

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

CURSO DE AGRONOMIA

CARLOS RODRIGUES

**MOBILIDADE DE NUTRIENTES NO SOLO COM APLICAÇÃO DE ÁGUA
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA, EM UM SISTEMA AGROFLORESTAL.**

Uberlândia – MG

2017

CARLOS RODRIGUES

MOBILIDADE DE NUTRIENTES NO SOLO COM APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA, EM UM SISTEMA AGROFLORESTAL.

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Agronomia, Campus de Uberlândia, da Universidade Federal de Uberlândia, para obtenção do grau de Engenheiro Agrônomo.

Orientadora: Prof. Dr. Regina Maria Quintão Lana

Uberlândia – MG

2017

MOBILIDADE DE NUTRIENTES NO SOLO COM APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA, EM UM SISTEMA AGROFLORESTAL.

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Agronomia, da Universidade Federal de Uberlândia, para obtenção do grau de Engenheiro Agrônomo.

Aprovado pela Banca Examinadora em 17/07/2017

M^a.Eng. Agr. Mara L. Martins Magela
(Membro da Banca)

Agr. Carolina Oliveira da Silva
(Membro da Banca)

Prof. Dr. Regina Maria Quintão Lana
(Orientadora)

Uberlândia – MG

2017

MOBILIDADE DE NUTRIENTES NO SOLO COM APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA, EM UM SISTEMA AGROFLORESTAL.

RESUMO

O Brasil se encontra entre os quatro maiores produtores e exportadores de carne suína do mundo. A água residuária de suinocultura (ARS), que apesar de ter um potencial poluidor, possui também características que possibilitam sua aplicação no solo como fertilizante, diminuindo ou evitando o seu acúmulo na propriedade rural. O objetivo deste trabalho foi avaliar a variação nos parâmetros químicos do solo até a profundidade de 60 cm, sob diferentes doses de ARS, em um sistema silvipastoril. O estudo foi conduzido na Fazenda Bonsucesso, localizada no município de Uberlândia-MG. O plantio das mudas de *Corymbia citriodora* foi realizado com arranjo em linhas duplas, com espaçamento de 2 metros entre plantas e 3 metros entre linhas e 15 metros entre as linhas duplas. As parcelas experimentais foram de 10 metros de comprimento, contendo 5 plantas em cada linha simples, totalizando 10 plantas na parcela, por 6 metros de largura, com uma área de 60 m², onde foram aplicados os tratamentos. Os tratamentos utilizados foram cinco doses de ARS (0; 200; 400; 600 e 800 m³ ha⁻¹) com cinco repetições. As aplicações das doses de ARS foram parceladas nos meses junho, julho e agosto de 2015. Foram avaliadas as características químicas do solo, nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade. Foi utilizado o delineamento em blocos casualizados em arranjo de parcelas subdivididas, sendo as doses de ARS as parcelas e a profundidade a subparcela. Foi feita análise de variância com teste regressão e Tukey utilizando o programa estatístico Sisvar (FERREIRA, 2010). A dose de 200 m³ ha⁻¹ água residuária de suinocultura proporcionou teores adequados no solo para os nutrientes K, Na, Cu e Zn. Houve lixiviação até a profundidade de 60 cm de K, Na, Cu e Zn. Os teores de Mg reduziram no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura. A ARS não alterou o pH do solo e os teores de Ca.

Palavras – chave: *Corymbia citriodora*, dejetos de suínos, lixiviação, interação de nutrientes, salinização do solo.

SOIL NUTRIENT MOBILITY WITH APPLICATION OF SWINE WASTEWATER IN AN AGROFORESTRY SYSTEM.

ABSTRACT

Brazil is among the world's four largest producers and exporters of pork. The wastewater swine (WS), which despite being a pollutant, also has characteristics that allow its application in the soil as fertilizer, avoiding its accumulation in the property. The objective of this work was to evaluate the variation in soil chemical parameters up to 60 cm depth under different ARS doses in a silvopastoral system. The study was conducted at Bonsucesso farm, located in the county of Uberlândia-MG. The planting of *Corymbia citriodora* seedlings was arranged in double rows, spacing 2 meters between plants and 3 meters between rows and 15 meters between double rows. The experimental plots are 10 meters long, containing 5 plants in each single line, totaling 10 plants in the plot, 6 meters wide, with an area of 60 m², where the treatments are being applied. The treatments used were five doses of WS (0; 200; 400; 600 and 800 m³ ha⁻¹) with five replicates. The application of ARS rates were divided in June, July and August of 2015. The chemical characteristics of the soil were evaluated in the layers 0-20, 20-40 and 40-60 cm depth. A randomized complete block design was used in subdivided plots arrangement, with WS rates being plots and depth to subplot. Analysis of variance with regression and Tukey using the statistical program Sisvar (FERREIRA, 2010) was performed. The dose of 200 m³ ha⁻¹ swine wastewater provided adequate soil contents for nutrients K, Na, Cu and Zn. There was leaching to the depth of 60 cm of K, Na, Cu and Zn. The Mg contents reduced in the soil with the application of swine waste water. ARS did not change soil pH and Ca content.

Key words: *Corymbia citriodora*, leaching, nutrient interaction, soil salinization, swine manure.

SUMARIO

1. INTRODUÇÃO	6
2. MATERIAS E MÉTODOS	8
3. RESULTADO E DISCUSSÃO	12
3.1 Componentes da acidez do solo.....	12
3.2 Teores de cálcio, magnésio, Ca:Mg, Ca/T e Mg/T.....	13
3.3 Teores de potássio, fósforo e valores de K/T do solo.....	18
3.4 Teores de sódio, cobre e zinco no solo.....	21
4. CONCLUSÃO	27
5. REFERÊNCIAS	28

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é quarto maior produtor e exportador de carne suína no mundo, com 3% da produção, 11% das exportações e crescente inserção internacional. A cada dia a produção de carne suína é um fator mais expressivo na balança econômica brasileira (GONZAGA; BARBOSA, 2016), chegando a lucrar mais de US\$ 1 bilhão por ano, consequência do investimento e pesquisas em manejos alimentares e avaliação do desempenho animal (CRUZ BARZ et al., 2017).

Com o crescente aumento da produção de suínos, elevou também a produção de água residuária (ARS), que se mal manejada, pode ter alto potencial de poluição no ambiente. Segundo Matos (2007), pode-se considerar que a quantidade de ARS produzida nesta atividade gira em torno de 5 a 10 L suíno⁻¹ dia⁻¹. A capacidade poluente da ARS, em termos comparativos é muito superior a de outras espécies animais (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

A ARS é constituída por fezes, urina, água (utilizada na limpeza das edificações) e outros materiais orgânicos, que estão presentes nas rações. O descarte desses resíduos de maneira indiscriminada no meio ambiente, pode causar sérios prejuízos, como a contaminação do solo e da água subterrânea, pois a ARS contém nutrientes que podem contaminar o solo, como a presença de metais pesados, cobre (Cu) e zinco (Zn) (VIVIAN et al., 2010). A presença desses elementos em alta concentração nos dejetos é consequência da adição destes nutrientes nas rações dos suínos, com o objetivo de prevenir doenças, melhorar a digestão e promover o crescimento (SMANHOTTO et al., 2010).

Para minimizar os impactos negativos causados pela ARS, antes de sua aplicação no solo, deve ser feito um tratamento anaeróbio para reduzir seu efeito poluidor. A digestão anaeróbica em biodigestores é uma das possibilidades para a redução da poluição gerada por esta atividade e que, ao mesmo tempo, agrega valor ao resíduo (BARICHELLO; HOFFMANN, 2010). Também pode-se utilizar as lagoas de estabilização que apresentam excelente desempenho quanto a remoção de matéria orgânica e sólidos, além de ter baixo custo de implantação e manutenção (SOUSA et al., 2014).

Apesar do uso da ARS na agricultura ser vantajoso, sua utilização contínua pode resultar no acúmulo de elementos tóxicos, desequilíbrio de nutrientes, salinização e impermeabilização do solo. Nutrientes com alta mobilidade no solo podem se perder

facilmente por lixiviação e, se manejados incorretamente, podem contaminar as águas subterrâneas (BOLZANI et al., 2012).

Em busca de um modelo mais sustentável de produção, reduzir os impactos ambientais e melhorar a qualidade do solo se tornou um desafio área agricultura. Os sistemas silvipastoris tem tido grande destaque, se mostrando como uma alternativa de produção agropecuária sustentável. Os sistemas silvipastoris consistem na produção de espécies florestais com cultivos agrícolas e, ou animais, de forma simultânea ou consecutiva, na mesma unidade de terreno (MANGABEIRA et al., 2011). Esses sistemas possibilitam a recuperação de pastagens degradadas, diversificando a produção das propriedades e gerando produtos e lucros adicionais, o que permite reduzir a dependência externa de insumos, intensificando o uso do solo e aumentando o seu potencial produtivo em longo prazo (RADOMSKI; RIBASKI, 2012).

Para implantar um sistema silvipastoril a espécie florestal deve ser escolhida de acordo com o tipo de exploração que a floresta a ser implantada se destina. O *Corymbia citriodora* é uma árvore média a grande, podendo atingir 50 m de altura e 1,2 m de diâmetro na altura do peito (DAP), com excelente forma do tronco e folhagem é rala. A madeira é muito utilizada para construções, estruturas, caixotaria, postes, dormentes, mourões, lenha e carvão. A espécie apresenta susceptibilidade à geadas, boa resistência à deficiências hídrica (IPEF, 2016).

Vários são os benefícios para o solo decorrentes da implantação de sistemas silvipastoris, como a ciclagem de nutrientes, proporcionada pela absorção desses pelas raízes das árvores em maiores profundidades, deposição de matéria orgânica, redistribuição de carbono, influencia na produtividade e valor nutritivo das forrageiras, entre outros (RADOMSKI; RIBASKI, 2012).

Sendo a utilização de ARS em áreas agrícolas um pratica que reduz o impacto ambiental e aumenta a produtividade é de fundamental importância o estudo técnico desse sistema em busca da produção agropecuário sustentável. Diante disso, objetivo deste trabalho foi avaliar a variação em alguns parâmetros químicos do solo até a profundidade de 60 cm, sob diferentes doses de ARS após o primeiro ano de aplicação dos tratamentos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido na Fazenda Bonsucesso, localizada no município de Uberlândia-MG, nas coordenadas geográficas latitude 19°05'17"S, longitude 48°22'00"W e altitude média de 820 metros. De acordo com o sistema de classificação de Koppen, o clima da região foi caracterizado como tropical típico, com média de precipitação em torno de 1600 mm por ano, com moderado déficit hídrico no inverno e excesso de chuvas no verão. O solo na área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico, segundo Embrapa (2013) e estava sob pastagem de *Urochloa decumbens*.

Foi feita análise química e textura (Tabelas 1 e 2), segundo metodologia da EMBRAPA (2013) e EMBRAPA (2011), respectivamente, antes da instalação do experimento nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm. A análise de camadas mais profundas teve o objetivo de verificar a fertilidade do solo, onde possivelmente estão localizadas as raízes de *Corymbia citriodora*, que é o componente arbóreo usado no sistema.

TABELA 1. Caracterização química do solo da área experimental, antes da aplicação da ARS, Uberlândia-MG, 2014.

Prof.	pH H ₂ O	P	K	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al ³⁺	SB	T	V	M	M.O
cm		-- mg dm ⁻³ --		----- cmol _c dm ⁻³ -----						--- % ---		g kg ⁻¹
00-20	5,7	9,6	29	0,0	0,9	0,5	1,8	1,47	3,27	45	0	17
20-40	5,7	3,3	15	0,0	0,7	0,2	1,8	0,94	2,74	34	0	7
40-60	5,4	1,3	13	0,3	0,5	0,2	1,6	0,73	2,33	31	29	8

Prof = profundidade; P, K = (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹); P disponível (extrator Mehlich⁻¹); Ca, Mg, Al, (KCl 1 mol L⁻¹); H+Al = (Solução Tampão – SMP a pH 7,5); SB = Soma de Bases; T = CTC a pH 7,0; V = Saturação por bases; m = Saturação por alumínio (EMBRAPA, 2013). M.O. = Método Colorimétrico.

TABELA 2. Teores de micronutrientes e concentração de argila do solo da área experimental, antes da aplicação da ARS, Uberlândia-MG, 2014.

Prof.	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Argila
cm	----- mg dm ⁻³ -----					--- g kg ⁻¹ ---
00-20	0,11	0,8	36	3,6	1,2	114
20-40	0,07	0,8	23	1,8	0,5	152
40-60	0,07	0,6	16	1,4	0,1	157

B = (BaCl₂.2H₂O 0,0125% à quente); Cu, Fe, Mn, Zn = (DTPA 0,005 mol L⁻¹ + TEA 0,01 mol⁻¹ + CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ a pH 7.3) (EMBRAPA, 2013). Argila: Método da pipeta (EMBRAPA, 2011).

De acordo com a tabela 1, analisando as três profundidades, o pH foi considerado bom, com acidez classificada como média, não sendo necessário realizar a correção da acidez do solo (CFSEMG 1999). Por isso não foi realizado a correção do solo da área utilizada no experimento.

Segundo CFSEMG (1999), o teor de fósforo (P) e boro (B) nas três profundidades foi classificado como muito baixo, já os teores de potássio (K) e manganês (Mn) na profundidade de 0-20 foram classificados como baixo, enquanto que nas profundidades de 20-40 e 40-60 estavam muito baixo. O cálcio (Ca) nas três profundidades estavam com teores considerados baixos e o magnésio (Mg) e o cobre (Cu) na profundidade 0-20 estavam com os teores considerados médio e nas demais profundidades, baixo. O zinco (Zn) na profundidade de 0-20 estava com teor considerado médio, na profundidade de 20-40 considerado baixo e na profundidade 40-60 muito baixo. E por último o ferro (Fe) foi classificado como bom, médio e baixo nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60, respectivamente.

De acordo com CFSEMG (1999), acidez trocável (Al) foi classificada como muito baixa, muito baixa e baixa nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60, respectivamente. A acidez potencial (H+Al³⁺), o teor de matéria orgânica (MO), soma de bases (SB) e CTC total (T) foram classificados como baixo para as três profundidades. Já a saturação de bases (V) foi classificada como média, baixa e baixa nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60, respectivamente.

O plantio das mudas de *Corymbia citriodora* foi realizado no mês de dezembro de 2014, com arranjo em linhas duplas. O espaçamento utilizado foi o de 2 metros entre plantas e 3 metros entre linhas e 15 metros entre as linhas duplas. Na entrelinha

manteve-se a pastagem de *Urochloa*. As parcelas experimentais foram de 10 metros de comprimento, contendo 5 plantas em cada linha simples, totalizando 10 plantas na parcela, por 6 metros de largura, com uma área de 60 m², onde estavam sendo aplicados os tratamentos.

A adubação de plantio e cobertura foi realizada de acordo com a análise de solo e necessidade da planta, segundo (CFSEMG, 1999). No plantio das mudas, foram utilizados 100 kg ha⁻¹ de superfosfato simples (18% de P₂O₅) aplicados na linha de plantio e a adubação de cobertura com 0,15 kg por planta do formulado 20-00-20, aos 90 e 150 dias após o plantio. O controle de plantas infestantes, localizadas na projeção da copa, foi realizado com capina manual, aos 60, 120 e 180 dias após o plantio, respectivamente, em uma faixa de 80 cm sobre a linha de plantio.

A água residuária de suinocultura (ARS) foi proveniente da suinocultura da fazenda Bonsucesso, com 6.000 animais na fase de engorda, apresentando um volume médio de 110 m³ de ARS por dia. Os dejetos eram manejados com biodigestor de manta de PVC e lagoa de estabilização. Em todas as aplicações de ARS, foram coletadas amostras para a caracterização da sua composição química para formação de uma amostra composta de cada mês para análise (Tabela 3).

O delineamento estatístico utilizado foi o de blocos casualizados com 5 repetições. Os tratamentos foram 5 doses de ARS: 0, 200, 400, 600 e 800 m³ ha⁻¹, sendo as aplicações parceladas nos meses de junho, julho e agosto de 2015.

TABELA 3. Caracterização química da água residuária de suinocultura (ARS), de uma granja de terminação.

Determinação	Unidade	
pH		7,4
Densidade	%	1
Matéria orgânica	%	2,21
Carbono orgânico	%	1,22
Nitrogênio (N) total	%	0,96
Relação Carbono / Nitrogênio	%	4,67
Fósforo (P ₂ O ₅) total	%	0,22
Potássio (K ₂ O) sol. em água	%	0,9
Cálcio (Ca)	%	1,8
Magnésio (Mg)	%	0,21
Enxofre (S)	%	0
Sódio (Na)	mg L ⁻¹	1200
Cobre (Cu)	mg L ⁻¹	26
Zinco (Zn)	mg L ⁻¹	19

Após o primeiro ano de aplicação de ARS, um mês após a última aplicação da ARS, foram coletadas novas amostras de solo nas profundidades 0-20, 20-40 e 40-60 cm para análise química. Foram coletadas três amostras por parcela, uma em cada profundidade.

Os dados foram inicialmente testados quanto às pressuposições de normalidade de resíduos (teste de Kolmogorov-Smirnov), homogeneidade das variâncias (teste de Levene) e aditividade de bloco (Teste de Tukey para aditividade), utilizando o programa SPSS versão 20.0. Todos os dados foram submetidos a 0,01 de significância. Foi utilizado o delineamento em blocos casualizados em arranjo de parcelas subdivididas, sendo as doses de ARS as parcelas e a profundidade a subparcela. Foi feita análise de variância com teste regressão e Tukey utilizando o programa estatístico Sisvar (FERREIRA, 2010) e para os ajustes dos modelos e confecção dos gráficos, foi utilizado o aplicativo computacional SigmaPlot 10.0 (SIGMA PLOT, 2015).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Componentes da acidez do solo

Acidez trocável (Al^{3+}), acidez potencial (H + Al) e pH em água

Os teores de alumínio (Al), acidez potencial (H + Al) e os valores de pH em água do solo, não variaram em função das doses de ARS e da profundidade (Tabela 4).

TABELA 4. Teores de Al^{3+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), H + Al ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e pH em água em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.

Dose (m^3ha^{-1})	Al^{3+}			H + Al			pH em água		
	Profundidade (cm)								
	0 - 20	20 - 40	40 - 60	0 - 20	20 - 40	40 - 60	0 - 20	20 - 40	40 - 60
0	0,37	0,47	0,49	1,56	1,50	1,44	5,12	4,64	5,14
200	0,28	0,12	0,18	1,54	1,46	1,38	5,12	4,84	4,96
400	0,16	0,15	0,1	1,38	1,50	1,30	5,32	5,14	5,10
600	0,22	0,15	0,22	1,32	1,38	1,32	5,34	5,00	5,10
800	0,18	0,11	0,12	1,38	1,36	1,30	5,34	5,24	5,30
Média	0,24 ^{ns}	0,20 ^{ns}	0,22 ^{ns}	1,44 ^{ns}	1,44 ^{ns}	1,39 ^{ns}	5,25 ^{ns}	5,00 ^{ns}	5,12 ^{ns}
CV 1 %	10,72			20,19			11,42		
CV 2 %	6,27			15,60			9,79		
¹ D=K-S	0,200			0,020			0,027		
F lev	0,012			0,798			0,011		
F adit	0,050			0,586			0,002		
Trans.:	$\sqrt{x} + 1$			-			-		

¹D=K-S, F lev, F adit: estatísticas dos testes de Kolmogorov-Smirnov, Levene e Tukey para aditividade, respectivamente; valores em negrito indicam resíduos com distribuição normal, variâncias homogêneas e aditividade, todos a 0,01 de significância. ns: não significativo ($P > 0,05$). Médias referente a comparação entre as profundidades.

A faixa de pH ideal dos solos brasileiros para a agricultura é entre 5,5 e 6,5. Mudanças no pH ocorrem quando reduz ou aumentam a concentração de H^+ na solução. Uma das causas que geram acidez do solo são os teores de Al^{3+} presente na solução, que ao reagir com água, libera H^+ , contribuindo para a sua acidificação. No presente estudo, a ARS não elevou os teores de Al no solo, contribuindo para não reduzir o valor do pH do mesmo. Outro fator que pode contribuir para a acidificação do solo, são os baixos teores de Ca, Mg e K, ou a lixiviação dessas bases, incluindo o Na (LOPES et al., 1990), sendo substituídas pelo H^+ e Al, o que também pode ter influenciado para a não

acidificação do solo, pois houve o aumento nos teores de K e Na, e não alterou os teores de Ca. Segundo Oliveira (2006), a possibilidade de alteração do pH com a aplicação de ARS é mínima, e acredita que os teores de Al podem até diminuir devido o aumento dos compostos orgânicos. Maggi et al. (2011), avaliando quatro doses de ARS (0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹) aplicados ao solo, verificaram que os valores de pH do solo, até a profundidade de 60 cm, não variaram em função dos tratamentos com ARS.

Mesmo não tendo influência nos valores de Al no solo, observa-se na tabela 4 que à medida que se aplicam as doses de ARS, o teor de Al diminuiu no solo. Resultados estes que corroboram com obtidos por Dal Bosco et al. (2008), e Cabral et al., (2011), que observaram diminuição da concentração de Al nas camadas de 0-30 e 30-60 cm, quando foi aplicada ARS. De forma semelhante ao calcário, o efeito do dejetos animal sobre o pH do solo pode persistir durante muitos anos, uma vez que os compostos orgânicos liberados durante o processo de decomposição do esterco podem formar complexos com o Al, diminuindo sua fitotoxicidade (ASSMANN et al., 2006).

3.2 Teores de cálcio, magnésio, Ca: Mg, Ca/T e Mg/T

Os teores de Ca não variaram com as diferentes profundidades e com a aplicação de diferentes doses de ARS (Tabela 5).

TABELA 5. Teores de Ca ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), Mg ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e Ca:Mg em água, em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.

Dose ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	Ca			Mg			Ca:Mg		
	Profundidade (cm)								
	0 - 20	20 - 40	40 - 60	0 - 20	20 - 40	40 - 60	0 - 20	20 - 40	40 - 60
0	1,14	1,12	1,40	0,56	0,44	0,56	2,22	2,72	2,54
200	1,36	2,24	1,96	0,46	0,50	0,52	2,96	5,36	4,18
400	1,02	1,02	0,84	0,30	0,26	0,44	3,40	4,10	2,00
600	0,78	0,82	0,72	0,32	0,22	0,42	2,78	3,74	2,20
800	1,46	1,26	1,92	0,50	0,42	0,40	3,26	3,12	5,32
Média	1,15 ^{ns}	1,30 ^{ns}	1,40 ^{ns}	0,43 ^{ns}	0,37 ^{ns}	0,47 ^{ns}	2,92 ^{ns}	3,81 ^{ns}	3,25 ^{ns}
CV 1 %	72,93			39,10			71,42		
CV 2 %	48,43			35,31			57,44		
¹ D=K-S	0,00			0,000			0,00		
F lev	0,00			0,186			0,00		
F adit	0,00			0,404			0,00		

¹D=K-S, F lev, F adit: estatísticas dos testes de Kolmogorov-Smirnov, Levene e Tukey para aditividade, respectivamente, todos a 0,01 de significância. ns: não significativo ($P > 0,05$). Médias referente a comparação entre as profundidades.

Como a Ca no solo é mais fortemente adsorvido que amônio (NH_4^+), potássio (K) e magnésio (Mg), sua lixiviação não é tão intensa e, não sendo preocupante, em termos de perda (MAGGI et al., 2011). Segundo Furtini Neto et al. (2001) a aplicação de resíduos orgânicos ao solo aumenta a lixiviação de Ca, devido o aumento da matéria orgânica (MO). Maggi et al. (2011) verificaram que as concentrações de Ca em camadas mais profundas do solo aumentaram de acordo com o aumento das doses de ARS, comprovando que os resíduos orgânicos aumentam a lixiviação pelo fato de que a ARS pode ocasionar elevação do pH favorecendo a mineralização, aumentando a liberação de CO_2 e, conseqüentemente, a lixiviação de $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ com a água. A ARS utilizada neste experimento, mesmo contendo Ca em sua composição, não elevou os teores no solo em diferentes profundidades. A mobilidade do Ca no solo é bastante limitada, portanto, sua concentração em profundidade no perfil tende a diminuir.

Uma das causas para não ter elevado os teores de Ca no solo deste experimento, pode ter sido o aumento elevado nos teores de K, que tem efeito antagônico ao Ca. Segundo Silva & Trevisam (2015), altos teores de K pode inibir a concentração de Ca e Mg, reduzindo sua concentração no solo, devido a interação antagônica existente entre eles. Os teores de K no solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS, ficaram com

valores bem elevados nas três profundidades, podendo ter prejudicado a concentração de Ca nas diferentes profundidades.

Os teores de Mg no solo foram influenciados apenas pelas doses de ARS, não sendo observado diferença nas diferentes profundidades (Tabela 5 e Figura 1).

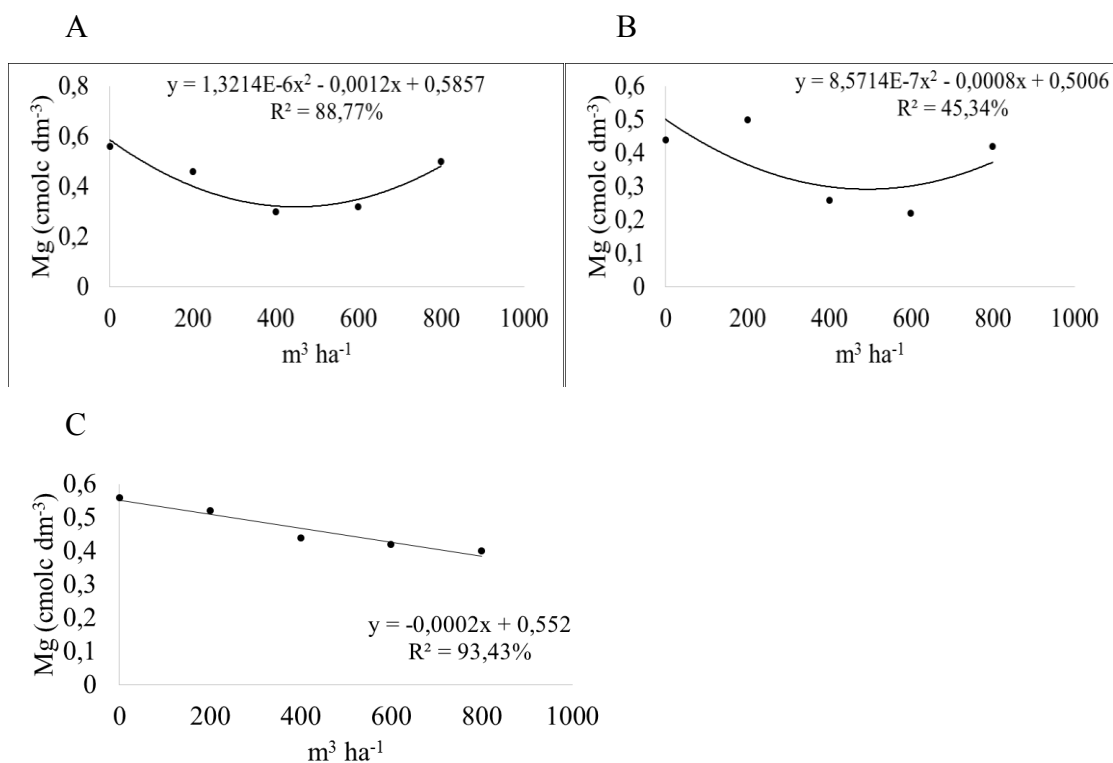


FIGURA 1: Teores de Mg no solo ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

Avaliando o teor de Mg, na profundidade de 0 - 20 cm, verificou-se uma maior concentração desse nutriente na ausência de ARS, com $0,56 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$. Com o aumento da dose de ARS, o teor de Mg foi reduzindo, chegando a $0,31 \text{ cmol}_c \text{dm}^{-3}$, na dose de $454,06 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$. Essa queda no teor de Mg com o aumento da dose, pode estar vinculada a interação antagônica existente entre o Mg com o K. Segundo Silva & Trevisan (2015), quando se tem elevados teores de K no solo, pode ocorrer uma menor disponibilidade de Mg, pela interação antagônica que ocorre entre eles.

Observou-se nas camadas de 0 – 20 cm e 20 – 40 cm, um aumento de Mg no solo, quando aplicou a dose de $800 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$, já na camada de 40 – 60 cm (Figura 1), os teores de Mg decresceram à medida em que se aumentaram as doses de forma linear. Isso pode estar relacionado com a forte interação com o K, pois observa-se na tabela 7, que houve um aumento acentuado nos teores de K no solo, em todas as profundidades,

exceto para as camadas 0 – 20 cm e 20 – 40 cm, na dose de 800 m³ ha⁻¹. Como não ocorreu aumento elevado do K, como nas demais camadas, o Mg não sofreu forte interação, ficando presente em maiores concentrações no solo. O mesmo pode ser explicado para a camada de 40 – 60 cm, onde à medida em que se aumentaram as doses de ARS, houve uma queda no teor de Mg, devido o aumento elevado de K nessas profundidades de forma linear.

Segundo Oliveira (1993), o acúmulo de P e K pelo uso de grandes quantidades de dejetos de animais, por longos períodos, pode causar desbalanço de nutrientes, como é o caso do sintoma de deficiência de Mg em plantas, devido ao excesso de K no solo. Segundo os mesmos autores, estes efeitos, porém, só se apresentam após décadas de aplicação contínua de resíduos orgânicos.

Outro fator que pode ter ocorrido para essa queda no teor de Mg, foi a extração pelas plantas de *Corymbia citriodora* e *Urochloa*. Resultados semelhantes dos obtidos neste trabalho foram encontrados por Queiroz et al. (2004) que, utilizando ARS para quatro espécies de forrageira, verificaram que os teores de Mg no solo foram influenciados pela aplicação sendo estatisticamente maiores no início do experimento do que no final indicando que houve extração pelas plantas em quantidades maiores que as adicionadas pela ARS.

A relação Ca:Mg não diferiu com a aplicação das doses de ARS e com as diferentes profundidades (Tabela 5). Verificou-se que as relações Ca:Mg, na camada de 0 – 20 cm, com uma relação de 2,92, foi classificada como baixa e as camadas de 20 – 40 cm e 40 – 60 cm, com uma relação de 3,81 e 3,25, respectivamente, estão com valores considerados adequados segundo CFSEMG (1999), onde a relação ideal para a maioria das culturas é de 3:1 a 4:1. A relação Ca:Mg é mais importante que a saturação do Ca com o solo (Ca/T), pois a concentração de Ca pode estar elevada no solo, entrando em desequilíbrio com o Mg, inibindo sua concentração no solo, ou vice-versa, prejudicando a absorção pelas culturas.

A relação do Ca e Mg com a CTC a pH 7 do solo (Ca/T e Mg/T), não diferiu com a aplicação de diferentes doses de ARS, diferindo apenas com relação as profundidades (Tabela 6).

TABELA 6. Valores de Ca/T (%) e Mg/T (%) em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.

Dose (m ³ ha ⁻¹)	Ca/T			Mg/T		
	Profundidade (cm)					
	0 - 20	20 - 40	40 - 60	0 - 20	20 - 40	40 - 60
0	33,10	34,72	38,68	16,18	13,34	16,30
200	36,00	43,00	47,22	12,20	13,34	13,20
400	32,56	33,00	29,88	9,70	8,36	15,58
600	26,78	29,00	26,34	10,86	7,74	14,56
800	38,64	36,96	47,90	13,20	12,26	10,46
Média	33,42 B	35,32 AB	38,00 A	12,43 AB	11,01 B	14,02 A
CV 1 %		33,60			36,47	
CV 2 %		17,09			31,83	
¹ D=K-S		0,002			0,200	
F lev		0,031			0,100	
F adit		0,053			0,671	

Médias seguidas por letras distintas, na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05. ¹D=K-S, F lev, F adit: estatísticas dos testes de Kolmogorov-Smirnov, Levene e Tukey para aditividade, respectivamente; valores em negrito indicam resíduos com distribuição normal, variâncias homogêneas e aditividade, todos a 0,01 de significância.

Para a relação Ca/T, o maior valor encontrado foi na profundidade de 40 – 60 cm, com 38,00 %, que não diferiu do valor encontrado na profundidade de 20 – 40 cm, de 35,32 %. A relação Mg/T foi melhor para a profundidade de 40 – 60 cm, com 14,02 %, não diferindo da profundidade de 0 – 20 cm, com 12,43 %. Esses valores estão próximos do que é recomendável para o solo, segundo Ribeiro et al. (1999). A relação considerada adequada para a maioria das culturas, é de 40 a 45% de Ca/T e 15% de Mg/T. Mas é importante ressaltar que cada espécie vegetal exige uma relação específica entre a saturação de cada base na CTC total do solo, de acordo com sua necessidade nutricional. A atenção a estas relações é bastante importante, uma vez que estes nutrientes disputam os mesmos pontos de troca da CTC. Assim, o excesso de um pode levar a deficiência induzida dos outros.

Ao analisar a tabela 5, mesmo não observando diferença para o Ca nas diferentes profundidades, nota-se que houve um aumento nas médias no teor deste nutriente na profundidade de 40 – 60 cm em relação as demais, aumentando a relação com a CTC a pH (7). Segundo Prado et al. 2016, o Ca está relacionado com a matéria orgânica do solo, onde com a redução de MO, ocorre o aumento dos teores de Ca.

3.3 Teores de potássio e valores de K/T do solo

Houve interação entre as doses de ARS aplicadas e as diferentes profundidades do solo, para os teores de potássio (K) (Tabela 7 e Figura 2).

TABELA 7. Teores de K (mg dm^{-3}) e valores de K/T (%) em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.

Dose ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	K			K/T		
	Profundidade (cm)					
	0 - 20	20 - 40	40 - 60	0 - 20	20 - 40	40 - 60
0	63,60 A	60,40 A	47,40 A	4,80 A	4,96 A	3,68 A
200	121,20 A	87,20 B	71,20 B	8,72 A	5,58 B	4,70 B
400	168,80 A	129,40 B	86,00 C	13,80 A	10,80 B	8,04 C
600	194,20 A	165,40 B	122,60 C	17,12 A	15,12 A	11,34 B
800	172,80 A	147,20 B	122,80 B	11,68 A	11,08 A	8,10 B
Média	144,12	117,92	90,00	11,22	9,51	7,17
CV 1 %		21,46			28,14	
CV 2 %		14,08			17,13	
$^1D=K-S$		0,200			0,200	
F lev		0,033			0,058	
F adit		0,573			0,742	

Médias seguidas por letras distintas, na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05. $^1D=K-S$, F lev, F adit: estatísticas dos testes de Kolmogorov-Smirnov, Levene e Tukey para aditividade, respectivamente; valores em negrito indicam resíduos com distribuição normal, variâncias homogêneas e aditividade, todos a 0,01 de significância.

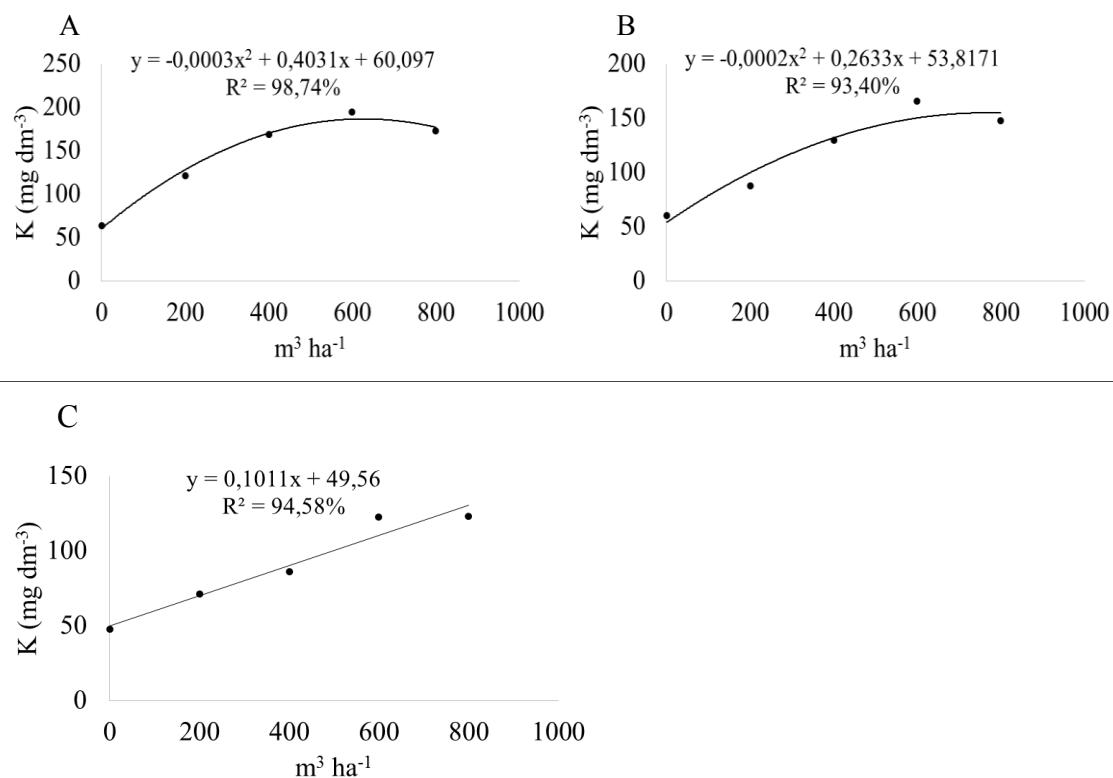


FIGURA 2: Teores de K no solo (mg dm^{-3}), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

Nas profundidades de 0 – 20 cm e 20 – 40 cm, o teor máximo encontrado de K foi de $195,50 \text{ mg dm}^{-3}$, na dose de $671,83 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e $140,47 \text{ mg dm}^{-3}$, na dose $658,25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente. Após essa dose, os teores para ambas as profundidades reduziram. Esses valores encontrados para a concentração de K, segundo CFSEMG (1999), estão bem acima dos níveis considerados adequados, que é de $> 120 \text{ mg dm}^{-3}$. Antes da aplicação dos tratamentos, os níveis de K no solo para as três profundidades, foi classificado como médio. Os menores valores encontrados nos teores de K na profundidade de 0 – 20 cm e 20 – 40 cm, na dose de $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, pode estar relacionado ao maior volume de líquido aplicado, causando perdas de ARS por escoamento superficial, sendo aplicado menor quantidade de K no solo, ou também devido a lixiviação deste nutriente para as camadas superior a 60 cm.

Para a profundidade 40 – 60 cm, os teores de K aumentaram com o aumento das doses de ARS de forma linear. Ao analisar as três profundidades, observou-se que ocorreu a lixiviação do K, pois houve um aumento nos teores em relação onde não houve aplicação de ARS. Para a dose de $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, houve maior lixiviação de K, chegando a $122,80 \text{ mg dm}^{-3}$, na profundidade de 40 – 60 cm.

O K movimenta-se verticalmente na solução do solo, principalmente pela água de drenagem, o que favorece sua perda por lixiviação, ou seja, transportado para camadas mais profundas do solo. Esta movimentação do K no perfil do solo depende, principalmente, da textura do solo (NEVES et al., 2009), capacidade de troca catiônica (CTC), regime hídrico da dose e solubilidade do fertilizante (ROSOLEM et al., 2006). O K presente na ARS é o K solúvel em água, aumentando sua disponibilidade para o solo, que por sua vez foi classificado como arenoso, facilitando a lixiviação deste nutriente. Como o K apresenta apenas uma carga de valência (K^+), é pouco adsorvido nos colóides do solo (ERNANI et al., 2007). Portanto, em solos bem drenados e com menor CTC, a lixiviação é maior. Ceretta et al. (2003) afirmaram que o K encontrado nos esterco são totalmente na forma mineral, solúvel e, por isso, seu efeito residual é muito curto, sendo que plantas com alta taxa de absorção de potássio diminuem suas perdas potenciais no sistema.

King et al. (1985) alertaram para o uso de altas doses de aplicação de ARS onde o Ca e o Mg podem ser deslocados dos sítios de troca pela competição de íons presentes nos dejetos, como Na, K e NH_4^+ , e podem ser deslocados para camadas mais profundas por lixiviação. Neste trabalho não observou a lixiviação de Ca e Mg, mas com o aumento nos teores de K, pode ter ocorrido a competição dos íons, restando mais K.

Zanuzo (2007) estudou os cátions lixiviados em lisímetros cultivados com milho irrigado com cinco doses de ARS (0, 112,5, 225, 337,5 e 450 $m^3 ha^{-1}$) e verificou concentrações médias dos lixiviados na seguinte ordem: $Na^+ > K^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+}$. Uma das principais implicações dos aumentos nos teores K, Ca, Mg e Na é a possibilidade da ocorrência de salinização do solo. Melo et al. (1997) explicaram que a aplicação de composto rico em Na e K pode promover o aumento dos teores destes elementos na solução do solo, seguindo-se com o aumento da condutividade elétrica, o deslocamento de Ca e Mg adsorvidos no complexo de troca e a dispersão dos colóides.

Houve interação entre as doses de ARS aplicadas na superfície do solo e as três profundidades analisadas para a relação K/T (Tabela 7 e Figura 3).

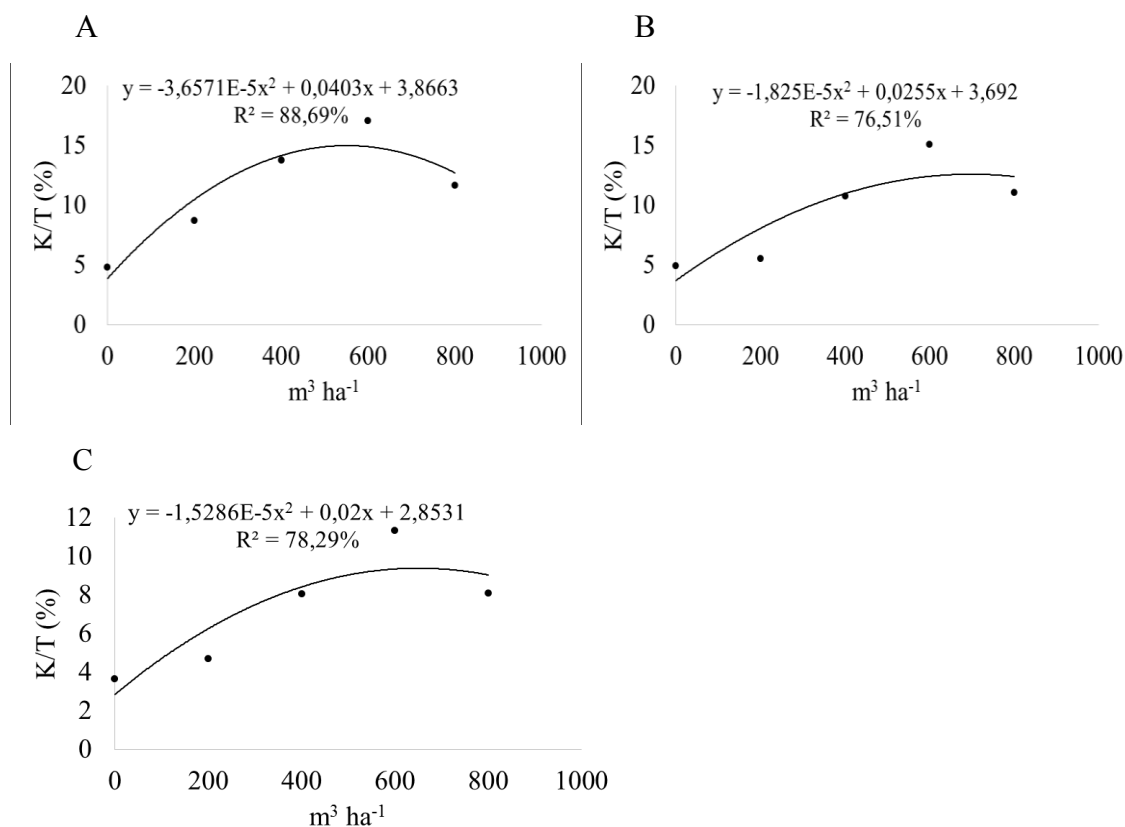


FIGURA 3: Valores da relação K/T no solo (%), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

Este resultado era previsto, uma vez que a relação K/T depende da concentração de K no solo, e teve comportamento semelhante ao teor de K aplicado pela ARS. Houve um aumento da relação K/T à medida em que se aumentaram as doses de ARS até a dose de $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, ocorrendo uma queda nos valores para a dose de $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, para as três profundidades. Entre as profundidades, observou-se uma menor relação para a camada de 40 – 60 cm, devido à menor concentração de K. Segundo Ribeiro et al. (1999), a relação K/T que atende a maioria das culturas é de 5 %. Observando a tabela 7, valores próximos a 5 % foram encontrados somente onde não houve aplicação de ARS, sendo que para as demais doses, a relação ultrapassou este valor, sendo considerado alto, ou seja, grande parte da CTC do solo está ocupada com cargas de K.

3.4 Teores de sódio, cobre e zinco no solo

Os teores de sódio (Na) diferiu apenas para as doses de ARS (Tabela 8 e Figura 4).

TABELA 8. Teores de Na (mg dm^{-3}), Cu (mg dm^{-3}) e Zn (mg dm^{-3}) em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.

Dose ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Na			Cu			Zn		
	Profundidade (cm)								
	0 - 20	20 - 40	40 - 60	0 - 20	20 - 40	40 - 60	0 - 20	20 - 40	40 - 60
0	82	106	92	0,84 A	0,66 A	0,70 A	1,94	1,26	1,16
200	288	218	190	2,08 A	1,52 A	1,18 A	2,58	1,62	1,44
400	342	318	356	3,02 B	2,52 AB	1,48 A	3,72	2,50	1,45
600	476	482	436	4,24 B	4,14 B	2,06 A	4,48	3,24	2,00
800	396	484	390	5,02 A	4,14 A	4,58 A	4,34	3,22	3,70
Média	317 ^{ns}	322 ^{ns}	293 ^{ns}	3,04	2,60	2,00	3,41 B	2,37 A	1,95 A
CV 1 %	7,61			60,78			14,41		
CV 2 %	16,12			46,02			11,61		
¹ D=K-S	0,200			0,022			0,200		
F lev	0,021			0,011			0,035		
F adit	0,989			0,000			0,091		
Transf.:	\sqrt{x}			-			$\sqrt{x + 1}$		

Médias seguidas por letras distintas, na linha, diferem entre si pelo teste de Tukey a 0,05. ¹D=K-S, F lev, F adit: estatísticas dos testes de Kolmogorov-Smirnov, Levene e Tukey para aditividade, respectivamente; valores em negrito indicam resíduos com distribuição normal, variâncias homogêneas e aditividade, todos a 0,01 de significância. ns: não significativo (médias referente a comparação entre as profundidades).

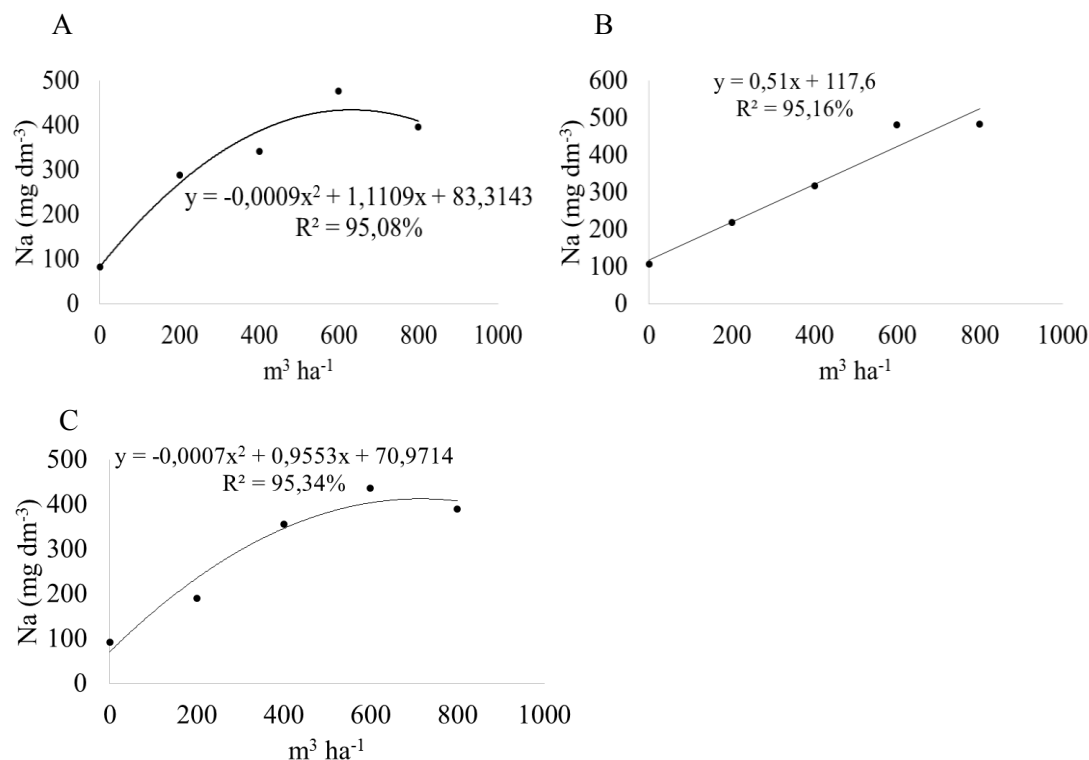


FIGURA 4: Teores de Na no solo (mg dm⁻³), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

Observou-se um aumento no teor de Na na camada de 0 – 20 cm até a dose de 617,17 m³ ha⁻¹, com um teor máximo de 426,12 mg dm⁻³. Após essa dose, houve uma queda na concentração deste nutriente. Para a camada de 20 – 40 cm, o aumento de Na ocorreu de forma linear, onde à medida que se aumentaram as doses de ARS, aumentaram a sua concentração no solo. A camada de 40 – 60 cm teve comportamento semelhante a camada de 0 – 20 cm, obtendo teor máximo de 396,90 mg dm⁻³, na dose de 682,38 m³ ha⁻¹.

Estudos realizados por Queiroz et al. (2004) com o objetivo de avaliar o efeito da aplicação intensiva de ARS nas características químicas e físico-químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, cultivado com diferentes gramíneas forrageiras, verificaram que os nutrientes P, K, Na e Zn, se acumularam no solo, enquanto que as concentrações de Mg e Cu diminuíram e a de Ca se manteve inalterada na profundidade de 0-20 cm.

Observou-se neste trabalho que as concentrações de K e Na onde houve aplicação de ARS ficaram bem acima dos valores encontrados nos solos comparados onde não houve aplicação. Por isso monitorar os teores desses nutrientes, em solos onde ocorrem a aplicação e ARS é de fundamental importância, a fim de evitar a salinização

do mesmo. A predominância de cátions monovalentes, especialmente o Na, promove um aumento na espessura da dupla camada iônica difusa, aumentando consideravelmente a expansão das partículas de argila, acarretando em dispersão das mesmas, formando camadas impermeáveis, dificultando o movimento de ar e de água no solo (PEDROTTI et al., 2015).

Não houve significância para as profundidades, porém, analisando a tabela 8, observou que na ausência de ARS, na camada de 0 – 20 cm, o teor de Na foi de 92 mg dm⁻³, e na camada de 40 – 60 cm, na dose de 800 m³ ha⁻¹, o teor encontrado foi 390 mg dm⁻³. A ARS conseguiu atingir as camadas mais profundas, carreando este nutriente, mostrando a capacidade do dejetos em causar salinização do solo em maiores profundidades.

Houve interação entre as doses de ARS e as três profundidades para os teores de cobre (Cu) no solo (Tabela 8 e Figura 5).

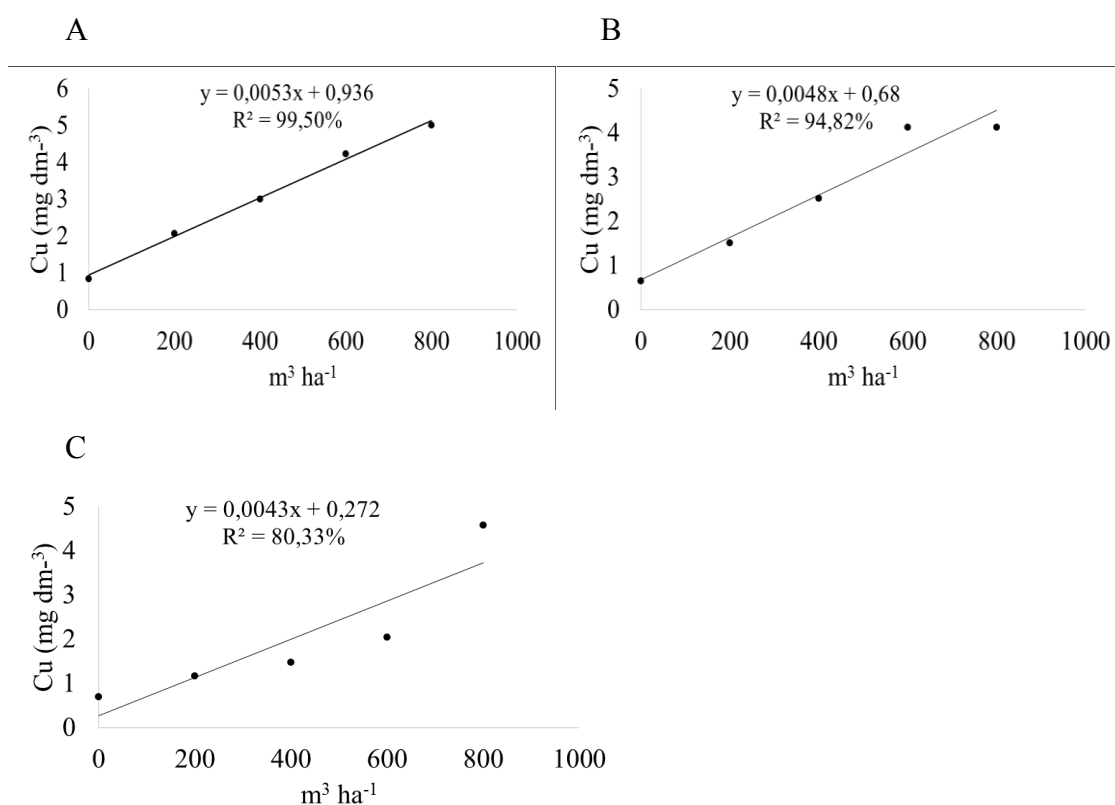


FIGURA 5: Teores de Cu no solo (mg dm⁻³), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

O teor de Cu no solo aumentou à medida em que se aumentaram as doses de ARS de forma linear, para as três profundidades, e de acordo com a tabela 8, observa-se

que houve lixiviação deste nutriente para as demais camadas. Segundo CFSEMG (1999), teores de Cu no solo acima de $1,8 \text{ mg dm}^{-3}$, é considerado alto. Na camada de 0 – 20 cm, com a aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, o solo já atingiu o valor de $2,0 \text{ mg dm}^{-3}$, e na maior dose aplicada, de $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, atingiu a concentração de $5,18 \text{ mg dm}^{-3}$. Para as camadas de 20 – 40 cm, os valores ultrapassaram os $1,8 \text{ mg dm}^{-3}$, na dose $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. À medida que se aumentaram as doses de ARS, aumentou o valor do Cu lixiviado, chegando a uma concentração de $4,58 \text{ mg dm}^{-3}$, na camada de 40 – 60 cm.

A lixiviação de Cu observada é um indício de transferência deste elemento por fluxo preferencial no perfil do solo. Isso pode ser justificado pela alta afinidade deste elemento por compostos orgânicos solúveis em solução (ASHWORTH E ALLOWAY, 2007). Desta forma, o Cu transferido não interage com os colóides de solo, porque normalmente o Cu é transferido via macroporos que possuem uma proteção em suas paredes, dificultado assim a interação entre a solução e as partículas de solo. Tanto o Cu como o Zn podem ser transportados adsorvidos em substâncias húmicas na forma de complexos móveis no perfil do solo (Gräber et al., 2005).

O Cu é um elemento essencial para as plantas, pois participa do metabolismo de carboidratos, do nitrogênio, da síntese de lignina e de clorofila (FILHO, 2005). Por outro lado, o Cu é considerado um metal pesado e em elevadas concentrações no solo, pode se tornar tóxico para as plantas. Segundo Mattias (2006), lixiviação de metais pesados como o Cu e Zn também requer atenção em decorrência da utilização de ARS, como foi ressaltado por Gräber et al. (2005) e que destacaram que o fato dos dejetos de suínos apresentarem em sua composição altas concentrações de Cu e Zn, sua aplicação em doses excessivas pode resultar na contaminação do solo e da água, e também acarretar intoxicação as plantas e aos demais níveis da cadeia alimentar (FREITAS et al., 2005).

Os teores de zinco (Zn) foram influenciados pelas doses de ARS e pelas profundidades, não ocorrendo interação entre eles (Tabela 8 e Figura 6).

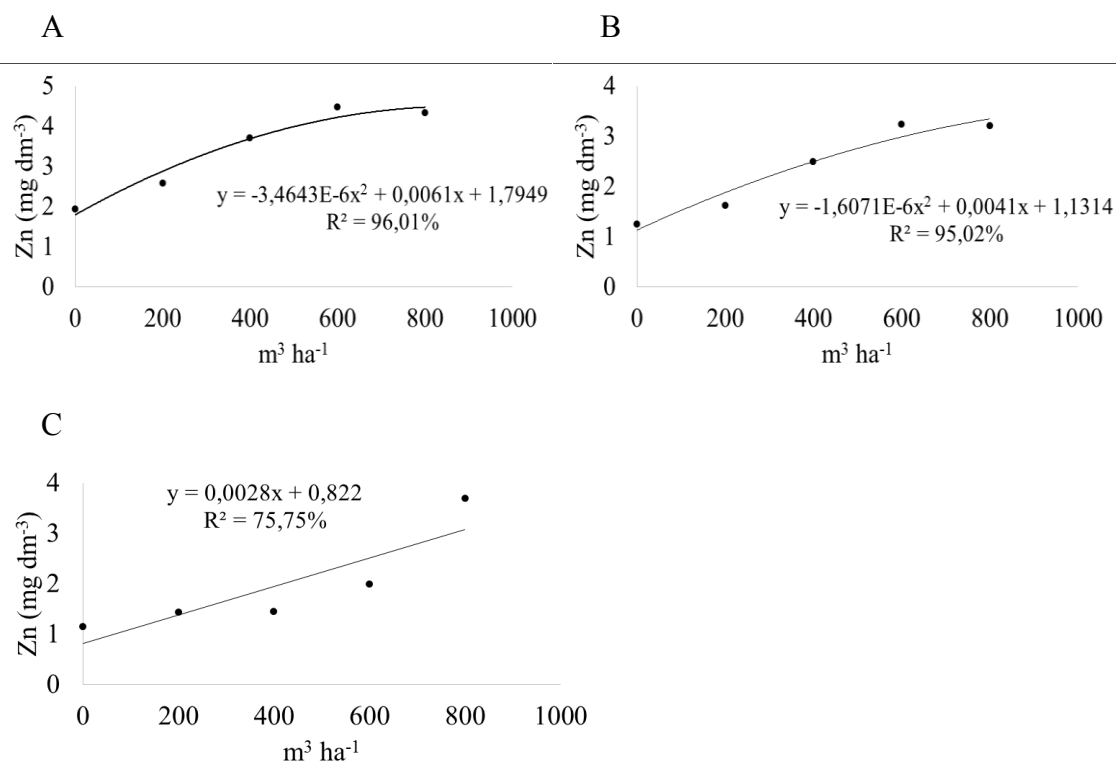


FIGURA 6: Teores de Zn no solo (mg dm⁻³), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

À medida em que se aumentaram as doses de ARS, houve um aumento nos teores de Zn no solo para as três profundidades, e observou-se uma concentração maior de Zn, na camada de 0 – 20 cm, com 3,41 mg dm⁻³, e valores acima de 2,20 mg dm⁻³, são considerados altos, segundo CFSEMG (1999). O Zn, assim como o Cu, são de grande importância para as plantas, porém, em elevadas concentrações no solo, podem se tornar tóxicos, devido serem metais pesados.

BARROS et al. (2003) aplicaram ARS em três solos arenosos, argilosos e de textura média, e observaram que os solos argilosos, retêm maiores concentrações de Cu e de Zn no solo, diminuindo seu potencial poluente para o lençol freático. Em Solos arenosos, como é o caso do presente estudo, favorece a lixiviação de metais pesados como Cu e Zn.

BERTOL (2005) com a aplicação de 60 m³ ha⁻¹ de ARS, verificou concentração de Zn 26 vezes maior em relação à parcela testemunha e à adubação química. Freitas et al. (2005) também verificaram incrementos na concentração de Zn no solo com a aplicação de ARS. O autor aplicou ARS bruta e peneirada, e verificou concentrações de 16,3 e 13,1 mg dm⁻³, respectivamente, no perfil de 0 a 0,5 m, sendo que, na testemunha, a concentração obtida de Zn foi de 0,44 mg dm⁻³.

4. CONCLUSÕES

A dose de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de água residuária de suinocultura eleva os teores de K, Na, Cu e Zn para níveis considerados altos no solo.

Com aplicação de ARS ocorre a lixiviação de K, Na, Cu e Zn até a profundidade de 60 cm.

Os teores de Mg reduzem no solo e os teores de Ca não são influenciados com a aplicação de água residuária de suinocultura.

5. REFERÊNCIAS

ASHWORTH, D. J.; ALLOWAY, B. J. Complexation of copper by sewage sludge-derived dissolved organic matter: effects on soil sorption behaviour and plant uptake. **Water Air Soil Pollution**, v. 182, n. 1, p. 187–196, 2007.

ASSMANN, A. P.; SANTOS, I. dos; ASSMANN, J. M.; BRAIDA, J. A.; MALAGI, G.; Efeito de doses crescentes de esterco líquido de suínos na intensidade de antracnose e produtividade de soja. **Synergismus scyentifica UTFPR**, Pato Branco, v. 01, n. 1-4, p. 1-778, 2006.

BARICHELLO, R.; HOFFMANN, R. **O uso de Biodigestores em Pequenas e Médias Propriedades Rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso da Região Noroeste do Rio Grande do Sul**. 2010. 139f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

BARROS, L.S.S.; AMARAL, L.A. do; LUCAS JÚNIOR, J. de. Poder poluente de águas residuárias de suinocultura após utilização de um tratamento integrado. **Brazilian Journal of Veterinary Research And Animal Science**, São Paulo, v. 40, n. 2, p. 126-135, 2003.

BERTOL, O.J. **Contaminação da água de escoamento superficial e da água perolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta**. 2005. 209 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

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

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.

CERETTA, C. A.; PAVINATO, P. S. Adubação em linha ou a lanço no plantio direto. **In.: VI CURSO DE FERTILIDADE DO SOLO EM PLANTIO DIRETO**, 2003. Ibirubá. p. 23-35.

Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação**. Antonio Carlos Ribeiro, Paulo Tácito Gontijo Guimarães, Victor Hugo Alvarez V., Editores. – Viçosa, MG, 1999. 359p.

CRUZ BARZ, M.; FRAGA, B. N.; RIELLA, R.; ALVES, G. N.; STAZIAKI, L. P. G.; CARPES, G. A. S. Modelagem do desempenho de lotes de suínos em terminação. **Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão**, v. 8, n. 2, 2017.

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, 2008.

DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Boletim Informativo BIPERS**, v.10, n.14, p.04-28, 2002.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. Dados eletrônicos. — Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília. Embrapa Solos, 2013. 353 p.

ERNANI, P. R.; BAYER, C.; ALMEIDA, J. A.; CASSOL, P. C. Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 393-402, 2007.

FERREIRA, D. F. **Análises estatísticas por meio do Sisvar para o Windows versão 4.0** I: Reunião anual da região brasileira da sociedade internacional biometria, 45.000, São Paulo. Anais..., São Paulo: UFSCAR, 2010. p. 255-258.

FILHO, H. G. Cobre na planta. **In: UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS. Departamento de Recursos Naturais. Ciência do Solo**, 2005.

FREITAS, W.S.; OLIVEIRA, R.A.; CECON, P.R.; PINTO, F.A.; GALVÃO, J.C.C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura em solo cultivado com milho. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 13, n. 2, p. 95-102, 2005.

FURTINI NETO, A.E.; VALE, F. R.; RESENDE, A. V.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. **Fertilidade do solo**. 1ª ed. Lavras, ESAL/FAEPE. 252p. 2001.

GONZAGA, D. A.; BARBOSA, R. C. Estimativa do tamanho mínimo de rebanho suíno para a implementação de sistema de geração de energia elétrica de 35 kwh, 150 kwh, 275 kwh e 590 kwh, usando biogás como combustível para grupos geradores. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, Viçosa, v. 6, n. 2, p. 26-32, 2016.

GRÄBER, I.; HANSEN, J. F.; OLESEN, S. E.; HANS, J. P.; OSTERGAARD, H. S.; KROGH, L. Accumulation of copper and zinc in danish agricultural soils in intensive pig production areas. **Danish Journal of Geography**, v. 105, n. 2, p. 15-22, 2005.

IPEF. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. 2016. Disponível em: <<http://www.ipef.br/identificacao/cief/especies/citriodora.asp>>. Acesso: 12/03/2017.

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

LOPES, A. S. L. Acidez do solo e calagem. 3a ed. Ver. / A S. Lopes, M. de C. Silva e L.R. G. Guilherme - São Paulo, ANDA 1990. 22 p. (Boletim Técnico, 1).

MAGGI, C. F., FREITAS, P. D., 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.

MANGABEIRA, J. A. DE C.; TÔSTO, S. G.; ROMEIRO, A. R. **Valoração de serviços ecossistêmicos: estado da arte dos sistemas agroflorestais (SAFs)**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2011. 47 p

MATOS, A. T. Disposição de Águas Residuárias no Solo. Viçosa: AEAGRI, n. 38, 2007. 141 p. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA), Instrução Normativa SDA Nº 17. Diário Oficial da União- Seção 1, nº 99, 24 de maio de 2007. Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos para Plantas e Condicionadores de Solo. Brasília, 2007.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de uínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. 165 f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA 103 DO SOLO, 26. 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.

NEVES, L. S.; ERNANI, P. R.; SIMONETE, M. A. Mobilidade de potássio em solos decorrente da adição de doses de cloreto de potássio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 25-32, 2009.

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

OLIVEIRA, W. **Uso de água residuária de suinocultura em pastagens da Brachiaria decumbens e Cynodon plectostachyum**. 2006. 104 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba. 2006.

PRADO, H.; VASCONCELOS, A.C.M.; LANDELL, M.G.A. Relação entre balanço de cargas elétricas, matéria orgânica e soma de bases em perfis de Latossolos ácidos do Brasil. *Pedologia fácil*, 2016. Disponível em: <http://www.pedologiafacil.com.br/artig_8.php>. Acesso em: 15/02/2017.

PEDROTTI, A.; Chagas, R. M.; Ramos, V. C.; Prata, A. P. N.; Lucas, A. A. T.; Santos, P. B. Causas e consequências do processo de salinização dos solos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 1308-1324, 2015.

QUEIROZ, F.M. DE; MATOS, A.T.DE; PEREIRA O.G.; OLIVEIRA, R.A.DE. Perda de nutrientes por lixiviação em um Argissolo Acinzentado cultivado com meloeiro. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 5, p. 1487-1492, 2004.

RADOMSKI, M. I.; RIBASKI, J. Fertilidade do solo e produtividade da pastagem em sistema silvipastoril com *Grevillea robusta*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, n. 69, p. 53-61, 2012.

RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ V., V.H. (Ed.). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5a aproximação**. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359p.

ROSOLEM, C. A. et al. Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 6, 2006.

SIGMA PLOT. Sigma Plot Instrumentation Framework. 2015.

SILVA, M. L. S.; TREVIZAM, A. R. Interações iônicas e seus efeitos na nutrição das plantas. **Informações agrônômicas**. n. 149, p. 10-16, 2015.

SMANHOTTO, A.; SOUSA, A. P.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; PRIOR, M. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 2, p. 346-357, 2010.

SOUSA, F. A.; CAMPOS, A. T.; SILVA, E. B.; GANDINI, A. M.M.; CORRÊA, J. M. Redução do potencial poluidor de dejetos de suínos em lagoas de estabilização em série. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 1, p. 65-73, 2014.

VIVIAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, campina Grande, v.14, n.3, p. 320-325, 2010.

ZANUZO, L. **Lixiviação de cátions (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) em solo cultivado com milho e irrigado com água residuária de suinocultura**. 2007. 125 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.