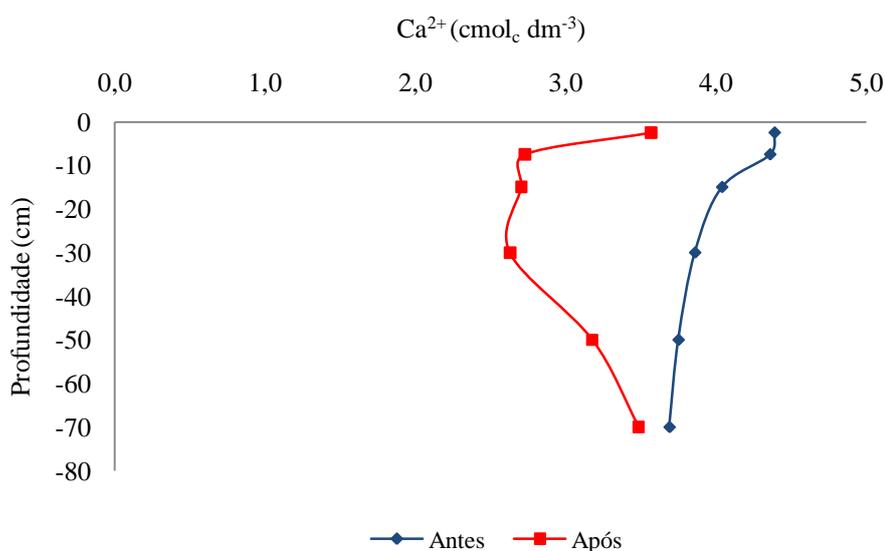


Figura 13. Valores médios do Ca^{2+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Na Figura 14 estão apresentados os valores médios de Ca^{2+} dos tratamentos com ARS em função dos valores médios das camadas do solo.

Esses valores diminuíram em relação ao aumento das doses e da profundidade, mostrando que o aumento das taxas de aplicação de ARS não aumentou a concentração desse nutriente, e sim que a redução, provavelmente pode estar relacionada ao baixo transporte deste elemento em profundidade.

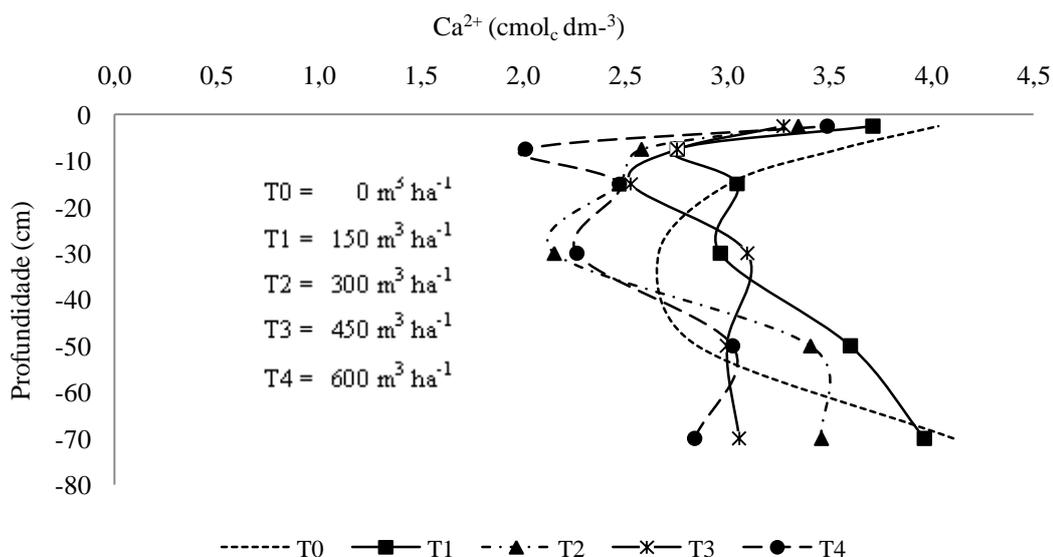


Figura 14. Valores médios do Ca^{2+} dos tratamentos em função das camadas do solo.

4.5.2 Análise do Ca^{2+} do solo camada de 0-10 cm

Nas Tabelas 31 e 32 apresentamos os resumos das análises de variância e a comparação dos valores médios de Ca^{2+} do solo em função dos tratamentos com ARS na camada de 0-10 cm:

Tabela 31. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Ca^{2+} do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	3,779	0,945	1,182	0,345
Linear	$R^2=0.84$	3,169	3,169	3,965	0,058
Quadr.	$R^2=0.93$	0,354	0,354	0,442	***
Cúbic.	$R^2=0.99$	0,218	0,218	0,273	***
Quart.	$R^2=1.00$	0,037	0,037	0,047	***
Repetição	2	0,306	0,153	0,192	***
Resíduo	23	18,384	0,799		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 32. Médias dos valores do Ca^{2+} do solo na camada de 0-10 cm.

Tratamentos (doses ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$))	Médias	
T0 = 0	3,790	A
T1 = 150	3,232	A
T2 = 300	3,013	A
T3 = 450	2,963	A
T4 = 600	2,750	A

Não houve significância na aplicação de água residuária de suinocultura na profundidade de 0-10 cm para o cálcio, como também não se foi verificado diferenças nas análises de médias entre os cinco tratamentos.

Do exposto, deve-se apontar que as correções por adubo ou corretivos devem ser realizadas até a profundidade que se almeja o crescimento radicular. Onde não houver cálcio, a raiz não crescerá, pois esse nutriente não será transportado de outras regiões da planta para nutrir as raízes em formação. Quando faltar o cálcio, indispensável à raiz, os mais estranhos sintomas de deficiência e intoxicação aparecem.

4.6 Análise do Cálcio (Ca^{2+}) do percolado

As aplicações dos dejetos suínos são feitas na superfície do solo para adubação de culturas, especialmente em regiões onde existem altas disponibilidades destes resíduos.

Quando usados sucessivamente, os dejetos líquidos de suínos podem enriquecer com nutrientes a camada superficial do solo e conseqüentemente aumentarem a lixiviação destes (MENEZES et al., 2010).

Desta forma, na Tabela 33 é apresentado o resumo da análise de variância das concentrações de cálcio no material percolado e as médias de Ca^{2+} em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura:

Tabela 33. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Ca^{2+} do material percolado das colunas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif	
Doses	4	6,457	1,614	0,345	***	
Linear	$R^2=0.66$	1	4,256	4,256	0,910	***
Quadr.	$R^2=0.91$	1	1,640	1,640	0,351	***
Cúbic.	$R^2=1.00$	1	0,560	0,560	0,120	***
Quart.	$R^2=1.00$	1	0,000	0,000	0,000	***
Repetição	2	13,900	6,950	1,486	0,283	
Resíduo	8	37,427	4,678			

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 34. Médias dos valores do Ca^{2+} do material percolado das colunas.

Tratamentos (doses ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$))	Médias	
T4 = 600	22,033	A
T3 = 450	21,467	A
T0 = 0	20,800	A
T2 = 300	20,633	A
T1 = 150	20,167	A

Pode-se observar que F não foi significativo ao nível de 5% de probabilidade e que as médias dos tratamentos no material percolado a partir do teste de Tukey (Tabela 34), não se diferenciaram entre si, logo, apontam-se que as perdas de bases (Ca, Mg e K) por lixiviação, variam de acordo com a disponibilidade destes nos resíduos e a força de adsorção pelas partículas de solo (MENEZES, et al., 2010), enquanto a mobilidade de Ca^{2+} no solo é bastante limitada (FONTES et al., 2001).

Resultados diferentes foram obtidos por Maggi et al., (2011), onde observaram que o valor de F foi significativo para adubação, taxas de aplicação de ARS e para os dias após a semeadura e que as concentrações de Ca^{2+} no percolado aumentaram de acordo com o as taxas de ARS adicionadas.

Na Figura 15 observa-se que os resultados nas concentrações médias Ca^{2+} do percolado dissiparam-se sob efeito das aplicações das doses de água residuária de suinocultura, e que foram menores ao final das mesmas em comparação a análise inicial de ARS bruta ($46,14 \text{ mg L}^{-1}$). Isto pode estar associado à baixa mobilidade desse nutriente no solo, mostrando que quantidades insignificantes foram percoladas.

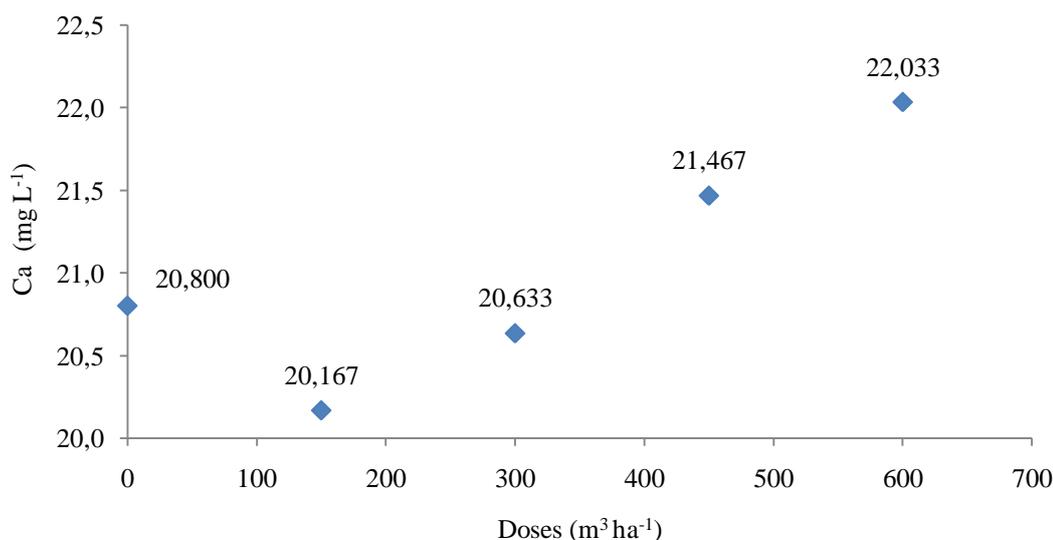


Figura 15. Valores médios do Ca^{2+} do material percolado em função das doses de ARS.

Apontando também que o tipo de solo pode ter grande influência na magnitude do processo de lixiviação. Solos argilosos possuem maior capacidade de retenção de nutrientes do que os arenosos (FONTES et al., 2001).

4.7 Análises do Magnésio (Mg^{2+}) do solo

4.7.1 Análises do Mg^{2+} do solo na camada de 0-80 cm

As características químicas iniciais do solo também são um dos importantes fatores a serem considerados para avaliar as alterações provocadas pelas aplicações de águas residuária de suinocultura, pois a concentração de nutrientes nos dejetos é desbalanceada em relação à necessidade das culturas (SEGANFREDO, 1999; BERWANGER, 2008). Isso provoca muitas vezes, a adição de quantidades de nutrientes acima daquelas exigidas pelas plantas.

Dentre esses nutrientes estão o Ca e o Mg, que quando adicionados em grandes quantidades, acumulam-se no solo e afetam os atributos químicos relacionados a acidez, como a saturação por bases (LOURENZI, 2010).

O magnésio é pouco exigido pelas plantas, e considerando que sua disponibilidade é satisfatória na maioria dos solos, a deficiência deste nutriente não é muito comum.

Com o teor adequado de magnésio para a maioria das culturas sendo de 2,1 a 4,0 $\text{mol}_c\text{dm}^{-3}$, a partir do resumo da análise de variância apresentado na Tabela 35, vemos as

concentrações de Mg^{2+} do solo, observando se os tratamentos com água residuária de suinocultura influenciaram essas concentrações de alguma forma:

Tabela 35. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Mg^{2+} do solo em função dos tratamentos.

Fontes de Variação		GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses		4	0,283	0,071	1,022	0,401
Linear	$R^2=0.80$	1	0,226	0,226	3,268	0,074
Quadr.	$R^2=0.86$	1	0,017	0,017	0,248	***
Cúbic.	$R^2=0.94$	1	0,023	0,023	0,334	***
Quart.	$R^2=1.00$	1	0,017	0,017	0,239	***
Repetição		2	0,078	0,039	0,567	***
Resíduo		83	5,743	0,069		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

A Tabela 35 evidencia que F não foi significativo para os tratamentos ao nível de 5% de probabilidade em nenhuma das regressões analisadas. Isto pode estar associado ao solo não ter recebido quantidade suficiente de água residuária de suinocultura que influenciasse significativamente os teores de magnésio. No dejetos líquido de suínos, o teor médio de magnésio foi de $33,2 \text{ mg L}^{-1}$.

De acordo com os tratamentos, nenhum deles influenciou nos teores de magnésio do solo, suas concentrações se mantiveram similares. Isto pode ser verificado na Figura 16:

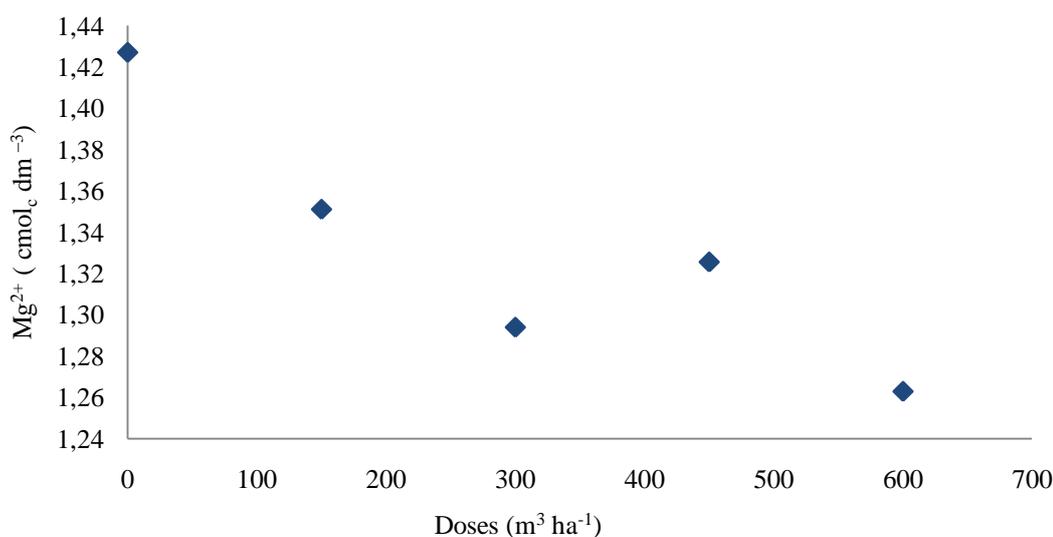


Figura 16. Valores médios do Mg^{2+} do solo em função das doses de ARS.

Resultados estes discordantes com os encontrados por Cabral et al., (2011), onde verificaram que a análise de variância foi significativa, e que os valores de magnésio do solo aumentaram com aplicação das doses de ARS.

Nas Tabelas 36 e 37 estão apresentados os resumos das análises de variância e as médias das concentrações de Mg^{2+} do solo em função das suas camadas de 0-80 cm após a aplicação da ARS. É possível verificar que F foi significativo ao nível de 5% de probabilidade em relação às camadas do solo:

Tabela 36. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Mg^{2+} do solo em função das camadas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Camadas	5	3,060	0,612	16,920	0,000
Repetição	2	0,078	0,039	1,084	0,343
Resíduo	82	2,966	0,036		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 37. Médias dos valores do Mg^{2+} do solo.

Camadas (cm)	Médias	
0-5	1,686	A
60-80	1,389	B
40-60	1,379	B
10-20	1,214	BC
5-10	1,189	BC
20-40	1,135	C

De acordo com a Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS, 2004), esses resultados apresentam valores que os colocam em faixas de interpretações consideradas inadequadas para um bom desenvolvimento das culturas. Com a aplicação da água residuária suína houve alteração desse atributo no solo, os valores mudaram, mas ainda se tornando inadequados para o desenvolvimento das culturas, pois os solos que apresentam os teores de cálcio e de magnésio trocáveis menores ou iguais a 2,0 e 0,5 $cmol_c dm^{-3}$, respectivamente, são considerados deficientes.

Com relação ao comportamento do Mg^{2+} do perfil do solo, houve diferenças após aplicação dos tratamentos com a água residuária de suinocultura. Observa-se na Tabela 38 que este atributo estatisticamente foi significativo em nível de 5% de probabilidade para a análise de variância:

Tabela 38. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Mg^{2+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Tratamentos	1	10,898	10,898	236,737	0,000
Repetição	2	0,039	0,020	0,426	***
Resíduo	176	8,102	0,046		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Os teores do Mg^{2+} do solo aumentaram, em média, 65, 29, 37, 22, 91, e 143 %, nas camadas de 0-80 cm, com a aplicação de 0, 150, 300, 450 e 600 $m^3 ha^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos. Suas concentrações médias foram de 0,84 para 1,33 $cmol_c dm^{-3}$ antes e após ao tratamento, como pode ser observado na Figura 17:

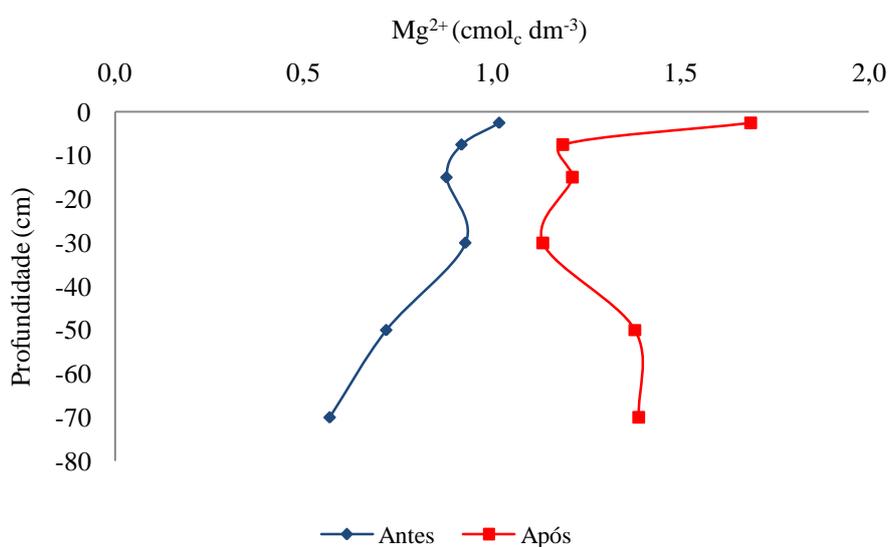


Figura 17. Valores médios do Mg^{2+} do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Estes resultados corroboram com os obtidos por Freitas et al., (2004), que encontraram aplicando ARS, aumento na concentração de Mg^{2+} de 0,003 para 0,42 $cmol_c dm^{-3}$, e também com Cabral et al., (2011), que acharam após a aplicação dos tratamentos o valor médio de Mg^{2+} do solo de 36 $mg L^{-1}$, do qual antes da aplicação era de 31 $mg L^{-1}$.

Resultados discordantes dos obtidos neste trabalho também foram encontrados por Queiroz et al., (2004), que utilizando água residuária de suinocultura para quatro espécies de forrageiras, verificaram-se que os teores de magnésio no solo foram estatisticamente maiores

no início do experimento e ao final, indicando maior extração pelas plantas em quantidades de ARS adicionadas.

Na Figura 18 estão apresentados os valores médios de Mg^{2+} a partir dos tratamentos com ARS em função das camadas do solo, observa-se que os valores das médias de magnésio diminuíram em função dos tratamentos e das camadas. Em relação a camada de 40-60 cm, encontramos um incremento nos teores de Mg^{2+} quando aplicado o dejetos.

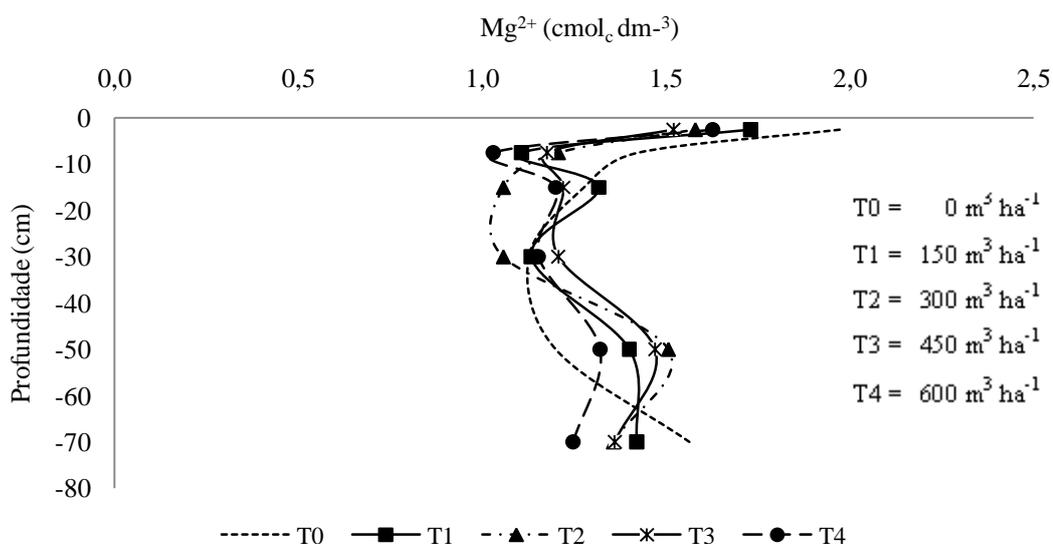


Figura 18. Valores médios do Mg^{2+} dos tratamentos em função das camadas do solo.

Os teores de magnésio do solo apresentados por Dal Bosco et al., (2008), se confirmam com os apresentados aqui. Eles demonstram uma diminuição relevante nas concentrações das profundidades 0-30 e 30-60 cm devido à aplicação da ARS, variando de 3,70 para 1,90 $cmol_c \cdot dm^{-3}$, respectivamente.

A taxa de enriquecimento do magnésio, calculada por meio de sua concentração na água residuária e no solo coletado, após a aplicação mostrou que a aplicação da ARS não ocorreu esse tal de enriquecimento, ou seja, os sedimentos provenientes dos dejetos suínos estavam mais pobres em magnésio que o solo.

4.7.2 Análise do Mg^{2+} do solo na camada de 0-10 cm

A adição de água residuária de suinocultura também promove acúmulos de cálcio e magnésio nas camadas superficiais do solo, aumentando assim os valores de saturação por bases e diminuindo a saturação por alumínio.

Portanto, nas Tabelas 39 e 40 estão apresentados os resumos das análises de variância e valores médios do Mg^{2+} do solo em função dos tratamentos com ARS na camada de 0-10 cm:

Tabela 39. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Mg^{2+} do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif	
Doses	4	0,541	0,135	1,258	0,315	
Linear	$R^2=0.73$	1	0,394	0,394	3,660	0,068
Quadr.	$R^2=0.93$	1	0,107	0,107	0,996	***
Cúbic.	$R^2=0.98$	1	0,032	0,003	0,295	***
Quart.	$R^2=1.00$	1	0,009	0,009	0,082	***
Repetição	2	0,032	0,016	0,151	***	
Resíduo	23	2,474	0,108			

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 40. Médias dos valores do Mg^{2+} do solo na camada de 0-10 cm.

Tratamentos (doses ($m^3 ha^{-1}$))	Médias
T0 = 0	1,698 A
T1 = 150	1,418 A
T2 = 300	1,393 A
T3 = 450	1,348 A
T4 = 600	1,328 A

A análise de variância realizada com os resultados dos teores de magnésio do solo até camada de 10 cm revelou que F não foi significativo ao nível de 5% de probabilidade da forma de aplicação da água residuária, como pode se ver na Tabela 40, através do teste de Tukey, os teores de Mg^{2+} não obtiveram diferenças com a aplicação dos dejetos na superfície do solo.

A interpretação dos resultados da análise, conforme os critérios estabelecidos pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS, 2004), indicam que todos os teores encontraram-se em níveis considerados baixos ou insuficientes.

Para resolver este problema da deficiência de magnésio, tanto superficial como em profundidade do solo, são recomendadas aplicações com calcário dolomítico, justificando que ele é recomendado para corrigir sua acidez, e suprindo as plantas com cálcio e magnésio, no qual a reação mais intensa se dá nos primeiros 20 centímetros.

4.8 Análise do Magnésio (Mg^{2+}) do percolado

Os elementos como o potássio e o magnésio encontram-se em menores concentrações na maioria dos solos e com isso, seus transportes também diminuem. (MUZILLI, 1981).

Com base nessa afirmação analisaram-se as concentrações de magnésio no percolado através do resumo da análise de variância e pelo teste de Tukey. As suas médias variaram em função de cada tratamento, apresentados nos Tabelas 41 e 42.

Estes resultados mostram que F não foi significativo em nível de 5% de probabilidade, nenhum dos tratamentos influenciaram nos teores de magnésio no material percolado do perfil do solo. Na Tabela 42 onde estão apresentadas as concentrações médias de Mg^{2+} do material percolado. Todas se mantiveram similares em todos os tratamentos, e desta forma, não houve diferença em seus teores de magnésio.

Tabela 41. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do Mg^{2+} do material percolado.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif
Doses	4	0,619	0,155	0,397	***
Linear	$R^2=0.74$	1	0,456	1,170	0,311
Quadr.	$R^2=0.98$	1	0,149	0,381	***
Cúbic.	$R^2=1.00$	1	0,014	0,036	***
Quart.	$R^2=1.00$	1	0,000	0,000	***
Repetição	2	0,864	0,432	1,108	0,376
Resíduo	8	3,121	0,390		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 42. Médias dos valores do Mg^{2+} do material percolado das colunas.

Tratamentos (doses ($m^3 ha^{-1}$))	Médias	
T4 = 600	6,300	A
T3 = 450	6,067	A
T0 = 0	5,850	A
T2 = 300	5,833	A
T1 = 150	5,733	A

Através da Figura 19 podemos observar que as concentrações de magnésio no material percolado não se ajustaram a equação de regressão linear. Notou-se um decréscimo de Mg^{2+} no percolado ($5,95 mg L^{-1}$), em relação a análise inicial bruta da água residuária dos suínos ($33,26 mg L^{-1}$), o que pode ser justificado na extração desse elemento pelas plantas e pelo solo.

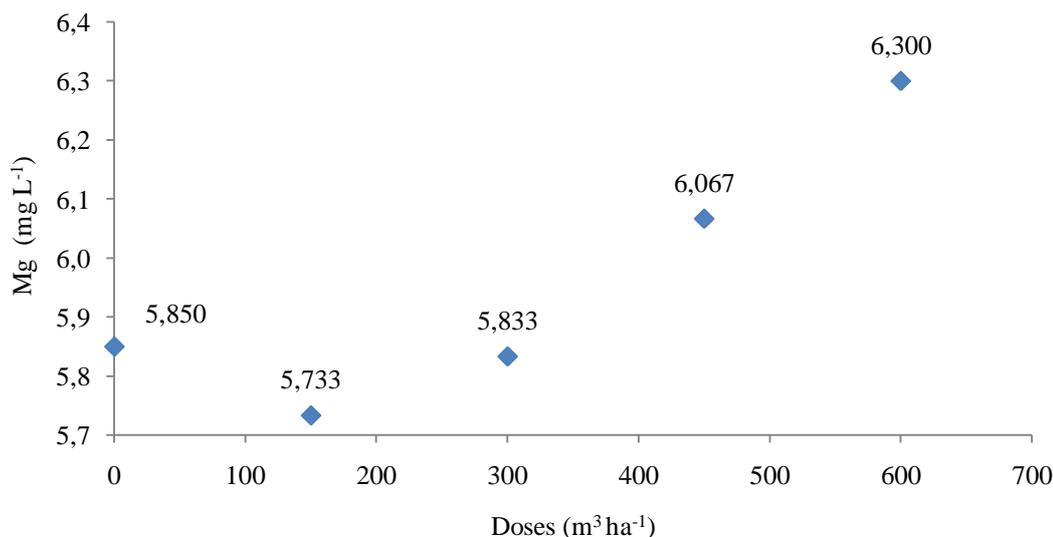


Figura 19. Valores médios do Mg^{2+} do material percolado em função das doses de ARS.

Estes resultados corroboram com os encontrados por Maggi et al., (2011), se verificou que a análise de variância não foi significativa para aplicação da ARS, isto é, as concentrações de magnésio no material percolado também não foram influenciadas pelas taxas de ARS.

4.9 Análises do Potássio (K⁺) do solo

4.9.1 Análises do K⁺ do solo na camada de 0-80 cm

Considerando a grande exigência de potássio, descrito como o "nutriente da qualidade" na produção vegetal e por muitas vezes o seu nível ser insuficiente no solo, o potássio da solução tem que ser suprido continuamente pelo potássio da fase sólida.

Portanto, em termos práticos, é recomendado que exista uma correção do potássio no solo, para que haja o processo de elevação do teor do mesmo, a níveis mínimos para uma boa produção.

Essa correção é realizada através da incorporação rasa de fontes de potássio, como cinzas ou sulfato de potássio de origem natural com matéria orgânica.

Em solos muito pobres, é sempre melhor corrigir por etapas, elevando a concentração dos vários elementos de baixo para médio e depois de médio para alto, para que esse processo não fique caro demais.

Através das afirmações realizadas acima, realizou-se uma análise inicial do solo estudado (como mencionado anteriormente nos materiais e métodos) e verificou-se que os níveis de potássio encontrados na solução do solo foram limitantes.

Deste modo, determinamos analisar qual a influência que as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura causaram no potássio presentes no material.

Por meio da Tabela 43 observamos o resumo da análise de variância para os teores do K⁺ do solo sob os tratamentos com água residuária de suinocultura:

Tabela 43. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do K⁺ do solo em função dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	0,137	0,034	1,003	0,411
Linear	R ² =0.71	1	0,097	2,839	0,096
Quadr.	R ² =0.83	1	0,017	0,492	***
Cúbic.	R ² =0.93	1	0,014	0,001	***
Quart.	R ² =1.00	1	0,009	0,092	***
Repetição	2	0,000	0,000	0,001	***
Resíduo	83	2,838	0,034		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Podemos verificar que o valor de F não se mostrou significativo ao nível de 5% de probabilidade em nenhuma das regressões apresentadas para os valores do K^+ do solo, em função da aplicação do dejetos líquido suíno.

A Figura 20 melhor ilustra como nenhum dos tratamentos influenciou significativamente nos teores de potássio. Isto pode ser atribuído ao fato de que nenhum deles continha altos teores de potássio e desta forma, sua concentração se manteve similar em todos os níveis.

Apontando que a água residuária incorporada ao solo não auxiliou no aumento da disponibilidade do potássio do solo, sugere-se que seja feito, para próximos estudos, a aplicação de maiores quantidades de água residuária de suinocultura.

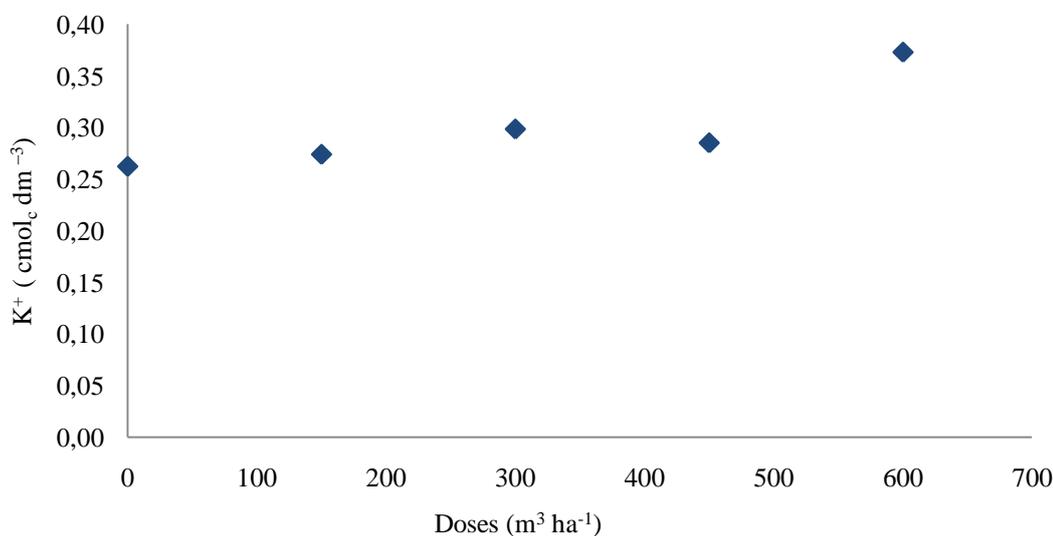


Figura 20. Valores médios do K^+ do solo em função das doses de ARS.

Resultados estes foram discordantes dos encontrados por Maggi et al., (2011), onde verificaram na análise de variância que o valor de F foi significativo ao nível de 5% de probabilidade para o fator ARS.

As concentrações médias de potássio no solo apresentaram respostas lineares significativas ($p < 0,05$), com a variável ARS.

Nas Tabelas 44 e 45 estão apresentados os resumos das análises de variância e as médias dos valores do K^+ sob a influência da aplicação da ARS nas camadas do solo:

Tabela 44. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do K⁺ do solo em função das camadas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Camadas	5	1,891	0,378	28,590	0,000
Repetição	2	0,000	0,000	0,003	***
Resíduo	82	1,085	0,013		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 45. Médias dos valores do K⁺ do solo.

Camadas (cm)	Médias	
10-20	0,453	A
0-5	0,439	A
5-10	0,384	AB
20-40	0,302	B
40-60	0,131	C
60-80	0,081	C

No perfil do solo observou-se que as aplicações da água residuária de suinocultura alteraram os valores do K⁺ presentes nas camadas, apresentando-se estatisticamente significativo em nível de 5% pelo teste da ANOVA.

A aplicação da ARS nas camadas do solo aumentou os valores das camadas superiores e inferiores em comparação com a análise inicial. Verificaram-se diferenças entre elas pelo teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade, e notou-se o maior valor de K⁺ encontrado na camada de 10-20 cm e menor valor na 60-80 cm do solo, como foi apresentado na Tabela 45.

Para o potássio, com relação ao seu comportamento no solo após aplicação da água residuária de suinocultura, através da análise de variância, mostrou-se influenciado em nível de 5% de probabilidade pelas doses de dejetos líquidos de suínos aplicadas conforme apresentado na Tabela 46.

A utilização da água residuária suína aumentou a concentração de potássio no solo quando comparado a antes do uso, como pode ser observado na Figura 21, seu teor era de 0,21 cmol_c dm⁻³ e com aplicação foi para 0,29 cmol_c dm⁻³.

Conclui-se que a alta quantidade de potássio no dejetos (107,85 mg L⁻¹), foi aceitável para gerar resultados significativos, mas ainda deixa o solo com teores muito baixos de potássio.

Tabela 46. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do K^+ do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Tratamentos	1	0,289	0,289	9,386	0,003
Repetição	2	0,000	0,000	0,001	***
Resíduo	176	5,416	0,031		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

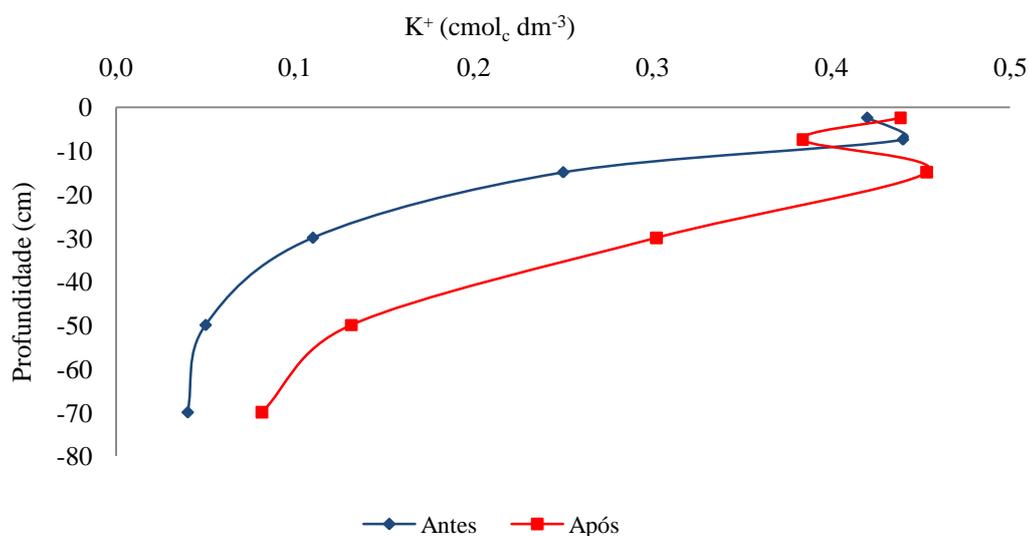


Figura 21. Valores médios do K^+ do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Resultados semelhantes foram encontrados por Freitas et al., (2004), Seganfredo (1998) e Maggi et al., (2011), no qual afirmaram que a aplicação de água residuária de suinocultura elevou os teores de potássio do solo.

Na Figura 22 estão apresentados os valores médios do K^+ do solo pelas suas diferentes taxas de ARS aplicadas. Observou-se que eles aumentaram em função dos tratamentos e diminuíram conforme a camada de solo se aprofundava:

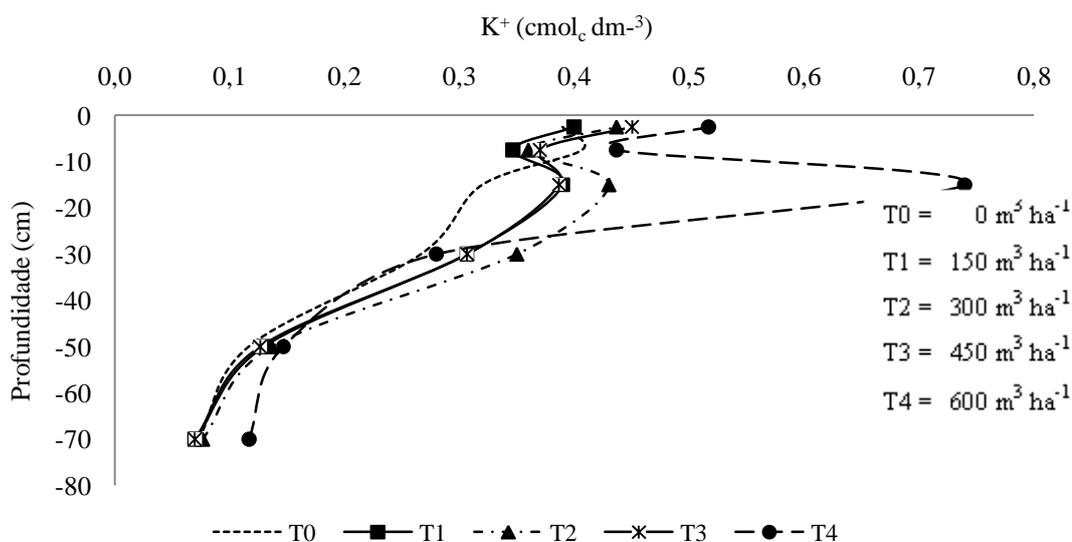


Figura 22. Valores médios do K^+ dos tratamentos em função das camadas do solo.

Esta justificativa mostra de acordo com Muzilli (1981), onde afirma que os elementos como o potássio e o magnésio se encontram em menores concentrações na maioria dos solos, e com isso ocorre menor transporte dos mesmos. Isso prova a diminuição das concentrações de potássio em camadas mais profundas e nas superficiais.

É possível aumentar os teores de potássio existentes no solo, pois as quantidades recomendadas dependem do teor do solo, da cultura, da expectativa de rendimento e da disponibilidade de recursos financeiros para investimento.

Para as faixas de teores "muito baixos" e "baixos", como encontrados no nosso solo, há duas alternativas: Na primeira, aplica-se todo o fertilizante no primeiro cultivo (adubação corretiva total), mais a manutenção da cultura; e na segunda, aplica-se a quantidade referente à correção em dois cultivos sucessivos acrescida da manutenção de cada cultura.

A escolha de uma ou de outra dependem essencialmente dos recursos financeiros disponíveis, pois as principais fontes de potássio encontradas no mercado são o cloreto e o sulfato de potássio.

4.9.2 Análise do K^+ do solo na camada de 0-10 cm

Nas Tabelas 47 e 48 estão apresentados os resultados do K^+ do solo após receber aplicação dos tratamentos com ARS apenas na camada de 0-10 cm, que foram submetidos a análise de variância (teste F), e ao teste de comparação de médias (Tukey 5%).

Tabela 47. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do K⁺ do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.	
Doses	4	0,036	0,009	1,155	0,356	
Linear	R ² =0.62	1	0,022	0,022	2,853	0,105
Quadr.	R ² =0.96	1	0,012	0,012	1,575	0,222
Cúbic.	R ² =0.96	1	0,000	0,000	0,002	***
Quart.	R ² =1.00	1	0,001	0,000	0,189	***
Repetição		2	0,007	0,003	0,433	***
Resíduo		23	0,181	0,008		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 48. Médias dos valores do K⁺ do solo na camada de 0-10 cm.

Tratamentos (doses (m ³ ha ⁻¹))	Médias	
T4 = 600	0,477	A
T3 = 450	0,410	A
T0 = 0	0,398	A
T2 = 300	0,398	A
T1 = 150	0,373	A

Para a camada superficial de 0-10 cm do solo o teor de potássio não foi influenciado pelas diferentes doses de dejetos líquidos suínos aplicadas, como pode ser observado na Tabela 47, em que F não foi significativo ao nível de 5% de probabilidade. Na Tabela 48 estão apresentadas as médias do K⁺ do solo variando em função dos tratamentos com ARS, mas não se diferindo uns dos outros pelo teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade.

De acordo com Ferreira et al., (2009), o retorno do potássio no solo pode se dar via fezes de animais, que através de sua adição, proporciona a maior concentração de K na camada superficial do solo.

No entanto, sugere-se que para próximos estudos, ocorram aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos, o que podem enriquecer os nutrientes na camada superficial do solo e consequentemente aumentar a lixiviação destes.

4.10 Análise do Potássio (K⁺) do percolado

O potássio lixiviado não o representa uma forma propriamente dita, mesmo porque pode se tratar de potássio em solução, trocável ou não trocável. Apenas, refere-se ao potássio removido para camadas mais profundas, com o movimento descendente da água.

Com intuito de avaliar os teores de K^+ encontrados na concentração do percolado do solo após a aplicação das doses de água residuária de suinocultura, estes foram submetidos análise de variância (teste F) e ao teste de comparação de médias (Tukey 5%), mostrados a partir das Tabelas 49 e 50.

Notamos que F não foi significativo ao nível de 5% de probabilidade para os teores de potássio encontrados no material percolado, e através do teste de comparação de médias, não foram apresentadas diferenças estatísticas.

Tabela 49. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores do K^+ do material percolado das colunas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.	
Doses	4	0,331	0,083	1,851	0,213	
Linear	$R^2=0.06$	1	0,021	0,021	0,478	***
Quadr.	$R^2=0.06$	1	0,000	0,000	0,000	***
Cúbic.	$R^2=0.75$	1	0,225	0,225	5,000	0,055
Quart.	$R^2=1.00$	1	0,084	0,084	1,881	0,208
Repetição	2	0,069	0,035	0,776	***	
Resíduo	8	0,357	0,045			

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 50. Médias dos valores do K^+ do material percolado das colunas.

Tratamentos (doses (m^3ha^{-1}))	Médias
T3 = 450	1,067 A
T0 = 0	0,800 A
T4 = 600	0,733 A
T1 = 150	0,667 A
T2 = 300	0,667 A

Para melhor visualização das concentrações de potássio no material percolado, apresentamos a Figura 23 indicando que não foi possível estabelecer um modelo de regressão linear de acordo com as taxas de ARS.

Estes resultados discordam de Maggi et al., (2011), que para as concentrações de potássio no material percolado foi possível estabelecer um modelo de regressão linear crescente, devido ao tratamento com ARS.

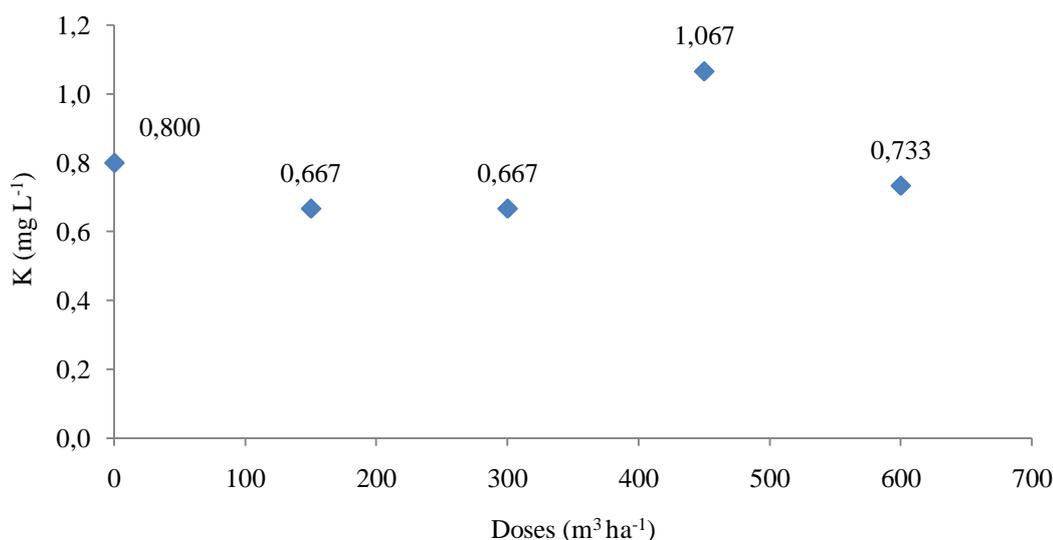


Figura 23. Valores médios do K⁺ do material percolado em função das doses de ARS.

Os resultados das concentrações do K⁺ do percolado foram menores após as aplicações, comparado com a análise inicial da ARS. Isto pode ser explicado pelo fato de que o K⁺ é retido pelos colóides do solo, por meio da capacidade de troca catiônica (CTC). Em solos argilosos, o potássio permanece relativamente próximo do ponto de aplicação.

A lixiviação ocorre com maior intensidade nos solos de textura média a arenosa, nos quais geralmente possuem CTC mais baixa. De qualquer forma, a intensidade da lixiviação de potássio é um indicador do potencial de perdas deste nutriente.

4.11 Análises da Capacidade de Troca de Cátions (CTC) do solo

4.11.1 Análises da CTC do solo na camada de 0-80 cm

A soma de cargas elétricas negativas é representada pela CTC e nelas estão ligadas eletricamente os íons de cargas positivas. Conhecer a CTC de um solo é muito importante para elevar sua produtividade, principalmente na agricultura.

Assim sendo, alguns conceitos a ela relacionados têm grande valia no manejo da fertilidade do solo.

Na Tabela 51 está apresentado através da análise de variância, que os valores da CTC do solo, sob tratamentos com água residuária de suinocultura não foram significativos em nível de 5% de probabilidade, em nenhuma das regressões propostas.

A Figura 24 mostra a dispersão desses valores em função das diferentes doses aplicadas, não sendo possível estabelecer uma regressão linear nesses dados.

Tabela 51. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da CTC do solo em função dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	1,384	0,346	0,166	***
Linear	$R^2=0.84$ 1	1,158	1,158	0,555	***
Quadr.	$R^2=0.84$ 1	0,000	0,000	0,000	***
Cúbic.	$R^2=0.85$ 1	0,014	0,014	0,007	***
Quart.	$R^2=1.00$ 1	0,211	0,211	0,101	***
Repetição	2	1,143	0,572	0,274	***
Resíduo	83	173,113	2,086		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

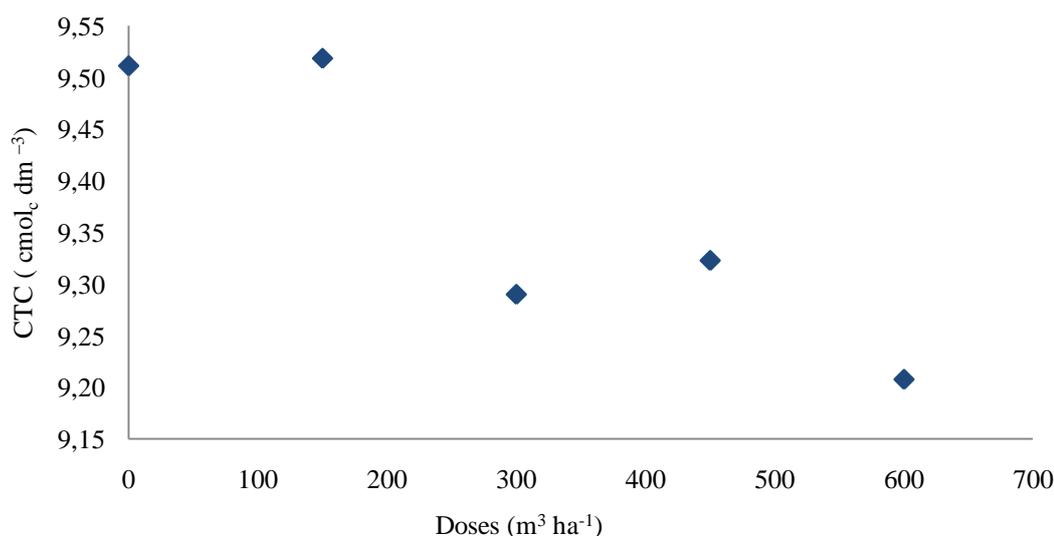


Figura 24. Valores médios da CTC do solo em função das doses de ARS.

Resultados encontrados neste trabalho corroboram com os encontrados por Scherer (2007), que avaliou o efeito do esterco de suínos sobre as características químicas de um Latossolo em um sistema de plantio direto, na qual a CTC também não foi influenciada significativamente pela adubação, mantendo valores relativamente elevados, entre 17 e 20 $\text{cmol}_c\text{dm}^{-3}$, fato que pode ser atribuído aos altos teores de matéria orgânica nas camadas superficiais e de argila nas camadas mais profundas do perfil, que são os atributos responsáveis pela presença de cargas negativas no solo.

Resultados semelhantes foram também encontrados por Scherer (2008), onde estudou o desenvolvimento em três classes de solo (Cambissolo, Latossolo e Neosolo), no qual foram amostradas áreas que receberam grandes quantidades de dejetos suínos por longo período.

A capacidade de troca de cátions do solo, exceto o do Neosolo, foi maior nas áreas com mata nativa, não sendo constatadas diferenças significativas entre os valores obtidos com uso de dejetos suínos e de adubo químico. Isso mostra que a adubação orgânica, embora incorpore anualmente uma quantidade de carbono orgânico ao solo, não apresenta efeito sobre a CTC e matéria orgânica do mesmo.

Como os três tipos de solo apresentam altos valores de CTC, entre 15-20 $\text{cmol}_c\text{dm}^{-3}$, inclusive nas camadas de maior profundidade, é de se esperar que ocorram poucos problemas com perda de cátions por lixiviação.

Resultado diferente foi encontrado por Queiroz et al., (2004), que trabalhou com esterco líquido de suínos nas características químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, cultivado com quatro espécies forrageiras, no qual recebeu esterco líquido de suínos e houve um aumento na sua acidez, soma de bases e CTC.

Em estudos realizados por Scherer (2007), as altas concentrações de cátions, principalmente K, Ca e Mg nas camadas superficiais do solo podem ser atribuídas em grande parte, à alta CTC dos solos, fazendo com que maiores teores desses cátions pudessem ser retidos na forma trocável.

Nos Tabelas 52 e 53 estão apresentados os resumos das análises de variância e os valores médios de CTC sob as diferentes camadas do solo, onde se percebe uma mudança significativa (Tabela 52). Já na Tabela 53, nota-se uma maior concentração na camada superficial de 0-5 cm, a qual também se diferencia estatisticamente das demais camadas.

Tabela 52. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da CTC do solo em função das camadas

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Camadas	5	108,003	21,601	26,638	0,000
Repetição	2	1,143	0,572	0,705	***
Resíduo	82	66,494	0,811		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 53. Médias dos valores da CTC do solo.

Camadas (cm)	Médias	
0-5	11,630	A
5-10	9,598	B
10-20	9,249	BC
60-80	8,887	BC
40-60	8,523	C
20-40	8,333	C

Os valores de CTC são altos em todas as camadas amostradas, resultados que podem ser atribuídos aos altos teores de argila existentes no solo, ou seja, acima de 50% (SCHERER, 2008), após aplicação dos tratamentos com ARS, exceto nas profundidades 5-10 e 10-20 cm, quando comparados aos valores iniciais do experimento.

A partir da Tabela 54 através da análise de variância, podemos observar que esses valores se mostraram significativos em nível de 5% de probabilidade. As concentrações médias finais ficaram em 8,94 antes e 9,37 $\text{cmol}_c\text{dm}^{-3}$ após a aplicação (Figura 25):

Tabela 54. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da CTC do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Tratamentos	1	8,450	8,450	5,311	0,022
Repetição	2	0,572	0,286	0,18	***
Resíduo	176	280,013	1,591		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

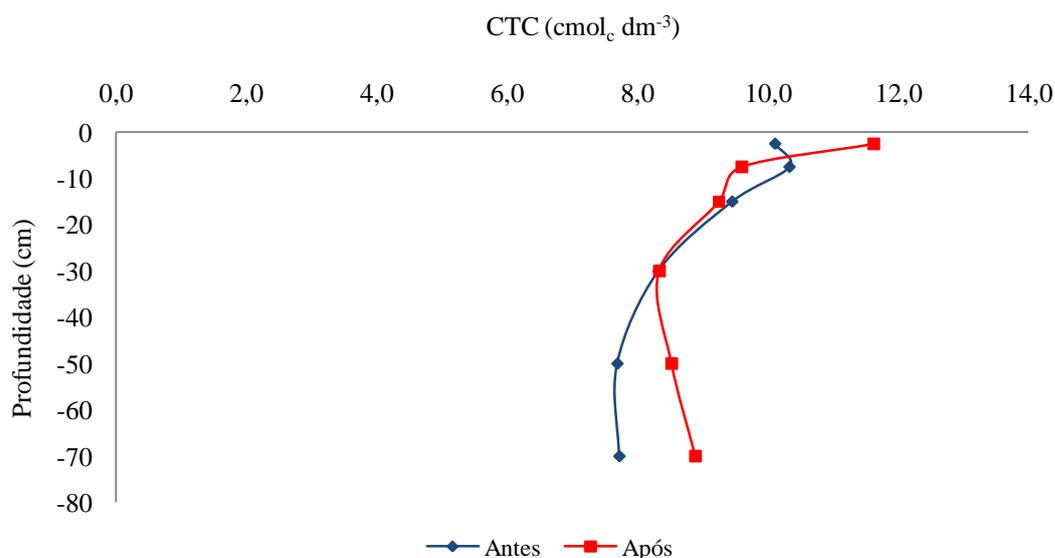


Figura 25. Valores médios da CTC do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Na Figura 26 estão apresentados os valores médios da CTC do solo dos seus diferentes tratamentos com água residuária de suinocultura em relação aos valores médios das camadas do solo. Observa-se que eles não apresentaram uma tendência definida, mantendo-se semelhantes entre si:

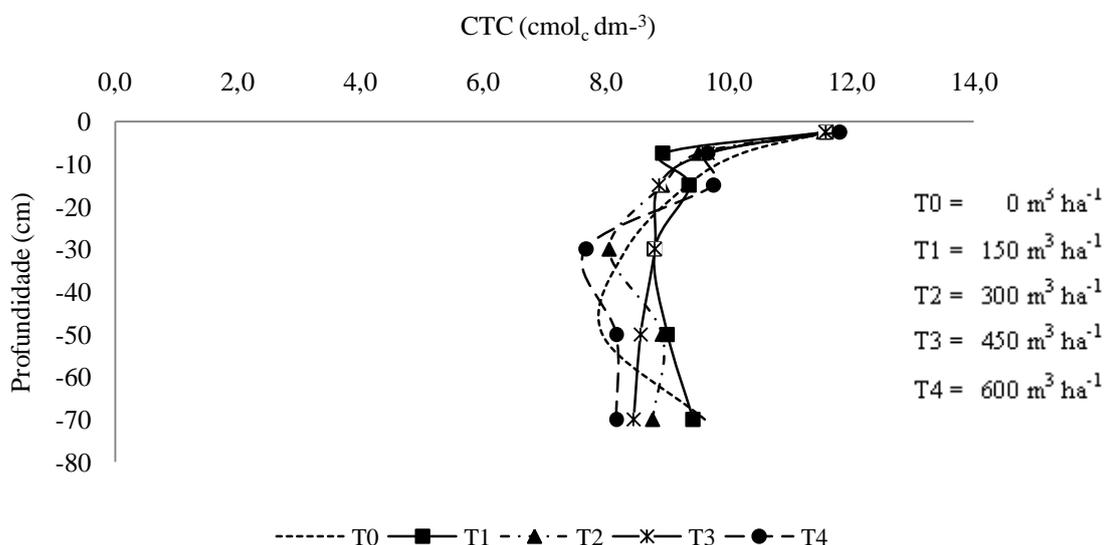


Figura 26. Valores médios da CTC dos tratamentos em função das camadas do solo.

4.11.2 Análise da CTC do solo na camada de 0-10 cm

Nas Tabelas 55 e 56 são mostrados os resumos das análises de variância e os valores médios da CTC do solo em função dos tratamentos com ARS, na profundidade de 0-10 cm:

Tabela 55. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da CTC do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	1,422	0,356	0,185	***
Linear	$R^2=0.00$	1	0,000	0,000	***
Quadr.	$R^2=0.56$	1	0,791	0,410	***
Cúbic.	$R^2=0.90$	1	0,486	0,252	***
Quart.	$R^2=1.00$	1	0,146	0,076	***
Repetição	2	0,201	0,100	0,052	***
Resíduo	23	44,313	1,927		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 56. Médias dos valores da CTC do solo na camada de 0-10 cm.

Tratamentos (doses (m ³ ha ⁻¹))	Médias	
T0 = 0	10,918	A
T4 = 600	10,735	A
T3 = 450	10,622	A
T2 = 300	10,532	A
T1 = 150	10,263	A

A partir da Tabela 55 observa-se que F não foi significativo ao nível de 5% de probabilidade em nenhuma das regressões analisadas. E na Tabela 56 nota-se que através do teste de Tukey, em nível de 5%, os valores da CTC do solo na profundidade de 0-10 cm não se diferenciaram estatisticamente entre os tratamentos.

4.12 Análises do Fósforo (P) do solo

4.12.1 Análises do P do solo na camada de 0-80 cm

As quantidades de fósforo recomendadas dependem do teor no solo, da cultura, da expectativa de rendimento e da disponibilidade de recursos financeiros para investimento. O fósforo se redistribui no ambiente pela ação antrópica, um elemento muito reativo quimicamente, não sendo possível encontrá-lo em seu estado puro na natureza (LOPES, 1998).

De acordo com LOPES (1998), o acúmulo de fósforo ocorre porque o não revolvimento do solo reduz o contato entre os colóides e o íon fosfato.

Quando mal manejados, os solos agrícolas tornam-se o novo nicho de estabilidade do elemento, sendo as saídas decorrentes principalmente da exportação dos produtos.

A aplicação de resíduo animal nessas áreas é normalmente baseada na necessidade de nitrogênio. Como consequência, o uso intensivo desses resíduos, aumentam os níveis de fósforo no solo acima das necessidades agrônômicas e eleva o potencial de perdas do mesmo, o que acelera o potencial de eutrofização de mananciais hídricos (PELES, 2007). A ocorrência de fósforo em águas naturais e residuárias se dão quase que exclusivamente sob a forma de fosfato (MANSOR, 2005).

O fósforo é o nutriente aplicado em maior quantidade na adubação no Brasil. A explicação para esse fato relaciona-se a sua baixa disponibilidade na terra. Os adubos orgânicos têm sido utilizados para melhorar as propriedades físico-químicas do solo, o

estabelecimento de microrganismos benéficos e o aumento da matéria orgânica, além de ser fonte de nutrientes (SILVA et al., 2005).

Os dejetos líquidos de suínos em função de suas características químicas têm um alto potencial fertilizante, podendo substituir, em parte ou totalmente, a adubação química e contribuir significativamente para o aumento da produtividade das culturas e a redução dos custos de produção (SCHERER, 1999). No entanto, a aplicação excessiva pode causar sérios danos ao ambiente, como é o caso da contaminação das águas.

De acordo com a Comissão de Química e Fertilidade do Solo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS, 2004), os teores de fósforo do solo analisado inicialmente nesse experimento foram classificados como baixo.

Portanto, através do teste de análise de variância, apresentamos na Tabela 57 qual foi o efeito da aplicação das diferentes doses de dejetos líquidos de suínos no solo em relação aos teores de fósforo.

Sendo assim, os valores de P não foram significativos em nível de 5% de probabilidade. Através da Figura 27 apresentamos as concentrações de fósforo no solo em função das taxas de ARS, não podendo estabelecer uma regressão linear significativa ($p < 0,05$):

Tabela 57. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do P do solo em função dos tratamentos.

Fontes de Variação		GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses		4	75,305	18,826	0,577	***
Linear	$R^2=0.69$	1	51,949	51,949	1,593	0,210
Quadr.	$R^2=0.73$	1	3,269	3,269	0,100	***
Cúbic.	$R^2=0.96$	1	16,867	16,867	0,517	***
Quart.	$R^2=1.00$	1	3,220	3,220	0,099	***
Repetição		2	1,008	0,504	0,015	***
Resíduo		83	2.706,313	32,606		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

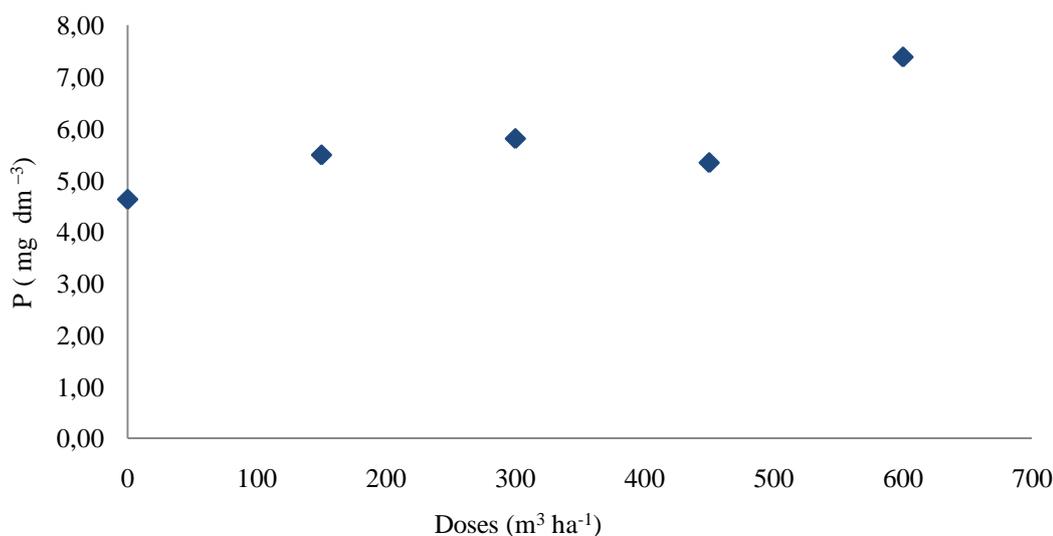


Figura 27. Valores médios do P do solo em função das doses de ARS.

Os dados observados neste estudo são discordantes aos encontrados por Prior (2008), Berwanger (2006), Maggi et al. (2011) e Cabral et al. (2011), que verificaram um aumento nos índices de fósforo no solo em função do aumento de aplicação de taxas de ARS.

O comportamento verificado aqui também discordam dos observados em estudos realizados por Queiroz et al. (2004), onde notaram um aumento no teor de P disponível em relação a condição inicial com aplicação de ARS (31,45 e 85,28 mg dm⁻³), respectivamente, indicando um acúmulo desse macro nutriente no solo.

Ceretta et al. (2003), trabalhou de 1995 a 1999 com a avaliação de alterações em algumas características químicas de um solo sob pastagem natural, com uso de esterco líquido de suínos, suas implicações agronômicas e ambientais. Pôde-se ver que o teor de fósforo disponível aumentou consideravelmente com a aplicação de ARS ao longo do tempo.

Em solos argilosos, ácidos e com altos teores de ferro e alumínio, o fósforo se movimenta muito, ocorrendo um maior acúmulo deste elemento nos primeiros cinco a dez centímetros do solo, o que eleva a concentração de raízes nesta camada, se as inferiores estiverem carentes deste nutriente (MUZILLI, 1981).

Desta forma, nas Tabelas 58 e 59 estão apresentados os resumos das análises de variância e comparação dos valores médios do P do solo em suas camadas:

Tabela 58. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do P do solo em função das camadas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Camadas	5	2.256,089	451,218	70,405	0,000
Repetição	2	1,008	0,504	0,079	***
Resíduo	82	525,529	6,409		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Pode-se observar que na Tabela 58 os teores de fósforo foram significativos, devido este elemento ser fortemente absorvido pelas partículas do solo, o que o torna pouco móvel, portanto, tende a se acumular na posição em que é aplicado (BERTOL et al., 2004).

A falta de controle na aplicação de dejetos de animais nas lavouras faz com que os níveis de nutrientes no solo sejam maiores do que a quantidade retirada pelas culturas.

Como a necessidade de fósforo geralmente é menor tem-se um maior acúmulo do mesmo nas camadas do solo (CERETTA et al., 2003).

Na Tabela 59 é mostrada a média dos valores de P:

Tabela 59. Médias dos valores do P do solo.

Camadas (cm)	Médias	
0-5	15,440	A
5-10	7,593	B
10-20	6,580	B
20-40	1,933	C
60-80	1,487	C
40-60	1,313	C

Pode-se observar que os teores de fósforo no perfil do solo apresentaram diferenças estatísticas em nível de 5% de probabilidade.

A camada 0-5 cm apresentou o maior valor médio de P, diferindo-se de todas as outras. Estes resultados corroboram com encontrados por Cabral et al.,(2011).

De acordo com Berwanger (2006), o fósforo tem capacidade de interagir, especialmente com a fração mineral, por isso sua concentração é maior na superfície.

As reduções nas perdas de P diminuem quando ele tem um tempo maior de reação com o solo e uma maior diluição do fósforo aplicado, que ao infiltrar-se, não se perde pelo escoamento superficial.

Em se tratando do comportamento do fósforo no solo, observa-se na Tabela60, utilizando a análise de variância, uma relação antes e após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos.

Nota-se um aumento em sua concentração após os tratamentos com água residuária de suinocultura, mostrando que F foi significativo em nível de 5% de probabilidade.

Na Figura 28 está ilustrada a variação desses valores, mostrando que após a aplicação dos tratamentos, os valores de fósforo aumentaram passando para 5,7 mg dm⁻³, se comparado ao valor médio inicial:

Tabela 60. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do P do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Tratamentos	1	85,009	85,009	3,946	0,049
Repetição	2	0,504	0,252	0,012	***
Resíduo	176	3.791,548	21,543		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

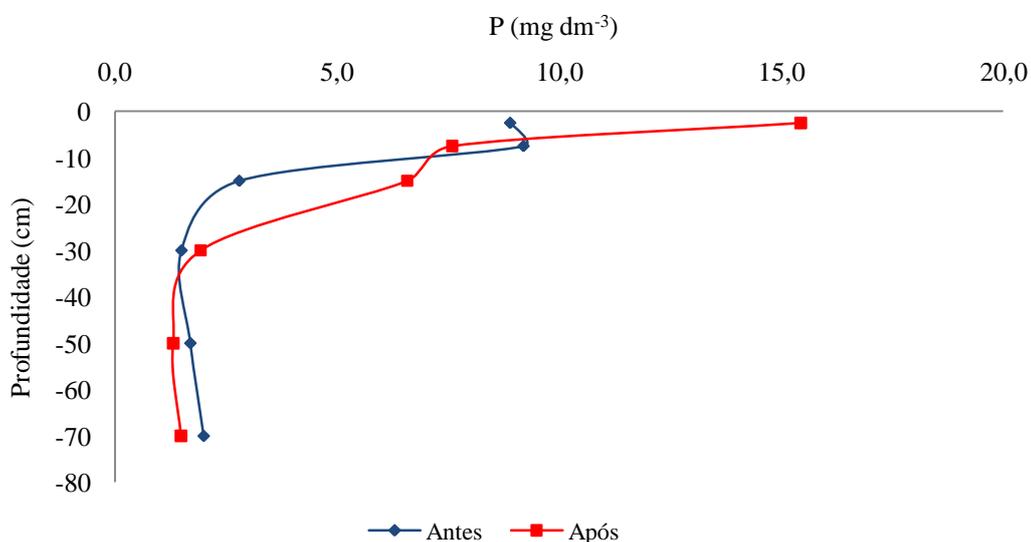


Figura 28. Valores médios do P do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

O uso contínuo de dejetos líquidos de suínos proporciona um aumento na reserva e na disponibilidade de nutrientes no solo.

Aproximadamente dois terços de fósforo estão na forma não solúvel, fazendo parte de estruturas orgânicas, as quais propiciam considerável capacidade de liberação do mesmo pelo resíduo do dejetos suíno (FERREIRA et al., 2003; MAIA & CANTARUTTI, 2004).

Esses dejetos fazem com que a elevação no teor de alguns elementos, em especial o fósforo, sejam maiores quando comparado a outras formas de adubação, devido as grandes quantidades de P proporcionadas pela alimentação destes animais (CASSOL et al., 2002).

Resultados semelhantes foram obtidos por Freitas et al. (2004), que encontrou um aumento na concentração de fósforo na profundidade de 0-50 cm antes ($0,4 \text{ mg dm}^{-3}$) e após a aplicação de ARS ($115,0 \text{ mg dm}^{-3}$), e por Cabral et al., (2011), que acharam os valores médios de fósforo no solo antes dos tratamentos, $8,49 \text{ mg L}^{-1}$ e após a aplicação, passou para $14,2 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

Na Figura 29 se apresentam os valores médios de fósforo, que foi influenciado em seus teores pelos tratamentos com ARS em função das camadas do solo, em todas as doses.

As concentrações na camada de 0-5 cm em todos os tratamentos foi a que apresentou os maiores valores de fósforo, 9,83; 12,23; 15,27; 16,50 e 23,37 mg dm^{-3} , respectivamente. Tal comportamento pode ser explicado pela permanência do dejetos na superfície do solo, o qual se nota que os valores médios de P diminuíram em função das camadas para todos os tratamentos:

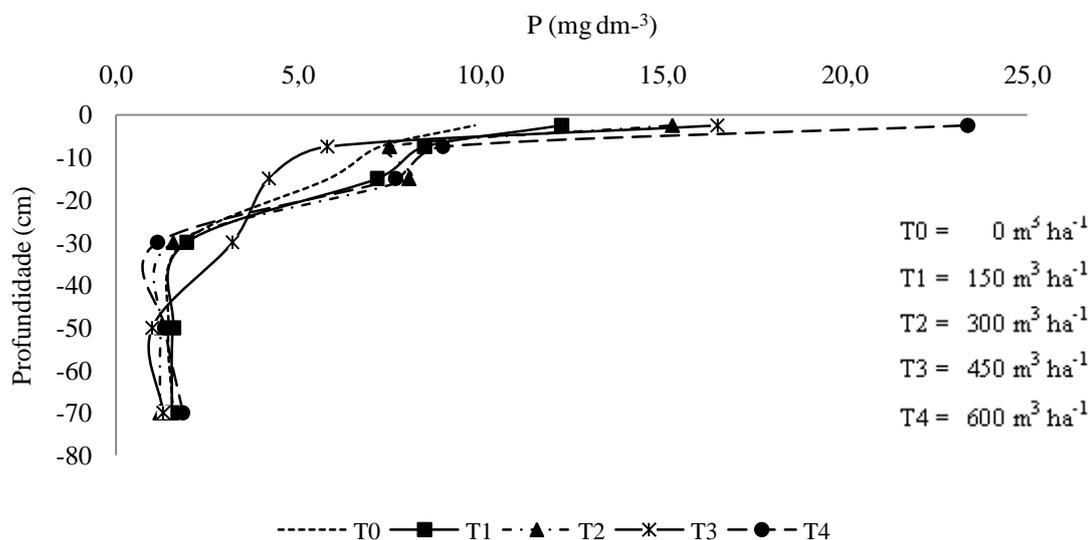


Figura 29. Valores médios do P dos tratamentos em função das camadas do solo.

Resultados encontrados neste trabalho corroboram com os de por Berwanger (2006). A constante média relacionada à energia de ligação do fosfato aos sítios de adsorção é

aproximadamente 10 vezes maior na camada de 0-2,5cm comparativamente ao solo na camada de 30–60 cm (0,05 e 0,50 mg L⁻¹, respectivamente).

Esses resultados confirmam a hipótese que o fósforo reage rapidamente com grande energia de adsorção nas proximidades do local de aplicação.

No caso da aplicação de P a lanço na superfície do solo ou mesmo na semeadura e adoção do sistema de plantio direto, seus teores disponíveis nessa camada, aumentam bruscamente e os parâmetros de dessorção tornam-se favoráveis à transferência desse elemento para os mananciais de água, sendo muito mais problema ambiental do que uma alternativa produtivista (Rheinheimer 2000, Durignon et al., 2002; Ceretta et al., 2003).

4.12.2 Análise do P do solo nas profundidades de 0-10 cm

Nas Tabelas 61 e 62 estão apresentados os resumos das análises de variância e comparação dos valores médios do P do solo em função dos tratamentos com ARS na camada de 0-10 cm:

Tabela 61. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do P do solo em função dos tratamentos na camada 0-10 cm.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.	
Doses	4	192,217	48,054	1,601	0,208	
Linear	R ² =0.81	1	154,883	154,883	5,160	0,033
Quadr.	R ² =0.86	1	11,293	11,293	0,376	***
Cúbic.	R ² =0.98	1	21,841	21,841	0,728	***
Quart.	R ² =1.00	1	4,200	4,200	0,14	***
Repetição	2	10,225	5,112	0,170	***	
Resíduo	23	690,360	30,016			

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 62. Médias dos valores do P do solo na camada 0-10 cm.

Tratamentos (doses (m ³ ha ⁻¹))	Médias
T4 = 600	16,167 A
T2 = 300	11,383 A
T3 = 450	11,150 A
T1 = 150	10,350 A
T0 = 0	8,533 A

Com relação às concentrações de fósforo na camada superficial do solo, a aplicação de diferentes doses de dejetos líquidos de suínos, influenciou de forma significativa os teores

totais ao nível de 5% de probabilidade, proporcionando uma correlação linear e positiva, notando que não houve diferença estatística através do teste de Tukey.

A concentração de fósforo na superfície do solo foi superior quando se aplicou a maior dose de dejetos líquidos de suínos. Este resultado pode ser justificado pela permanência desses dejetos e pela maior solubilidade do fósforo contido nele do que no solo nativo.

Estes resultados concordam com os obtidos por BERTOL (2005), que obteve as maiores concentrações de fósforo particulado com aplicação das maiores doses de dejetos líquidos de suínos.

4.13 Análise do Fósforo (P) do percolado

O fósforo é pouco móvel, pois é firmemente retido não sendo um nutriente facilmente sujeito às perdas por percolação, em solos agriculturáveis e por isso, são consideradas insignificantes (BASSO 2003).

Entretanto, a erosão é a responsável pelas maiores perdas de P, quando ocorrem nas de matéria orgânica e partículas coloidais com fósforo.

Para os níveis de fósforo no percolado determinados após digestão nítrico-perclórica por colorimetria, pelo método molibdato de amônio, este não foi detectado.

Desta forma, a perda de fósforo em sistemas agrícolas está associada ao escoamento superficial devido à sua baixa mobilidade no solo (FAVARETTO, 2002).

Segundo Eghballet al., (1997), aplicando 60 kg ha⁻¹ de fósforo em faixas, observaram que a movimentação de P no perfil do solo foi de apenas 4 cm em seus três diferentes tipos, aqui já citados. Contudo, essa movimentação em profundidades do elemento pode ser maior quando se associa altas doses de fertilizantes minerais com adição de resíduos orgânicos.

Resultados mostram que a lixiviação do fósforo com aplicação de fertilizantes e resíduos orgânicos, apresentam maiores mobilidades do P no material percolado, indicando maior concentração do elemento ao final do período analisado (MAGGI, 2009).

No Brasil, a Resolução do CONAMA estabelece como limites críticos para causar eutrofização em águas doces da Classe 1 de ambientes lântico e ambiente lótico, os teores de 0,02 mg L⁻¹ e 0,1 mg L⁻¹, respectivamente (BRASIL, 2011).

4.14 Análises do Carbono Orgânico (CO) do solo

4.14.1 Análises do CO do solo na camada de 0-80 cm

Em solos sob vegetação natural, a preservação da matéria orgânica tende a ser máxima, pois o revolvimento do solo é mínimo, sendo o aporte de carbono nas florestas mais elevado do que em áreas cultivadas (LATHWELL & BOULDIN, 1981; NOBRE & GASH, 1997).

Já nos tropicais, as perdas de carbono observadas após a retirada da vegetação natural e cultivo dos solos são mais elevadas do que em regiões temperadas.

Em geral, a decomposição da matéria orgânica é bastante acelerada nestes solos, havendo situações em que os estoques de carbono são reduzidos em mais de 50%, num período de menos de 10 anos de cultivo (SHANG & TIESSEN, 1997).

As propriedades físicas, químicas e biológicas do solo são estimadas pela fração orgânica, determinada pelo carbono orgânico total (COT). No geral, a matéria orgânica do solo contém 58% de carbono (C).

De acordo com Jackson et al., (2003), tanto o carbono orgânico do solo quanto o carbono da biomassa microbiana têm sido utilizados como indicadores de alterações e de qualidade do solo, uma vez que estão associados às funções ecológicas do ambiente e são capazes de refletir as mudanças de uso do solo.

Conceição et al., (2005), menciona que o carbono orgânico e seu estoque têm sido utilizados como indicadores do efeito de sistemas de manejo na qualidade do solo.

O sistema de plantio direto é uma das mais efetivas práticas de conservação, contribuindo para a redução das perdas de solo e de carbono orgânico (SCHICK et al., 2000; SANTOS et al., 2007), principalmente, devido à manutenção dos resíduos vegetais na superfície do solo e à proteção física da matéria orgânica em agregados (SIX et al., 2004). Porém, a eficiência deste sistema em manter o estoque de carbono orgânico, está relacionada ao manejo de culturas utilizados, sendo fundamental a associação de um sistema de rotação e sucessão dessas culturas diversificadas, que produzam adequadas quantidades de resíduos vegetais na superfície do solo durante todo o ano (CERETTA et al., 2002).

A adubação orgânica, ou mesmo a associação desta com a adubação mineral, constituem alternativas economicamente viáveis para a maioria dos pequenos produtores, além de promoverem a melhoria das características químicas, físicas e biológicas do solo.

Neste estudo, avaliamos através do teste de análise de variância os resultados dos valores de carbono orgânico em função dos diferentes tratamentos com água residuária de suinocultura (Tabela 63):

Tabela 63. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do CO do solo em função dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.	
Dose s	4	19,202	4,801	0,279	***	
Linear	R ² =0.48	1	9,198	9,198	0,535	***
Quadr.	R ² =0.74	1	5,094	5,094	0,296	***
Cúbic.	R ² =0.78	1	0,593	0,593	0,034	***
Quart.	R ² =1.00	1	4,317	4,317	0,251	***
Repetição		2	7,183	3,591	0,209	***
Resíduo		83	1.426,492	17,187		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Os teores de carbono (C) obtidos a partir da aplicação das doses de ARS não foram significativos ao nível de 5% de probabilidade. As médias em cada tratamento seguem: 10,15; 10,23; 10,62; 9,55 e 9,36g dm⁻³, respectivamente, destacando que nos tratamentos T1 e T2 os valores se encontraram maiores que a testemunha.

Como nenhum dos tratamentos com aplicação de dejetos líquidos de suínos influenciou nos teores de carbono no solo, estes não se ajustaram a equação de regressão linear, como observado na Figura 30.

Mesmo com a aplicação de altas doses de dejetos, não foi possível elevar o teor de carbono no solo estudado, resultado este já esperado, uma vez que para elevá-lo, seria necessário que uma grande fração residual dos dejetos permanecesse na superfície do solo (PELES, 2007).

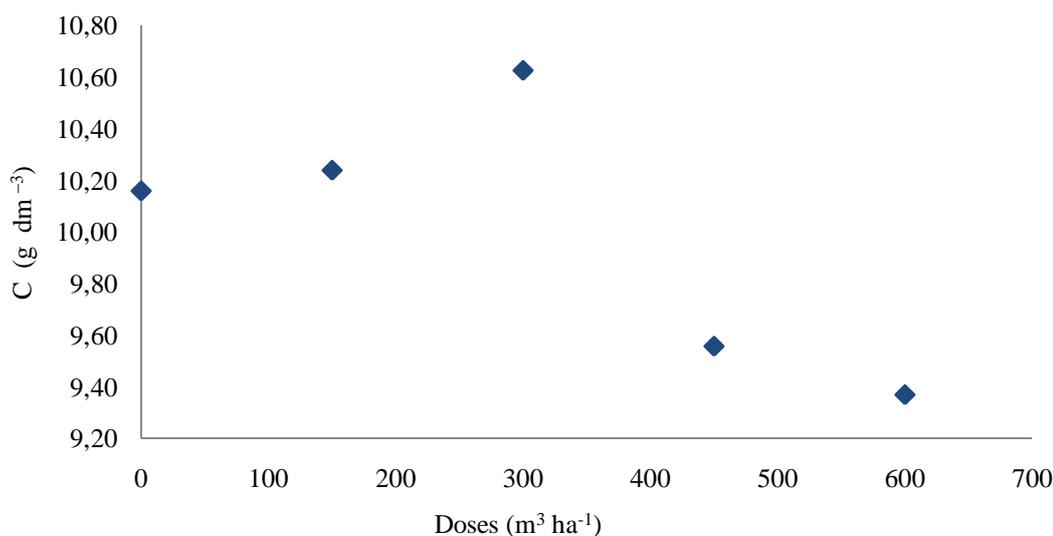


Figura 30. Valores médios do CO do solo em função das doses de ARS.

Estes resultados corroboram com os de Maggi (2009) e Cabral et al., (2011), que em seus experimentos, encontraram F também não significativo ao nível de 5% de probabilidade, com aplicação dos tratamentos com ARS.

Resultados semelhantes também foram encontrados por Ellerbrock et al. (1999), onde não houveram alterações do conteúdo total de C no solo, após um longo período de tempo de aplicação (34 anos).

Isto poderia ser explicado pelos baixos teores de matéria seca ou pelas próprias características do C dos dejetos líquidos de suínos, ricos em polissacarídeos, proteínas, lipídeos e outros compostos (DINEL; GREGORICH, 1995) que podem ser considerados de fácil degradação.

Nas Tabelas 64 e 65 estão apresentados os resumos das análises de variância e comparação entre os valores médios do carbono orgânico do solo em função das camadas.

Constatam-se que os valores do CO se apresentaram estatisticamente significativos em nível de 5% de probabilidade em relação às camadas (Tabela 64), e uma tendência decrescente nas concentrações de carbono em função da profundidade devido à entrada de matéria orgânica pela superfície (Tabela 65):

Tabela 64. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do CO do solo em função das camadas.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Camadas	5	1.200,399	240,080	80,257	0,000
Repetição	2	7,183	3,591	1,201	0,306
Resíduo	82	245,294	2,991		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 65. Médias dos valores do CO do solo.

Camadas (cm)	Médias	
0-5	16,576	A
5-10	11,989	B
10-20	10,676	B
20-40	8,417	C
40-60	6,161	D
60-80	6,111	D

Ressalta-se ainda a maior concentração de teores de carbono na camada mais superficial do solo, evidenciando novamente a importância do aporte de resíduos vegetais como fonte de material orgânico para incrementos nos teores de matéria orgânica.

Estes resultados corroboram com encontrados por Ceretta et al., (2003), que observaram um aumento no teor de carbono orgânico nas camadas superficiais, onde as características químicas do solo foram afetadas pelo uso de esterco líquido de suínos durante quatro anos, havendo interação entre as doses e as camadas do solo.

O incremento nos teores de C orgânico e N total ocorreram apenas na camada 0 - 2,5 cm, embora na sua interpretação deve-se considerar a possibilidade de efeito da amostragem do solo, já que resíduos vegetais ou do esterco misturam-se na camada até 2,5 cm, dificultando sua separação.

O fato da aplicação de esterco não resultar em incrementos nos teores de C orgânico e N total nas camadas mais profundas deve-se provavelmente, ao aumento na atividade microbiana motivada pelo esterco aplicado (N'DAYEGAMIYE; CÔTÉ, 1989).

Na Tabela 66 está apresentado o resumo da análise de variância para o Carbono Orgânico do solo antes e após a aplicação dos tratamentos com ARS.

O carbono orgânico não foi significativo em nível de 5% de probabilidade após a aplicação dos tratamentos.

Através da Figura 31 observa-se que as concentrações do C orgânico do solo foram pequenas quando comparadas antes e após a aplicação dos tratamentos. O valor médio dessas concentrações antes, era de 9,01 g dm⁻³ e após aplicação, passou para 9,98 g dm⁻³.

Uma possível explicação para isso seria o alto teor de carbono já existente no solo e para conseguir elevá-lo, deveria adicionar maiores quantidades ainda de material orgânico.

Tabela 66. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do CO do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Tratamentos	1	42,632	42,632	2,233	0,137
Repetição	2	3,591	1,796	0,094	***
Resíduo	176	3.360,443	19,093		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

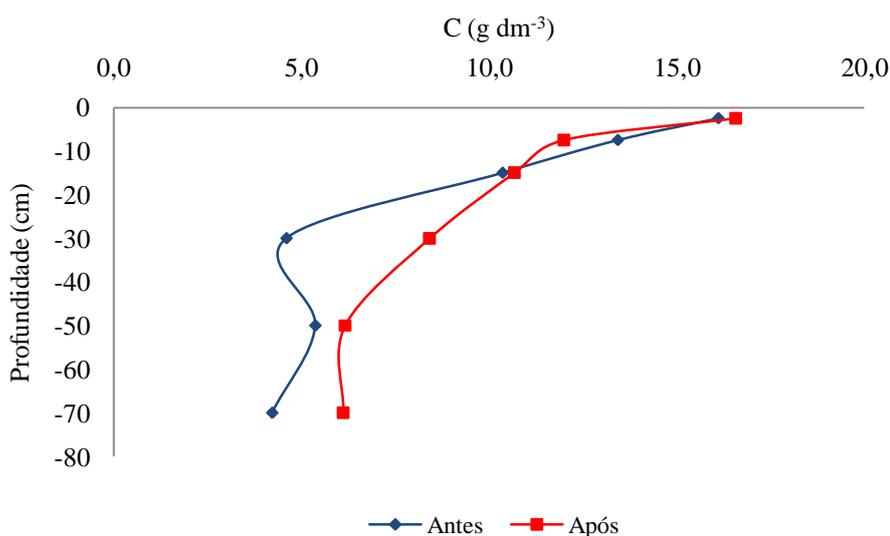


Figura 31. Valores médios do CO do solo antes e após aplicação dos tratamentos.

Resultados semelhantes foram encontrados por Cabral et. al., (2011), em que seus valores de carbono não variaram em função das doses de ARS, sendo que o valor médio era de 4,49 g dm⁻³ e depois, passou para 4,48 g dm⁻³.

Verificam-se na Figura 32 os valores médios de Carbono Orgânico dos tratamentos com dejetos líquidos de suínos em função das camadas do solo.

Observa-se que esses valores diminuíram em função das camadas.

Quando associada à adubação orgânica, é importante destacar que na média geral, houve tendência de maior acúmulo do C orgânico em superfície, mas há também a possibilidade de incremento de carbono no perfil do solo e não apenas na superfície.

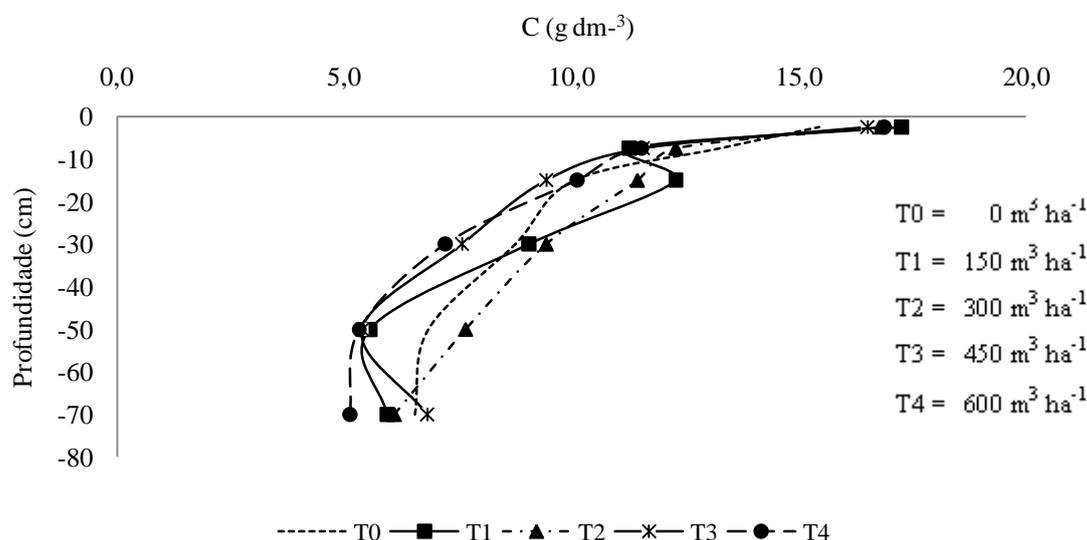


Figura 32. Valores médios do CO dos tratamentos em função das camadas do solo.

Resultados semelhantes foram encontrados por Cavallet et al., (2006) que avaliaram o valor fertilizante de água residuária de uma indústria de enzimas em um Argissolo Vermelho-Amarelo, cultivado com milho. Verificou-se que a concentração de carbono orgânico no decorrer do experimento, diminuiu em todos os tratamentos, quando considerado ao início do experimento, e cinco meses depois.

Tal diminuição é comum em solos agrícolas em virtude da biodegradação da matéria orgânica em consequência de vários fatores, principalmente aos tratos culturais, que promovem maior aeração e, conseqüentemente, maiores atividades microbianas (CARDOSO, 1992).

4.14.2 Análise do CO do solo na camada de 0-10 cm

A aplicação dos dejetos líquidos de suínos e a inexistência de revolvimento do solo permitem um enriquecimento da matéria orgânica na sua camada superficial.

Através da incorporação dos tratamentos com esses dejetos na superfície do solo, avaliou-se estatisticamente pelo método de análise de variância e comparação de médias, a

relação entre os valores médios do carbono orgânico apenas na camada de 0-10 cm (Tabelas 67 e 68):

Tabela 67. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do CO do solo em função dos tratamentos na camada de 0-10 cm.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	0,792	0,198	0,022	***
Linear	R ² =0.21	1	0,165	0,018	***
Quadr.	R ² =0.24	1	0,025	0,030	***
Cúbic.	R ² =0.31	1	0,057	0,006	***
Quart.	R ² =1.00	1	0,545	.060	***
Repetição	2	26,014	13,007	1,423	0,261
Resíduo	23	210,192	9,139		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 68. Médias dos valores do CO do solo na camada de 0-10 cm.

Tratamentos (doses (m ³ ha ⁻¹))	Médias	
T2 = 300	14,533	A
T0 = 0	14,358	A
T1 = 150	14,270	A
T4 = 600	14,210	A
T3 = 450	14,042	A

Pode-se observar na Tabela67 que F não foi significativo para os tratamentos com ARS na camada de 0-10 cm, e pela Tabela 68 nota-se que não ocorreram diferenças estatísticas entre os valores através do teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade.

4.15 Análises da Condutividade Elétrica (CE), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do percolado

A condutividade elétrica (CE), ou capacidade da água em conduzir corrente elétrica, indica a quantidade de íons dissolvidos existentes na coluna d'água, especialmente sais minerais. Assim, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água.

O parâmetro condutividade elétrica não determina especificamente quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais (CAIADO, 1994).

Na maioria das águas, os íons diretamente responsáveis pelos valores da condutividade são o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, nitratos, carbonatos, carbonetos, sulfatos e cloretos.

Medidas de condutividade são importantes na área do reuso de águas especialmente na prática da irrigação, aquicultura e prevenção de corrosão. Elevados valores de condutividade elétrica nas águas percoladas, podem estar associadas ao carregamento de íons de alta mobilidade, como Na, K e outros presentes principalmente nas águas residuárias (MAGGI, 2009).

Nas Tabelas 69 e 70 estão apresentados os resumos das análises de variância e o teste de comparação de médias para a condutividade elétrica das amostras do percolado sob influência das diferentes doses de dejetos líquidos de suínos aplicados sobre a superfície do solo.

Neste trabalho foram observados que pelo método da ANOVA, F não foi significativo para os valores da CE em relação aos tratamentos e nem se diferenciaram entre si pelo método de comparação de médias em nível de 5% de significância.

Tabela 69. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da CE do percolado em função dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.	
Doses	4	827,734	206,933	0,107	***	
Linear	$R^2=0.03$	1	26,133	26,133	0,013	***
Quadr.	$R^2=0.43$	1	331,524	331,524	0,171	***
Cúbic.	$R^2=0.96$	1	433,201	433,201	0,223	***
Quart.	$R^2=1.00$	1	36,876	36,876	0,019	***
Repetição	2	2.609,733	130,487	0,673	***	
Resíduo	8	15.522,270	1.940,283			

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 70. Médias dos valores da CE do percolado.

Tratamentos (doses (m ³ ha ⁻¹))	Médias	
T0 = 0	309,000	A
T3 = 450	303,667	A
T4 = 600	297,667	A
T1 = 150	290,333	A
T2 = 300	290,000	A

Os valores observados para esta variável no percolado são apresentados na Figura 33. Com base na equação de regressão linear, esta não pode ser adicionada, pois não houve efeito das doses de ARS aplicadas na CE do percolado.

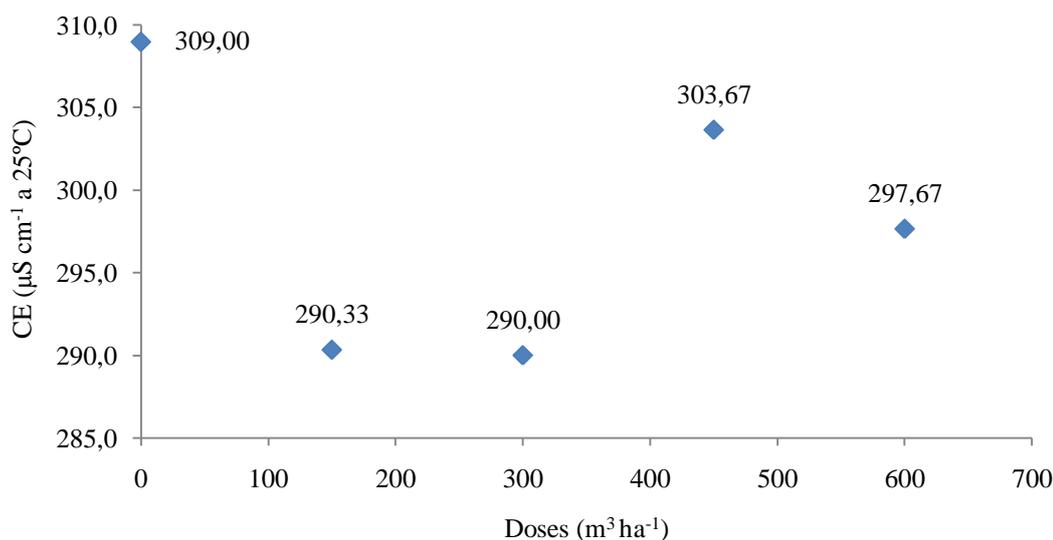


Figura 33. Valores médios da CE do percolado em função das doses de ARS.

A condutividade elétrica dos tratamentos que receberam 450 e 600 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos foram similares entre si e superiores àqueles tratamentos que receberam menores quantidades (150 e 300 m³ ha⁻¹). Os resultados refletem as concentrações de vários íons nos dejetos, no qual percebe-se a presença de sódio, em decorrência do tipo de ração fornecida aos animais. O NaCl, pode também ter contribuído significativamente para este resultado (BERTOL, 2005).

A média da CE encontrada nesse trabalho foi superior ao de 4.050 μS cm⁻¹, ou seja, muito maior que a resolução CONAMA 430/11, que é de 100 μScm⁻¹.

Verificou-se que no experimento ocorreu uma diminuição de um pouco mais de $3.700 \mu\text{S cm}^{-1}$ na condutividade do percolado para o efluente bruto da ARS. Essa queda pode ser devido a permanência dos dejetos líquidos de suínos sobre a superfície do solo que, com o passar das adições de água para a planta atingir sua capacidade de campo, foi diminuindo conforme a dissolução e transporte dos dejetos, e ocorrendo uma redução da condutividade das amostras coletadas ao final do experimento, tendo sido mais pronunciada no tratamento 2 ($300 \text{ m}^{-3} \text{ ha}^{-1}$), seguido dos tratamentos 1 ($150 \text{ m}^{-3} \text{ ha}^{-1}$), 4 ($600 \text{ m}^{-3} \text{ ha}^{-1}$) e 3 ($450 \text{ m}^{-3} \text{ ha}^{-1}$).

Um parâmetro também bastante utilizado para se estimar o potencial poluidor da água é a demanda de oxigênio, tanto a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) como a Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Segundo SILVA et al. (2003), o fato de a DQO ser mais elevada que a DBO se deve a facilidade com que grandes números de compostos sejam oxidados por via química do que por via biológica.

De acordo com estudos realizados por Von Sperling (2005), sobre a biodegradabilidade dos despejos, a partir da relação DQO/DBO₅ deste experimento (3,1), esta é considerada intermediária, pois sua fração biodegradável não é elevada, e em questões de tratabilidade, verifica-se a viabilidade de um tratamento físico-químico.

A demanda química de oxigênio diz respeito a quantidade de oxigênio consumido na água por substâncias orgânicas ou inorgânicas, que sofrem oxidação em determinadas condições sendo consideradas um indicativo do seu grau de contaminação.

O teste de demanda química de oxigênio baseia-se na oxidação química dos compostos orgânicos, que podem ocorrer através de um forte agente oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido.

Os adubos de origem orgânica possuem grande quantidade de compostos orgânicos e como alguns deles têm uma decomposição muito lenta, estabelecem uma demanda química de oxigênio alta para realizar a decomposição, fazendo com que o potencial de contaminação seja alto (SCHERER et al., 1996).

A demanda química de oxigênio (DQO) nas amostras do percolado que receberam as doses de dejetos líquidos de suínos não foram significativos em nível de 5% para o teste de análise de variância e para o teste de comparação de médias não houve interação entre as diferentes doses aplicadas, como mostram os Tabelas 71 e 72:

Tabela 71. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da DQO do percolado em função dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	37,223	9,306	1,086	0,425
Linear	$R^2=0.33$	12,416	12,416	1,449	0,263
Quadr.	$R^2=0.61$	10,400	10,400	1,214	0,303
Cúbic.	$R^2=0.92$	11,285	11,285	1,317	0,284
Quart.	$R^2=1.00$	3,121	3,121	0,364	***
Repetição	2	2,121	1,061	0,124	***
Resíduo	8	68,545	8,568		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 72. Médias dos valores da DQO do percolado.

Tratamentos (doses ($m^3 ha^{-1}$))	Médias
T0 = 0	8,667 A
T3 = 450	6,467 A
T1 = 150	5,300 A
T4 = 600	4,867 A
T2 = 300	4,167 A

Este resultado pode ser justificado pela capacidade do solo em tratar a ARS eliminando toda a matéria orgânica presente. Isto evidencia uma elevada eficiência de mais de 99% no potencial de tratamento por parte do solo para o dejetos suíno para o parâmetro DQO. O valor da DQO bruta da ARS foi de $1.685 mg L^{-1}$, e para o percolado coletado após a aplicação, passou para $5,89 mg L^{-1}$.

A sequência dos valores da DQO no percolado é apresentada na Figura 34, onde eles são mostrados de acordo com os tratamentos, no qual não foi possível a adição de uma regressão linear para tal valia:

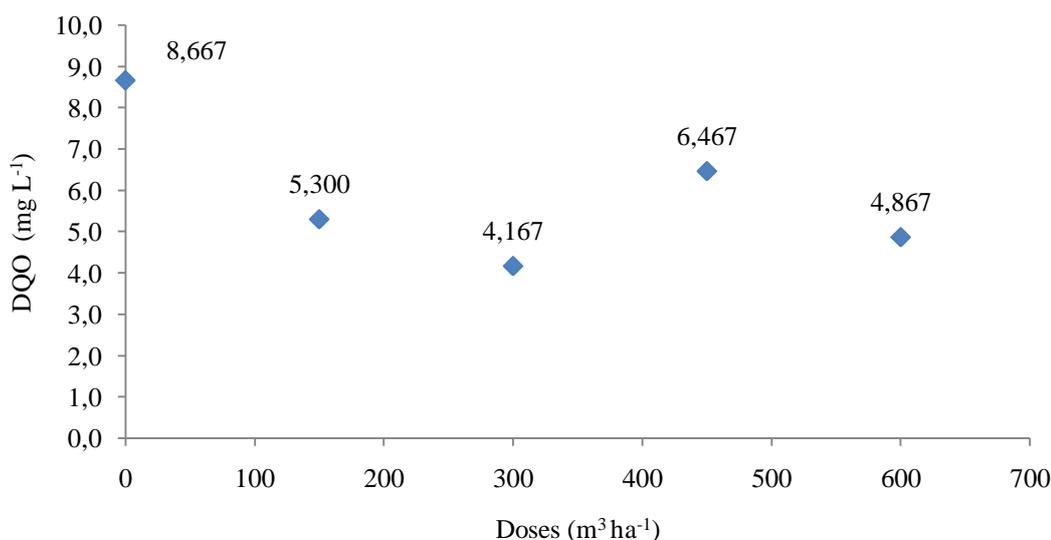


Figura 34. Valores médios da DQO do percolado em função das doses de ARS.

De acordo com a UNESCO os valores de DQO entre 20 e 200 mg L⁻¹ de O₂, é um indicativo de água contaminada por efluentes (CHAPMAN, 1996). Como as amostras do percolado coletado das colunas apresentaram valores de DQO fora desta faixa, conclui-se que todos os tratamentos não apresentaram potencial de contaminação do lençol freático.

A DBO é um indicador que determina indiretamente a concentração de matéria orgânica biodegradável por meio da demanda de oxigênio exercida por microrganismos através da respiração. Uma amostra é considerada biodegradável quando a relação DQO/DBO é menor 2,5 (VON SPERLING, 2005). A diferença de concentração de oxigênio representa a DBO (oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica via respiração dos microrganismos).

A DBO é o parâmetro tradicionalmente mais usado para a caracterização de águas residuárias brutas e tratadas, como também para a caracterização da qualidade dos corpos d'água. A quantidade de matéria orgânica presente, indicada pela DBO, é importante para se conhecer o potencial poluidor de um efluente, para o dimensionamento do sistema de tratamento mais adequado e medir a eficiência desse sistema.

A DBO engloba toda a matéria que pode ser quimicamente oxidada, em particular sais minerais, sendo preferível para análises de efluentes industriais (Pessoa & Jordão, 1982).

A DBO₅ dos esgotos domésticos brutos se encontram em uma faixa de concentração de 200-500 mg L⁻¹. Nas ARS, normalmente é encontrado um alto grau de matéria orgânica, portando maior o valor de DBO para ARS, conseqüentemente serão maiores os valores em comparação com os esgotos domésticos.

A remoção dos poluentes nesse tipo de tratamento visa adequar o lançamento a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente, está associada aos conceitos de níveis e eficiência dos tratamentos e para uma infiltração lenta no solo como no caso desse estudo, essa eficiência típica na remoção da DBO é considerada de 94-99%.

Para avaliar se os tratamentos foram significativos aos valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L^{-1}) encontrados no percolado, apresentamos através dos Tabelas 73 e 74 os resumos das análises de variância e comparação de médias pelo Teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade desses valores:

Tabela 73. Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da DBO do percolado em função dos tratamentos.

Fontes de Variação	GL	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	Signif.
Doses	4	22,297	5,574	1,009	0,456
Linear	$R^2=0.09$	1,925	1,925	0,349	***
Quadr.	$R^2=0.35$	5,944	5,944	1,076	0,329
Cúbic.	$R^2=1.00$	14,421	14,421	2,611	0,144
Quart.	$R^2=1.00$	0,007	0,007	0,001	***
Repetição	2	0,581	0,291	0,053	***
Resíduo	8	44,179	5,522		

*** - não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 74. Médias dos valores da DBO do percolado.

Tratamentos (doses ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$))	Médias
T0 = 0	5,900 A
T3 = 450	4,733 A
T4 = 600	3,500 A
T2 = 300	3,167 A
T1 = 150	2,467 A

A partir da Tabela 73, foi possível verificar que F não foi significativo para os valores de DBO do percolado em relação aos tratamentos. E para os resultados do teste de comparação de médias na Tabela 74, observa-se que esses mesmos valores variaram em função dos tratamentos com ARS, mas não se diferenciaram.

Na Figura 35 estão ilustradas as médias dos valores de DBO do percolado de acordo com os diferentes tratamentos indicando a não significância para a regressão linear:

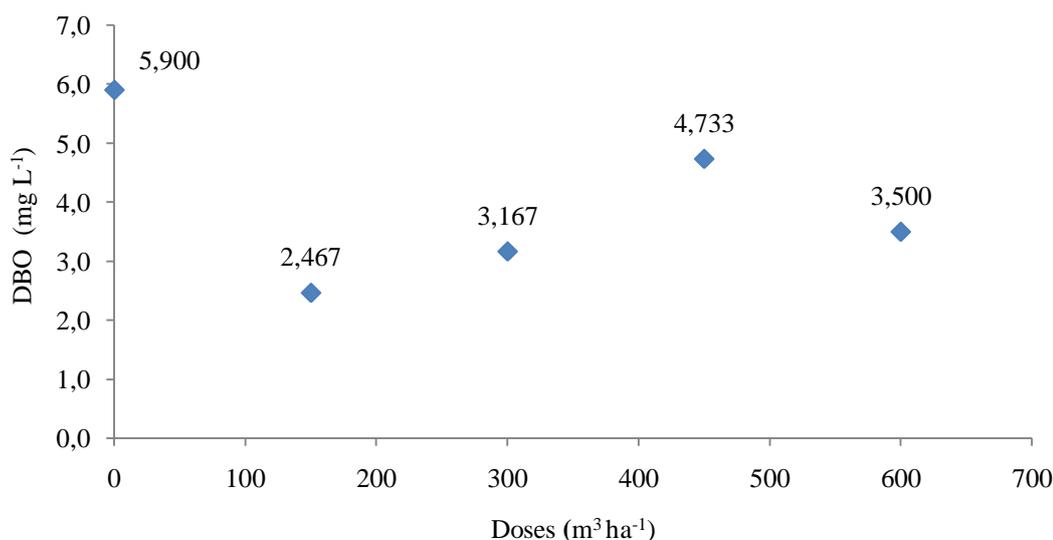


Figura 35. Valores médios da DBO do percolado em função das doses de ARS.

O sistema de tratamento promoveu redução de aproximadamente 99,2% de DBO. O meio filtrante é formado de camadas somando 0,5 – 10 cm de profundidade. Neste substrato e nas raízes de plantas neles sustentadas, se farão os desenvolvimentos de populações microbianas benéficas que digerem a poluição, decompondo-as em produtos assimiláveis e sem odor. As plantas levam oxigênio às raízes e as bactérias ali existentes aceleram o processo.

Segundo a Resolução CONAMA 20/86, o padrão de lançamento da DBO em um copo hídrico deve conter uma concentração $\leq 60 \text{ mg L}^{-1}$ ou eficiência de remoção no tratamento $\geq 60\%$ (no caso de esgotos domésticos) ou ainda $\geq 85\%$ (situação geral). De acordo com este estudo podemos concluir que o percolado proveniente da água residuária de suinocultura tratada nas colunas com solo, atendeu aos valores exigidos pela legislação.

4.16 Análise do Nitrogênio total (N) do percolado

Para as concentrações de nitrogênio total no percolado determinado pelo método de Kjeldahl, não foram detectados.

Resultados semelhantes foram encontrados por Smanhotto (2008), aplicando ARS em solos cultivados com soja, em que não se observou diferenças significativas nas concentrações de nitrogênio no percolado, com aplicação de água residuária de suinocultura e adubação, bem como para interação adubação ARS.

Aguiar et al. (2006), verificaram baixos conteúdos de nitrogênio total no percolado após a aplicação de resíduos bovinos e palhas de arroz, indicam que a redução desse nutriente no solo não tem como principal causa a lixiviação, mas a forma gasosa, através do processo de mineralização e volatilização. Considerando que a concentração de nitrogênio total da ARS aplicada ao solo foi de 437 mg L^{-1} , notou-se que as perdas foram grandes.

A Resolução 430/2011 do CONAMA (BRASIL, 2011), prevê que a concentração de nitrogênio total não deve ultrapassar $1,27 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lênticos (água parada) e $2,18 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lóticos (águas continentais moventes) para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para a eutrofização.

Neste experimento as concentrações de N no percolado não ultrapassaram os valores estabelecidos na resolução do CONAMA (BRASIL, 2011), isso significa que não há risco de contaminação do lençol freático, pois não foi encontrado nitrogênio total no percolado.

Boeira e Souza (2007) completaram que outros mecanismos além da lixiviação podem afetar os estoques de N, pois este elemento está sujeito a diversos outros processos e transformações, como desnitrificação, volatilização, armazenamento de N orgânico no solo e absorção pelas plantas.

5 CONCLUSÕES

Considerando as condições em que este trabalho foi conduzido, a partir dos resultados obtidos, pode-se concluir que:

1. O efeito da aplicação de água residuária de suinocultura aplicada sobre o solo é uma ótima alternativa para a destinação final desse efluente como forma de disposição correta quando controlado. Esse método se mostrou viável após ser aplicado sobre o solo nas suas diferentes doses;

2. A aplicação de água residuária de suinocultura avaliada a partir do perfil do solo proporcionou diminuição para os valores de pH do solo e aumento do alumínio. Para os demais atributos químicos do solo ($H+A^{13+}$, Ca, Mg, K, CTC, P, e CO), o efeito desse tratamento ocorreu de maneira isolada, ou seja, não houve interação;

3. Os resultados, em relação as diferentes camadas do solo só não foi significativo para o pH, entretanto, para os demais elementos químicos do solo ele se mostrou com clareza, mantendo-se concentrado em maiores quantidades nas camadas de 0-10 cm;

4. Houve interação entre a aplicação da água residuária de suinocultura (após) e a não aplicação das doses (antes) na maioria dos parâmetros químicos do solo avaliados, exceto para o CO. O tratamento com a ARS proporcionou um aumento do Al, $H+Al^{3+}$, Mg, K, CTC e P, e provocou decréscimos no pH e Ca;

5. A água residuária de suinocultura aplicada apenas na camada superficial do solo (0-10 cm), proporcionou interação entre os elementos pH, Al e $H+Al^{3+}$ e ocorreu de maneira isolada para o Ca, Mg, K, CTC, P e CO, sendo seus maiores valores concentrados nas maiores doses aplicadas ($600\text{ m}^{-3}\text{ ha}^{-1}$); e

6. O efeito das doses de aplicação da água residuária de suinocultura aplicadas sobre o do material percolado do solo ocorreu de maneira isolada para todos os elementos químicos avaliados (pH, Ca, Mg, K, CE, DQO e DBO). Não foram detectados os elementos fósforo e nitrogênio total, logo, não causando poluição ou resultados que prejudiquem as águas subterrâneas quando houver percolação dessas doses para esses elementos avaliados.

6 REFERÊNCIAS

ABIPECS. Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. Relatório Anual 2004. Disponível em <www.abipecs.com.br>. Acessado em 05/02/2012.

ACCS. Associação Catarinense de Criados de Suínos. Relatório Anual 2011. Disponível em <http://www.accs.org.br/editar/arquivos/editar_relatorios/Relatorio2011%20OK.pdf>. Acesso em 04/02/2012.

AGUIAR, M. I. de.; LOURENÇO, I. P.; OLIVEIRA, T. S. de.; LACERDA, N. B.de. Perda de nutrientes por lixiviação em um ARGISSOLO Acinzentado cultivado com meloeiro. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.10, n.4, p.811 – 819, 2006.

ASSIS, F. O. Bacia hidrográfica do rio quilombo: dejetos de suínos e impactos ambientais. Revista RA E GA, Curitiba, n. 8, p. 107-122, 2004. Editora UFPR.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). Família de normas ISO 14000. NBR ISO 14000. Rio de Janeiro, 1996.

BASSO, C. J. Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos. 2003. 144 f. (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J.; BARBOSA, F.T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.28, n.3, p.485-494, 2004.

BERTOL, O.J. Contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta. Curitiba, 2005. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

BERWANGER, A. L. Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos. 2006. 102 f. (Mestrado em Ciências do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; RHEINHEIMER, D. S. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 2525-2532, 2008.

BOEIRA, R.C.; SOUZA, M.D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo, após três aplicações de lodos de esgoto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 31, n. 3, p. 581-590, 2007.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 20. Brasília, 1986.

BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 430.. Brasília, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Lei de Crimes Ambientais nº 9.605. 15p. Diário Oficial da União de 12 de fevereiro de 1998.

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, Campina Grande, v.15, n.8, p.823–831, 2011

CAIADO, M.A.C. Inter-relações entre ambientes e qualidade das águas do Rio Itapemirim. Vitória, 1994. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo.

CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, J. O.; VILAS, B. A. M.; GOMES, B. M.; FIGUEIREDO, C. A. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.9, (Suplemento), p.283-287, 2005.

CARDOSO, J. B. N. E. Ecologia microbiana do solo. In: Cardoso, E. J. B. N.; Tsai, S. M.; Neves, M. C. P. Microbiologia do solo. Campinas: SBCS, 1992. Cap.3, p.33-40.

CARNEIRO, L. J.; DIETER, J.; SAMPAIO, S. C.; SCHMIDT, J. N.; KOELLN, F. Balanço de sais provenientes da aplicação de água residuária de suinocultura em quatro ciclos de cultura. Revista em Agronegócios e Meio Ambiente, v.4, n.3, p. 481-499, set/dez. 2011.

CASSOL, E.A.; LEVIEN, R.; ANGHINONI, I.; BADELUCCHI, M. P. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.26, p.705-712, 2002.

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

CAVALLET, L. E. ; LUCCHESI, L. A. C. ; MORAES, A. ; SCHMIDT, E. ; PERONDI M. A. ; FONSECA, R. A. Melhoria da fertilidade do solo decorrentes da adição de água residuária da indústria de enzimas. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.10, n.3, p.724–729, 2006.

CERETTA, C. A. ; DURIGON, R ; BASSO, C. J. ; BARCELLOS, L. A. R. ; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, jun. 2003.

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; HERBES, M.G.; POLETTO, N.; SILVEIRA, M.J. Produção e decomposição de fitomassa de plantas invernais de cobertura de solo e milho, sob diferentes manejos da adubação nitrogenada. *Ciência Rural*, v. 32, n. 1, p. 49-54, 2002.

CHAPMAN, D. *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2.ed. London: UNESCO, WHO, UNEP, 1996.

COELHO, F. M. Percepção dos impactos ambientais causados pelos dejetos da suinocultura na área do CEFET – Rio Pomba / MG – 2006 104 f. Dissertação de Mestre em Ciências, Universidade Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, Nov 2006.

COLONI, R. D. Aspectos da suinocultura brasileira e a produção cárnea. Portal Dia de Campo, 03 nov. 2011.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos correlacionados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, n. 5, p.777-788, 2005.

DAL BOSCO, T. C. D. ; IOST, C.; NOVAES, S. L.da; CARNELLOSI, F. C; EBERT, D. C; SCHREINER, J. S; SAMPAIO, S. S. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola – Estudo de caso - Irriga Botucatu, v. 13, n. 1, p. 139-144, janeiro-março, 2008.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. Manejo de dejetos de suínos. *Boletim Informativo de Pesquisa - Embrapa Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS*, Concórdia, SC, Ano 07 Bipers nº 10 Março 1998.

DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. *Boletim Informativo de Pesquisa - Embrapa Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS*, Concórdia, SC, Bipers nº 14, 2002, 31p.

DINEL, H; GREGORICH, E.G. Structural stability status as affected by longterm continous maize and bluegrass sod treatments. *Biol. Agric. Hort.*, 12:237- 252, 1995.

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*, Campina Grande, v.12, n.3, p.302–310, 2008.

DURIGON, R.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; PAVINATO, P. S. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suíno. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 22, p. 983-992, 2002.

EGHBALL, B.; POWER, J.F.; GILLEY, J.E. & DORAN, J.W. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *Journal Environmental Quality.*, 26, p.189-193, 1997.

ELLERBROCK R.H., HÖHN A., ROGASIC J. Functional analysis of soil organic matter as affected by long-term manurial treatment. *European Journal of Soil Science*, v.50, p. 65 – 71.1999.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. A suinocultura brasileira em 2011 e perspectivas para o próximo ano. 2011. Disponível em: <<http://www.aps.org.br/mercado-suino/importacoes/3614-a-suinocultura-brasileira-em-2011-e-perspectivas-para-o-proximo-ano.html>>. Acessado em 28/01/2012.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, DF, 1999. 412 p.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Produção de suínos e meio ambiente. Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura. Embrapa Suínos e Aves, 2012. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/?ids=&idn=89>>. Acessado em 05/02/2012.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos - Manual de Boas Práticas. Concórdia, Santa Catarina, 2004.

FAVARETTO, N. Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition. Indiana, 2002. Tese (Doutorado em solos e ciências ambientais) – Universidade de Purdue.

FERNANDES, C.O.M.; OLIVEIRA, P.M.V. Armazenagem de dejetos suínos. In: Aspectos práticos do manejo de dejetos suínos. Florianópolis: EPAGRI/EMBRAPACNPSA, 1995, p. 35-66.

FERREIRA, E. V. O. de; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. F de; COSTA, S. E. V. G. A. de; Cao, E. G. Concentração do potássio do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto submetido a intensidade de pastejo. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1675-1684, 2009.

FERREIRA, M.M.M.; FERREIRA, G.B.; FONTES, P.C.R.; DANTAS, J.P. Influência das adubações nitrogenada e orgânica no tomateiro sobre os teores de $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ no perfil do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.7, n.2, p.233-239, 2003.

FONTES, M.P.F.; CAMARGO, O.A.; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. *Ciência Agrícola*, 58: p.627-646, 2001.

FREIRE, F. M.; PITTA, G. V. E.; ALVES, V. M. C.; FRANÇA, G. E. de.; COELHO A. M. Fertilidade de solos Embrapa Milho e Sorgo. Sistema de Produção, 2000.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; PINTO, F. A.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção do milho para silagem. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.8, n.1, p.120-125, 2004.

GOMES, E. R. S.; SAMPAIO, S. C.; CORRÊA, M. M.; VILAS BOAS, M. A.; ALVES, L. F. A.; SOBRINHO, T. A. Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.24, n.3, p.557-568, set./dez. 2004.

IAPAR - INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. Informativo técnico Secretaria da Agricultura e Abastecimento, 2008.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Disponível em: <<http://economia.ig.com.br/empresas/agronegocio/ibge+rebanho+suino+aumentou+33+para+38+mi+de+cabecas+em+2009/n1237837996722.html>>. Acessado em 04/02/2012.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRÁFICA E ESTATÍSTICA. Produção da Pecuária Municipal, 2003. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27112003ppmhtml.shtm>>. Acessado em: 05/02/2012.

JACKSON, L.E.; CALDERON, F.J.; STEENWERTH, K.L.; SCOW, K.M.; ROLSTON, D.E. 2003. Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality. Geoderma, 114: 305-317.

KAMINSKI, J.; GATIBONI, L.C.; RHEINHEIMER, D.S.; MARTINS, J. R.; SANTOS, E. J.S & TISSOT, C.A. Estimativa da acidez potencial em solos e sua aplicação no cálculo da necessidade de calcário. R. Bras. Ci. Solo, 26:1107-1113, 2002.

KONZEN, E. A. Manejo e utilização de dejetos suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1983. 32p. (EMBRAPA - CNPSA. Circular Técnica, 6).

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

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A.; HIGARASHI, M. M.; SANGOI, V. Recomendações técnicas para uso de esterqueiras para a armazenagem de dejetos de suínos. Comunicado Técnico, Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, n. 361, 1-4, 2004.

LATHWELL, D.J. & BOULDIN, D.R. Soil organic matter and soil nitrogen behaviour in cropped soils. Trop. Agric., 58:341-348, 1981.

LINDNER, E. A. Diagnóstico da suinocultura e avicultura em Santa Catarina. Florianópolis: FIESCIEL, 1999 1 CD -ROM.

LOPES, A. S. Manual internacional de fertilidade do solo. Piracicaba, Potafos, 1995. 176p.

LOPES, A.S. Manual internacional da fertilidade do solo. 2.ed. Piracicaba: Potafos, 1998. 177p.

LOURENZI, C. R. Atributos químicos após dezenove aplicações de dejetos líquidos de suínos em argissolo sob plantio direto.2010. 55 f. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

LUCENA, R. B. de; SILVA, J. C. de B; BEZERRA, L L. de A. Controle da degradação ambiental decorrente da suinocultura através de tecnologias de manejo e tratamento de dejetos. Programa Institucional de Bolsas de Extensão (PROEXT – IFPE). Barreiros, 2010.

MAGGI, C. F. Impactos da aplicação de água residuária de suinocultura em latossolo cultivado com soja. 101 f. (Doutorado em Agronomia) Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

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, Campina Grande, v.15, n.2, p.170–177, 2011.

MAIA, C.E.; CANTARUTTI, R.B. Acumulação de nitrogênio e carbono no solo pela adubação orgânica e mineral contínua na cultura do milho. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.8, n.1, p.39-44, 2004.

MALAVOLTA, E. ABC da Adubação. 4a edição. São Paulo SP, Editora Agronomia Ceres, 1979. 255 p.

MANSOR, M.T.C. Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP. Campinas, 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal de Campinas.

MATOS, A. T.; LEMOS A. F.; BARROS, F. M. Mobilidade de nitrato em solos de rampas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial. Engenharia na Agricultura, Viçosa, v.12, n.1, 57-65, Jan./Mar., 2004.

MENEZES, J. F. S.; ANDRADE, C. L. T.; ALVARENGA, R. C.; KONZEN, E.; PIMENTA, F. F.; Utilização de resíduos orgânicos na agricultura.2002. Disponível em: <http://www.planetaorganico.com.br/trabjune.htm>. Acessado em 05/01/2012.

MENEZES, J. F. S.; VANIN, A.; BENITES, V. de, M.; LIMA, L. M. de,; SANTOS, S. C. G. Teores de Ca, Mg e K na água percolada em solo adubado com dejetos líquidos de suínos e adubo mineral em sistema de plantio direto. Anais: XI Simpósio Brasileiro de Microbiologia do Solo, 2010.

MIRANDA, C. R. de; ZARDO, A. O; GOSMANN, H. A. Uso de dejetos de suínos na agricultura. Instrução Técnica para suinocultor. Área de Comunicação Empresarial. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1999. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, ISSN I1516-554X).

MUZILLI, O. Manejo da fertilidade do solo. In: Fundação Instituto Agrônomo do Paraná. Plantio Direto no Estado do Paraná. Londrina: IAPAR, p.43-57, 1981.

N'DAYEGAMIYE, A.; CÔTÉ, D. Effect of long term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. Canadian Journal of Soil Science, Ottawa, v. 69, p. 39-47, 1989.

NOBRE, C.A. & GASH, J. Desmatamento muda clima da Amazônia. Ci. Hoje, 22:33-42, 1997.

OLIVEIRA, P. A. V. Produção e manejo de dejetos de suínos. In: Embrapa Suínos e Aves. (Org.). Curso de Capacitação em Práticas Ambientais Sustentáveis Treinamentos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002, v., p. 72-90.

OLIVEIRA, P.A.V. Aspectos práticos do manejo de dejetos de suínos: Manejo da água - Influência no volume de dejetos produzidos. Florianópolis: EPAGRI/EMBRAPA-CNPSA, 1995, p. 29-33

OLIVEIRA, P.A.V. de, coord. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. 188p. (EMBRAPA-CNPSA, 4. Documentos, 27).

PAULA, I. F. Tratamento biológico de águas residuárias de abatedouro de suínos. 1982. 206 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1982.

PELES, D. Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejetos líquidos de suínos. 2007. 97p. (Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal do Paraná, Curitiba 2007.

PERDOMO, C.C. Sugestões para o manejo, tratamento e utilização de dejetos suínos. Instrução Técnica para suinocultor. Área de Comunicação Empresarial. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1999. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, ISSN 1516-554X)

PEREIRA, G. Viabilidade econômica a instalação de um biodifetor em propriedades rurais. 2009. 78 f. (Mestre em Modelagem Matemática) - Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul – UNIJUÍ, Ijuí, 2009.

PESSOA, C.A., JORDÃO, E.P. Tratamento de esgotos domésticos. 2ª Ed. Rio de Janeiro, ABES. 1982.

PRIOR, M. Efeito da água residuária de suinocultura no solo w na cultura do milho. 2008, 120 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Botucatu, 2008.

PRIOR, M.; SMANHOTTO, A; SAMPAIO, S. C.; NOBREGA, L. H. P.; OPAZO, M. A. U.; DIETER, J. Acúmulo e percolação de fósforo no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L) - Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia V2 N1 Jan.- Abr. 2009.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras - *Ciência Rural*, Santa Maria, v.34, n.5, p.1487-1492, set - out, 2004.

RAIJ, B. Avaliação de fertilidade do solo. Potafos, Instituto Agrônomo do Estado de São Paulo, Piracicaba, 1981. 142p.

RHEINHEIMER, D. S. Dinâmica do fósforo em sistema de manejo de solos. 2000. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

ROCHA, D. Tratamento dos Dejetos da Suinocultura. Disponível em: <www.ambienteemfoco.com.br/?p=180/DelcioRocha>. 2006. Acesso em 15/12/2011.

ROPPA, L. Carne suína: mitos e verdades. 2002. Disponível em: <<http://www.porkworld.com.br>>. Acesso em 04/02/2012.

SALVESTRO, A. C. ; FREITAS, P. S. L ; REZENDE, Roberto ; DALLACORT, Rivanildo; Vieira, C.V. . Permanent wilting point of bean cultivated in dystic nitosols and rhodic ferralsols. *International Journal of Food, Agriculture and Environment*, v. 10, p. 462-466, 2012.

SAMPAIO, S. C.; FIORI, M. G. S.; OPAZO, M. A. U.; NÓBREGA, L. H. P. Comportamento das formas de nitrogênio em solo cultivado com milho irrigado com água residuária da suinocultura. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.30, n.1, p.138-149, jan./fev. 2010.

SANTOS, T.E.M.; MONTENEGRO, A.A.A.; SILVA, E.F.F.; LIMA NETO, J.A. Perdas de carbono orgânico, potássio e solo em Neossolo Flúvico sob diferentes sistemas de manejo no semi-árido. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.2, n.2, p.143-149, 2007.

SBCS. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. Manual de Adubação e de Calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10 ed. Porto Alegre: SBCS, 2004.

SCHERER, E. E. Termo de referência para a realização do diagnóstico do impacto ambiental causado pela utilização de dejetos suínos para suprimento de nutrientes às culturas. Relatório técnico parcial – TOR 31. Chapecó. 2008

SCHERER, E. E; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um latossolo vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos - *Revista Brasileira de Ciência do Solo*31: 123-131, 2007.

SCHERER, E.E. Utilização de dejetos de suínos como fonte de nitrogênio: bases para adubação dos sistemas milho/feijão e feijão/milho, em cultivos de sucessão. Florianópolis: EPAGRI, 1999.

SCHERER, E.E.; AITA, C; BALDISSERA, I.T. Avaliação da qualidade do dejetos líquido de suíno da região oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante. Boletim Técnico EPAGRI nº 79. Florianópolis: EPAGRI, 1996.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT JUNIOR, A.A.; BATISTELA, O. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico aluminoso submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.24, n.2, p.437-447, 2000.

SEGANFREDO, M. A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? Cadernos de Ciência & Tecnologia, v.16, p. 129-141, 1999.

SEGANFREDO, M.A. Efeito de dejetos de suínos sobre o nitrogênio total, amônio e nitratos na superfície e subsuperfície do solo. In: REUNIÃO SULBRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2., 1998, Santa Maria, RS. Anais... Santa Maria: SBCS-NRS, 1998. p. 167-170.

SHANG, C.; TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical Oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density and magnetic fractionations. Soil Science, v.162, n.11, p.795-807, 1997.

SILVA, F.F.; FREITAS, P.S.L.; BERTONHA, A.; REZENDE, R.; GONÇALVES, A.C.A.; DALLACORT, R. Variação a carga orgânica do efluente de fecalária de mandioca. Acta Scientiarum, Maringá, v.25, n.1, p.161-5, 2003.

SILVA, M.N.B. da, BELTRÃO, N.E. de M.; CARDOSO, G.D. Adubação do algodão colorido BRS 200 em sistema orgânico no Seridó Paraibano. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, n.2, p.222-228, 2005.

SIX, J.; OGLE, S.M.; BREIDT, F.J.; CONANT, R.T.; MOSIER, A.R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. Global Change Biology, v.10, n. 2, p.155-160, 2004.

SMANHOTTO, A. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. 2008, f.100. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Botucatu, 2008.

UFV - UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. SAEG – Sistema de análises estatísticas e genéticas. Versão 7.1. Viçosa, MG: 1997. 150p. (Manual do usuário).

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005.