

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUÍNOS EM UM SISTEMA AGROFLORESTAL:
ATRIBUTOS QUÍMICOS E TRANSLOCAÇÃO DE NUTRIENTES NO SOLO**

RAFAELLA FERREIRA BATISTA BERNARDES

MESTRADO

2017

RAFAELLA FERREIRA BATISTA BERNARDES

**ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUÍNOS EM UM SISTEMA AGROFLORESTAL:
ATRIBUTOS QUÍMICOS E TRANSLOCAÇÃO DE NUTRIENTES NO SOLO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia,
como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em
Agronomia – Mestrado, área de concentração em Solos, para
obtenção do título de “Mestre”.

Orientadora

Prof. Dr. Regina Maria Quintão Lana

Co-orientador

Prof. Dr. José Geraldo Mageste

UBERLÂNDIA
MINAS GERAIS
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

B522a
2017

Bernardes, Rafaella Ferreira Batista, 1992
Água residuária de suínos em um sistema agroflorestal: atributos químicos e translocação de nutrientes no solo / Rafaella Ferreira Batista Bernardes. - 2017.

76 p. : il.

Orientadora: Regina Maria Quintão Lana.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-Graduação em Agronomia.
Inclui bibliografia.

1. Agronomia - Teses. 2. Eucalipto - Teses. 3. Suíno - Esterco - Teses. 4. Lixiviação - Teses. I. Lana, Regina Maria Quintão, . II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

RAFAELLA FERREIRA BATISTA BERNARDES

**ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUÍNOS EM UM SISTEMA AGROFLORESTAL:
ATRIBUTOS QUÍMICOS E TRANSLOCAÇÃO DE NUTRIENTES NO SOLO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia – Mestrado, área de concentração em Solos, para obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 24 de março de 2017.

Prof. Dr. José Geraldo Mageste
(co-orientador)

UFU

Profa. Dra. Denise Garcia de Santana

UFU

Prof. Dra. Adriane de Andrade Silva

UFU

Prof. Dra. Angélica Araújo Queiroz

IFTM

Prof. Dr. Regina Maria Quintão Lana
ICIAG-UFU
(Orientadora)

UBERLÂNDIA
MINAS GERAIS
2017

DEDICO E OFEREÇO

Aos meus pais, Walber e Neide,

De vocês recebi o Dom mais precioso do universo: A VIDA.

Já por isso seria infinitamente grata.

Mas vocês não se contentaram em presentear-me apenas com ela.

Revestiram minha existência de amor, carinho e dedicação.

Abriram a porta do meu futuro, iluminando o meu caminho com a luz mais brilhante que puderam encontrar: O ESTUDO.

Trabalharam dobrado, sacrificaram seus sonhos em favor dos meus. Muitas foram às vezes em que meu cansaço e preocupações foram sentidos e compartilhados por vocês, numa união que me incentivaram prosseguir.

Hoje concluindo o mestrado, procuro encontrar entre as palavras aquela que gostaria, que sempre vou dizer a vocês: OBRIGADA.

Obrigado por tudo o que fizeram por mim. Dividam comigo os méritos desta conquista, porque ela lhes pertence.

Vocês são “simplesmente” tudo na minha vida: AMO VOCÊS!!!

Ao meu esposo Murilo Henrique,

Que sempre esteve ao meu lado, me apoiando nos momentos mais difíceis e hoje, me apoia e me incentiva em meus objetivos e sonhos, fazendo com que seja o nosso sonho, o nosso objetivo. Obrigada pelo cuidado, incentivo, carinho e compreensão. Eu te amo muito!!!

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida e oportunidade de finalizar mais uma etapa.

À Universidade Federal de Uberlândia (UFU) pelo suporte, conhecimento concedido e oportunidade de realização do Mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo durante o mestrado.

Ao Vinícius Rezende pela concessão da fazenda Bonsucesso para o desenvolvimento do projeto.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro durante a execução do projeto.

À Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio financeiro.

À minha orientadora Prof.^a Dr^a. Regina Maria Quintão Lana, pela orientação, parceria, paciência, confiança e ensinamentos durante toda a graduação e durante o mestrado.

A todos os técnicos e funcionários do Instituto de Ciências Agrárias (ICIAG), em especial aos do Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Uberlândia por todo auxílio durante o Mestrado.

Ao meu co-orientador José Geraldo Mageste pela orientação durante o mestrado.

À equipe do projeto de pesquisa da Fazenda Bonsucesso pela parceria, ajuda e empenho. Sem vocês nada seria possível.

Ao meu Pai Walber, a minha mãe Neide, e a minha irmã Camilla pelo amor incondicional e apoio constante. Amo vocês.

Ao meu esposo, Murilo Henrique pelo companheirismo, apoio e carinho. Te amo.

Aos meus amigos Marlize Pinheiro, Vanderley José e Fábio Janone pela paciência e grande ajuda na estatística de meu trabalho, nos momentos que mais precisei.

A todos que direta ou indiretamente, contribuíram para a execução deste trabalho.

Muito Obrigada!

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	i
GENERAL ABSTRACT	ii
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS	6
CAPÍTULO 1: ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO CULTIVADO COM <i>CORYMBIA CITRIODORA</i> APÓS A APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA.....	9
RESUMO	10
ABSTRACT	11
2. INTRODUÇÃO	12
2.1. MATERIAL E MÉTODOS	15
2.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
2.2.1. Teores de fósforo no solo.....	18
2.2.2. Teores de potássio, sódio e K/T no solo.....	20
2.2.3. Componentes da acidez do solo.....	24
2.2.4. Teores de cobre e zinco no solo.....	29
2.2.5. Teores de matéria orgânica e carbono orgânico no solo.....	33
2.3 CONCLUSÕES.....	34
REFERÊNCIAS.....	35
CAPÍTULO 2: TRANSLOCAÇÃO DE NUTRIENTES NO SOLO COM USO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM SISTEMA AGROFLORESTAL.....	41
RESUMO	42
ABSTRACT	43
3. INTRODUÇÃO	44
3.1. MATERIAL E MÉTODOS	47
3.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
3.2.1. Teores de potássio, fósforo e valores de K/T do solo	51
3.2.2. Componentes da acidez do solo	57
3.2.3. Teores de sódio, cobre e zinco no solo	65
3.2.4. Teores de matéria orgânica e carbono orgânico no solo.....	70
3.3. CONCLUSÕES.....	71
REFERÊNCIAS	72

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Caracterização química do solo da área experimental, Uberlândia-MG, 2014.....	15
TABELA 2. Teores de micronutrientes da área experimental, Uberlândia-MG, 2014.....	17
TABELA 3. Caracterização química da água resíduária de suinocultura (ARS), de uma granja de terminação.....	15
TABELA 4. Teores de P no solo, no plantio de citriodora, realizado em linhas simples e duplas, em função das doses de ARS.....	18
TABELA 5. Médias dos teores de K, relação potássio com a CTC a pH (7) (K/T) e teores de Na do solo, sob dois arranjos de plantio de citriodora, linha simples e linhas duplas, com aplicação de diferentes doses de ARS.....	20
TABELA 6. Médias dos teores de Al, H + Al e valores de pH do solo, no plantio de citriodora, realizado em linhas simples e duplas, em função das doses de ARS.....	24
TABELA 7. Médias dos teores de Ca e Mg, relação cálcio em relação a CTC a pH (7) (Ca/T), relação magnésio em relação a CTC a pH (7) (Mg/T) e relação cálcio em relação ao magnésio (Ca:Mg) do solo, sob dois arranjos de plantio de citriodora, linhas simples e linhas duplas, com aplicação de diferentes doses de ARS.....	26
TABELA 8. Média dos teores de Cu e Zn do solo, sob dois arranjos de plantio de citriodora, linhas simples e linhas duplas, com aplicação de cinco diferentes doses de ARS.....	30
TABELA 9. Média dos teores de matéria orgânica e carbono orgânico no solo, no plantio de citriodora, realizado em linhas simples e duplas, em função das doses de ARS.....	33
TABELA 10. Caracterização química do solo da área experimental, antes da aplicação da ARS, Uberlândia-MG, 2014.....	47
TABELA 11. Teores de micronutrientes e concentração de argila do solo da área experimental, antes da aplicação da ARS, Uberlândia-MG, 2014.....	48
TABELA 12. Caracterização química da água resíduária de suinocultura (ARS), de uma granja de terminação.....	49

TABELA 13. Teores de K (mg dm^{-3}) e valores e K/T (%) em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.....	51
TABELA 14. Teores de P (mg dm^{-3}) e S-SO ₄ ⁻ (mg dm^{-3}) em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.....	55
TABELA 15. 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.....	58
TABELA 16. 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.....	60
TABELA 17. Valores de Ca/T (%) e Mg/T (%) em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.....	63
TABELA 18. 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.....	65
TABELA 19. Teores de MO (dag kg^{-1}) e CO (dag kg^{-1}) em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.....	70

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Teor de P no solo (mg dm^{-3}), no plantio realizado em linha simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.....	18
FIGURA 2. Teor de K no solo (mg dm^{-3}), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.....	20
FIGURA 3. Relação de K com a CTC a pH (7) no solo (%), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.....	22
FIGURA 4. Teor de Na no solo (mg dm^{-3}), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.....	22
FIGURA 5. Teor de Mg no solo ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.....	28
FIGURA 6. Teor de Cu no solo (mg dm^{-3}), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.....	30
FIGURA 7. Teor de Zn no solo (mg dm^{-3}), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.....	31
FIGURA 8. 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).....	52
FIGURA 9. 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).....	54
FIGURA 10. Teores de P 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).....	56
FIGURA 11. 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).....	61
FIGURA 12. 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).....	66
FIGURA 13. 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).....	67
FIGURA 14. 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).....	69

RESUMO GERAL

BERNARDES, RAFAELLA FERREIRA BATISTA. **Água resíduária de suínos em um sistema agroflorestal: atributos químicos e translocação de nutrientes no solo.** 2017. 76f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – área de concentração em Solos) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia¹.

O objetivo do trabalho foi comparar os atributos químicos do solo, sob dois arranjos de plantio, em linhas simples e duplas de *Corymbia citriodora*, na profundidade de 0 – 20 cm, e também avaliar a variação nos parâmetros químicos do solo até a profundidade de 60 cm, sob diferentes doses de água resíduária de suinocultura (ARS), com arranjo de plantio de *Corymbia citriodora* realizado em linhas duplas. Foram implantados dois experimentos, na fazenda Bonsucesso, no município de Uberlândia, MG, sendo o primeiro com citriodora em linhas simples, com cinco plantas por parcela, com espaçamento de dois metros entre plantas e 15 metros entre linhas. O segundo experimento foi com citriodora em linhas duplas, com dois metros entre plantas na linha, três metros entre linhas na parcela e 15 metros entre as linhas duplas de citriodora. O delineamento estatístico foi em blocos casualizados. Os tratamentos utilizados foram cinco doses de ARS (0; 200; 400; 600 e 800 m³ ha⁻¹) com cinco repetições. A aplicação das doses de ARS foram parceladas na estação da seca, nos meses de junho, julho e agosto. Para a comparação dos atributos químicos do solo entre os arranjos de plantios, foram coletadas amostras de solo na profundidade de 0 – 20 cm de profundidade. Foi realizada uma análise conjunta dos dados, comparando a análise química do solo. O plantio realizado em linhas duplas de citriodora, proporcionou maiores teores de nutrientes no solo. A aplicação de água resíduária de suinocultura elevou os teores de magnésio, potássio e de metais pesados como o cobre e o zinco. Não foi observado aumento nos valores de pH do solo, com a aplicação de ARS. A dose de 200 m³ ha⁻¹, proporcionou teores adequados para maioria dos nutrientes presentes no solo. Para a avaliação das variações dos atributos químicos do solo, no arranjo de plantio de *Corymbia citriodora* em linhas duplas, foram coletadas três amostras por parcela, nas profundidades de 0 – 20, 20 – 40 e 40 – 60 cm. Foi utilizado o delineamento em blocos casualizados em arranjo de parcelas subdivididas. A dose de 200 m³ ha⁻¹ água resíduária 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 resíduária de suinocultura. A ARS não alterou o pH do solo e os teores de Ca.

Palavras-chave: *Corymbia citriodora*, dejetos de suínos, fertirrigação, lixiviação.

¹Comitê Orientador: Regina Maria Quintão Lana – UFU (Orientadora) e José Geraldo Magestee – UFU (Coorientador).

GENERAL ABSTRACT

BERNARDES, RAFAELLA FERREIRA BATISTA. **Porcine wastewater in an agroforestry system: chemical attributes and translocation of nutrients in the soil.** 2017. 76f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – área de concentração em Solos) - Federal University of Uberlândia, Uberlândia¹.

The objective of this work was to compare soil chemical attributes under two cropping arrangements in single and double lines of *Corymbia citriodora* at 0 - 20 cm depth, as well as to evaluate the variation in soil chemical parameters up to the depth of 60 cm, under different swine wastewater (SW) rates, in a silvipastoral system with *Corymbia citriodora* planting arrangement performed in double lines. Two experiments were implemented, at the Bonsucceso farm, in the municipality of Uberlândia, MG, the first with citriodora in simple lines, with five plants per plot, spacing two meters between plants and 15 meters between rows. The second experiment was with citriodora in double lines, with two meters between plants in the line, three meters between lines in the plot and 15 meters between the double lines of citriodora. The statistical design was in randomized blocks. The treatments used were five rates of SW (0; 200; 400; 600 and 800 m³ ha⁻¹) with five replicates. The application of SW rates were divided in the dry season, in the months of June, July and August. In order to compare soil chemical attributes among planting arrangements, soil samples were collected at depths of 0 - 20 cm depth. A joint analysis of the data was performed, comparing the soil chemical analysis. Planting on double lines of citriodora, provided higher levels of nutrients in the soil. The application of swine wastewater raised the levels of magnesium, potassium and heavy metals such as copper and zinc. No increase in soil pH was observed with the application of SW. The dose of 200 m³ ha⁻¹, provided adequate contents for most of the nutrients present in the soil. For the evaluation of variations of soil chemical attributes in the *Corymbia citriodora* planting arrangement in double rows, three samples per plot were collected at depths of 0 - 20, 20 - 40 and 40 - 60 cm. A randomized complete block design was used in subdivided plot arrangement. 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. SW did not change soil pH and Ca content.

Key-words: *Corymbia citriodora*, swine manure, fertigation, leaching.

¹Supervising Committe: Regina Maria Quintão Lana – UFU (Supervisor) and José Geraldo Mageste (Co-supervisor).

1. INTRODUÇÃO GERAL

A carne suína é a proteína animal mais consumida no mundo e o consumo interno no Brasil, cresce a cada ano, chegando a atingir de 80 a 85% da produção nacional (ABCS, 2017). Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), a suinocultura deve crescer nos próximos 10 anos, em torno de 21%, tanto em produção, consumo interno e exportação, até atingir 4,3 milhões de toneladas, em 2024 (FAO, 2014).

O aumento populacional nas últimas décadas tornou a produção de alimentos um desafio ao agronegócio. Esse desafio consolidou-se ao mesmo tempo em que a suinocultura abriu fronteiras, devido principalmente a sua grande eficiência na produção em pequenas propriedades rurais. Os maiores estados produtores do Brasil são Santa Catarina, Paraná, Rio Grande do Sul e Minas Gerais. Mas, com o aumento da produção, ocorre também o aumento da quantidade de água residuárias de suinocultura (ARS) (MAPA, 2014).

A ARS pode ser utilizada na agricultura como fonte de nutrientes para as plantas, devido a presença de macronutrientes e micronutrientes, além de conter compostos orgânicos que ajudam a melhorar as características químicas, físicas e biológicas do solo (SEGANFREDO, 2004). A utilização da ARS como fertilizante adicionada ao solo promove mineralização dos elementos que poderão ser absorvidos pelas plantas da mesma forma que os dos fertilizantes minerais. Entretanto, ao contrário dos fertilizantes minerais, a ARS possui composição química muito variável, principalmente em função da alimentação e manejo da água empregados nas granjas. Segnafredo (1998), avaliando a composição química das ARS, observou as seguintes composições dos nutrientes: 1,83 g L⁻¹ de P; 0,63 g L⁻¹ de K; 34,80 mg L⁻¹ de Cu e 119,00 mg L⁻¹ de Zn. Já Perdomo (1996), avaliando as mesmas características químicas, obteve resultados diferentes, com 0,58 g L⁻¹ de P; 0,54 g L⁻¹ de K; 35,1 mg L⁻¹ de Cu e 270,90 mg L⁻¹ de Zn.

Enquanto os fertilizantes minerais são formulados para condições específicas de cada cultura e tipo de solo, os dejetos de suínos apresentam, simultaneamente, vários nutrientes que se encontram em quantidades desproporcionais em relação à capacidade de extração das plantas. Com isso, as adubações contínuas com dejetos poderão ocasionar desequilíbrios químicos, físicos e biológicos no solo, cuja gravidade dependerá da composição desses resíduos, da quantidade aplicada, da capacidade de extração das plantas, do tipo de solo e do tempo de utilização dos dejetos (SMANHOTTO et al., 2010).

A ARS, quando mal manejados e sem tratamento, por produzir grandes quantidades de resíduos com altas cargas de nutrientes como fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), cobre (Cu) e zinco (Zn), podem causar a contaminação do solo e de águas subsuperficiais devido a presença de metais pesados como Cu e Zn, e também a presença de Na, causando a salinização do mesmo (CERETTA et al., 2005; HESPAHOL, 2003). A presença de sais no solo reduz a disponibilidade de água para as plantas e pode tornar os solos inadequados ao cultivo (AYERS; WESTCOT, 1999).

A contaminação dos recursos hídricos pode ocorrer pelo escoamento da ARS de lavouras fertilizadas, pela deposição de ARS diretamente nos cursos d'água ou pela lixiviação no solo. O aumento da concentração de nutrientes nas águas, principalmente o P, pode causar o fenômeno chamado eutrofização (CERETTA et al., 2003).

A aplicação da ARS pode causar uma desproporção entre entradas e saídas de nutrientes do solo, o que exige um monitoramento quanto aos riscos de saturação do solo com estes elementos, que poderão ser lixiviados atingindo o lençol freático, ter a disponibilidade para as plantas aumentada, afetar a comunidade microbiana do solo, dentre outros efeitos que desequilibram a funcionalidade do ecossistema (SIMIONI, 2001).

Diante disso, estudar a dose de ARS aplicada ao solo para verificar a quantidade mais adequada para a reposição dos nutrientes retirados pela planta, sua contribuição para fertilidade dos solos minimizando os riscos da contaminação dos mesmos, considerando o tipo de solo e as características da própria ARS, são de fundamental importância para um ambiente produtivo e sustentável (DAL BOSCO, 2007).

As maiores vantagens do aproveitamento da ARS são a conservação da água, a possibilidade de favorecer a reciclagem de nutrientes, reduzindo a necessidade de fertilizantes minerais e a preservação do meio ambiente, evitando o seu descarte em locais inadequados (MEDEIROS et al., 2008). No entanto, esse uso deve ser condicionado ao tratamento dessas águas, ao tipo de cultivo, à escolha de métodos de aplicação e ao controle de riscos ao meio ambiente. Antes de serem aplicados ao solo, a ARS deve passar por um tratamento, cujo objetivo é a degradação de compostos poluentes em compostos mais simples, em outras palavras, a mineralização completa de moléculas orgânicas (ABREU NETO, 2007).

A importância da digestão anaeróbia como processo de tratamento de resíduos orgânicos cresceu nas últimas décadas, principalmente por apresentar balanço energético mais favorável que os processos aeróbios convencionais. Dentre as principais vantagens,

destacam-se o baixo consumo de energia, por não exigir a introdução forçada de oxigênio no meio como os processos aeróbios, utilização do gás metano como combustível, baixas demandas de área e custos de implantação, aplicabilidade em pequena e grande escala e baixo consumo de nutrientes (CHERNICHARO, 2007; OLIVEIRA, 1997). Com esse tratamento, ocorre a redução do poder poluente das ARS e dos subprodutos resultantes desse processo (biogás e esgoto estabilizado), o que viabilizam o seu uso na propriedade rural.

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como o metano e o gás carbônico e tem o objetivo de reduzir o poder poluente, e ao mesmo tempo, gera como subproduto desse processo o biogás, que pode ou não ser aproveitado e o biofertilizante com várias aplicações práticas na propriedade rural (OLIVEIRA, 2002).

Existem diversos métodos de armazenamento e tratamento de dejetos. Entre eles as tecnologias mais utilizadas são a utilização de esterqueiras, lagoas de estabilização e sistema de biodigestor (LASLowski, 2004). Dentre as tecnologias aplicadas para o tratamento da ARS, o sistema de biodigestor é o mais vantajoso devido ao aproveitamento dos resíduos. Trata-se de recipiente fechado onde irá ocorrer a fermentação anaeróbica, ou seja, sem a presença do ar.

Após tratadas, as ARS podem ser aplicadas ao solo como fonte de nutrientes, porém, em excesso, podem causar uma maior infiltração de líquido no solo, retendo mais os nutrientes no solo, induzindo alguns desses nutrientes a atingirem as águas subterrâneas ou camadas superficiais do solo via lixiviação, acarretando sérios problemas de contaminação. O tipo de solo pode ter grande influência na magnitude do processo de lixiviação. Solos argilosos possuem maior capacidade de retenção de potássio e sódio em relação aos arenosos. A maior capacidade de armazenamento de água dos solos argilosos reduz a percolação da água pelo perfil (BORTOLINI et al., 2000).

Ao longo do tempo a principal missão do agronegócio foi aumentar a produção, deixando outros fatores em um segundo plano, como preservação de áreas, conservação do solo, da água e menor utilização de defensivos. Hoje se faz necessário, além de uma boa produção, um cuidado ambiental com todo setor produtivo, desde a conservação da flora e fauna presente, até uso da água, fertilizantes, agroquímicos, solo e mão de obra empregada no cultivo. Nesse contexto, os sistemas silvipastoris se consolidam neste

modelo de conservação ambiental, onde a produção animal, plantas forrageiras e árvores estão combinadas na mesma área, combinados para gerar produção de forma complementar por meio das suas interações (FRANCO, 2015).

A integração de floresta com cultivos agrícolas e com a pecuária é uma estratégia de produção sustentável, realizadas em uma mesma área, seja em cultivo consorciado, em sucessão ou em rotação. Dessa forma, abrange sistemas produtivos diversificados para a produção de alimentos, fibras, energia, produtos madeireiros e não madeireiros, quer sejam de origem vegetal ou animal, de forma a otimizar os ciclos biológicos das plantas e dos animais, bem como dos insumos e seus respectivos resíduos. Fundamenta-se na integração dos componentes do sistema produtivo, a fim de atingir patamares cada vez mais elevados de qualidade do produto e do ambiente e aumentar a competitividade. Contempla quatro modalidades de sistemas, assim caracterizados em sistema agropastoril, sistema agrossilvipastoril, sistema silvipastoril e sistema silviagrícola (MACHADO et al., 2011).

Esses sistemas devem ser adequadamente planejados, levando-se em conta os diferentes aspectos socioeconômicos e ambientais das unidades de produção. Podem ser adotados por qualquer produtor rural (pecuarista e/ou agricultor), independente do tamanho do estabelecimento agropecuário.

A presença de árvores no ambiente exerce influência sobre a luminosidade do ambiente, temperatura e umidade do solo, que afetam a produção, a qualidade da forragem e o desempenho do animal. Dentre os benefícios do sistema, destacam-se aumento da eficiência no uso da terra, as árvores fazem sombreamento para o animal, aumento na deposição de restos vegetais no solo, aumentando a ciclagem de nutrientes, melhorando a fertilidade do solo, além de aumentar renda. A espécie a ser escolhida deve atender as necessidades do produtor, visando seu objetivo final.

O cultivo comercial das espécies de eucalipto tem ganhado importante destaque na economia do Brasil, em decorrência da multiplicidade de seus usos e da significativa área de florestas introduzidas no território nacional. O *Corymbia citriodora* é uma espécie de grande importância na economia brasileira por ser menos suscetível às variações edafo-climáticas. Sua madeira é utilizada para a produção de carvão, postes, mourões e serraria (DOGENSKI, 2013). As folhas de *Corymbia citriodora* são as utilizadas na exploração comercial de extração de óleo essencial, entrando na composição de diversos produtos tais como sabonetes, perfumes, desodorantes, detergentes, desinfectantes, inseticidas, repelentes, dentre outros (ANDRADE; GOMES, 2000).

Assim, o objetivo do trabalho foi realizar a comparação dos atributos químicos do solo sob dois arranjos de plantio, em linhas simples e duplas de *Corymbia citriodora*, em um sistema silvipastoril, na profundidade de 0 – 20 cm, e também avaliar a variação nos parâmetros químicos do solo, até a profundidade de 60 cm no plantio em linhas duplas de *Corymbia citriodora*, sob diferentes doses de água residuária de suínos.

REFERÊNCIAS

- Associação Brasileira de Criadores de Suínos, 2017. Disponível em:
<<http://www.abcs.org.br/component/content/article/89-noticias-destaque-pag-inicial/2386-suinocultura-brasileira-tem-boas-perspectivas-para-2017>>. Acesso em: 14 fev. 2017.
- ABREU NETO, M. S. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB.** 2007. 170 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.
- ANDRADE, A. M.; GOMES, S. S. Influência de alguns fatores não genéticos sobre o teor de óleo essencial em folhas de *Eucaliptus citriodora* Hook. **Floresta ambiente**, v. 7, n. 1, p. 181-189, 2000.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade de água na agricultura.** 2. ed. Campina Grande: UFPB, FAO, 1999, 153p.
- BORTOLINI, C.G. **Eficiência do método de adubação nitrogenada em pré-semeadura do milho implantado em semeadura direta após aveia preta.** 2000, 48 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, porto Alegre, 2000.
- CERETTA, C.A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F.C.B.; HERBES, M.G.; MOREIRA, I.C.L.; BERWANGER, A.L. Dejeto líquido de suínos: I – perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.
- CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELOS, L. A. R.; VIEIRA, F.C.B. Características químicas do solo sob aplicação de esterco líquido suínos em pastagem natura. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, 2003.
- CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007, 359p.
- DAL BOSCO, T.C. **Poluição difusa decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja sob condições de chuva simulada.** 2007, 128 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.
- DOGENSKI, M. **Extração do óleo essencial e oleoresina das folhas de *Corymbia citriodora* utilizando CO₂ em condições sub e supercríticas.** 2013. 144 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Pirassununga, 2013.
- FAO. Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. Perspectivas Agrícolas 2015-2024. Disponível em:
<<http://www.fao.org/download/PA20142015CB.pdf>>. Acesso em: 08 jan. 2017.

FRANCO, D. Avaliação do desempenho de gotejadores com uso de água residual na suinocultura. 2015, 46 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2015.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de Água**. Barueri: Manole, 2003. p. 37-96.

LASLOWSKI, M. A. Avaliação ambiental e econômica do biogás, obtido através da biodigestão anaeróbia dos dejetos da suinocultura. 2004. 63 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) - Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 2004.

MACHADO, L. A. Z.; BALBINO, L. C.; CECCON, G. Integração Lavoura – Pecuária – Floresta. 1. Estruturação dos Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária. Dourados, MS. Embrapa Agropecuária Oeste, 2011. 46 p.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Ministério da agricultura – suínos. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>. Acesso em: 22 jan. 2017.

MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; SOUZA, J. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo do estado nutricional do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.2, p. 109-115, 2008.

OLIVEIRA, P. A.V. Curso de Capacitação em práticas Ambientais Sustentáveis: Treinamentos 2002. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. 112p.

OLIVEIRA, R. A. Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura. 1997, 359 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

PERDOMO, C.C. Uso racional de dejetos suínos. In: **Anais...Seminário Internacional De Suinocultura**, 1. Campinas, SP. p1-19. 1996.

SEGRANFREDO, M. A. Dejetos Animais – A dupla face benefícios e prejuízos, Concórdia, 2004.

SEGANFREDO, M.A. Efeitos de dejetos de suínos sobre o N-total, amônio e nitratos na superfície e subsuperfície do solo. In: **Anais Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo**, Santa Maria – RS. 1998.

SIMIONI, J. Avaliação dos riscos ambientais pela acumulação de Cu e Zn nos solos fertilizados com dejetos de suínos. 2001. 139 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

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.

**CAPÍTULO 1: ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO CULTIVADO COM
CORYMBIA CITRIODORA APÓS A APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE
SUINOCULTURA.**

RESUMO

BERNARDES, RAFAELLA FERREIRA BATISTA. Atributos químicos do solo cultivado com *Corymbia citriodora* após a aplicação de água residuária de suinocultura. 2017. 76f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – área de concentração em Solos) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia¹.

O confinamento de suínos destaca-se como grande gerador de águas residuárias de suinocultura (ARS). O destino final de resíduos gerados é atualmente uma preocupação da sociedade, uma vez que, se manejados de forma inadequada, podem provocar sérios impactos ao meio ambiente. Uma das alternativas é o uso da ARS como fonte de nutrientes, que após a mineralização da matéria orgânica, são disponibilizados para as plantas. O objetivo do trabalho foi comparar os atributos químicos do solo sob dois arranjos de plantio, em linhas simples e duplas de *Corymbia citriodora*. Foram implantados dois experimentos na fazenda Bonsucesso, em Uberlândia - MG, sendo o primeiro com citriodora em linhas simples, com cinco plantas por parcela, com espaçamento de dois metros entre plantas e 15 metros entre linhas. O segundo experimento foi com citriodora em linhas duplas, com dois metros entre plantas na linha, três metros entre linhas na parcela e 15 metros entre as linhas duplas de citriodora. O delineamento estatístico foi em blocos ao acaso. Os tratamentos utilizados foram cinco doses de ARS (0; 200; 400; 600 e 800 m³ ha⁻¹) com cinco repetições. A aplicação das doses de ARS foram parceladas na estação da seca, nos meses de junho, julho e agosto. Foram avaliadas as características químicas do solo, na camada de 0-20 cm de profundidade. O plantio realizado em linhas duplas de citriodora proporcionou maiores teores de nutrientes no solo. A aplicação de água residuária de suinocultura elevou os teores de magnésio, potássio e de metais pesados como o cobre e o zinco. Não foi observado aumento nos valores de pH do solo com a aplicação de ARS. A dose de 200 m³ ha⁻¹ proporcionou teores adequados para maioria dos nutrientes presentes no solo.

Palavras- chave: Dejetos de suínos, fertirrigação, metais pesados, sistema silvipastoril.

¹ Comitê Orientador: Regina Maria Quintão Lana – UFU (Orientador) e José Geraldo Mageste (Coorientador).

ABSTRACT

BERNARDES, RAFAELLA FERREIRA BATISTA. Chemical attributes of soil cultivated with *Corymbia citriodora* after application of swine wastewater. 2017. 76f. Dissertation (Master's degree in Agronomy- Soil) – Federal University of Uberlândia.²

Pig confinement stands out as a major swine wastewater generator (WS) he alternatives is the use of WS as a source of nutrients, which after the mineralization of organic matter, are made available to the plants. The objective of this work was to compare the soil chemical attributes under two simple and double row planting arrangements of *Corymbia citriodora*. Two experiments were implemented in the farm, in Uberlândia - MG, the first with citriodora in single line, with five plants per plot, spacing two meters between plants and 15 meters between rows. The second experiment was with citriodora in double lines, with two meters between plants in the line, three meters between lines in the plot and 15 meters between the double lines of citriodora. The statistical design was in randomized blocks. The treatments used were five rates of WS (0; 200; 400; 600 and 800 m³ ha⁻¹) with five replicates. The application of WS rates were divided in the dry season, in the months of June, July and August. The chemical characteristics of the soil were evaluated in the 0-20 cm depth layer. Planting on double lines of citriodora provided higher levels of nutrients in the soil. The application of swine wastewater raised the levels of magnesium, potassium and heavy metals such as copper and zinc. No increase in soil pH was observed with the application of WS. The dose of 200 m³ ha⁻¹ provided adequate contents for most of the nutrients present in the soil.

Keywords: Fertirrigation, heavy metals, pig sludgy, silvipastoral system

² Supervising committe: Regina Maria Quintão Lana – UFU (Supervisor) and José Geraldo Mageste – UFU (Co-supervisor).

2. INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma das principais atividades do agronegócio brasileiro e atualmente, o Brasil possui um dos maiores rebanhos de suínos do mundo. A suinocultura acarreta problemas ambientais decorrentes da destinação inadequada da água residuária gerada nas propriedades, sendo que o problema crucial na criação de suínos está no alto volume de dejetos produzidos por animal e na sustentabilidade ambiental da sua produção (SMANHOTTO et al., 2010).

A quantidade total de dejetos líquidos produzidos varia de acordo com o manejo, do tipo de bebedouro, do sistema de higienização adotado, da frequência e do volume de água utilizado, bem como do número e da categoria dos animais. Bley Junior (1997) estima que uma granja com 300 matrizes, em ciclo completo, produz diariamente um volume de 60 m³ de água residuária de suinocultura (ARS), que contém uma tonelada de sólidos e que os suínos excretam 30% de sua alimentação em estado praticamente intacto.

A ARS é constituída por uma mistura de fezes, urina e outros materiais orgânicos, como restos de alimentos, além de uma quantidade variável de água. O descarte inadequado desses resíduos podem causar sérios prejuízos ao meio ambiente, como a salinização e contaminação do solo e da água devido à alta concentração de sódio e metais pesados (VIVIAN et al., 2010).

O volume significativo de ARS produzido nas granjas, implica no acúmulo do material na propriedade, o que demanda o desenvolvimento de técnicas de minimização do potencial poluidor, tratamento e destino final dos resíduos gerados. Uma dessas técnicas consiste no tratamento dos dejetos em biodigestores ou lagoas de estabilização e a consequente aplicação em solo agricultável, sendo uma forma de realizar a ciclagem e disponibilizar os nutrientes às plantas (BOSCO et al., 2008).

O uso de lagoas de estabilização tem um ótimo desempenho quanto à remoção de matéria orgânica e sólidos, além de ter um baixo custo de implantação e manutenção (SOUSA et al., 2014). Uma alternativa estudada para a utilização da ARS é o seu uso na agricultura como fonte de nutrientes, complementando ou substituindo os fertilizantes minerais recomendados nos programas de adubação, desde que aplicado com critério (ARRUDA et al., 2010).

A ARS contém macro e micronutrientes, como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), zinco (Zn), cobre (Cu) e outros, que podem contribuir para aumentar a fertilidade do solo, podendo reduzir a aplicação de fertilizantes nas lavouras (CABRAL et al., 2011). Esse resíduo, além de conter nutrientes e matéria orgânica, melhora as características químicas, físicas e biológicas do solo tendo potencial, ainda, para melhorar a produtividade das culturas, no entanto, as perdas em profundidade dos nutrientes (QUEIROZ et al., 2004; AGUIAR et al., 2006) liberados pelos resíduos, podem contaminar os mananciais subterrâneos ou serem carregados para a superfície de rios e lagos (CAOVILLA et al., 2010).

A adoção de novas tecnologias e investimentos para a produção animal sob pastejo tem sido baixa (DIAS-FILHO, 2011). Um dos maiores problemas encontrados é a baixa fertilidade dos solos, a falta de reposição de nutrientes e manejo animal inadequado (KESSLER et al., 2013). O uso de ARS pode ser uma alternativa promissora para a fertilização das pastagens degradadas.

O uso de diversidade dos sistemas produtivos animais e suas interações fazem com que as análises entre produção animal e meio ambiente sejam complexas e muitas vezes contraditórias (VILELA et al., 2012). O uso do solo de forma sustentável tem se mostrado mais frequente, principalmente para reduzir os impactos ambientais e melhorar a qualidade do solo. Dentre as alternativas de produção agropecuária sustentável se destacam os sistemas silvipastoris.

Os sistemas silvipastoris consistem na produção de espécies lenhosas com cultivos agrícolas e/ou animais, de forma simultânea ou consecutiva, na mesma unidade de área (MANGABEIRA et al., 2009). Esse modelo de exploração em que se associam pastagens, culturas anuais e o componente florestal, apresentam vários benefícios, no qual pode-se destacar a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, aumento da matéria orgânica e maior taxa de infiltração de água. Além disso, esse sistema apresenta uma diversificação de atividades, geram redução do custo na recuperação ou renovação de pastagens em processo de degradação, prejudicam menos o meio ambiente e melhoram o desempenho animal pela presença de árvores.

A espécie florestal deve ser escolhida de acordo com o tipo de exploração que a floresta a ser implantada se destina. A importância do gênero *Eucalyptus* é atribuída devido a existência de mais de 600 espécies, das quais é possível obter produtos para diversas finalidades, sendo uma boa fonte de renda, além de ter facilidade de cultivo, adaptação a diferentes condições edafoclimáticas, rápido crescimento, e principalmente

por apresentar uma arquitetura de copa que permita a sua consorciação com outras culturas (VIANA et al., 2012).

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

Assim, o objetivo do trabalho foi avaliar a influência da aplicação de diferentes doses de ARS em dois arranjos de plantio de citriodora, linhas simples e duplas, nas propriedades químicas do solo, em uma área implantada com sistema silvipastoril.

2.1. MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado na Fazenda Bonsucesso, localizada no município de Uberlândia-MG, nas coordenadas geográficas Lat. 19°05'17"S, Long. 48°22'00"W e altitude média de 820 metros. De acordo com o sistema de classificação de Koppen, o clima da região é caracterizado como sendo do tipo tropical típico, com média de precipitação em torno de 1600 mm por ano, apresentando moderado déficit hídrico no inverno e excesso de chuvas no verão.

O sistema silvipastoril foi implantado sob uma área de cerrado, já estabelecida com pastagem de *Urochloa decumbens*, classificado como Latossolo Vermelho, segundo Embrapa (2013).

Antes da instalação do experimento, foi realizada a análise para caracterização química (Tabela 1 e 2), na profundidade de 0-20 cm. A textura do solo é composta por 31,0% de areia grossa, 48,8% de areia fina, 8,8% de silte e 11,4% de argila (EMBRAPA, 2013).

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

Prof. cm	pH H ₂ O -- mg dm ⁻³ --	P -- mg dm ⁻³ --	K -----	Al ³⁺ -----	Ca ²⁺ -----	Mg ²⁺ -----	H+Al ³⁺ cmol _c dm ⁻³ -----	SB -----	T -----	V --- % ---	m 0	M.O. g kg ⁻¹ 17
00-20	5,7	9,6	29	0,0	0,9	0,5	1,8	1,47	3,27	45	0	17

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. M.O. = Matéria Orgânica pelo Método Colorimétrico. (EMBRAPA, 2011).

TABELA 2. Teores de micronutrientes da área experimental, Uberlândia-MG, 2014.

Prof. cm	B -----	Cu -----mg dm ⁻³ -----	Fe -----	Mn -----	Zn -----
0-20	0,11	0,8	36	3,6	1,2

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). Argila: Método da pipeta (EMBRAPA, 2013).

Segundo CFSEMG (1999), de acordo com a Tabela 1, o pH é considerado bom, com acidez classificada como média. Diante dos resultados, não foi necessário realizar a correção da acidez do solo. Os teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), boro (B) e manganês (Mn) encontravam-se baixo. O magnésio (Mg), cobre (Cu) e o zinco (Zn), encontravam-se com os teores considerados médios. Já o ferro (Fe) foi classificado como adequado. A acidez potencial (H+Al³⁺), o teor de matéria orgânica (MO), soma de bases

(SB) e CTC total (T) foram classificados como baixa. Já a saturação de bases (V) foi classificada como média (CFSEMG, 1999).

Foram realizados dois arranjos espaciais de plantio das mudas de *Corymbia citriodora*, em linhas simples e linhas duplas, no mês de dezembro de 2014. O espaçamento utilizado no plantio em linhas simples foi de 2 metros entre plantas e 15 metros entre as linhas simples. Na entrelinha, manteve-se a pastagem de *Urochloa decumbens*. As parcelas constituíam de 10 metros de comprimento, contendo 5 plantas em cada linha, totalizando 5 plantas na parcela, por 3 metros de largura, com uma área de 30 m².

O espaçamento utilizado no plantio de citriodora em linhas duplas foi de 2 metros entre plantas na linha mais 3 metros entre linhas e 15 metros entre as linhas duplas. Nas entrelinhas da citriodora manteve-se a pastagem de *Urochloa decumbens*. As parcelas constituíram 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.

A adubação de plantio e cobertura para a citriodora 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 foi realizado através de capina manual, aos 60, 120 e 180 dias após o plantio, em uma faixa de 80 cm sobre a linha de plantio.

O delineamento estatístico utilizado foi o de blocos casualizados com 5 repetições. Os tratamentos foram 4 doses de água resíduária de suinocultura (ARS): 200, 400, 600 e 800 m³ ha⁻¹, e um tratamento sem a aplicação de ARS, sendo as aplicações parceladas nos meses de junho, julho e agosto de 2015.

A ARS é proveniente da suinocultura da fazenda Bonsucesso, com 6.000 suínos na fase de engorda, apresentando um volume médio de 110 m³ de ARS por dia. Os dejetos são manejados com biodigestor de manta de PVC e lagoa de estabilização, ficando armazenados por aproximadamente 20 dias. Em todas as aplicações de ARS, foram coletadas amostras para a caracterização da sua composição química (Tabela 3).

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

Determinação	Unidade	1 ^a aplicação	2 ^a aplicação	3 ^a aplicação
pH		7,00	7,4	7,4
Densidade	%	1,00	1,01	1,0
Materia orgânica	%	0,65	0,91	0,65
Carbono orgânico	%	0,36	,05	0,36
Nitrogênio (N) total	%	0,35	0,47	0,14
Relação Carbono / Nitrogênio	%	1,03	10,7	2,57
Fósforo (P ₂ O ₅) total	%	0,70	0,07	0,08
Potássio (K ₂ O) sol. em água	%	0,36	0,18	0,36
Cálcio (Ca)	%	0,54	0,58	0,68
Magnésio (Mg)	%	0,05	0,06	0,10
Enxofre (S)	%	0	0	0
Sódio (Na)	mg L ⁻¹	200,00	300,00	700,00
Cobre (Cu)	mg L ⁻¹	5,00	6,00	15,00
Zinco (Zn)	mg L ⁻¹	5,00	5,00	9,00

Após o primeiro ano de aplicação de ARS, foram coletadas três amostras de solo por parcela, na profundidade 0-20 cm para avaliar as propriedades químicas do solo. As amostras de solos foram homogeneizadas e colocadas para secar em estufa de circulação forçada de ar a 45°C durante 48h, caracterizadas como terra fina seca em estufa (TFSE), trituradas com uso de destorrador manual, passando por peneira de 2 mm de diâmetro para remover os torrões e impurezas. As análises químicas foram realizadas com base na metodologia da EMBRAPA (2011).

Após atender todas as pressuposições do ponto de vistas estatístico, foi realizada a análise conjunta dos dados, com regressão para a variável doses de ARS, e teste F para as linhas de plantio de citriodora, para a comparação da análise química do solo, utilizando o programa estatístico SISVAR® (Ferreira, 2000). Para a análise conjunta, foram selecionadas apenas as características cujos quadrados médios residuais não diferiram em mais de sete vezes de um experimento para o outro (GOMES, 1985). Para os ajustes dos modelos e confecção dos gráficos, foi utilizado o aplicativo computacional SigmaPlot 10.0 (SIGMA PLOT, 2015).

2.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.2.1. Teores de fósforo no solo

A concentração de fósforo (P) no solo diferiu apenas entre as doses de ARS aplicadas no solo (Figura 1).

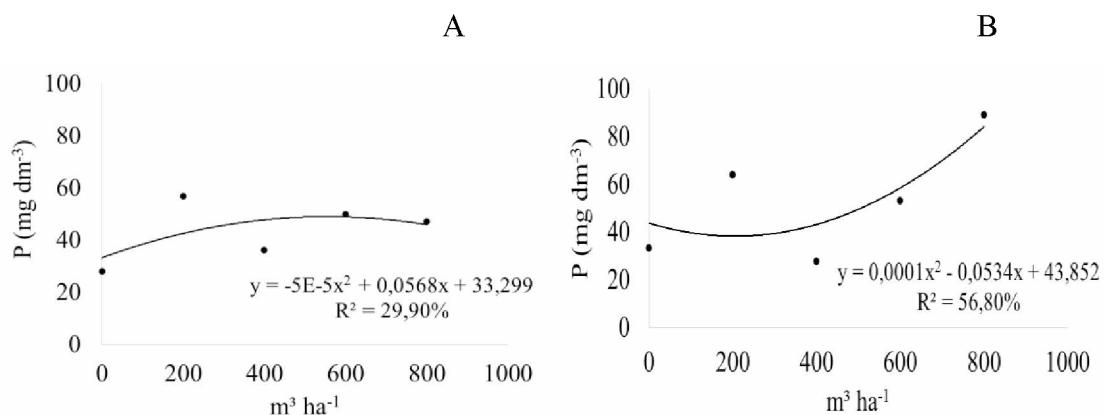


FIGURA 1: Teor de P no solo (mg dm^{-3}), no plantio realizado em linha simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.

TABELA 4. Teores de P no solo, no plantio de citriodora, realizado em linhas simples e duplas, em função das doses de ARS.

Dose $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	LS		LD
		P ----- mg dm^{-3} -----	
0		28,06	33,56
200		56,98	64,10
400		36,18	27,80
600		50,14	53,40
800		47,34	89,32
Médias		43,74 ns	53,63 ns
CV (%)		61,57	

ns: não significativo ($P > 0,05$). Refere-se a comparação entre os arranjos de plantios linhas simples (LS) e linhas duplas (LD).

Houve um comportamento irregular no teor de P com a aplicação de ARS. A concentração desse nutriente apresentou comportamento semelhante para os dois arranjos de plantio de citriodora, em linhas simples e linhas duplas, sendo observado na dose de $400 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ uma queda e depois um aumento no teor de P (Tabela 4). Vários estudos já evidenciaram o aumento de P no solo devido a aplicação de ARS. Prior (2015), verificou aumento na concentração de fósforo no solo em função do aumento da aplicação de taxas

de ARS. O mesmo comportamento foi observado por Queiroz et al. (2004), ao notarem aumento no teor de P disponível em relação à condição inicial, com a aplicação de ARS.

O P é praticamente imóvel no solo e por conta disso sempre que possível ele deve ser aplicado no sulco de semeadura (RAIJ, 1997). Por ser de baixa mobilidade no solo, a amostragem do mesmo deve ser rigorosa, afim de representar bem os teores de P e não ocorrer de coletar pontos em que este nutriente não esteja em quantidades adequadas. Essa queda na dose de $400\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$, pode ter ocorrido devido a características inerentes ao solo, que é arenoso, com baixa superfície específica e apresenta fixação de P.

O principal fator que reduz a disponibilidade do P aplicado no solo para as plantas é a sua fixação no solo pelo fenômeno da adsorção. Os níveis críticos no solo variam em conformidade com a capacidade tampão de fosfato do solo ou seu teor de argila. Isso é particularmente verdadeiro quando se usa extratores de P sensível a capacidade tampão de fosfato do solo, como o Mehlich-1 (ALVAREZ et al., 1999).

Segundo Brito Neto (2011), a determinação do teor de P disponível no solo está entre as principais análises químicas utilizadas para avaliação da fertilidade do solo e recomendação de adubação. A avaliação da disponibilidade de P em um solo é complexa, porque a disponibilidade desse nutriente é resultante da ação integrada dos fatores como: intensidade (I), quantidade (Q) e capacidade tampão (CT) desse nutriente no solo. O teor de P indicado nas análises químicas de solo realizadas na maioria dos laboratórios de rotina do país, fornece uma ideia apenas do valor Q, de modo que para a correta interpretação da capacidade de suprimento de P para as plantas faz-se necessário o conhecimento do CT do solo, que pode ser estimado a partir de características do solo que se correlacionam com o CT, como teor de argila e P remanescente.

2.2.2. Teores de potássio, sódio e K/T no solo

O teor de potássio (K) antes da aplicação dos tratamentos foi considerado baixo e após a aplicação da ARS, independente da dose aplicada, o teor passou a ser classificado como muito bom, segundo CFSEMG (1999). Não houve interação entre doses de ARS e o tipo de arranjo adotado na área (Tabela 5), ocorrendo apenas significância para as doses de ARS, onde foi aplicado o teste de regressão (Figura 3).

TABELA 5. Médias dos teores de K, relação potássio com a CTC a pH (7) (K/T) e teores de Na do solo, sob dois arranjos de plantio de citriodora, linha simples e linhas duplas, com aplicação de diferentes doses de ARS.

Dose $m^3 ha^{-1}$	LS		LD		LS		LD	
			K		K/T		Na	
		$mg dm^{-3}$		$mg dm^{-3}$	%		$mg dm^{-3}$	
0	71,4		63,6		6,0 a	4,8 a	64,0	82,0
200	121,2		121,2		6,2 a	8,7 a	196,0	288,0
400	148,6		168,8		8,4 b	13,8 a	298,0	342,0
600	163,0		194,2		8,3 b	17,1 a	364,0	476,0
800	142,2		172,8		7,5 b	11,6 a	340,0	396,0
Médias	129,3 ns		144,1 ns		7,3	11,2	252,4 a	317,0 b
CV (%)		21,45			23,13		25,69	

(*) Valores seguidos por letras minúsculas na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras minúsculas refere-se a comparação entre os arranjos de plantios linhas simples (LS) e linhas duplas (LD). ns: não significativo ($P > 0,05$).

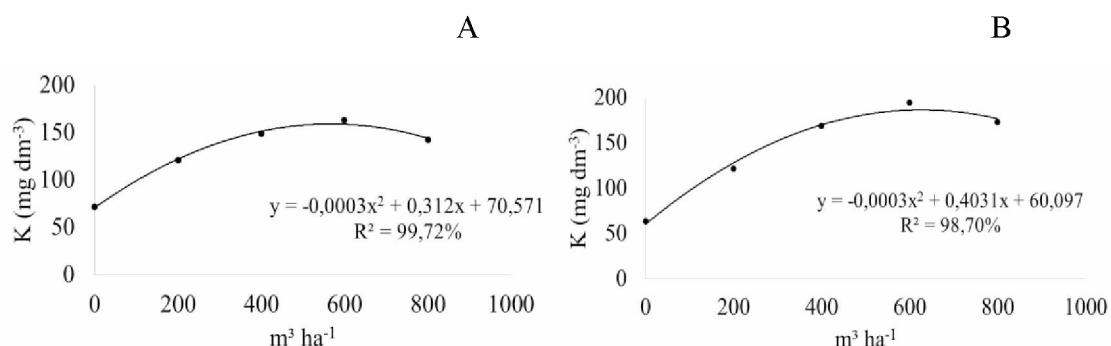


FIGURA 2: Teor de K no solo ($mg dm^{-3}$), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.

O teor máximo de K no solo, no plantio em linhas simples de citriodora (A), foi de $151,7 mg dm^{-3}$ na dose de $520 m^3 ha^{-1}$, verificando um aumento de 113,7% a mais que o tratamento em que não houve aplicação de ARS. Para o plantio em linhas duplas, o

máximo teor encontrado de K foi de 195,52 mg dm⁻³, na dose de 671,83 m³ ha⁻¹, representando um aumento de 207,42% a mais que o tratamento sem aplicação de ARS.

Grande parte do K contido na alimentação dos suínos, é excretado pelos animais. A eficiência média na utilização dos nutrientes pelos suínos é de 29% para o nitrogênio (N) e fósforo (P), e 6% para o K. São excretados pelos animais 50 a 80% do Ca e P, e 70 a 95% do K, Na, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe, fornecidos pela ração (BERTONCINI, 2011).

Na maior dose aplicada de ARS (800 m³ ha⁻¹) no plantio de citriodora em linhas simples e duplas, houve uma redução no teor de K de 13,4% e 35,72%, respectivamente. A ARS é uma fonte líquida de nutrientes, porém ela pode causar lixiviação desses para camadas mais profundas ou até mesmo escorrimento superficial no solo, principalmente se a capacidade de infiltração estiver baixa e o volume de líquido for alto. O volume de líquido aplicado de 800 m³ ha⁻¹, pode ser considerado alto, o que pode ter ocasionado a lixiviação do K.

A disponibilidade de K, assim como a capacidade de suprimento desse nutriente pelo solo, depende da presença de minerais primários e secundários, da aplicação de fertilizantes e da CTC do solo, além da ciclagem do nutriente pelas plantas. Em outras palavras, a disponibilidade depende das formas de K presentes e da quantidade armazenada em cada uma dessas formas, o que contribui na movimentação e dinâmica do K no perfil do solo (WERLE et al., 2008). O K é facilmente lixiviado, principalmente em solos arenosos. Neste estudo, o solo se caracteriza como arenoso (11% de argila), favorecendo a lixiviação deste cátion.

Resultados semelhantes foram encontrados por Homem et al. (2014), onde os valores de K trocável do solo apresentaram diferença estatística na camada de 0 – 20 cm, observando um aumento no teor do mesmo ao longo das aplicações de quatro doses de ARS (0; 50; 100 e 150 m³ ha⁻¹).

Para a relação de K com a com a capacidade de troca catiônica em pH 7,0 (T), K/T, houve significância para a interação doses de ARS e o tipo de arranjo de citriodora (Tabela 5 e Figura 3).

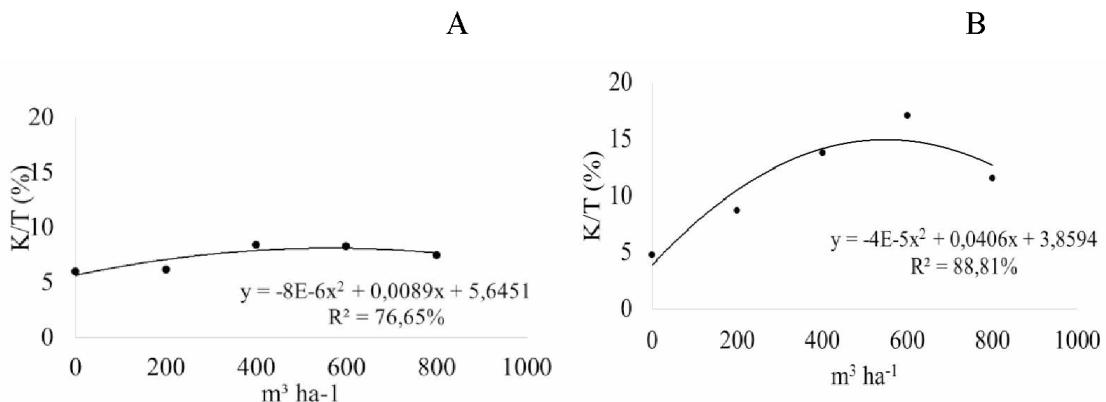


FIGURA 3: Relação de K com a capacidade de troca catiônica a pH (7) no solo (%), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.

A relação ideal de K/T para a maioria das culturas é de 5%, ou seja, 5% das cargas da CTC a pH 7 do solo estão ocupadas por K. Verifica-se neste trabalho, que em ambos os arranjos de plantio, após a aplicação de ARS, para todas as doses aplicadas, essa relação está acima do nível recomendado, como na dose de 600 m³ ha⁻¹, no plantio em linhas duplas, encontrou uma relação K/T de 17,12%, mostrando que os teores de K estão elevados no solo, podendo impedir ou inibir a retenção de cátions como Ca e Mg. No plantio em linhas duplas, observou-se uma maior relação K/T que no plantio em linhas simples, devido a maior concentração desse nutriente na linha dupla, como explicado anteriormente.

Houve diferença entre as doses de ARS e o tipo de plantio de citriodora para os teores de sódio (Na) no solo (Tabela 5 e Figura 4).

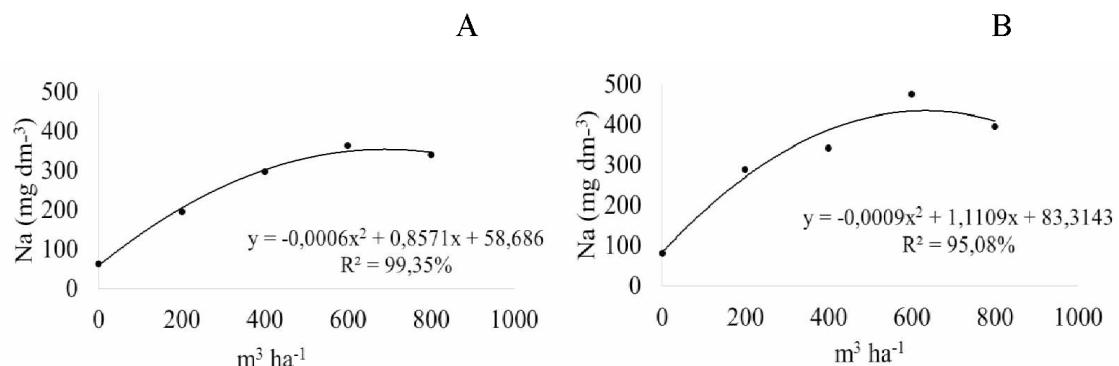


FIGURA 4: Teor de Na no solo (mg dm⁻³), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.

Verificou-se um aumento na concentração de Na no solo nos plantios em linhas simples e duplas, à medida que se aumentaram as doses de ARS. Em geral, as concentrações de Na são elevadas após a aplicação de ARS, principalmente nas camadas superficiais. Altas concentrações de Na na solução do solo, em comparação com as de Ca e de Mg, podem causar deterioração da estrutura do solo pela dispersão dos coloides e com isso, causar o entupimento dos macroporos, causando uma redução da infiltração de água e dos gases (HOMEM et al., 2014).

Outro problema decorrente da aplicação de ARS é a capacidade de ocasionar salinização do solo, devido a presença de Na (OLIVEIRA et al, 2000). Os impactos causados nas propriedades do solo pelo Na vão depender muito da quantidade e da frequência em que se aplica ARS. Esse nutriente, por ser monovalente e ter grande raio hidratado, tem baixa afinidade pelas cargas negativas do solo. Dessa forma, o Na presente na solução do solo pode ser lixiviado rapidamente para as camadas subsuperficiais, desde que haja fluxo descendente de água, podendo causar a salinização do solo (ALMEIDA et al., 2008).

Na maior dose aplicada de ARS, $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, para ambos os tipos de plantio do citriodora, houve um decréscimo nos teores de Na no solo. A causa para essa queda pode ter sido ocasionada pela lixiviação desse cátion para camadas mais profundas devido ao alto volume de líquido aplicado.

Quando comparado o teor de Na no solo, entre as duas formas de plantio, as linhas duplas apresentaram maiores concentrações desse nutriente. O fato de encontrar maior teor de Na no plantio em linhas duplas em relação as linhas simples, pode estar relacionado a maior vegetação de *Urochloa decumbens*, retendo mais a ARS, aumentando a absorção pelo solo.

O Na está presente em grandes quantidades na ARS, pois o NaCl (Cloreto de sódio) é adicionado nas rações como palatabilizante, e consequentemente é eliminado nos dejetos. A aplicação de ARS no solo pode causar a salinização do solo, interferindo na condutividade elétrica, relação de absorção de nutrientes pelas plantas e pode contribuir para a dispersão da argila, podendo ocasionar uma impermeabilização do solo (MEURER et al., 2012). Nas plantas, o Na em excesso prejudica o comportamento germinativo, vegetativo e produtivo pela ação direta sobre o potencial osmótico e íons potencialmente tóxicos (GONÇALVES et al., 2011).

Homem et al. (2014) avaliando quatro doses de ARS (0; 50; 100 e 150 m³ ha⁻¹), verificaram que a concentração de Na e o índice de saturação por sódio (ISNa) aumentaram com as aplicações da ARS no solo, nas camadas de 0 – 20 e 20 – 40 cm.

2.2.3. Componentes da acidez do solo

Acidez trocável (Al³⁺), acidez potencial (H + Al) e pH em água

O pH em água e os teores de alumínio (Al) no solo diferiram apenas entre os arranjos de plantio de citriodora, sendo que a aplicação de doses de ARS não alterou seu valor (Tabela 6). Não observou influência da aplicação da ARS e dos arranjos espaciais de plantios nos teores da acidez potencial (H + Al) no solo (Tabela 6).

TABELA 6. Médias dos teores de Al, H + Al e valores de pH do solo, no plantio de citriodora, realizado em linhas simples e duplas, em função das doses de ARS.

Dose m ³ ha ⁻¹	LS	LD	LS	LD	LS	LD
	Al	-----cmol _c dm ⁻³ -----	H + Al	-----	pH em H ₂ O	-----
0	0,20	0,37	1,48	1,56	5,06	5,12
200	0,19	0,28	1,65	1,54	4,86	5,12
400	0,12	0,16	1,78	1,38	4,66	5,32
600	0,14	0,22	1,58	1,32	5,28	5,34
800	0,10	0,18	1,62	1,38	5,14	5,34
Médias	0,15 a	0,24 b	1,62 ^{ns}	1,44 ^{ns}	5 b	5,25 a
CV (%)	72,02		22,25		7,58	

ns: não significativo ($P > 0,05$). Refere-se a comparação entre os arranjos de plantios linhas simples (LS) e linhas duplas (LD).

O valor do pH da ARS aplicada no experimento foi classificado como alcalino (Tabela 3), contribuindo para a não acidificação do solo. A acidificação do solo pode ocorrer naturalmente pela dissociação do gás carbônico ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$), que libera o íon H⁺ para a fase sólida do solo, pela adição de fertilizantes, principalmente os amoniacais e a ureia, que durante a sua transformação no solo pelos microrganismos, liberam o íon H⁺ e também pela hidrólise do Al, que ao reagir com a água do solo, ocorre a formação do hidróxido de alumínio (Al(OH)_3) e liberação do íon H⁺ ($\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Al(OH)}_3 + 3\text{H}^+$). As doses de ARS não elevaram os teores de Al e também de H + Al do solo, contribuindo para não alterar os valores do pH em água.

As diferenças de efeito sobre o pH causado por resíduos animais aplicados no solo são atribuídas às variações na sua composição (WHALEN et al., 2000). Por outro lado, a magnitude do efeito de ARS nos componentes da acidez do solo também depende do poder tampão do solo e da dose aplicada, sendo, geralmente, necessárias doses elevadas e repetidas para serem observadas mudanças significativas (CASSOL et al., 2011). A avaliação do pH em água do solo deve ser monitorado por mais tempo, a fim de que verifique a interferência da ARS no mesmo.

Um dos fatores que podem contribuir para a redução do pH, são a lixiviação de bases como K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , e a ligação do íon H^+ nos colóides do solo. Segundo Caovilla et al., (2010), altas quantidades de volume aplicado de ARS podem ser responsáveis pela lixiviação de nutrientes básicos, como o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , sendo substituídos, no complexo de troca, por elementos acidificantes, como os hidrogênio, manganês e alumínio, promovendo grau elevado de acidez. Houve um aumento nos teores de K e Mg no solo com a aplicação de ARS, e o teor de Ca não sofreu interferência com a aplicação dos tratamentos. Com isso, não ocorreram a substituição de bases como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , por H^+ e Al^{3+} nos coloides do solo, contribuindo para a não acidificação do mesmo.

Resultados obtidos neste trabalho corroboram com os de Cabral et al., (2011), que ao avaliar seis doses de ARS, 0; 150; 300; 450; 600 e 750 $m^3 ha^{-1}$, não observaram mudanças nos valores de pH no solo, na camada de 0 - 20 cm. Peles (2007) não observou variações significativas nos valores de pH do solo para diferentes doses de ARS (0, 30, 60 e 90 $m^3 ha^{-1}$).

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

Para os teores de cálcio (Ca), não houve diferença entre as doses aplicadas de ARS, havendo diferença apenas para o tipo de plantio de citriodora realizado em linhas simples e duplas (Tabela 7).

TABELA 7. Médias dos teores de Ca e Mg, relação cálcio em relação a CTC a pH (7) (Ca/T), relação magnésio em relação a CTC a pH (7) (Mg/T) e relação cálcio em relação ao magnésio (Ca:Mg) do solo, sob dois arranjos de plantio de citriodora, linhas simples e linhas duplas, com aplicação de diferentes doses de ARS.

Arranjo de plantio	Doses ($m^3 ha^{-1}$)					
	0	200	400	600	800	Média
	Ca ($cmol_c dm^{-3}$)					
LS	0,72	0,78	0,72	0,92	0,92	0,81 b
LD	1,14	1,36	1,02	0,78	1,46	1,15 a
CV (%)				30,95		
Mg ($cmol_c dm^{-3}$)						
LS	0,34 b	0,36 a	0,42 a	0,54 a	0,38 a	0,38
LD	0,56 a	0,46 a	0,30 a	0,32 b	0,50 a	0,46
CV (%)				39,38		
Ca/T (%)						
LS	24,06	16,04	16,50	18,44	19,14	18,84 b
LD	33,10	36,00	32,56	26,78	38,64	33,42 a
CV (%)				20,97		
Mg/T (%)						
LS	11,53	7,46	9,76	10,76	7,66	9,44 b
LD	16,18	12,20	9,70	10,86	12,30	12,42 a
CV (%)				31,62		
Ca/Mg (%)						
LS	0,26	2,24	1,78	1,66	3,44	2,28 b
LD	2,22	2,96	3,40	2,78	3,26	2,92 a
CV (%)				36,56		

(*) Valores seguidos por letras minúsculas na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras minúsculas refere-se a comparação entre os arranjos de plantios linhas simples (LS) e linhas duplas (LD).

De acordo com Mendonça & Rowell (1994), pequenas variações dos teores de Ca no solo podem ocorrer em função da baixa concentração do elemento Ca na ARS ou pela maior retenção de Ca pela matéria orgânica. Segundo Ceretta et al., (2003), existe a possibilidade ainda de o Ca formar compostos minerais com fosfato. A disponibilidade de nutrientes no solo pode ser afetada por várias razões de natureza química, física e biológica. Vários mecanismos estão envolvidos, como as interações iônicas, que podem ser sinérgicas, quando um íon auxilia a absorção do outro, ou antagônicas, quando um íon prejudica a absorção do outro.

A interação potássio x cálcio x magnésio é uma das mais conhecidas segundo Silva & Trevisam (2015), onde o aumento no teor de K na solução do solo causa diminuição nos teores de Ca e Mg. Os teores de K no solo (Tabela 5), nas diferentes doses de ARS, ficaram com valores bem elevados, podendo ter prejudicado a concentração de

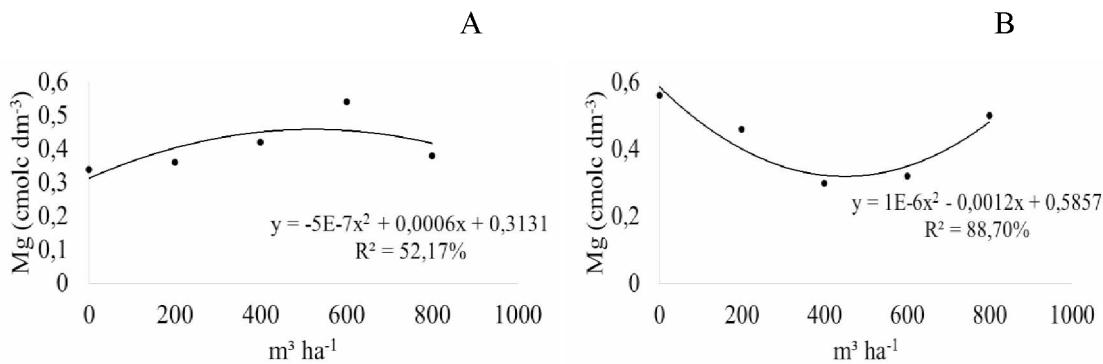
Ca. Além disso, King et al., (1985), advertem para o uso de altas taxas de aplicação de dejetos em que o Ca e o Mg podem ser deslocados dos sítios de troca pela competição de íons presentes nos dejetos, como Na^+ , K^+ e NH_4^+ , e podem ser deslocados para camadas mais profundas por lixiviação.

No plantio realizado em linhas duplas de citriodora observou-se uma maior concentração de Ca ($1,15 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) do que o encontrado na linha simples de Citriodora ($0,81 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) (Tabela 7). Esses teores são considerados baixos, segundo a classificação de CFSEMG (1999). Em ambos os tipos de plantio de Citriodora, em linhas simples e duplas, manteve-se a linha de plantio sem a presença de *Urochloa decumbens*. Porém, entre as linhas que constituíam as linhas duplas de citriodora, observou-se o crescimento da pastagem *Urochloa decumbens*, que formou uma cobertura do solo, o que pode ter contribuído para o aumento da ciclagem de nutrientes, acarretando no aumento de Ca no solo no plantio em linhas duplas em relação a linha simples.

O solo coberto por restos vegetais ou por cobertura verde evita o escoamento superficial e aumenta a infiltração, reduzindo drasticamente a erosão. Há maior manutenção da estabilidade de agregados, melhorando a estrutura do solo, evitando compactação subsuperficial. Além disso, reduz as perdas de água por evaporação, aumentando a disponibilidade de água para as plantas, a atividade biológica e a manutenção da matéria orgânica do solo (SILVA et al., 2011).

O conteúdo de Ca no solo é função do material de origem do mesmo (rocha), sendo influenciado pela sua textura, teor de matéria orgânica e pela remoção das culturas. Os solos tropicais possuem capacidade de troca catiônica (CTC), soma de bases e retenção de Ca muito dependentes da quantidade de matéria orgânica. Prado et al., (2016), avaliando o pH, matéria orgânica e os atributos químicos nas camadas de 0 a 20 cm e de 80 a 100 cm, em locais sob vegetação original (cerrado) e em locais de exploração agrícola por período superior a 20 anos, próximos às áreas de cerrado, observaram que houve redução do teor de matéria orgânica do solo nas áreas de cultivo comparadas às áreas de cerrado, enquanto as bases, especialmente o Ca, aumentou devido à interferência antrópica na camada superficial.

Houve interação entre as doses aplicadas de ARS e o arranjo de plantio em linhas simples e duplas de citriodora para o magnésio (Mg) (Figura 5 e Tabela 7).



Para o plantio em linhas simples, o teor de Mg no solo aumentou à medida em que se aumentaram as doses até $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. O teor máximo encontrado foi de $0,54 \text{ cmolc dm}^{-3}$ na dose $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, tendo um aumento de 58% comparado a não aplicação de ARS. Aproximadamente 70 a 95% do Mg encontrado na ração dos suínos são excretados pelas fezes (BERTONCINI, 2011), podendo conferir alto valor desse nutriente na ARS, consequente aumentando o seu teor quando aplicado ao solo.

Houve um decréscimo no teor de Mg quando houve a aplicação de $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Tal fato pode estar relacionado com a lixiviação, pois o Mg é facilmente lixiviado em pluviosidade abundante, ou pode ter ocorrido escoamento superficial do solo, devido ao alto volume de líquido aplicado.

Avaliando o teor de Mg no plantio de citriodora em linhas duplas, verificou-se uma maior concentração desse nutriente na ausência de ARS, com $0,56 \text{ cmolc dm}^{-3}$. Com o crescente aumento da dose de ARS, o teor de Mg foi diminuindo, chegando a $0,22 \text{ cmolc dm}^{-3}$ na dose de $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Essa queda no teor de Mg com o aumento da dose, pode estar vinculada a interação existente entre o Mg com o K. Segundo Silva & Trevisam (2015), quando se tem elevados teores de K no solo, pode ocorrer uma menor disponibilidade de Mg, pela interação antagônica que ocorre entre eles, podendo ter contribuído para esse resultado. Esse comportamento não foi observado no plantio realizado em linhas simples, onde na medida em que se aplicaram as doses de ARS, o teor de Mg aumentou no solo. Observando a tabela 5, mesmo não apresentando resultados significativos para os arranjos de plantio de citriodora, os teores de K são mais altos no solo em que foi realizado o plantio em linhas duplas, contribuindo para uma maior interação com Mg.

O comportamento no teor de Mg no solo no plantio em linhas simples diferiu ao arranjo em linhas duplas apenas para a ausência de ARS e para a dose de 600 m³ ha⁻¹. Na dose de 600 m³ ha⁻¹, o teor de Mg no solo foi mais alto no plantio realizado em linhas simples (0,54 cmol_c dm⁻³), enquanto o menor valor foi encontrado no plantio em linhas duplas (0,32 cmol_c dm⁻³). Tal fato pode estar relacionado a maior presença de pastagem na linha dupla, causando uma maior retenção de ARS entre as linhas duplas, aumentando o teor de K, inibindo a concentração de Mg.

Os valores entre a relação de Ca e Mg com a capacidade de troca catiônica em pH 7,0 (T), Ca/T e Mg/T, apresentaram valores significativos apenas para os tipos de plantio em linhas simples e duplas de citriodora, sendo que as doses não influenciaram no seu valor. No plantio realizado em linhas duplas, houve maior valor da relação Ca/T (33,42%), enquanto no plantio em linhas simples apresentaram menor valor (18,84%). Para a relação Mg/T, o plantio realizado em linhas duplas apresentou maior valor (12,42 %), enquanto que para as linhas simples, apresentaram o menor valor (9,44%). Os valores das relações de Ca/T e Mg/T, para o plantio em linhas duplas, estão bem próximos do que são recomendados para o solo, segundo Ribeiro et al., (1999). Segundo estes autores, 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 essas relações é bastante importante, uma vez que esses nutrientes disputam os mesmos pontos de troca da CTC. Assim, o excesso de um pode levar a deficiência induzida dos outros. Uma relação considerada adequada para a maioria das culturas são de 45% de Ca/T e 15% de Mg/T.

A relação Ca/Mg diferiu no solo apenas para os tipos de arranjos, sendo que no plantio em linhas duplas o valor foi de 2,92 e na linha simples de 2,28. A relação ideal para a maioria das culturas é a de 3:1 a 4:1, segundo CFESEMG (1999). No presente trabalho, as relações encontradas para ambas os arranjos de plantio de citriodora no solo, se encontram abaixo do nível recomendado.

2.2.4. Teores de cobre e zinco no solo

Os teores de Cu no solo diferiram apenas para as doses de ARS, onde foram aplicados os testes de regressão (Tabela 8 e Figura 6).

TABELA 8. Média dos teores de Cu e Zn do solo, sob dois arranjos de plantio de citriodora, linhas simples e linhas duplas, com aplicação de cinco diferentes doses de ARS.

Dose $m^3 ha^{-1}$	LS	LD	LS	LD
	Cu	$mg dm^{-3}$	Zn	
0	0,84	1,22	1,76	1,94
200	2,08	1,92	2,10	2,58
400	3,02	3,30	2,94	3,72
600	4,24	4,52	3,80	4,48
800	5,02	2,52	2,02	4,34
Médias	3,04 ns	2,70 ns	2,52 a	3,41 b
CV (%)		49,24		48,37

(*) Valores seguidos por letras minúsculas na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras minúsculas refere-se a comparação entre os arranjos de plantios linhas simples (LS) e linhas duplas (LD). ns: não significativo ($P > 0,05$).

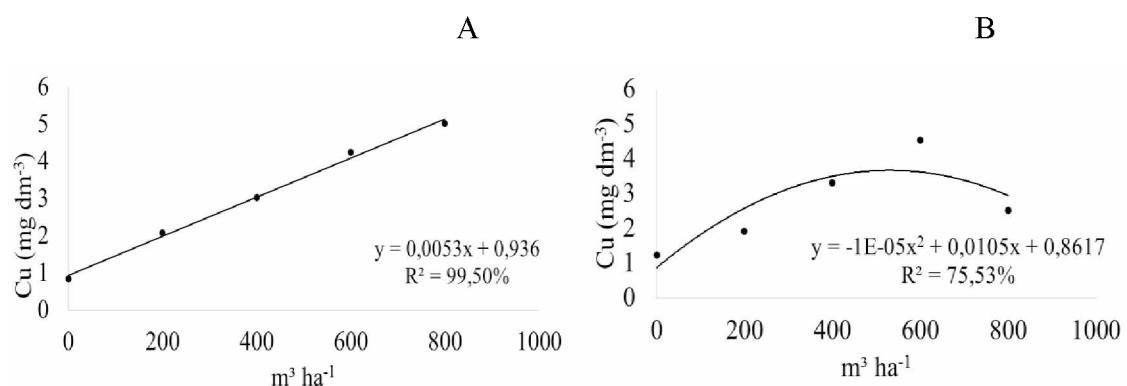


FIGURA 6: Teor de Cu no solo ($mg dm^{-3}$), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.

Observa-se que para o plantio em linha dupla, a maior concentração de Cu foi de $3,62 mg dm^{-3}$, na dose de $525 m^3 ha^{-1}$. Esse valor, segundo CFSEMG (1999), está bem acima do valor considerado alto, que é $1,8 mg dm^{-3}$. O Cu está presente nas rações, e aproximadamente 70 a 95% é excretado, sem ser digerido pelo animal (PERDOMO; CAZZARÉ, 2001). Vários trabalhos relatam o aumento de Cu no solo após a aplicação de ARS, principalmente nas camadas superficiais, sendo um indicativo para mostrar a qualidade do solo em que se aplicam ARS.

Silva & Mendonça (2007) afirmaram que dentre os metais pesados, o Cu é um dos menos móveis no solo devido sua forte adsorção nos coloides orgânicos e inorgânicos. Girotto (2007), após sete anos de aplicação de ARS, observou aumento dos teores de Cu e Zn no solo e movimentação desses em seu perfil.

Quando se aplicou a maior dose de ARS, observou-se que houve uma queda na concentração de Cu no solo. O mesmo comportamento não foi observado no teor de Cu no plantio em linhas duplas. Acredita-se que a pastagem entre as linhas duplas de citriodora foi capaz de reter mais ARS.

Para o plantio em linha simples de citriodora, observou-se que o aumento de Cu ocorreu de forma linear, sendo que na medida em que aumentaram as doses de ARS, aumentou sua concentração no solo. Prior et al., (2015), aplicando cinco doses de ARS (0; 112,5; 225; 337,5 e 450 m³ ha⁻¹) na cultura milho, constataram aumento na concentração de Cu no solo, à medida em que se aumentaram as doses.

O cobre é um elemento essencial para as plantas, pois participa do metabolismo de carboidratos, do nitrogênio, da síntese de lignina e de clorofila (MARSCHNER, 1995; FILHO, 2005). Porém, esse nutrientes em quantidades elevadas, pode se tornar tóxico para as plantas. Entretanto, a maioria das plantas manifesta sintomas de toxidez como necrose e redução no crescimento do sistema radicular (SOARES et al., 2000), necrose das folhas, desfolhamento precoce e diminuição do crescimento aéreo da planta.

Não houve interação entre as doses de ARS com o tipo de plantio para o teor de Zn no solo, havendo apenas diferenças significativas para as doses e para linhas (Tabela 8 e Figura 7).

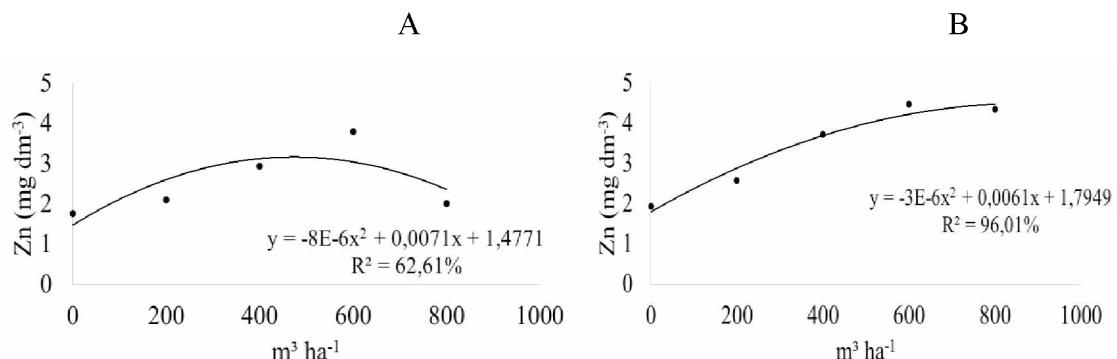


FIGURA 7: Teor de Zn no solo (mg dm⁻³), no plantio realizado em linhas simples (A) e em linhas duplas (B) de citriodora, em função das doses de ARS.

Com o aumento das doses de ARS na linha simples e dupla, houve um aumento no teor de Zn. Os teores observados na tabela 8, para as linhas simples e duplas, na ausência de ARS, foram classificados como bom (1,6 – 2,2 mg dm⁻³). Após a aplicação de ARS, os teores foram classificados bom (1,6 a 2,2 mg dm⁻³) a alto (> 2,2 mg dm⁻³) (CFSEMG, 1999). Assim como o Cu, o Zn também está presente na ração dos suínos, e

70 a 95% também é excretado pelas fezes e urina. Este nutriente é considerado um metal pesado, e seu acúmulo no solo pode causar toxidez para as plantas. Vários trabalhos já evidenciaram o aumento de Zn pela aplicação de ARS. Com a aplicação de ARS, verificou que os teores passaram de bom para muito alto, segundo a classificação de CFSEMG (1999). Isso comprova a capacidade da ARS em aumentar os níveis de Zn no solo.

Smanhotto et al., (2010), avaliando quatro doses de ARS (0; 100; 200 e 300 m³ ha⁻¹), verificaram aumento no teor de Zn com o aumento da dosagem, onde na maior dose aplicada houve o maior acúmulo de Zn. Comportamento semelhante foi observado por Bertol (2005) que, com a aplicação de 60 m³ ha⁻¹ de ARS, verificou concentração de zinco 26 vezes maior em relação à parcela-testemunha e à adubação mineral. Freitas et al., (2005) também verificaram incrementos na concentração de zinco no solo com a aplicação de ARS.

Em ambos os plantios, na dose de 800 m³ ha⁻¹, verificou redução nos teores de Zn. Acredita-se que o alto volume de líquido aplicado interferiu diretamente para esses resultados. A concentração nas linhas duplas foi maior com relação a linha simples para o teor de Zn.

O Zn é um micronutriente essencial para as plantas por ser um componente estrutural de muitas proteínas, além de ser particularmente indispensável para seu crescimento (LI et al., 2002). A deficiência de Zn pode reduzir a produtividade de grãos e debilitar a resistência a doenças, diminuir a qualidade nutricional, causar a redução drástica da síntese proteica, causar redução no crescimento, folhas pequenas e mal conformadas e clorose internerval, devido a participação do Zn na formação de clorofila (MARENCO; LOPES 2009; BROADLEY et al., 2007). Em altas concentrações, esse metal é potencialmente tóxico (LI et al., 2002). A toxidez do Zn em plantas acarreta na diminuição tanto da produção de matéria seca da parte aérea, quanto da biomassa radicular; necrose da radícula ao entrar em contato com o solo, morte da plântula e inibição do crescimento vegetal (CARNEIRO et al., 2002; LI et al., 2011).

2.2.5. Teores de matéria orgânica e carbono orgânico no solo

Não houve aumento no teor de matéria orgânica (MO) no solo com a aplicação de ARS. Houve diferença significativa apenas para as linhas de plantio de citriodora (Tabela 9).

TABELA 9. Média dos teores de matéria orgânica e carbono orgânico no solo, no plantio de citriodora, realizado em linhas simples e duplas, em função das doses de ARS.

Dose $m^3 ha^{-1}$	LS	LD	LS	LD
	MO		CO	
		dag kg ⁻¹		
0	3,40	2,30	2,01	1,33
200	3,54	2,14	2,05	1,24
400	3,38	2,46	1,96	1,43
600	3,70	2,46	2,14	1,43
800	3,12	2,24	1,81	1,30
Médias	3,44 a	2,32 b	1,99 a	1,34 b
CV (%)	13,60		13,64	

(*) Valores seguidos por letras minúsculas na linha, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras minúsculas refere-se a comparação entre os arranjos de plantios linhas simples (LS) e linhas duplas (LD).

As diferentes doses não aumentaram o teor de matéria orgânica do solo (Tabela 9), diversos fatores podem ter contribuído para este resultado destacando-se o baixo teor de MO encontrado na ARS. Na ausência de ARS, o solo já possuía teores considerados médios de MO, segundo CFSEMG (1999), o que torna mais difícil sua elevação. Em solos degradados, a aplicação de ARS promove um incremento nos teores de MO que pode ser observado mais rapidamente. Scherer et al., (2010) realizaram estudos nos quais a aplicação de ARS também não aumentaram os teores de MO do solo. Resultados semelhantes foram encontrados por Caovilla et al., (2010), que não encontraram aumento no teor de MO com a aplicação de ARS. Segundo Cunha (2009), o incremento de MO deve-se mais ao aumento de deposição no solo de massa seca, parte aérea e de raízes dos cultivos, do que ao próprio teor de MO da ARS.

Assmann et al., (2006) não observaram aumento no teor de MO com a aplicação de ARS. De acordo com os autores, devem ser consideradas características intrínsecas do esterco utilizado, em que a qualidade dos compostos orgânicos pode determinar maior ou menor acúmulo de MO no solo, uma vez que dependendo do tratamento utilizado, tem-se redução da concentração de MO. Provavelmente, antes da instalação do experimento,

a MO se encontrava em equilíbrio, e após a aplicação de ARS, aumentou a microbiota do solo, causando um desequilíbrio, não elevando os teores no solo.

O menor teor de MO no solo, no plantio em linha dupla, pode ter ocorrido devido as características inerentes ao solo, pelo maior aporte de restos culturais da vegetação e sistema radicular do citriodora e da pastagem *Urochloa*, podem ter causado um desequilíbrio, reduzindo seu valor.

Não houve aumento no teor de carbono orgânico (CO) no solo com a aplicação de ARS. Houve diferença apenas para as linhas de plantio de citriodora (Tabela 9). Scherer et al., (2010), com aplicações sucessivas de dejetos de suínos entre 15 a 25 anos em sistema plantio direto, demonstraram que o teor de CO aumentou no solo. Entre os efeitos da aplicação de ARS, destaca-se a possibilidade de aumentar a MO e CO do solo ao longo dos anos, mas devido ao pouco tempo de aplicação de ARS na área, não foi suficiente para aumento dos teores de MO e CO. Diversos estudos mostraram que a fertilização com dejetos de animais é mais eficiente para aumentar os teores de CO do que o fertilizante mineral (YANG et al., 2005; BLAIR et al., 1995). Aplicações mais frequentes de ARS no solo, ao longo dos anos, pode elevar a concentração de MO e CO no solo.

2.3. CONCLUSÕES

O plantio realizado em linha dupla proporciona maiores teores de nutrientes no solo, sob aplicação de ARS.

A água residuária de suinocultura aumentou os teores de magnésio, potássio, fósforo, sódio e metais pesados, como o cobre e o zinco no solo.

Não observou o aumento nos valores de pH do solo com a aplicação de ARS.

A dose de 200 m³ ha⁻¹ de água residuária de suinocultura proporciona níveis adequados para a maioria dos nutrientes.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, M.I.; LOURENÇO, I.P.; OLIVEIRA, T.S. DE; LACERDA, N.B. 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.
- ALMEIDA, H. C.; ERNANI, P. R.; ALBUQUERQUE, J. A.; JUNIOR, J. M.; ALMEIDA, D. Influência da adição de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose na lixiviação de cátions em um solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 1775-1784, 2008.
- ALVAREZ V. V.H.; NOVAES, R. F.; BARROS, N. F.; CANTARUTTI, R. B.; LOPES, A.S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A.C.; GUIMARAES, P.T.G.; ALVAREZ V., V.H. (Ed.). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5º Aproximação**. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p. 25-32.
- ARRUDA, C. A. O.; ALVES, M. V.; MAFRA, A. L.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; SANTO, J. C. P. Aplicação de dejeto suíno e estrutura de um latossolo vermelho sob semeadura direta. **Ciência & Agrotecnologia**, Lavras, v. 34, n. 4, p. 804-809, 2010.
- ASSMANN, A. P.; SANTOS, I.; 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.1, n.1-4, p.1-778, 2006.
- 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.
- BERTONCINI, E. I. Dejetos da suinocultura – desafios para o uso agrícola. **Pesquisa & Tecnologia**, São Paulo, v. 8, n. 2, 2011.
- BLAIR, G.J.; LEFRAY, R.D.B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal Agriculture Research**, v. 46, p. 1459-1460, 1995.
- BLEY JUNIOR, C. Instalações para tratamento de dejetos. In: **CICLO DE PALESTRAS SOBRE DEJETOS DE SUÍNOS, MANEJO E UTILIZAÇÃO, DO SUDESTE GOIANO**, 1997, Rio Verde. **Anais...** Rio Verde: Fundação do Ensino Superior de Rio Verde, ESUCARV. 1997. p. 48-68.
- BOSCO; T. C.; IOST; C.; SILVA; L. N.; CARNELLOSI, C. F.; EBERT, D. C.; SCHREINER; J. S.; SAMPAIO, S. C. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola - Estudo de caso. **Irriga**, Botucatu, v.13, p.139-144, 2008.

BRITO NETO, J. F. Adsorção e disponibilidade de fósforo para o crescimento inicial de mamoneira em solos com diferentes classes texturais. 2011. 72 f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2011.

BROADLEY, M.R.; WHITE, P.J.; HAMMOND, J.P.; ZELKO, I.; LUX, A. Zinc in plants. **New Phytologist**, v. 4, n. 173, p. 677-702, 2007.

CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. L.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Impacts of pig farming wastewater on elephant grass production and on soil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.8, p.823-831, 2011.

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

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 11, p. 1629-1638, 2002.

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

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, 2003.

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.

CUNHA, J. L. **Impacto ambiental em sistema de pastagem sob aplicações de esterco líquido de suínos**. 2009. 91 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2009.

DIAS-FILHO, M. B. Os desafios da produção animal em pastagens na fronteira agrícola brasileira. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 40, p. 243-252, 2011.

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.

FERREIRA, D. F. **Análises estatísticas por meio do Sisvar para o Windows versão 4.0** In: Reunião anual da região brasileira da sociedade internacional biometria, 45.000, São Paulo. **Anais...**, São Paulo: UFSCAR, 2000. 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 resíduárias de suinocultura em solo cultivado com milho. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.13, n.2, p.95-102, 2005.

GIROTTI, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejeto líquido de suínos**. 2007. 121 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

GOMES, F.P. **Curso de estatística experimental**. 11.ed. São Paulo: Nobel, 1985. 466p.

GONÇALVES, I. V. C.; FREIRE, M. B. G. S.; SANTOS, M. A.; SOUZA, E. R.; FREIRE, F. J. Alterações químicas de um Neossolo Flúvico irrigado com águas salinas. **Revista Ciência Agronômica**, Ceará, v. 42, p. 589-596, 2011.

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

KESSLER, N. C. H.; SAMPAIO, S. C.; SORACE, M.; PRADO, N. V.; PALMA, D.; CUNHA, E.; ANDRADE, L. H. Swine wastewater associated with mineral fertilization in blackoat (*Avena sativa*) cultures: 8th production cycle. **Journal of Food, Agriculture & Environment**, Helsinki, v. 11, n. 2, p. 1437-1443, 2013.

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**, Madison, v.14, p.14-21, 1985.

LI X.; CHEN, B.; FENG, G.; CHRISTIE, P. Role of arbuscular mycorrhizal fungi in alleviation of Zn phytotoxicity and mineral nutrition of host plants. In: 17th WCSS, Thailand, 2002.

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

MARENCO, R. A.; LOPES, N. F. **Fisiologia Vegetal: Fotossíntese, respiração, relações hídricas e nutrição mineral**. Universidade Federal de Viçosa, 2009. p.267-297.

MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. London: Academic Press, 1995. 889 p.

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

MEURER, E. J.; BISSANI, C.A.; CARMONA, F.C. **Solos ácidos e solos afetados por sais**. In: MEURER, E.J. (ED.) Fundamentos de química do solo. 5 ed. Porto Alegre:EVANGRAF, 2012.

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

PELES, D. **Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejeto líquido de suínos**. 2007. 97 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

PERDOMO, C.C.; CAZZARÉ, M. Sistema Dalquim de tratamento de resíduos animais. **Comunicado Técnico, 284**. Concórdia: EMBRAPA/CNPSA, 2001.

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 ácricos do Brasil. Pedologia fácil, 2016. Disponível em:
<http://www.pedologiacom.br/artig_8.php>. Acesso em: 15 fev de 2017.

PRIOR, M.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; DIETER, J.; COSTA, M. S. S. M. Estudo da associação de água residuária de suinocultura e adubação mineral na cultura do milho e no solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.35, n.4, p.744-755, 2015.

QUEIROZ, F.M.; MATOS, A.T.; PEREIRA O.G.; OLIVEIRA, R.A. 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.

RAIJ, B. Van. Adubação fosfatada. In: RAJ, B. V.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Eds.). **Boletim técnico nº 100: Recomendação de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas. p.19- 21.1997.

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.

SCHERER, E.E.; NESI, C.N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suíños em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, p.1375-1383, 2010.

SIGMA PLOT. Sigma Plot Instrumentation Framework. 2015.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V.V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L., eds. Fertilidade do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.275-374.

SILVA, J. C.; WENDLING, B.; DE CAMARGO. R.; MENDONÇA, L. B. P.; FREITAS, M. C. M. Análise comparativa entre os sistemas de preparo do solo: aspectos técnicos e econômicos. **Enciclopédia biosfera**, Goiânia, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.7, n.12, p. 1 – 11, 2011.

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

SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O.; CARVALHO, J. G.; MOREIRA, F. M. S.; GRAZZIOTTI, P. E. Crescimento e nutrição mineral de *Eucalyptus maculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva com concentração crescente de cobre. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Campinas, v. 12, n. 3, p. 213-225, 2000.

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 resíduária 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.

VIANA, M. C. M.; ALBERNAZ, W. M.; ALVARENGA, R. C.; QUEIROZ, D. S.; SILVA, E. A.; PINTO JÚNIOR, E. S.; ALBUQUERQUE, C. J. B.; LOURENÇO, J. C. C. Integração Lavoura-Pecuária-Floresta em Propriedades Rurais. **Cartilha**. Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais, 2012.

VILELA, L.; MARTHA JR., G. B.; MARCHÃO, R. L. Integração lavoura-pecuária-floresta: alternativa para intensificação do uso da terra. **Revista UFG**, Goiânia, n. 13, p. 92-99, 2012.

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 e ambiental**, Campina Grande, 2010, v.14, n.3, p. 320-325.

YANG, C.M.; YANG, L.Z.; ZHU, O.Y. Organic carbon and its fractions in paddy soil as effected by different nutrient and water regimes. **Geoderma**, n. 124, p. 133–142. 2005.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Potassium Leaching as Affected by Soil Texture and Potassium Availability. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2297-2305, 2008.

WHALEN, J.K.; CHANG, C.; CLAYTON, G.W. et al. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.64, p 962-966, 2000.

**CAPÍTULO 2: TRANSLOCAÇÃO DE NUTRIENTES NO SOLO COM USO DE
ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM SISTEMA AGROFLORESTAL.**

RESUMO

BERNARDES, RAFAELLA FERREIRA BATISTA. Translocação de nutrientes no solo com uso de água residuária de suinocultura em sistema agroflorestal. 2017. 76f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – área de concentração em Solos) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia³.

O Brasil está entre os quatro maiores produtores e exportadores de carne suína do mundo. Com o crescente aumento da produção, aumentou também o volume de água residuária de suinocultura (ARS), que apesar de ser um agente poluidor, possui também características que possibilitam sua aplicação no solo como fertilizante, evitando o seu acúmulo na propriedade. 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 plantio das mudas de *Corymbia citriodora* foi realizado na fazenda Bonsucesso, em Uberlândia – MG, 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 são 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 estão sendo aplicados os tratamentos. Os tratamentos utilizados foram cinco doses de ARS (0; 200; 400; 600 e 800 m³ ha⁻¹) com cinco repetições. A aplicação 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. 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.

³ Comitê orientador: Regina Maria Quintão Lana – UFU (Orientadora) e José Geraldo Mageste – UFU (Coorientador).

ABSTRACT

BERNARDES, RAFAELLA FERREIRA BATISTA. Soil nutrient translocation using swine wastewater in an agroforestry system. 2017. 76f. Dissertation (Master's degree in Agronomy- Soil) – Federal University of Uberlândia.⁴

Brazil is among the world's four largest producers and exporters of pork. With the increasing production increase, also the volume of 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 planting of *Corymbia citriodora* seedlings in the farm, in Uberlândia – MG, 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. 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 contente.

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

⁴ Supervising committe: Regina Maria Quintão Lana – UFU (Supervisor) and José Geraldo Mageste – UFU (Co-supervisor).

3. 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 (BARZ et al., 2017).

Com o crescente aumento da produção de suínos, aumenta 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 nessa 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 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, como cobre (Cu) e o zinco (Zn) (VIVIAN et al., 2010). A presença desses elementos em alta concentração nos dejetos é consequência da adição desses 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 anaeróbico 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 (BARICELLO; 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 das vantagens do uso da ARS na agricultura, sua utilização contínua pode resultar em acumulação 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).

Verificar o efeito cumulativo do uso prolongado de ARS sobre as características do solo, o acúmulo de nutrientes ou perda destes por escoamento superficial ou por lixiviação, é de fundamental importância para avaliar as possibilidades de seu uso e os efeitos na qualidade ambiental.

Diante disso, a pesquisa tem a responsabilidade de indicar a recomendação da dose e concentração a serem aplicadas por hectare de ARS, buscando também avaliar possíveis impactos causados pelo seu uso no solo. Para a aplicação da ARS, pode se utilizar a fertirrigação, que é uma técnica que consiste na aplicação simultânea de água e fertilizantes ao solo por meio de sistemas de irrigação.

Estudos têm focado impactos no solo e na planta, com observações diversas pelos vários autores. Bosco et al., (2008) verificaram as alterações químicas de um Latossolo Roxo distroférrico na região oeste do Paraná, decorrentes da aplicação durante oito anos consecutivos de ARS, a uma taxa de 99 mg ha^{-1} por ano. Os resultados mostraram que a aplicação de ARS aumentou a concentração de cálcio, magnésio e fósforo no solo.

Caovilla et al., (2005), estudando a percolação de nutrientes em colunas de solo cultivado com soja e irrigado com ARS, verificaram que o nitrato, potássio e sais apresentaram alto índice de lixiviação.

Reducir os impactos ambientais e melhorar a qualidade do solo se tornou um desafio para agricultura, em busca de um modelo mais sustentável de produção. 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).

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 rala. A madeira é muito utilizada para construções,

estruturas, caixotaria, postes, dormentes, mourões, lenha e carvão. A espécie apresenta susceptibilidade à geadas e boa resistência à deficiências hídricas (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).

A utilização de ARS em áreas agrícolas reduzindo o impacto ambiental e aumentando a produtividade, é de fundamental importância para o sistema de 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.

3.1. 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 é 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 está sob pastagem de *Urochloa decumbens*.

Foi feita análise química e textura (Tabelas 10 e 11), segundo metodologia da EMBRAPA (2011), 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 está localizada as raízes de *Corymbia citriodora*, que é o componente arbóreo usado no sistema.

TABELA 10. Caracterização química do solo da área experimental, antes da aplicação da ARS, Uberlândia-MG, 2014.

Prof. cm	pH H ₂ O	P -- mg dm ⁻³ --	K	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al ³⁺ cmol _c dm ⁻³	SB	T	V --- % ---	m g kg ⁻¹	M.O.
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, 2011). M.O. = Matéria orgânica pelo Método Colorimétrico.

TABELA 11. Teores de micronutrientes e concentração de argila do solo da área experimental, antes da aplicação da ARS, Uberlândia-MG, 2014.

Prof. cm	B	Cu	Fe	Mn mg dm ⁻³	Zn	Argila --- 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 = ($\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0,0125% à quente); Cu, Fe, Mn, Zn = (DTPA 0,005 mol L⁻¹ + TEA 0,01 mol⁻¹ + CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ a pH 7,3). Argila: Método da pipeta (EMBRAPA, 2011).

De acordo com a tabela 10, analisando as três profundidades, o pH é considerado bom, com acidez classificada como média, não sendo necessário realizar a correção da acidez do solo (CFSEMG, 1999).

Segundo CFSEMG (1999), o teor de fósforo (P) e boro (B) nas três profundidades foram classificados como muito baixo, já os teores de potássio (K) e manganês (Mn) na profundidade de 0-20 cm foram classificados como baixo, enquanto que nas profundidades de 20-40 e 40-60 cm estão muito baixo. O cálcio (Ca) nas três profundidades estão com teores considerados baixos e o magnésio (Mg) e o cobre (Cu) na profundidade 0-20 cm estão com os teores considerados médio e nas demais profundidades, baixo. O zinco (Zn) na profundidade de 0-20 está com teor considerado médio, na profundidade de 20-40 cm considerado baixo e na profundidade 40-60 cm 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 cm, 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 cm, respectivamente. A acidez potencial (H^+Al^{3+}), 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 cm, 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 são 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 estão 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 resíduária de suinocultura (ARS) é 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 são 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 12).

O delineamento estatístico utilizado é 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 12. Caracterização química da água resíduária de suinocultura (ARS), de uma granja de terminação.

Determinação	Unidade	1 ^a aplicação	2 ^a aplicação	3 ^a aplicação
pH		7,00	7,4	7,4
Densidade	%	1,00	1,01	1,0
Matéria orgânica	%	0,65	0,91	0,65
Carbono orgânico	%	0,36	,05	0,36
Nitrogênio (N) total	%	0,35	0,47	0,14
Relação Carbono / Nitrogênio	%	1,03	10,7	2,57
Fósforo (P ₂ O ₅) total	%	0,70	0,07	0,08
Potássio (K ₂ O) sol. em água	%	0,36	0,18	0,36
Cálcio (Ca)	%	0,54	0,58	0,68
Magnésio (Mg)	%	0,05	0,06	0,10
Enxofre (S)	%	0	0	0
Sódio (Na)	mg L ⁻¹	200,00	300,00	700,00
Cobre (Cu)	mg L ⁻¹	5,00	6,00	15,00
Zinco (Zn)	mg L ⁻¹	5,00	5,00	9,00

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, 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).

3.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.2.1. Teores de potássio, fósforo 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 13 e Figura 8).

TABELA 13. Teores de K (mg dm^{-3}) e valores e 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	
¹ D=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.

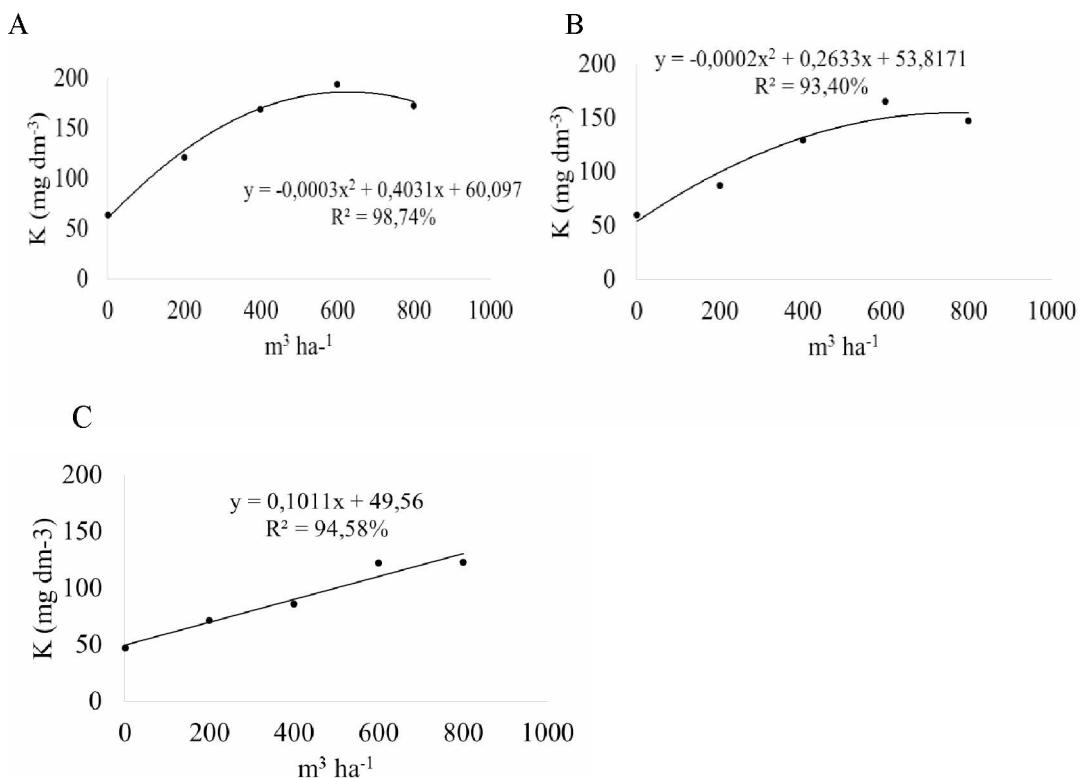


FIGURA 8: Teores de K no solo (mg dm^{-3}), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

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 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, foram classificados como médio. Os menores valores encontrados nos teores de K na profundidade de 0 – 20 cm e 20 – 40 cm, na dose de $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, podem estar relacionados ao maior volume de líquido aplicado, causando a lixiviação deste nutriente para as camadas superiores 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. Essa 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 desse nutriente. Como o K apresenta apenas uma carga de valência (K^+), é pouco adsorvido nos coloides 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 estercos estão 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, retendo 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 13 e Figura 9).

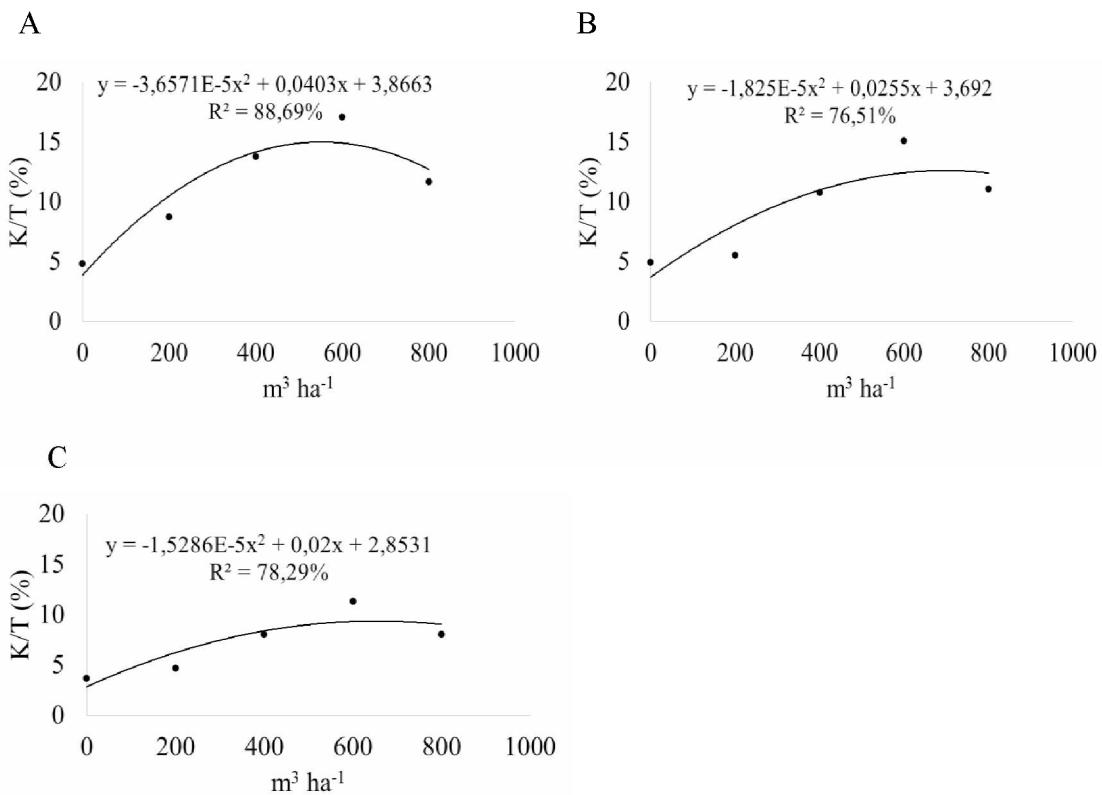


FIGURA 9: Valores da relação K/T no solo (%), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

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. Esse resultado era esperado, uma vez que houve uma menor concentração de K para essa dose, nas três profundidades. Entre as profundidades, observou uma menor relação para a camada de 40 – 60 cm, devido 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 16, valores próximos a 5% foram encontrados somente aonde não houve aplicação de ARS, sendo que para as demais doses, a relação ultrapassou esse valor, sendo considerado alto, ou seja, grande parte da CTC do solo está ocupada com cargas de K.

A concentração de fósforo (P) no solo diferiu entre as doses de ARS aplicadas no solo e entre as profundidades (Tabela 14 e Figura 10).

TABELA 14. Teores de P (mg dm^{-3}) e S (mg dm^{-3}) em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.

Dose ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	P			S - SO_4^{2-}		
	Profundidade (cm)			0 - 20	20 - 40	40 - 60
0	33,56	69,96	22,40	9,60	28,40	24,20
200	64,10	62,06	30,06	19,80	30,80	25,40
400	27,80	67,04	19,44	8,60	20,00	21,60
600	53,40	91,24	32,36	11,60	32,20	26,00
800	89,32	103,94	37,82	16,20	24,20	17,60
Média	53,64 B	78,85 A	28,42 C	13,16 B	27,12 A	22,96 A
CV 1 %		57,05			69,18	
CV 2 %		43,59			45,35	
¹ D=K-S		0,200			0,200	
F lev		0,000			0,002	
F adit		0,853			0,064	

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, todos a 0,01 de significância.

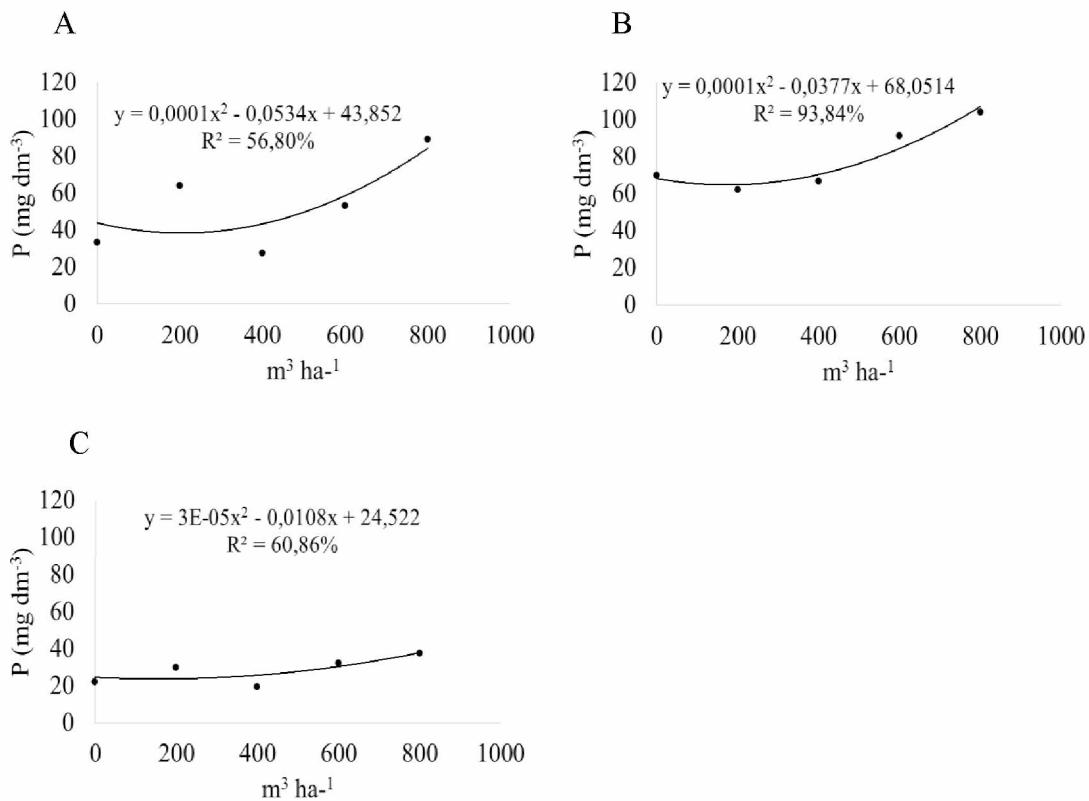


FIGURA 10: Teores de P no solo ($mg dm^{-3}$), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

Para a profundidade de 0 – 20 cm e 40 – 60 cm, observou-se um comportamento irregular do P, onde houve um aumento nos teores desse nutriente na dose de 200 e 800 $m^3 ha^{-1}$ e uma queda nas doses de 400 e 600 $m^3 ha^{-1}$. Para a profundidade de 20 – 40 cm, houve um aumento dos teores de P, com o aumento da dose, de forma linear, apresentando a média geral superior às de 0 – 20 cm e 40 – 60 cm. Ceretta et al., (2003) verificaram que o teor de P disponível no solo aumentou consideravelmente com a aplicação da ARS ao longo do tempo. Os autores observaram que aos 8,3 meses de aplicação de ARS, o aumento na quantidade de P disponível na camada 0-10 cm foi de 242% e 580% com aplicação de 20 e 40 $m^3 ha^{-1}$, respectivamente. Hountin et al., (2000) também observaram incrementos de 16, 26, 33 e 50% em todas as formas de P até a profundidade de 1 m após aplicação de 30, 60, 90 e 120 $m^3 ha^{-1}$ de ARS, após 14 anos, respectivamente. Dobinski et al., (2007) verificaram aumento gradativo de P nas camadas mais superficiais do perfil, aplicando cinco doses de ARS (50, 100, 150 e 200 $m^3 ha^{-1}$), observando que a partir da testemunha esta quantidade foi aumentando linearmente.

Esses valores irregulares encontrados no presente estudo podem ser características do próprio solo, pois observa-se que nas doses de 200 e 800 $m^3 ha^{-1}$, houve um aumento

no teor com a aplicação de ARS. O P contido nos estercos difunde-se mais rápido no solo que o contido nos fertilizantes comerciais, pois a matéria orgânica do esterco favorece a solubilização dos fosfatos, ocorrendo principalmente em solos arenosos (OLIVEIRA, 1993).

Os teores de enxofre (S) no solo variaram em função somente das profundidades, não ocorrendo interferência das doses de ARS (Tabela 14). Observou-se na tabela 17 que o teor de S no solo foi maior nas profundidades de 20 – 40 cm e 40 – 60 cm, com 27,12 mg dm⁻³ e 22,96 mg dm⁻³, respectivamente. Já na profundidade 0 – 20 cm, o teor foi de 13,16 mg dm⁻³, sendo inferior as demais. Essa diferença no teor de S na camada superficial do solo ocorreram devido a características inerentes ao solo, principalmente ao teor de MO do mesmo.

No solo, o S é encontrado predominantemente na forma orgânica. Assim, a capacidade do solo em suprir a demanda da planta pelo nutriente está estreitamente relacionada ao teor de MO e sua mineralização, que, gradualmente, disponibilizará o S na forma de sulfato para a solução do solo, o qual poderá ser absorvido pelas plantas. A energia de ligação do sulfato ao solo é fraca quando comparada, por exemplo, à do íon fosfato (TIECHER et al., 2007). Esse processo potencializa sua percolação no perfil do solo, especialmente em solos de textura arenosa (OSÓRIO FILHO et al., 2007).

Analizando a tabela 19, observa-se que na camada de 0 - 20 cm contém mais MO que as demais camadas, que pode ter liberado S para o solo e este pode ter sido lixiviado para as camadas de 20 – 40 cm e 40 – 60 cm. Essas camadas mais profundas com menor teor de MO, apresentaram maior teor de S.

3.2.2. Componentes da acidez do solo

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

Os teores de alumínio (Al), acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$) e os valores de pH em água do solo, não variaram em função das doses de ARS e da profundidade (Tabela 15).

TABELA 15. Teores de Al^{3+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), $\text{H} + \text{Al}$ ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e pH em água em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.

Dose ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Al^{3+}			$\text{H} + \text{Al}$			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 acidez ou pH do solo é a concentração de íons H^+ presente na solução do mesmo e é considerado um dos indicadores de sua fertilidade. A faixa de pH ideal dos solos para a agricultura é entre 5,5 e 6,5. Mudanças no pH ocorrem quando reduzem 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 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) 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 13 que à medida em que se aplicam as doses de ARS, o teor de Al diminui 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 dejeto 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).

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 16).

TABELA 16. 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.

A ARS utilizada neste experimento, mesmo contendo Ca em sua composição, não elevou os teores no solo em diferentes profundidades. Isso pode ser explicado devido ter ocorrido uma aplicação de ARS, sendo necessário novas aplicações para verificar um possível aumento de Ca no solo. Como o Ca 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). A mobilidade do Ca no solo é bastante limitada, consequentemente, 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. Segundo Silva & Trevisam (2015), altos teores de K podem 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.

Os teores de Mg no solo foram influenciados apenas pelas doses de ARS, não sendo observado diferença nas diferentes profundidades (Tabela 16 e Figura 11).

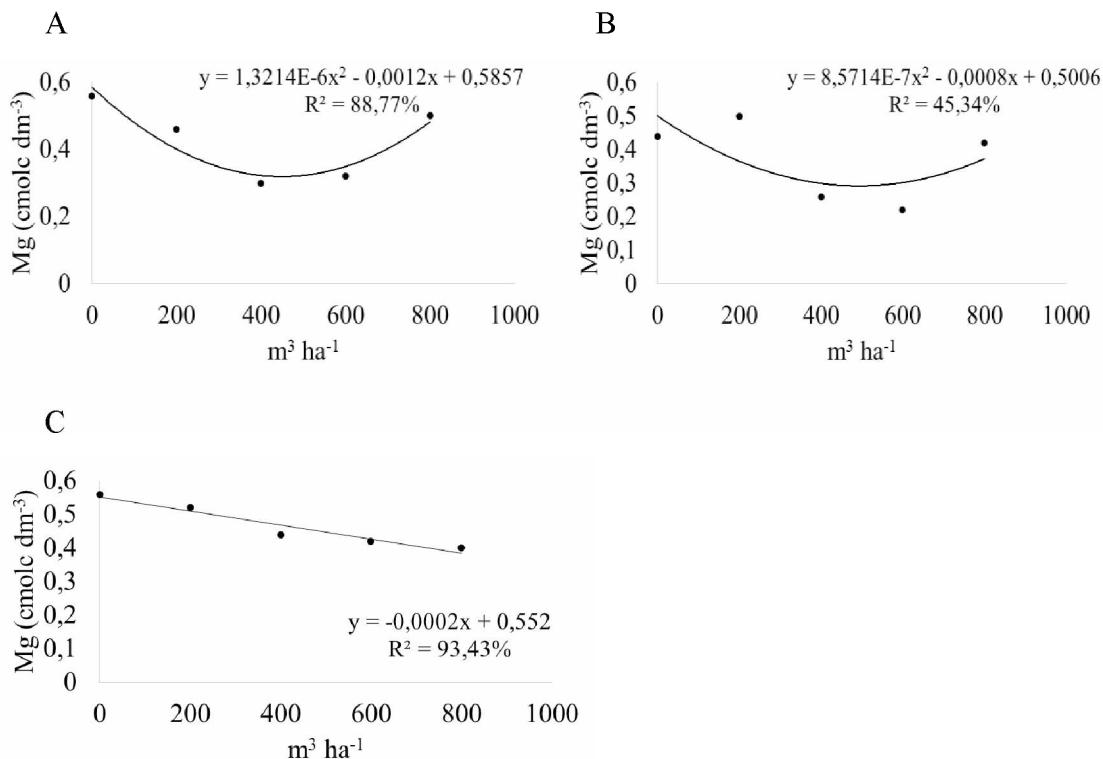


FIGURA 11: Teores de Mg no solo ($cmol_c\ dm^{-3}$), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

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

Observou-se nas camadas de 0 – 20 cm e 20 – 40 cm um aumento de Mg no solo quando aplicou a dose de $800\ m^3\ ha^{-1}$, já na camada de 40 – 60 cm (Figura 11), 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 13, 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 $800\ m^3\ ha^{-1}$. 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.

A concentração de Mg no solo depende da textura e do conteúdo de MO, ambos responsáveis pela CTC do solo. Com iguais quantidades de Mg trocável, a concentração na solução é usualmente maior em solos arenosos que em solos com alto conteúdo de argila. Isso é explicável pelo fato que os solos com grande conteúdo de argila têm maior capacidade adsorvente que os solos arenosos (SILVA; TREVISAM, 2015). O Mg pode ser lixiviado, principalmente em solos arenosos e com alta pluviosidade, contudo, sua disponibilidade não depende somente do potencial do solo para armazenar e liberar este cátion, mas também da proporção que ocupa nos sítios de troca (saturação). O solo do experimento foi classificado como arenoso, o que pode ter facilitado a descida da ARS, principalmente quando associada a elevados volumes de água. A dose aplicada de 800 m³ ha⁻¹ é considerada um volume alto, o que pode causar maior lixiviação.

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, esses 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 16). 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 CFESEMG (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 17).

TABELA 17. 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	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 16, 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, aumentado 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. Neste trabalho, a ARS não influenciou os teores de Ca e de MO, e os menores teores de MO foram encontrados nas camadas de 20 – 40 cm e 40 – 60 cm (Tabela 19), que serão explicados posteriormente, o que explica a maior presença de Ca nestas profundidades, aumentando sua relação com a CTC a pH (7). O mesmo pode ser explicado para a relação Mg/T, onde houve um aumento da média dos teores de Mg para a profundidade de 40 – 60 cm, preenchendo mais a CTC a pH (7) do solo com o Mg.

3.2.3. Teores de sódio, cobre e zinco no solo

Os teores de sódio (Na) diferiram apenas para as doses de ARS (Tabela 18 e Figura 12).

TABELA 18. 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
$^1D=K-S$		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).

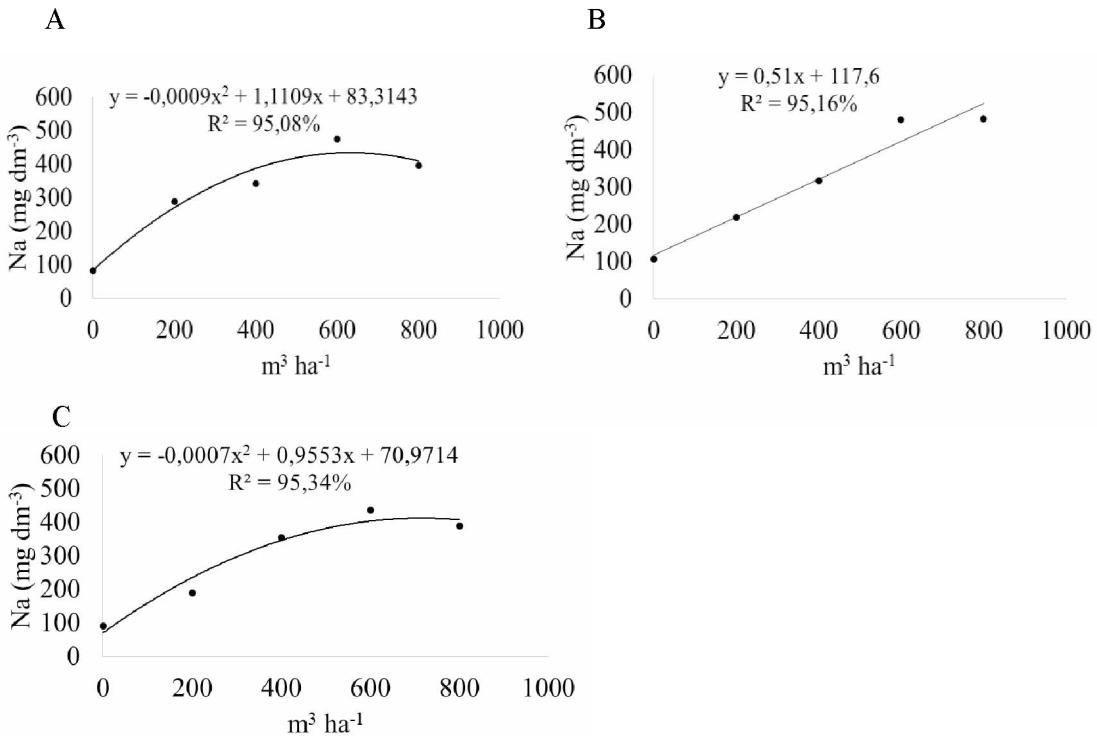


FIGURA 12: Teores de Na no solo ($mg dm^{-3}$), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

Observou-se um aumento no teor de Na na camada de 0 – 20 cm até a dose de $617,17 m^3 ha^{-1}$ 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 $682,38 m^3 ha^{-1}$.

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 no solo comparados onde não houve aplicação. 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 18, 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 dejeto 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 18 e Figura 13).

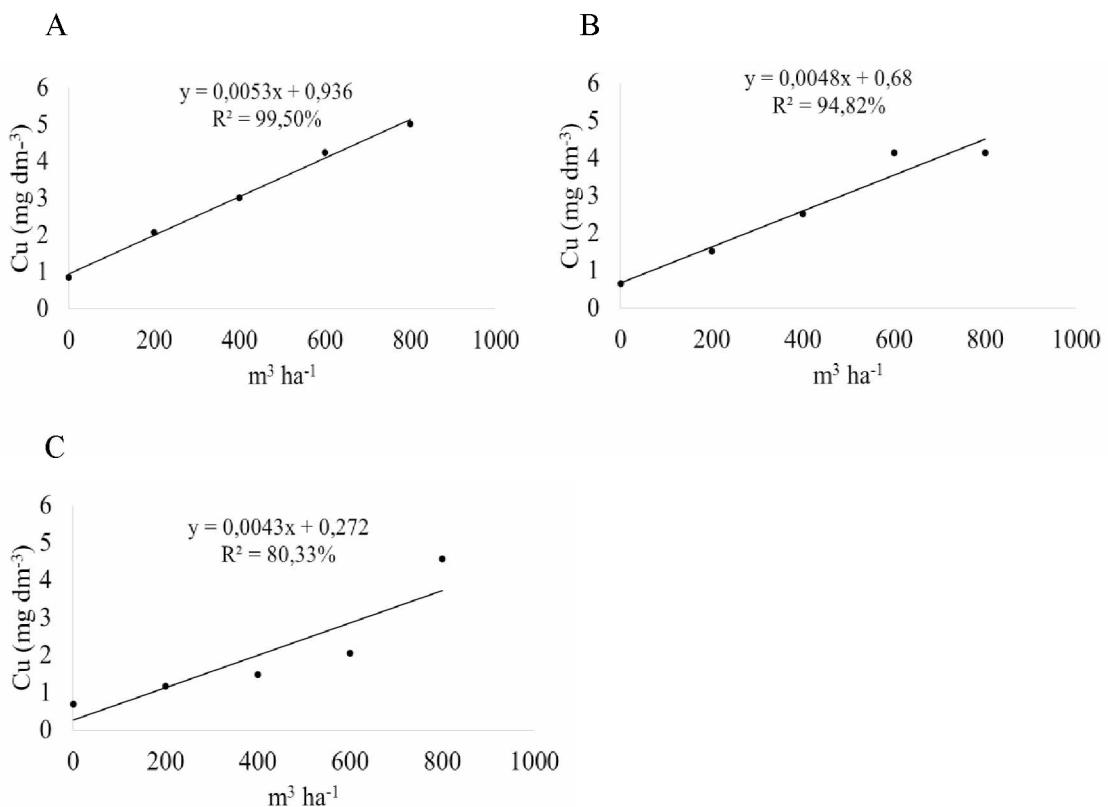


FIGURA 13: Teores de Cu no solo (mg dm⁻³), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

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 18, 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 desse 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, dificultando 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). Porém, 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 presentarem 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 18 e Figura 14).

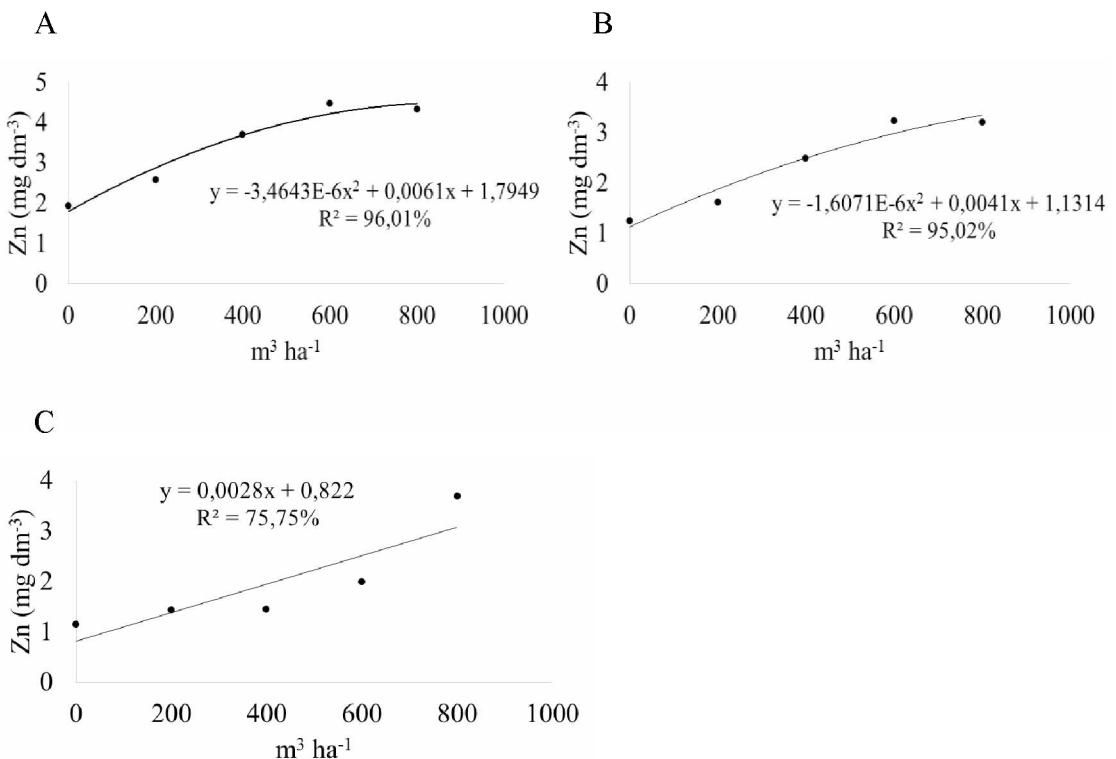


FIGURA 14: Teores de Zn no solo ($mg dm^{-3}$), em função das doses de ARS, nas profundidades de 0 – 20 cm (A), 20 – 40 cm (B) e 40 – 60 cm (C).

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 $60 m^3 ha^{-1}$ 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. Os autores aplicaram ARS bruta e peneirada e verificaram 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 $0,44 mg dm^{-3}$.

3.2.4. Teores de matéria orgânica e carbono orgânico no solo

Os teores de matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO) sofreram influência apenas para as três profundidades, não ocorrendo interferência pelas doses de ARS aplicadas ao solo (Tabela 19).

TABELA 19. Teores de MO (dag kg^{-1}) e CO (dag kg^{-1}) em diferentes profundidades do solo, após a aplicação de diferentes doses de ARS.

Dose ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	MO			CO		
	Profundidade (cm)			0 - 20	20 - 40	40 - 60
0	2,30	2,04	1,86	1,33	1,18	1,10
200	2,14	1,78	1,66	1,24	1,03	0,96
400	2,46	2,20	1,82	1,43	1,28	1,05
600	2,46	1,92	1,64	1,43	1,11	0,95
800	2,24	1,90	1,94	1,30	1,10	1,12
Média	2,32 A	1,97 B	1,78 C	1,34 A	1,14 B	1,03 C
CV 1 %		16,80			16,77	
CV 2 %		12,02			12,08	
¹ D=K-S		0,200			0,200	
F lev		0,013			0,013	
F adit		0,320			0,338	

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; valores em negrito indicam resíduos com distribuição normal, variâncias homogêneas e aditividade, Levene e Tukey para aditividade, respectivamente, todos a 0,01 de significância.

Smanhotto et al., (2010), observaram que o teor de MO variou em função da aplicação das doses de ARS, indicando que a MO presente no dejeto suíno proporcionou valores maiores. Esses autores observaram que aos 59 dias após a aplicação de ARS, o menor teor de MO foi obtido para a testemunha (sem aplicação de ARS) e que diferiu ao nível de 5% da dose de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, a qual foi semelhante apenas à dose de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. No período de 118 dias após a aplicação de ARS, notaram também que o tratamento que não recebeu ARS obteve o menor teor de MO, bem como a maior dose de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, o maior teor, que foram diferentes ao nível de 5% de significância.

ASSMANN et al., (2006) não observaram aumento no teor de MO com a aplicação de ARS, pois, segundo os autores, devem ser consideradas características do

próprio dejeto, em que a qualidade dos compostos orgânicos pode determinar maior ou menor acúmulo de matéria orgânica no solo. Os compostos orgânicos presentes na ARS são de fácil mineralização pela maior atividade microbiana, não elevando os teores de MO no solo. A ARS aplicada no experimento continha baixo teor de MO, não elevando seu teor no solo.

Observou-se na tabela 19 que houve maior concentração de MO e CO na camada de 0 – 20 cm. Isso ocorreu devido maior deposição de material vegetal na superfície do solo, elevando os teores de MO e CO em relação as demais profundidades. Solos arenosos tendem a ter baixos teores de MO, principalmente em camadas mais profundas. A MO é fundamental no solo, principalmente em solos arenosos, pois aumenta a CTC do solo proporcionando uma maior retenção de cátions como K, Ca, Mg, evitando que sejam lixiviados e suprindo as plantas de nutrientes, através da solução do solo. A MO, através dos resíduos vegetais que cobrem o solo, forma uma barreira ao impacto das águas da chuva, evitando enxurradas e protegendo-o contra a erosão causada por elas.

3.3. CONCLUSÕES

A dose de 200 m³ ha⁻¹ de água resíduária de suinocultura elevou os teores de K, Na, Cu e Zn considerados alto no solo.

Ocorreu a lixiviação de K, Na, Cu e Zn até a profundidade de 60 cm.

Os teores de Mg reduziram no solo e os teores de Ca não foram influenciados com a aplicação de água resíduária de suinocultura.

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.
- BARICELLO, 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.; 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.
- BOSCO; T. C.; IOST; C.; SILVA; L. N.; CARNELLOSI, C. F.; EBERT, D. C.; SCHREINER; J. S.; SAMPAIO, S. C. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola - Estudo de caso. **Irriga**, Botucatu, v.13, p.139-144, 2008.
- CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, J. O.; VILAS BOAS, M. A.; GOMES. B. M.; FIGUEIREDO, A. C. Lixiviação de nutrientes proveniente de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, p.283-287, 2005.
- 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.

BARZ, M. C.; 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.

DOBLINSKI, A. F. et al. Lixiviação “in situ” de nitrogênio, fósforo e potássio oriundos do uso de água residuária da suinocultura na cultura do feijão. In: CONGRESSO RASILEIRO DE ENGENHARIA AGRICOLA, 36, 2007. Bonito. **Anais...** Bonito: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 2007. CD ROM.

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.

FÁVERO, J.A.; FIGUEIREDO, E.A.P. Evolução do melhoramento genético de suínos no Brasil. **Revista Ceres**, v.56, p.420-427, 2009.

FERREIRA, D. F. **Análises estatísticas por meio do Sisvar para o Windows versão 4.0** In: Reunião anual da região brasileira da sociedade internacional biometria, 45.000, São Paulo. **Anais...**, São Paulo: UFSCAR, 2000. 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**. 1^a 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/ mar de 2017.

HOUNTIN, J. A.; KARAM, A.; COUILLARD, D.; CESCAS, M. P. Use of a fractionation procedure to assess the potential for P movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. **Agriculture and Ecosystems Environment**, Charlottetown, v. 78, p. 77- 84, 2000.

KING, L. D.; WESTERMAN, P. W.; CUMMING, 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 N° 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 plesctostachyum**. 2006. 104 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba. 2006.

OSÓRIO FILHO, B.D.; RHEINHEIMER, D.S.; SILVA, L.S.; KAMINSKI, J.; DIAS, G.F. Deposição do enxofre atmosférico no solo pelas precipitações pluviais e respostas de culturas à adubação sulfatada em sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.37, p.712- 719, 2007.

PACIULLO, D. S. C., GOMIDE, C. A. M., MÜLLER, M. D., PIRES, M. D. F. Á.; CASTRO, C. R. T. Potencial de produção e utilização de forragem em sistemas silvipastorais. In: Simpósio de Pecuária Integrada: intensificação da produção animal em pastagens. Sinop, MT, 2014. p. 51-82.

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 ácricos do Brasil. Pedologia fácil, 2016. Disponível em:
<http://www.pedologiacomforto.com.br/artigo_8.php>. Acesso em: 15 fev de 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 milheto 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 agronômicas**. 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 resíduária 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.

TIECHER, T.; SANTOS, D. R.; RASCHE, J. W. A.; BRUNETTO, G.; MALLMANN, F. J. K.; PICCIN, R. Resposta de culturas e disponibilidade de enxofre em solos com diferentes teores de argila e matéria orgânica submetidos à adubação sulfatada. **Bragantia**, Campinas, v.71, n. 4, p. 518-527, 2012.

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 resíduária de suinocultura.** 2007. 125 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.