

UFRRJ

**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA,
TECNOLOGIA E INOVAÇÃO EM AGROPECUÁRIA**

TESE

**Disposição Final de Água Residuária de
Suinocultura em um Solo Cultivado com Milho (*Zea
mays* L.) Sob um Sistema Orgânico de Produção**

Daniel Gomes de Souza

2016



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA, TECNOLOGIA E
INOVAÇÃO EM AGROPECUÁRIA**

**DISPOSIÇÃO FINAL DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA
EM UM SOLO CULTIVADO COM MILHO (*ZEA MAYS L.*) SOB UM
SISTEMA ORGÂNICO DE PRODUÇÃO**

DANIEL GOMES DE SOUZA

Sob a Orientação do Professor
Leonardo Duarte Batista da Silva

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária, Área de Concentração em Recursos Naturais e Proteção Ambiental.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2016

**Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico**

**Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

S719d

Souza, Daniel Gomes de, 1980-

Disposição final de água residuária de suinocultura em um solo cultivado com milho (*Zea mays* L.) sob um sistema orgânico de produção / Daniel Gomes de Souza. – Rio de Janeiro, 2016.

95 f.: il.

Orientador: Leonardo Duarte Batista da Silva.

Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciência Tecnologia e Inovação em Agropecuária, 2016.

1. Integração de Sistemas Orgânicos de Produção. 2. Utilização de ARS. na Fertilização do Milho. 3. Monitoramento das Características Químicas de um Planossolo háplico. 4. Recria de Suínos em Manejo Orgânico de Criação. 5. Volatilização de Nitrogênio Amoniacal Aplicado no Solo via Fertilização com ARS. I. Duarte Batista da Silva, Leonardo , 1971 , orient. II Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Ciência Tecnologia e Inovação em Agropecuária III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO
EM AGROPECUÁRIA**

DANIEL GOMES DE SOUZA

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária, Área de Concentração em Recursos Naturais e Proteção Ambiental.

TESE APROVADA EM 29/07/2016

Leonardo Duarte Batista da Silva Dr. UFRRJ
(Orientador)

Carlos Rodrigues Pereira Dr. UFF

David Vilas Boas de Campos Dr. EMBRAPA Solos

Raul Duarte de Lucena Ribeiro Ph.D. UFRRJ

Nelson Moura Brasil do Amaral Sobrinho Dr. UFRRJ

Aos meus pais Silvio e Sueli.
A minha companheira Juliana.
Aos meus filhos João Sol, Arthur e Vicente.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A minha amada companheira Juliana Freire por todo seu incentivo e compreensão.

Aos meus pais por me ensinarem o verdadeiro valor das coisas, por transmitirem a mim um caráter inquestionável, por incutirem em mim um conjunto admirável de habilidades, por resistirem a todas as dificuldades de cabeça em pé e por investir todo seu esforço na educação de seus quatro filhos.

Ao meu orientador Leonardo Duarte Batista da Silva por sua confiança em minha capacidade e apoio frente a maior dificuldade que já enfrentei.

A FAPERJ pela concessão da bolsa de estudo e apoio financeiro.

Ao CTUR pelo apoio e cessão de área que permitiram a execução de meu projeto.

A todos os estagiários que me auxiliaram na árdua tarefa de execução de meu projeto de pesquisa.

A todos os pesquisadores da Embrapa que participaram de minha formação e de etapas fundamentais da minha pesquisa.

Ao PPGCTIA por proporcionar a oportunidade de enriquecimento da minha vida acadêmica com seu caráter interdisciplinar. Especialmente à professora Lucia Helena pelo carinho e compreensão, praticamente maternal, frente a dificuldade por mim enfrentada para conclusão de minha tese.

Aos membros da Banca Examinadora por sua atenção e disponibilidade para auxiliarem no enriquecimento de meu trabalho.

Muito Obrigado!

BIOGRAFIA

Daniel Gomes de Souza, filho de Sueli Gomes de Souza e Silvio Gomes de Souza, nasceu na cidade de Paraíba do Sul – RJ em 13 de maio de 1980. Graduado em Engenharia Agrônoma pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em 2010. Em fevereiro de 2011 ingressou na primeira turma do Mestrado no Curso de Pós-Graduação em Agricultura Orgânica na UFRRJ, sendo o primeiro discente a defender a dissertação deste programa, em março de 2012, sob a orientação do Prof. Dr. Leonardo Duarte Batista da Silva. Em março de 2012, ingressou no doutorado, no Programa de Pós-Graduação em Ciência Tecnologia e Inovação em Agropecuária na UFFRJ, na área de Recursos Naturais e Proteção Ambiental, sob a orientação do Prof. Dr. Leonardo Duarte Batista da Silva e realizou o curso com bolsa da FAPERJ. Em 2014 foi professor voluntário do Departamento de Engenharia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

RESUMO

SOUZA, Daniel Gomes de. **Disposição final de água residuária de suinocultura em um solo cultivado com milho (*Zea mays L.*) sob um sistema orgânico de produção.** 95f. Tese (Doutorado em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária). Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica. RJ. 2016.

Pesquisas mostram o potencial de utilização dos efluentes produzidos na criação animal na fertilização de cultivos agrícolas. Frente a esta realidade, o presente estudo teve como objetivo principal avaliar a disposição final de diferentes doses de água residuária da suinocultura (ARS) em um Planossolo Háplico cultivado com a cultura do milho (*Zea mays L.*). Para isto foram construídas instalações de recria e gestão de resíduos líquidos na área experimental do Colégio Técnico da Universidade Rural (CTUR), Seropédica, RJ. O clima da região é definido como Aw na classificação de Köppen. Foram realizados dois períodos de avaliação (2013 / 2014 e 2014 / 2015), nos quais foi quantificado o ganho de peso de suínos mestiços submetidos à dieta preconizada para sistemas de criação animal orgânicos, e feita a quantificação e caracterização dos Resíduos Líquidos produzidos em dois lotes de animais. Também foi acompanhada a variação de propriedades químicas do solo da parcela experimental até 0,60 m de profundidade. O qual foi complementado pela quantificação da volatilização do nitrogênio oriundo das adubações de cobertura aplicadas no cultivo de milho variedade BRS Eldourado. Os tratamentos constaram na aplicação de duas adubações de cobertura: com lâminas de 20, 40, 60, e 80 m³ ha⁻¹ de ARS, e com torta de mamona na quantidade de 450 kg ha⁻¹ (T1, T2, T3, T4 e T5 respectivamente). Para finalizar, foram avaliadas características fitotécnicas de dois ciclos de cultivo do milho, e quantificadas a produção de espiguetas de minimilho e de grãos pela cultura. O delineamento experimental foi totalmente casualizado, com seis tratamentos e seis repetições cada. O consumo médio de alimento por animal, o ganho de peso médio, a produção de ARS por animal foram: 4,44 kg dia⁻¹, 0,433 kg dia⁻¹, 3,37 L dia⁻¹, respectivamente. A concentração dos nutrientes analisados da ARS foi inferior quando comparada aos sistemas convencionais de criação de suínos. Somente os tratamentos T3, T4 e T5 promoveram alterações significativas nas características químicas do solo na profundidade de 0 - 0,20 m ao final do cultivo do milho. Na profundidade de 0,20 - 0,40 m, somente o cálcio apresentou acréscimo significativo, nos tratamentos T4 e T5, em relação ao solo no início do cultivo do milho. Na profundidade de 0,40 - 0,60 m, nenhum dos tratamentos alterou significativamente as características químicas do solo. O tratamento de adubação de cobertura com torta de mamona apresentou maior volatilização de nitrogênio sendo 359% aproximadamente superior aos que utilizaram ARS. Nenhum dos tratamentos promoveu diferença significativa para as variáveis: altura de plantas, diâmetro do colmo e espiguetas desempalhadas de minimilho. Para a variável espiguetas desempalhadas só ocorreu aumento de produção significativo entre os tratamentos aplicados e a testemunha. Nos dois anos de cultivo Os tratamentos T2, T3, T4 e T5 propiciaram produção de grãos superior a da testemunha (T6). Nesse contexto pode-se afirmar que a aplicação de ARS é uma alternativa viável para fertilização de milho, nas condições de solo avaliadas, bem como uma forma adequada de disposição final deste efluente.

Palavras-chave: Efluente suíno. Adubação orgânica. Integração.

ABSTRACT

SOUZA, Daniel Gomes de. **Final disposition of wastewater from swine production on a soil cultivated with corn (*Zea mays* L.) under organic production system.** 95p. Thesis (Doctorate in Science, Technology and Innovation in Agriculture). Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-graduação, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2016.

Studies show a potential use of wastewater produced in animal husbandry in the fertilization of agricultural crops. Faced with this reality, this study aimed to evaluate the disposal of wastewater from different doses of swine (ARS) in a Fragaquilt cultivated with maize (*Zea mays* L). To this, there were built facilities for swine production and management of liquid waste management in the experimental area of the Technical College of Federal Rural University of Rio de Janeiro (CTUR) Seropédica, RJ. The climate is defined as Aw in the Köppen classification. Two periods of evaluation were carried out (2013/2014 and 2014/2015), in which it was quantified gain weight of crossbred pigs submitted to diet recommended for organic livestock systems, and the liquid waste produced in the two lots of animals were quantified and characterized. It was also monitored soil chemical properties of the experimental plots, up to 0.60 m depth. This was complemented by quantification of nitrogen volatilization derived from coverage fertilization applied on corn crop, variety BRS Eldorado. The treatments consisted in applying two cover fertilization: with amounts of 20, 40, 60, and 80 m³ ha⁻¹ ARS, and castor cake in the amount of 450 kg ha⁻¹ (T1, T2, T3, T4 and T5 respectively). Finally, phytotechnical features in two cycles of corn cultivation were evaluated, and it was quantified the production of spikelets of baby corn and the crop grain production. The experimental design was completely randomized with six treatments and six repetitions each. The animal average food intake, the average weight gain, and the production of ARS per animal were: 4.44 kg day⁻¹, 0.433 kg day⁻¹, 3.37 L day⁻¹ respectively. The concentration of analyzed nutrients in the ARS was lower when compared to conventional pig farming systems. Only the treatments T3, T4 and T5 promoted significant changes in the soil chemical characteristics, in the 0 - 0.20 m depth, at the end of the corn crop. For the depth of 0.20 - 0.40 m, only calcium showed a significant increase in the T4 and T5 treatment, compared to the the soil at the beginning of the crop cycle. At the 0.40 - 0.60 m depth, none of the treatments caused a significant change in soil chemical properties. The treatment with fertilizing coverage using castor bean showed higher volatilization of nitrogen, which was about 359% higher than the treatments with ARS. None of the applied treatments caused a significant difference for the variables: plant height, stem diamete, and spikelet's of baby corn. For the spikelet variable there was a significant production increase only between the applied treatments and the control. In the two years of cultivation the treatments T2, T3, T4 and T5 provided a higher grain production compared to the control (T6). In this context it can be said that the ARS application is a viable alternative for fertilization of corn, in the soil conditions evaluated, as well as an appropriate way of disposal of this effluent.

Keywords: Swine wastewater. Organic fertilization. Integration

RESUMEN AMPLIADO

SOUZA, Daniel Gomes. **Evaluación de un sistema integrado de producción de cerdos maíz orgánico en el municipio de Seropédica - RJ.** 95p. Tesis (Doctorado en Ciencia, Tecnología e Innovación en la Agricultura). Pró-reitoria de Pesquisa e Pós Graduação. Universidade Federal Rural de Rio de Janeiro, RJ, 2016.

1. Introducción

La búsqueda de tecnologías y modelos de producción de bajo impacto ambiental y una menor presión sobre los recursos naturales, que observamos hoy en la comunidad científica muestra una gran preocupación en la sociedad a partir del modelo de desarrollo adoptado por ella.

Esta dirección de los esfuerzos mundiales para reducir los impactos de las actividades industriales y agrícolas, era la de "hito" la Conferencia de Estocolmo en 1972, cuando la primera vez que se habló de la amenaza de la crisis ambiental global, proponiendo la dimensión ambiental del desarrollo. Esta conferencia estaba guiando el informe de 1972 del Club de Roma "Los límites del crecimiento".

Desde la perspectiva de la producción de alimentos, la creciente movimiento ecologista impulsa la demanda de aumentar el número de sistemas de producción que no generan ambientales, sociales, y producen alimentos libres de contaminantes que generan riesgos para la salud humana. En este sentido, los sistemas orgánicos ganan fuerza en estos días ya que hay una creciente sofisticación de los consumidores, más preocupados por el medio ambiente y atento a las "huellas de carbono" en cada producto, está aumentando la demanda de productos "químicamente limpia" el aumento seleccionar el origen de los productos y el regionalismo con las tiendas locales, presionando el mercado para responder a estas expectativas crecientes.

Según Espíndola et al. (2006), la agricultura ecológica tiene, en principio, para establecer sistemas de producción basados en tecnologías y procesos, es decir, un conjunto de procedimientos que implican la planta, el suelo y las condiciones climáticas las, producir alimentos sanos y sus características únicas y sabor que cumpla con las expectativas del consumidor. Básicamente, la agricultura ecológica ha ayudado a respaldar la aplicación en suelos orgánicos vegetales y animales, los residuos producidos preferentemente en la unidad agrícola, con el fin de mantener el equilibrio de nutrientes biológicos y ciclo (Feiden, 2001). Estos principios se enmarcan en sistemas de producción orgánica como una alternativa para satisfacer la demanda generada por la nueva clase de consumidores. Pero la agricultura ecológica aún no es capaz de satisfacer esta demanda, que se refleja en los diferentes precios de sus productos, que limitan la adquisición de éstos.

Consciente de esto, el gobierno federal trató de aumentar el atractivo de Agricultura Orgánica por los agricultores para incluir entre los objetivos de Brasil en el sector agrícola para el año 2014, el incremento del 2% al 15% de los productos orgánicos comprados por el gobierno y la inversión de R \$ 300 millones para la asistencia técnica y extensión rural para 200.000 familias vinculadas a la producción ecológica. Esto fue confirmado, firmado por el Gobierno del Plan Nacional de la agroecología y la agricultura orgánica, que tuvo lugar en la conferencia de las naciones unidas- Río + 20 (Figueiredo y Smith, 2012). Algo que se refleja en la formulación de políticas públicas para la asistencia técnica, la estandarización de los productos y los incentivos fiscales; con el fin de cumplir con esta nueva clase de consumidores y la demanda sofisticada para las agencias federales.

Sin embargo, la expansión de la producción de alimentos orgánicos de las áreas también implica una mayor demanda de insumos orgánicos, en particular en el contexto del mantenimiento de la fertilidad del suelo se someten a dicha gestión. Algo que hace que la integración de los animales en los sistemas de producción orgánica valiosa desde la fertilización con estiércol animal es una de las principales formas de fertilizantes utilizados en estos sistemas. Y que es consistente con la realidad rural de Brasil, según los datos del sentido Agrícola 2006 que tienen un gran número de propiedades de la agricultura familiar (93%), que dijo que la actividad de los animales y las plantas de producción.

La cría de cerdos está presente en el 81,7% de las unidades de producción como se reivindica Perdomo (2007) de la familia, y es reconocido como una actividad que genera un gran volumen de residuos líquidos sin procesar en pequeñas áreas de creación, con concentraciones apreciables de nutrientes.

Las aguas residuales porcina es conocido rica fuente de muchos nutrientes necesarios para el crecimiento de las plantas e incluso aplicados en grandes cantidades en el maíz, no dio lugar a la fitotoxicidad puede afectar negativamente a la producción de componentes (FREITAS, et al, 2004). Pero la investigación muestra que la eliminación directa de las cuchillas excesivas de este residuo en el suelo puede cambiar las características químicas de los suelos como para generar la contaminación de los mismos. Este hecho tiene su principal fuente en la dieta y la densidad de población utilizados en los sistemas de producción de cerdos convencionales. En este contexto, los estudios dirigidos a examinar la viabilidad de la eliminación directa en ARS exposición individual es relevante, y tiene como objetivo la gestión de residuos con un mínimo impacto ambiental y el ciclo de nutrientes en el entorno de producción. Esto permite la integración de la producción animal y de cultivos en un sistema de producción. Algo que está en línea con la propuesta de los sistemas de producción agroecológica, aunque no se observó un número significativo de tales estudios en producción orgánica o sistemas agroecológicos.

Se cree que los modelos de producción establecidos en la Instrucción Normativa N° 46 de 2011, que regula la producción de ganado y cultivos en los sistemas orgánicos de producción puede reducir al mínimo el impacto ambiental de la ganadería porcina porque tienen: una menor densidad de población, la restricción de confinamiento de los animales y las restricciones en la dieta y el uso de drogas en el proceso de creación. Debido a eso, este estudio es hipótesis la viabilidad de reducir el impacto ambiental causado por la eliminación de ARS en el suelo cuando se utilizan en la fertilización de maíz, que afectan positivamente la fertilidad del suelo sin afectar negativamente a sus características fisiológicas y la cultura de la salud.

2. Material y Métodos

El experimento se llevó a cabo en el municipio de Seropédica - RJ, el Área de Universidad Rural Technical College (CTUR), donde se implanta instalaciones de cría de cerdos y una variedad de campo de los residuos líquidos generados por el ganado con maíz. Ambos sistemas de producción de acuerdo con la Instrucción Normativa N° 46 de 2011 (MAPA) que regula sistemas de producción animal y vegetal orgánicos.

Instalaciones de cría de cerdos incluidos en: amor área de pastoreo para expresar su comportamiento natural con aproximadamente 300 m², con una superficie cubierta de 24 m² de vivienda y suministro de alimentos en la estructura comederos y bebederos de chupete del tipo, y un área destinada a la gestión de los residuos líquidos producidos en la zona de conformidad (ARS) comprende tanques de sedimentación y la maduración con un volumen máximo de 1.000 litros se graduó con anterioridad. Las contribuciones de la cría de cerdos orgánica se llevaron a cabo en dos años consecutivos en lotes de cinco animales cruzados de

las razas Large White y Duroc. Su dieta consistía en sistemas orgánicos de producción de residuos, el hábito de pastoreo y nuzzles y salvado de trigo convencional.

En la cría de cerdos se cuantificó y se caracteriza la dieta ofrecida a los animales, que tuvo su aumento de peso medido. También se cuantificó y se caracteriza químicamente, el residuo líquido producido por los animales en el área de refugio y alimento. La caracterización de ARS se realizó en el Laboratorio de Monitoreo Ambiental do Instituto de Tecnologia da UFRRJ.

También se hizo el seguimiento de las características químicas de los suelos para la eliminación de los residuos líquidos de los cerdos para la fertilización del cultivo de maíz en el período de un ciclo de cultivo. volúmenes del ARS dispuestas en el suelo en un período de 150 días fueron: 40, 80, 120 y 160 m³.ha⁻¹. Los parámetros: acidez, acidez total, aluminio, calcio, magnesio, sodio, potasio, fósforo, nitrógeno total, carbono orgánico total, suma de las bases, la capacidad de intercambio catiónico y saturación de bases; se cuantificaron en las profundidades 0 a 0,20, 0,20 y 0,40 a la 0.40 a la 0.60 m de. El suelo donde fueron depositados los desechos líquidos de sistema de cría de animales se clasificó como albaqualf, y la evaluación de las propiedades químicas del suelo se hizo en los periodos antes y después del cultivo de maíz. Las muestras de suelo fueron analizados por análisis de laboratorio de Suelos, Agua y Planta EMBRAPA Solos - RJ.

Con el fin de estimar mejor el suministro de nitrógeno al maíz y su efecto residual en el suelo para la eliminación de ARS, se cuantificó la volatilización del nitrógeno amoniacal promovido por la aplicación de fertilizaciones de cobertura realizadas en los tratamientos. Para determinar el nitrógeno volatilizado se utilizó para la cámara abierta parcialmente libre de estática (SALE) desarrollado y calibrado por Araujo et al. (2009). En cada subtrama se coloca en un cultivo SALE central entre las filas, y la determinación de la volatilización de nitrógeno se realizó en el Laboratorio de Química Agrícola de la Embrapa Agrobiología - RJ.

Las contribuciones de la producción de la variedad de maíz BRS Eldorado, fertilizado con aguas residuales procedentes de cerdos consistieron en: la cuantificación de la producción de maíz tierno, la producción de granos, y las características fitotécnicas de altura y diámetro del tallo. La evaluación de la producción de cereales se complementó mediante la determinación del peso y morfométricos de evaluación de mil semillas del grano cosechado. La cosecha de maíz se fertilizó con seis tratamientos diferentes, aplicados en seis repeticiones. Los tratamientos consistieron en la aplicación de la fecundación de dos etapas en la cubierta ocho y diez hojas de las plantas de maíz, y el testigo no recibieron recebo. El compost utilizado en cada fertilización cobertura fue el volumen en ARS: 20, 40, 60 y 80 m³.ha⁻¹ (T1, T2, T3 y T4 respectivamente); y la torta de ricino en la cantidad de 45 g.ml⁻¹ (T5). El diseño experimental fue subtramas al azar y los datos trados por análisis de varianza con la prueba de Tukey significaría del 5%.

3. Resultados y Discusión

El volumen medio diario de ARS producidos por animal en el sistema de cría decerdos implantados, alcanzó el valor de 2,50 L máxiomo. Este valor fue inferior a las cifras dadas por Dal Bosco (2008) para los sistemas agrícolas convencionales de 8 l diarios por los residuos animales. Los valores de cobre y zinc determinados en la caracterización de ARS fueron 2,36 y 0,01 mg . L⁻¹. Estos valores son menores que los valores medios presentados por Seganfredo (2000) (Cu - 37,7 mg .L⁻¹ y Zn 135,2 mg . l⁻¹). Esto indica que la carga de contaminación de metales pesados en el ARS se debe principalmente a la adición de estos elementos en alimento formulado, que según el autor, exceda de seis veces la capacidad de absorción de los animales.

El aumento de peso medio entre los pesos fue $0,43 \text{ kg}\cdot\text{dia}^{-1}$. Inferior a la media nacional en el mejoramiento convencional de $0,68 \text{ kg} \cdot \text{dia}^{-1}$, segundo Embrapa (1998). Pero el mercado diferenciado que estén contemplados en los animales evaluados, y la reducción de los costos de alimentación mediante la reutilización de los restos de la producción de plantas, pueden complementar esta diferencia en el sacrificio de tiempo en la cría de cerdos orgánica.

Las aguas residuales y de ricino torta porcina presenta un suministro de nutrientes desequilibrada transmita los requerimientos de nutrientes por el maíz. Cuando regadío, la recomendación de la fertilización de los cultivos de maíz es de 120, 80 y 120 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de nitrógeno, fósforo y potasio, respectivamente, según Coelho (2006). Sin embargo la mayoría de fertilizantes fue el tratamiento T4 y T5 y asciende a: 127, 29 y 28 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ y 127 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de nitrógeno, fósforo y potasio, respectivamente.

El tratamiento de recebo con residuos de semillas de ricino mostró una mayor volatilización de nitrógeno ($8,06 \text{ kg ha}^{-1}$) en comparación con recebo con ARS ($2,25 \text{ kg ha}^{-1}$), que promovió una pérdida de 16 13% del nitrógeno aplicado a través de la torta de ricino. Cuando se evaluó como porcentaje de la volatilización del nitrógeno, hay una tendencia inversa con un aumento en el porcentaje de la volatilización hacia la reducción de las palas del ARS aplicadas. Esto se atribuyó a la incorporación de nitrógeno profundidades diferentes ofrecidas por la infiltración de hojas aplicado ARS (2, 4, 6 y 8 mm).

Se observó una tendencia en la concentración en el suelo de algunos parámetros evaluados en profundidad 0-0,20 m, con aspecto frontal directamente al aumento de las cuchillas del ARS. Esta tendencia, a pesar de que se ha reducido en profundidades posteriores evaluados (0,20 - 0,40 y 0,40- 0,60 m), tanto en el número de parámetros evaluados como las concentraciones; También se observó. Esto indica que es necesaria la monitorización en tiempo para determinar la capacidad de consumo del suelo - planta.

Los valores promedio de la altura y el diámetro del tallo de las plantas de maíz, obtenidas a 45 DAP y 75 DAP, 5% no mostraron significación para la prueba de Tukey, frente a diferentes tratamientos en las que se somete el cultivo. La producción de cascara de maíz de bebé, hay una diferencia significativa en la productividad de las espiguillas en T1 y T4 (que recibieron ARS) en comparación con los tratamientos de los testigos T6. En cuanto a la producción de desempalhadas espiguillas, el valor más alto ($1374,33 \text{ kg ha}^{-1}$) se produjo para el tratamiento T5, y la menor producción fue el tratamiento T1, pero no había ninguna diferencia significativa entre los tratamientos. Estos valores son más altos que la media nacional, que según Silveira (2003) es de alrededor de $875,0 \text{ kg ha}^{-1}$.

En los dos años de cultivo, se observó una mayor producción de grano de maíz para el tratamiento de fertilidad con ARS $80 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para arenado. Para este tratamiento, la producción media entre los dos años de cultivo era de $4088 \text{ Kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Este valor fue mayor que la producción de grano promedio nacional en los cultivos convencionales $3.637 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ presentados por la Conab (2009). No hubo diferencia significativa en el rendimiento de grano entre los tratamientos con aplicación de dos fertilizaciones cubren 40, 60 y $80 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (T2, T3 y T4) y el tratamiento con dos aplicaciones cubren $450 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de residuo de semilla de ricino (T5).

El peso de mil semillas varió entre 0.194 y 0.219 kg (T1 y T5, respectivamente). Estos eran más pequeñas que las semillas de los valores medios obtenidos no tamizó por Rodrigues (2007) de 0.280 kg en el cultivo de maíz híbrido Soma, y Moreira et al (2002) 0.315 kg en la agricultura el cultivo del maíz "Nitroflint". Sin embargo, los mismos autores encontraron que el tamaño y el peso de mil granos de semillas de maíz, no influyeron en el vigor de germinación y semillas de calidad en el almacenamiento.

En relación con la morfometría del grano cosechado, el tratamiento con $160 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ARS aplicado en dos cubierta de la fertilización (T4) mostraron los valores más altos para los parámetros de longitud, anchura y volumen de semillas. La misma no difirieron

estadísticamente del tratamiento con la cobertura de dos fertilizaciones con 450 kg. ha⁻¹ de semilla de ricino (T5). No hubo diferencia significativa para la redondez y esfericidad de los tratamientos. Los datos obtenidos en este estudio indican que los granos producidos en el manejo orgánico no está presente menos de morfometría encontraron para las semillas comerciales. Carneiro y Amaral (2001)

Con los resultados, parece que la aplicación ARS no causó un efecto tóxico en el cultivo de maíz.

4. Conclusiones

A la vista de los datos presentados, la producción de maíz orgánico integrado con cerdos, se presenta como un método prometedor del sistema de producción para mantener la fertilidad de los sistemas de manejo de suelos orgánicos. Esta integración de la producción de manejo orgánico, también tiene un bajo potencial de impactos ambientales negativos generados por la cría de cerdos. Algo que es una alternativa ecológica para la cría de cerdos y una alternativa económica viable para cultivar en las unidades de producción familiar.

Palabras-clave: Agricultura orgánica. Aguas residuales. Maíz-cerdos.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	5
2.1. Sistemas Orgânicos de Produção.....	5
2.2. Cultura do Milho	6
2.3. Suinocultura Brasileira	7
2.4. Utilização de ARS na Fertilização de Cultivos	9
2.5. Suinocultura e a Contaminação dos Solos.....	12
2.6. Contaminação Biológica e a Utilização de ARS na Fertilização dos Cultivos	14
2.7. Alteração das Características Físicas de Solos Fertilizados com ARS.....	15
2.8. Alteração das Características Químicas de Solos Fertilizados com ARS	16
2.9. Contaminação dos Solos por Metais Pesados e a Suinocultura.....	19
3. MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1. Avaliação de Sistema Orgânico de Terminação de Suínos	22
3.1.1. Preparo da área experimental.....	22
3.1.2. Manejo e análises dos animais	23
3.1.3. Análise dos efluentes gerados	24
3.2. Fertilização do Cultivo de Milho Orgânico com Água Residuária de Suinocultura	24
3.2.1. Dados da cultura e preparo da área experimental	24
3.2.2. Delineamento experimental	26
3.2.3. Análise da cultura do milho	28
3.2.4. Análise da volatilização do nitrogênio.....	30
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4.1. Avaliação de Sistema Orgânico de Terminação de Suínos	32
4.2. Fertilização do Cultivo de Milho Orgânico com Água Residuária de Suinocultura	33
4.3. Produção de Milho Orgânico Fertilizado com ARS	45
4.3.1. Produção de minimilho orgânico fertilizado com ARS	45
4.3.2. Produção de milho grão orgânico fertilizado com ARS	49
5. CONCLUSÕES	52
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	53
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
8. ANEXOS	64

1. INTRODUÇÃO

A busca por tecnologias e modelos produtivos de baixo impacto ambiental e reduzida pressão sobre os recursos naturais, hoje observada na comunidade científica, demonstra a importante preocupação da sociedade quanto ao modelo de desenvolvimento adotado.

Esse direcionamento de esforços globais para reduzir os impactos gerados pelas atividades industriais e agrícolas teve como “marco histórico” a Conferência de Estocolmo (1972), quando pela primeira vez foi debatida a ameaça da crise ambiental global, propondo a dimensão ambiental do desenvolvimento. Essa conferência teve como norteador o relatório do Clube de Roma (1972) intitulado “Os Limites do Crescimento”.

Sob a perspectiva da produção de alimentos, o movimento ambiental crescente impulsiona a demanda pelo aumento do número de sistemas de produção que minimizem impactos ambientais, sociais, e que produzam alimentos isentos de contaminantes que gerem riscos a saúde humana. Neste sentido, os sistemas orgânicos ganham força nos dias atuais segundo Sahota (2010), pois existe preocupação crescente com a sofisticação do consumidor, que mais preocupado com o meio ambiente eleva a demanda por produtos “quimicamente limpos”. Desta forma, este consumidor aumenta sua seleção pela origem dos produtos, e pelo regionalismo com as compras locais; pois preocupado com “pegadas do carbono” em cada produto, pressiona as empresas a darem respostas a suas expectativas crescentes.

Segundo Espíndola et al. (2006), a agricultura orgânica tem por princípio estabelecer sistemas de produção com base em tecnologias e processos sustentáveis. Ou seja, um conjunto de procedimentos que envolvam a planta, a água, o solo, as condições climáticas e a dinâmica ecológica, para produzir alimentos saudáveis e com suas características e sabor originais, que atendam às expectativas do consumidor. Basicamente, a agricultura orgânica tem como sustentáculo a aplicação no solo de resíduos orgânicos vegetais e animais, de preferência produzidos na unidade agrícola, com o objetivo de manter o equilíbrio biológico e a ciclagem de nutrientes (FEIDEN, 2001). Estes princípios enquadram os sistemas orgânicos de produção como alternativa ambiental para satisfazer a demanda gerada por essa nova classe de consumidor. Entretanto a agricultura orgânica ainda não é capaz de atender a esta demanda, o que reflete nos preços diferenciados dos produtos e limitam a aquisição destes.

Este fato é devido principalmente a pequena área de produção destinada a esse tipo de sistema. De acordo com o IBGE (2006), no censo de 2006 existiam 90.500 estabelecimentos orgânicos no Brasil, mas menos de 6% (5100) se declaravam certificados. Em levantamento mais atual, conforme estimativas de certificadoras estima-se que sejam 14000 unidades produtivas certificadas (IBD, 2012; ANC, 2012), porém este número ainda é insuficiente para tornar mais acessível ao consumidor os alimentos orgânicos.

Desta forma o Governo Federal tentou aumentar a atratividade da prática da Agricultura Orgânica pelos produtores rurais, ao incluir entre as metas do Brasil no setor agrícola até 2014, a ampliação de 2% para 15% de produtos orgânicos comprados pelo governo, e o investimento de R\$ 300 milhões para assistência técnica e extensão rural, com o objetivo de atender 200 mil famílias ligadas à produção orgânica. Isto foi confirmado, com assinatura pelo Governo Federal do Plano Nacional de Agroecologia e Agricultura Orgânica, que ocorreu na conferência das nações unidas- Rio +20 (FIGUEIREDO E SOARES, 2012). Algo que se refletiu na formulação de políticas públicas de assistência técnica, padronização de produtos e incentivo fiscal; afim de atender a esta nova classe de consumidor sofisticado e a demanda de órgãos federais. (Sahota, 2010).

Porém, a expansão de áreas orgânicas de produção de alimentos também, implicam na maior demanda de insumos de origem orgânica, principalmente no âmbito da manutenção da

fertilidade dos solos submetidos a esse manejo. Algo que torna a integração animal nos sistemas orgânicos de produção valorosa, pois a adubação com dejetos animais é uma das principais formas utilizada nestes sistemas. E que coaduna com a realidade rural brasileira segundo os dados do Censo Agropecuário de 2006, que mostram grande número de propriedades da agricultura familiar (93%) com atividade de produção animal e vegetal.

Neste contexto, a suinocultura apresenta-se como elemento animal na integração de sistemas orgânicos de produção de forma promissora, pois está presente em 81,7% das unidades familiares de produção, além de ser reconhecida como uma atividade geradora de um grande volume de resíduos em pequenas áreas de criação, com concentrações apreciáveis de nutrientes. No entanto, nos últimos anos foi observado na suinocultura uma transformação do modelo produtivo, como ressalta Guivant & Miranda (2004). Uma atividade que era praticamente artesanal até a década de 70, tornou-se uma atividade altamente tecnicizada e com expressão econômica internacional de destaque.

Este novo modelo de criação convencional de suínos tornou a suinocultura uma atividade agrícola causadora de impactos ambientais. Atualmente é considerada, entre as atividades de pecuária, a que representa maior risco à contaminação das águas, devido à grande produção de efluentes nos sistemas intensivos de criação com as altas concentrações de cobre, zinco, fósforo e nitrato (DARTORA et al., 1998). Principalmente devido à inclusão de: promotores de crescimento, antibióticos e fontes inorgânicas de minerais, como afirma Miele (2007). Tais insumos inseridos com o objetivo de aumentar a capacidade produtiva passaram a se tornar fonte de contaminação do ambiente ao longo do tempo, o que levou-a a ser considerada pelos órgãos ambientais como “atividade potencialmente causadora de degradação ambiental”, sendo enquadrada como de grande potencial poluidor (GUIVANT, 2004).

Conforme aponta Perdomo et al. (2010), a suinocultura é responsável pela renda de 2,7 milhões de brasileiros, sendo que para 733.000 pessoas ela é a principal fonte de renda, e está presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades rurais existentes no país. A mesma utiliza principalmente mão-de-obra familiar uma vez que em torno de 81,7% dos suínos são criados em unidades de até 100 hectares. Desta forma a atividade age como instrumento de fixação do homem no campo, e necessita de forte atenção de políticas públicas que garantam a sua manutenção, algo que implica diretamente no controle dos impactos ambientais gerados pela mesma.

Atualmente a pesquisa agrícola tem empenhado esforços no desenvolvimento de tecnologias que visam reduzir os impactos gerados pela disposição de resíduos da Suinocultura. Entretanto a tecnologia atualmente empregada como a utilização de silos bag e mesmo os biodigestores convencionais, envolvem custos que não são economicamente viáveis para uma grande parte dos criadores de suínos. O que leva os mesmos à prática da disposição direta dos efluentes líquidos da suinocultura nos solos próximos ao ambiente de criação dos animais. Neste caso o monitoramento das áreas destinadas a este fim torna-se necessário, afim de compreender seus efeitos no solo e avaliar a capacidade de aporte de cada ecossistema, a essa técnica amplamente utilizada na gestão dos resíduos da suinocultura.

Pesquisas atuais demonstram que a disposição direta de lâminas excessivas deste resíduo no solo, pode alterar as características químicas de solos a ponto de gerarem a contaminação destes. Este fato tem sua origem principal na dieta e adensamento populacional utilizado nos sistemas convencionais de criação de suínos. Neste contexto, estudos que visam analisar a viabilidade da disposição direta no solo de água Residuária de suinocultura (ARS) demonstram-se relevantes, e tem como objetivo a gestão de resíduos com impacto ambiental mínimo e a ciclagem de nutrientes no ambiente produtivo. O que possibilita a integração da produção animal e vegetal em um sistema de produção. Algo que coaduna com a proposta dos

sistemas agroecológicos de produção, embora não foi observado um número expressivo de estudos dessa natureza no âmbito de sistemas orgânicos ou agroecológicos de produção.

Os modelos de produção estabelecidos na Instrução Normativa nº 46 de 2011, que regulamenta a criação animal e produção vegetal em sistemas orgânicos de produção, podem minimizar o impacto ambiental da suinocultura pela: menor densidade populacional, restrição do confinamento dos animais, restrições na dieta e utilização de medicamentos no processo de criação. A menor densidade populacional e a restrição do confinamento, reduzem a quantidade de resíduos gerados que dependem da implementação de sistemas de tratamento destes resíduos, algo que pode refletir em um menor custo da implantação da criação animal ao produtor. Já as restrições a dieta e medicamentos veterinários influem diretamente na redução da concentração de contaminantes presentes na ARS.

Outro grande diferencial deste sistema de criação se deve a qualidade superior da carne produzida neste tipo de sistema (Pinheiro Machado Filho, 2000), devido ao bem estar conferido aos animais pela liberdade de expressão do comportamento natural da espécie, o fornecimento de alimentos frescos de origem orgânica e a ausência de uma rotina de utilização de medicamentos veterinários como antibióticos e promotores de crescimento.

Observa-se atualmente no mercado nacional a franca expansão do mercado de carnes diferenciadas que são vendidos em estabelecimentos denominados "butiques de carne". Nestes estabelecimentos são vendidas carnes originadas de criadouros certificados, o que os torna o principal veículo de aquisição de carnes orgânicas pelo consumidor conforme afirma Pinheiro Machado Filho (2001). Neste contexto, além de integrar beneficentemente um sistema de produção orgânica, por fornecer formas de adubação da produção vegetal e compor a segurança alimentar das famílias dos agricultores, a criação de suínos orgânicos pode gerar uma renda extra em uma unidade orgânica de produção.

Porém ainda é escasso o conhecimento científico sobre o rendimento dos suínos e a geração de resíduos por estes em modelo de criação do animal orgânico. Nessa pesquisa foi implantado um sistema de criação de suínos orgânicos, a fim de quantificar o ganho de peso dos animais obtidos pelo fornecimento de uma dieta orgânica, e a geração de resíduos líquidos na instalação de abrigo e alimentação desses animais. Este resíduo líquido produzido no ambiente de criação dos suínos foi caracterizado periodicamente e utilizado na fertilização do cultivo de milho variedade BRS Eldorado. Assim, acompanhado do monitoramento químico do solo, pretendeu-se avaliar seu potencial de alteração das características químicas do solo submetido a sua disposição direta, e sua capacidade de fertilizar o cultivo do milho. Reconhecido como um dos principais produtos vegetais da agricultura familiar.

A água residuária de suinocultura (ARS) é, sabidamente, fonte rica em diversos nutrientes necessários ao desenvolvimento das plantas e, mesmo aplicada em grandes quantidades na cultura do milho, não resultou em fitotoxicidade capaz de afetar negativamente os componentes de produção (FREITAS, et al, 2004).

O milho é uma das culturas agrícolas mais cultivadas no mundo e uma das bases alimentares mais utilizadas na composição de alimentos humanos e de animais. Estimasse que 70 a 80 % da produção de milho no Brasil é destinada ao consumo animal. Anualmente 813 milhões de toneladas de milho são produzidas mundialmente, dessas, 51 milhões de toneladas são produzidas no Brasil em áreas de cultivo que ocupam aproximadamente 14 mil hectares, o que inclui o Brasil como o terceiro produtor mundial de milho. A agricultura familiar é responsável por 94% das unidades produtoras de milho, entretanto é responsável por somente 27% da produção nacional, o que indica uma dicotomia no setor produtivo do milho no Brasil. (EMBRAPA, 2011).

Não foram encontrados dados referentes ao volume de produção de milho orgânico no Brasil, o que indica uma fraca expressão deste no mercado nacional. A pequena produção de milho orgânico pode ser devida a uma menor demanda dos produtos orgânicos em relação aos

produtos de origem convencional, por fatores de baixa renda e conscientização ecológica dos consumidores. No entanto esse quadro vem sofrendo alterações nos últimos anos, devidas às recentes preocupações da humanidade com os impactos ambientais e sociais, oriundos da forma de exploração irracional dos recursos naturais empreendida pelo sistema atual de desenvolvimento da humanidade.

Neste sentido, é fundamental desenvolver tecnologias que viabilizem a produção orgânica de alimentos, mediante aos parâmetros de qualidade e preço dos produtos oriundos de sistemas de produção convencional. Porém os sistemas orgânicos são submetidos a legislação específica que restringe a origem de insumos necessários à implantação comercial do sistema de produção agrícola, o que dificulta sua adoção pelos produtores.

Sabe-se que a utilização de esterco animal é uma das principais práticas de reposição de nutrientes para a manutenção da fertilidade dos solos em sistemas orgânicos de produção. A legislação atual preconiza a utilização de esterco produzido em sistemas orgânicos de produção, ou que tenham sido submetidos a processos de purificação quando oriundos de sistemas convencionais de produção. Este fato reduz substancialmente a disponibilidade de adubos orgânicos para a manutenção fertilidade desses solos, o que se reflete em sistemas de difícil manutenção produtiva e dificulta a expansão de sistemas orgânicos de produção.

Desta forma, a integração animal apresenta-se promissora na manutenção de um sistema orgânico de produção, por fornecer adubação de origem certificada a esses sistemas de produção. Porém ainda são escassas as pesquisas que comprovem a viabilidade ambiental deste tipo de sistema de produção no âmbito de sistemas orgânicos de produção, e é sobre essa realidade que se baseiam os esforços empreendidos neste estudo.

Neste contexto, o estudo teve como objetivo principal avaliar a disposição final de diferentes doses de ARS em um Planossolo háplico cultivado com a cultura do milho (*Zea mays L*) em um sistema integrado de produção orgânica.

Devido à amplitude de processos envolvidos no sistema de produção avaliado, foi possível adotar como objetivos secundários:

- avaliar o ganho de peso de um plantel de suínos submetidos a um manejo orgânico de criação;
- quantificar e caracterizar a água residuária gerada em um sistema de suinocultura sob a legislação aplicada a sistemas orgânicos de produção;
- avaliar e comparar a produção de milho (*Zea mays L*) (minimilho e milho grão), cultivado com a prática de adubação de cobertura, com diferentes dosagens de ARS (20, 40, 60 e 80 m³ ha⁻¹) e com torta de mamona (450 kg ha⁻¹), em um sistema integrado de produção orgânica;
- avaliar e comparar a quantidade volatilizada e residual de nitrogênio em um solo cultivado com milho (*Zea mays L*) sob a prática de adubação de cobertura, com diferentes dosagens de ARS (40, 80, 120 e 160 m³ . ha⁻¹) e com torta de mamona (900 kg ha⁻¹), em um sistema integrado de produção orgânica; e
- avaliar a alteração das características químicas de um Planossolo Háplico nas profundidades de: 0 - 0,20 m, 0,20 - 0,40 m e 0,40 - 0,60 m, quando submetido a disposição final da ARS.

Desta forma, a hipótese adotada no estudo é que: a disposição final no solo da água residuária proveniente da suinocultura, quando utilizada na fertilização da cultura do milho, poderá afetar positivamente a fertilidade do solo e as características fisiológicas e de sanidade da cultura, sem comprometer a qualidade ambiental do meio físico em sistemas orgânicos de produção.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Sistemas Orgânicos de Produção

Face às crises sócio-ambientais, geradas a partir do modelo de desenvolvimento rural e tecnológico vinculado aos paradigmas da Revolução Verde, é necessário cada vez mais investigar formas alternativas de manejo dos recursos naturais e de organização social, capazes de responder positivamente aos desafios da produção agrícola sustentável, da preservação da biodiversidade e da inclusão social (MOREIRA, 2003).

Segundo Espíndola et al. (2006), a agricultura orgânica tem por princípio estabelecer sistemas de produção com base em tecnologias e processos, ou seja, um conjunto de procedimentos que envolvam a planta, o solo e as condições climáticas, produzindo alimento sadio e com suas características e sabor originais, que atenda às expectativas do consumidor. Basicamente, a agricultura orgânica tem como sustentáculo a aplicação no solo de resíduos orgânicos vegetais e animais, de preferência produzidos na unidade agrícola, com o objetivo de manter o equilíbrio biológico e a ciclagem de nutrientes (FEIDEN, 2001).

A participação brasileira no mercado global de produtos cultivados sem agrotóxicos ou adubação química sintética e conforme as boas regras de manejo sustentável sem oferecer risco ao meio ambiente e à saúde humana, ainda é pequena, mas está avançando de modo exponencial nos últimos anos, chegando à quinta posição no ranking mundial de área cultivada, que é de 26,5 milhões de hectares (YUSSEF; WILLER, 2003).

O mapa da produção agrícola orgânica do Brasil tem ampliado sua geografia para incluir mais de 30 produtos em diferentes regiões. Os primeiros produtos agrícolas orgânicos foram às hortaliças que impulsionaram outras produções, chegando atualmente a vinho, cachaça, carne de boi, camarão, leite, iogurte, muçarela de leite de búfala; além de café, açúcar, frutas, geléia e castanha de caju (CAMARGO et al., 2006).

Os motivos para o crescimento do mercado de produtos orgânicos, principalmente, na Europa, envolvem a crescente sensibilidade dos consumidores com questões relativas à saúde humana e o meio ambiente. Como a produção não tem acompanhado a demanda, normalmente são oferecidos melhores preços para a comercialização dos produtos orgânicos, o que passa a ser uma excelente opção para pequenos e médios produtores nos países em desenvolvimento. Em geral as áreas certificadas sob manejo orgânico chegam a 0,5% do total dedicado à agricultura (ALMEIDA et al., 2000).

O mercado de produtos orgânicos se depara com uma das mais importantes dificuldades para a sua expansão: a conversão dos sistemas convencionais para sistemas orgânicos. As áreas de lavoura convencional, cujas pragas e doenças são controladas à base de agrotóxicos, fazem com que os primeiros anos de agricultura orgânica possam representar dificuldades de manejo para o produtor (MOREIRA, 2003). Outro fator relevante e que torna dispendiosa a conversão de um sistema de produção para os moldes dos sistemas orgânicos, e que o crescimento do mercado de produtos orgânicos dependem fundamentalmente da confiança dos consumidores na sua autenticidade, que, por sua vez, só podem ser assegurados por meio de programas de certificação e de uma legislação eficiente (LAMPKIN; PADEL, 1994).

Tratando-se especificamente da olericultura, as perspectivas de crescimento das áreas de cultivo orgânico são grandes. Tendo em vista que o cultivo convencional de olerícolas demanda altas quantidades de insumos agrícolas como fertilizantes e agrotóxicos, principalmente para as culturas folhosas, problemas sérios podem vir a acontecer, pois o uso de altas doses de adubos solúveis aliado a intensa aplicação de agrotóxicos, pode levar a

produção de alimentos de qualidade contestada, como já observado na cultura da alface (MIYAZAWA et al., 2001) e a um alto custo de produção (RODRIGUES, 1990).

Alguns anos atrás, a qualidade dos produtos orgânicos no ponto de vista visual (tamanho, coloração e formato), não era tão atraente como os cultivados na agricultura convencional. Contudo, com o equilíbrio dos solos, a qualidade visual da maioria dos produtos cultivados com métodos orgânicos, não mais difere dos provenientes de área de cultivo convencional (SOUSA, 2001).

2.2. Cultura do Milho

O milho é o segundo cereal mais produzido no mundo, e o Brasil é o terceiro maior produtor de milho do mundo, com uma produção de 51 milhões de toneladas no ano de 2009, atrás somente dos Estados Unidos e da China segundo a EMBRAPA (2011). Algo que torna o milho uma cultura de grande relevância na agricultura brasileira, principalmente na agricultura familiar.

A importância econômica do milho é caracterizada pelas diversas formas de sua utilização, que vai desde a alimentação animal até a indústria de alta tecnologia. O uso em grão na alimentação animal representa a maior parte do consumo desse cereal, isto é, cerca de 70% no mundo. No Brasil, varia de 60 a 80%, dependendo da fonte da estimativa e de ano para ano. Apesar de não ter uma participação muito grande no uso de milho em grão, a alimentação humana com derivados de milho, constitui fator importante de uso desse cereal. Embora seja versátil em seu uso, a produção de milho tem acompanhado basicamente o crescimento da produção de suínos e aves, tanto no Brasil como no mundo (CRUZ, 2006).

A cultura do milho tem um alto potencial produtivo, alcançando 10 t ha⁻¹ de grãos, no Brasil, em condições experimentais e por agricultores que adotam tecnologias convencionais adequadas. No entanto, o que se observa na prática, são produtividades baixas e irregulares, cerca de 3,5 t ha⁻¹ de grãos (CONAB, 2003). Esta baixa média de produtividade nacional, pode ser atribuída a uma grande diferença entre os níveis tecnológicos apresentados nas lavouras de milho brasileiras. Segundo Von Pinho (2001), em 43% da área cultivada com milho é observado baixo aporte tecnológico, enquanto apenas 11% da área cultivada usam tecnologia adequada aos altos índices de produção do milho como fertilização e irrigação.

O nitrogênio (N) é o nutriente exigido em maior quantidade pela cultura, variando as recomendações da adubação nitrogenada em cobertura em cultivo de sequeiro para altas produtividades de 50 a 90 kg ha⁻¹ de N e, para cultivo irrigado, de 120 a 150 kg ha⁻¹ (SOUZA et al., 2003). Segundo Amaral Filho (2005), o aumento na dose de N mineral em cobertura promove acréscimo linear no teor de N foliar, na massa de 1.000 grãos, na produtividade e no teor de proteína nos grãos da cultura do milho. Esses resultados foram obtidos com o espaçamento entre linhas de 0,80 m e 80.000 plantas ha⁻¹.

Ao abordar manejo orgânico e a cultura do milho, observa-se uma pequena produção literária e existência de dados que quantifiquem a produção nacional do milho orgânico. Porém esforços têm sido empreendidos pela academia para composição do conhecimento sobre técnicas e características inerentes ao cultivo de milho orgânico (CAMPOS, 2004).

Quanto a eficiência energética do cultivo orgânico do milho, Campos (2004) comparou as eficiências energéticas dos cultivos orgânico e convencional do milho, e quantificou uma eficiência energética de 38,21% para cultivos orgânicos de milho, significativamente maior que o sistema convencional com 21,95%.

Ao avaliar dez variedades de milho em quatro densidades de plantio, em sistema de produção orgânico, Cruz et al. (2003) verificaram que sete variedades de milho produziram acima de 4.000 kg ha⁻¹, portanto, acima da média brasileira na safra 2002/03. No ano seguinte

Cruz et al. (2004) avaliaram 14 variedades de milho e dois híbridos duplos em sistema de produção orgânico para a produção de grãos e silagem. Os autores não encontraram diferenças significativas entre as cultivares e os híbridos, e os rendimentos variaram de 3.798 kg ha⁻¹, obtidos com a variedade Sol-da-Manhã, a 5.625 kg ha⁻¹, obtidos com a variedade AL Piratininga. Algo que indica que milhos híbridos podem não se a melhor opção quando o manejo orgânico é adotado.

Alvarenga et al. (2002) obtiveram uma produção de até 4.500 kg ha⁻¹ de milho grão em cultivo intercalar com leguminosas utilizadas na adubação verde e manejo de controle de plantas espontâneas. Os mesmos autores verificaram que os teores foliares de macronutrientes da cultura apresentavam índices satisfatórios para a cultura com exceção do cultivo intercalar de milho com lablab (*Lablab purpureus*).

2.3. Suinocultura Brasileira.

A suinocultura brasileira é marcada por uma grande transição tecnológica fundamentada na qualidade genética dos animais e da utilização de insumos em sua criação. O que observou-se na suinocultura brasileira foi a transformação do modelo produtivo, como ressalta Guivant & Miranda (2004), de uma atividade praticamente artesanal até a década de 70 a uma atividade altamente tecnificada e de expressão econômica internacional de destaque, como afirma Miele (2007).

A Suinocultura é responsável pela renda de 2,7 milhões de brasileiros, sendo que para 733.000 pessoas ela é a principal fonte de renda, e está presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades rurais existentes no País. A mesma utiliza principalmente mão-de-obra familiar uma vez que em torno de 81,7% dos suínos são criados em unidades de até 100 hectares como destaca Perdomo et al. (2010). Desta forma a atividade age como instrumento de fixação do homem no campo, e necessita de forte atenção de políticas públicas que garantam a sua manutenção, algo que implica diretamente no controle dos impactos ambientais gerados pela mesma.

Este cenário colocou o Brasil entre os maiores produtores e exportadores de carne de suíno do mundo. Detendo a quinta colocação no ranking dos produtores de carne suína (3,26% do total mundial), o Brasil conta com um rebanho de 40,5 milhões de cabeças segundo o IBGE (2011). De acordo com dados da Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína (ABIPECS, 2012), o Brasil exportou até julho de 2011, 44,2 mil toneladas de carne suína gerando uma receita cambial de US\$ 108,3 milhões.

A região sul do Brasil concentra 65,8% de todo abate nacional de suínos e tem como maior produtor o Estado de Santa Catarina (26,2% do total abatido) seguido pelos estados do Rio Grande do Sul (21,4%) e Paraná (18,2%) (IBGE, 2011). Esse tipo de concentração favorece as questões logísticas de uma cadeia produtiva. Porém na ótica ambiental ressaltada por diversos pesquisadores, as regiões de concentração de granjas de suínos, principalmente o Sul do Brasil apresentam, mediante estudos de investigação, forte aumento da poluição ambiental, ocasionado principalmente pela falta de planejamento e de políticas adequadas que levaram a realização de práticas insustentáveis como afirmam Filho e Souza (2004).

Algo que indica, apesar da alta tecnificação das atividades de produção, que a gestão dos resíduos da atividade ficou por muito tempo em “segundo plano” entre as prioridades do setor, faltando ainda uma universalização dos sistemas de tratamento de resíduos como afirma Gartner (2005). Desta forma a produção de resíduos pela Suinocultura tem causado impactos ambientais, pois está acima da capacidade de assimilação dos resíduos pelo meio ambiente. Estes impactos ambientais oneram o poder público, na medida em que aumentam o custo com saúde pública.

Dentre os principais impactos ambientais gerados pela atividade suinícola se encontram: a emissão de gases nocivos à atmosfera, o risco à biodiversidade, a disposição inadequada dos subprodutos da atividade no solo e a contaminação de ambientes aquáticos, tanto por emissão direta dos efluentes da produção de animais em corpos hídricos como por contaminação indireta (KUNZ et al., 2009).

Atualmente a pesquisa agrícola tem empenhado esforços no desenvolvimento de tecnologias que visam reduzir os impactos gerados pela disposição de resíduos da Suinocultura, e também no monitoramento de áreas destinadas a esse sistema de produção; a fim de compreender e validar as tecnologias atualmente empregadas na gestão dos resíduos (MATOS et al. 2009). Bastos & Mara (1992) apresentam pelo menos três vantagens da disposição de efluentes líquidos da Suinocultura: o tratamento do dejetos, o fornecimento de água e a disponibilidade de nutrientes.

Ali (1987) e Hamoda & Al-awabi (1996) enfatizam ainda a redução do consumo de água como fundamento para utilização dos efluentes como suplemento às laminas de irrigação, principalmente em regiões aonde se observa uma pressão excessiva sobre esse recurso. A utilização de águas residuárias provenientes da criação de suínos (ARS), segundo Costa et al. (2000), pode proporcionar economia e ganhos financeiros com o aumento do rendimento das culturas, redução da aplicação de fertilizantes químicos e consumo de água e a melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo. Porém, o autor afirma que aumentaram consideravelmente os relatos de problemas de contaminação do solo, rios e cursos d'água no Sul do Brasil devido ao uso excessivo de dejetos suínos sem tratamento ou tratados de forma inadequada.

A quantidade total de esterco produzida por um suíno varia de acordo com o seu desenvolvimento, mas apresenta valores decrescentes de 8,5 a 4,9% em relação a seu peso vivo por dia na faixa de 15 a 100 kg. Cada suíno adulto produz em média 7 a 8 litros de dejetos líquidos por dia ou 0,21 a 0,24m³ de dejetos por mês durante o ciclo criatório (DIESEL et al., 2002). Ao considerar os dados apresentados por Diesel et al. (2002) e o número de cabeças do rebanho nacional, estima-se que o potencial fertilizante das ARS chega a 16 mil toneladas de Nitrogênio. Valor pequeno frente ao consumo de N pela agricultura brasileira, mas ao contextualizar as tecnologias utilizadas na disposição desses resíduos e o poder fiscalizador dos órgãos ambientais e o crescimento da atividade no Brasil, observa-se uma fonte poluidora de crescente magnitude.

Alternativas para a gestão dos resíduos como a utilização de biodigestores e aplicação de agentes flocculantes, tem sido empregadas na concentração desses resíduos, entretanto muitas vezes esbarram no fator econômico e não são adotadas por produtores. Frente a este fato, alternativas baseadas na agroecologia são apontadas como um caminho viável para a redução dos impactos ambientais gerados pela criação animal (ESPÍNDOLA et al, 2006).

Merten (2002) salienta que princípios como rotação de culturas, manejo integrado de pragas, uso de adubos verdes, podem reduzir significativamente as cargas poluidoras dos dejetos de suíno. Neste sentido o autor indica o modelo de produção baseado na agroecologia como de grande interesse para a sociedade, uma vez que esse sistema é baseado no uso de tecnologias de produção de baixo impacto aos recursos hídricos. Algo que corrobora com a afirmação de Gliessman (2001), que considera como um dos fatores de sustentabilidade dos agroecossistemas a qualidade da água subterrânea, em particular a lixiviação de nutrientes como nitratos e outros contaminantes.

2.4. Utilização de ARS na Fertilização de Cultivos

A utilização da água residuária da suinocultura na fertilização de solos agrícolas tem apresentado resultados promissores quanto ao aumento da fertilidade nos solos submetidos a essa prática. Esses resultados são expressivos uma vez que um dos maiores problemas enfrentados pela suinocultura é o planejamento da gestão de resíduos gerados por essa atividade (BAUMGARTNER et al., 2007).

A suinocultura é considerada pelos órgãos ambientais, uma atividade potencialmente causadora de degradação ambiental. Nos últimos anos, na região oeste do Paraná, o uso da ARS na fertirrigação de culturas tem aumentado, apresentando assim melhora nas condições do solo devido ao fornecimento de nutrientes, além de economizar custos com fertilização e água potável (KESSLER, 2012).

A água residuária de suinocultura é, sabidamente, fonte rica em diversos nutrientes necessários ao desenvolvimento das plantas e, mesmo aplicada em grandes quantidades na cultura do milho, não resultou em fitotoxicidade capaz de afetar negativamente os componentes de produção, considerando-se apenas um plantio. No entanto, há de se considerar o elevado potencial de contaminação de águas subterrâneas quando aplicada em doses elevadas (FREITAS et al, 2004).

O solo, considerado um sistema disperso, polifásico e heterogêneo, possui propriedades que possibilitam sua utilização como meio de tratamento de águas residuárias. Este filtro natural, constituído pela matriz solo, com suas propriedades de adsorção química e física, pelas plantas e pelos microrganismos, pode atuar como depurador de águas residuárias por meio da intercepção dos sólidos em suspensão e remoção de nutrientes, além da oxidação do material orgânico promovido por bactérias que se estabelecem no próprio solo (MATOS, 2006).

Entretanto, a utilização da fertirrigação com água residuária pode provocar, a longo prazo, alterações das características físico-químicas do solo indesejáveis como: a redução da capacidade de infiltração da água, o acúmulo de sais e metais pesados, e sua lixiviação a camadas sub-superficiais do perfil do solo. Esse processo de percolação constitui um risco potencial de contaminação freática, algo indesejável frente a preservação dos solos e dos recursos hídricos (SUSZEK et al. 2005).

Quanto a percolação de sais e metais pesados, um cuidado especial deve ser tomado em relação a aplicação de ARS em solos de textura arenosa. Segundo Melo et al.(2006), a percolação de íons no perfil do solo está diretamente relacionada a condutividade hidráulica e a capacidade de adsorção do mesmo, tornando necessária cautela quanto a aplicação de ARS em solos arenosos afim de evitar possível contaminação freática.

Dentre os metais pesados, o cobre e o zinco têm sido motivo de maior preocupação, uma vez que são importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulação de antibióticos, aumentando os riscos de contaminação ambiental. Embora os dejetos de suínos apresentem baixas concentrações de Zn e Cu, que são elementos essenciais para a maioria dos seres vivos, sua aplicação em doses excessivas pode resultar na acumulação destes elementos no solo, o que pode acarretar intoxicação não só às plantas, mas também, nos demais níveis da cadeia alimentar (OLIVEIRA et al., 2004).

Assim, para que a disposição de efluentes líquidos no solo não produza riscos de salinização e de contaminação ambiental, torna-se necessário o conhecimento da capacidade de suporte de cada sistema solo-planta para que se possa estabelecer a taxa de aplicação mais adequada, de forma a resguardar a integridade dos recursos naturais (MATOS, 2006).

A quantidade diária de água residuária produzida em uma granja de suínos, depende, dentre outros atores, do número e da idade dos animais; da quantidade de água utilizada na

higienização das baias e bebedouros; de resíduos de ração, pêlos, poeira e outros materiais decorrentes do processo criatório (CORRÊA e CORRÊA, 2003).

Segundo Konzen et al. (1997), a quantidade equivalente a uma tonelada de adubo Nitrogênio-Fosforo-Potássio (NPK 9-33-12 + uréia), pode ser obtida por meio do emprego de 55 a 60 toneladas de ARS. Desta forma seria necessária a aplicação de 17 a 18 t ha⁻¹ de ARS para proceder a adubação recomendada para a cultura do milho no decorrer de seu cultivo.

Diversos autores apresentam em seus estudos, resultados variados quanto: a fertilidade do solo, natureza das soluções percoladas em seu perfil. Porém é pequeno o numero de estudos relativos às características fisiológicas, morfológicas e sanitárias da cultura do milho, quando submetida a aplicação de águas residuárias (KESSLER, 2012). Fato que se reduz quanto a estudos sobre esse tipo de manejo em sistemas orgânicos e agroecológicos de produção.

Cameron et al. (1995) aplicaram 200 kg ha⁻¹ de N por meio de aplicação de ARS (220 m³ ha⁻¹), e quantificaram 42 mg L⁻¹ de nitrato (N-NO₃⁻) na solução percolada em um solo litólito com perfil raso na Nova Zelândia. Concentração inferior a permitida para águas efluentes (100 mg L⁻¹) (AMDUR et al., 1991). Fey (2006) avaliou a aplicação de doses de ARS suficientes para a aplicação de 151; 303; 454; 603; e 757 kg ha⁻¹ano⁻¹ de nitrogênio total, em um Latossolo distrófico. As doses foram parceladas em sete aplicações no período de 12 meses em pastagem de Tifton 85. Neste estudo não foi observada alteração nos teores de nitratos do solo. Primavesi et al. (2006), obteve resultado semelhante ao trabalhar com adubação química a base de uréia (0 a 1000 kg de N ha⁻¹ano⁻¹) em um solo de textura média cultivado com pastagem de capim coarctos.

Estes resultados se contrapõem aos resultados obtidos por Gast et al., (1978), que utilizaram fertilizante inorgânico e doses que variaram de 0 a 448 kg de N ha⁻¹, na cultura do milho, na dose de N superiores a 112 kg ha⁻¹, verificaram aumento dos teores de nitratos no perfil do solo até a profundidade de 2,20 m.

Barros et al. (2005), trabalhando em um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico de textura argilosa, observaram em solo sem cobertura vegetal aumentos significativos nos teores de nitrogênio total do solo após aplicação de 400 de N ha⁻¹ na forma de dejetos suínos.

Miyazawa et al., (2009) observaram que a concentração de amônio até a profundidade de 0,60 m no solo não foi alterada pela aplicação de dejetos de suíno. Os tratamentos foram implantados em sistemas de plantio convencional e direto e adubados com dejetos líquido de suíno (2,34% M.S.) nas doses de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ano⁻¹ (divididos em duas vezes). Neste estudo ocorreu uma variação média da concentração de amônio (N-NH₄⁺) de 8,0 mg kg⁻¹, e não apresentou relação com as doses de dejetos (0 a 53,2 kg de N ha⁻¹).

Smanhotto et al. (2009) avaliaram a lixiviação de sais em lisímetros de drenagem submetidos à aplicação de ARS, e observou que a aplicação de uma lâmina de ARS com limite de 300 m³ ha⁻¹, no período de 114 dias para a cultura de soja; não apresentou tendência de não contaminação do solo e do lençol freático pelo excesso de sais.

Chateaubriand (1988), em experimento com ARS aplicada na cultura do milho por meio de sistemas de irrigação por sulco, verificou que não afetou significativamente os valores de pH e Ca-trocável do solo, ocasionando pequena tendência de aumento do Mg-trocável. Nas aplicações de 50 a 200 m³ ha⁻¹ houve uma tendência de aumento nos teores de potássio e fósforo nas camadas de 0-10 e 10-20 cm do solo na época de floração. Relatam que aplicação de águas residuárias de suinocultura com e sem peneiramento, nas diversas lâminas estudadas, promoveu alteração nas características químicas do solo. Os níveis de proteína bruta nos grãos de milho, encontrados nos tratamentos com ARB e com ARS foram cerca de 23 e 35,8% respectivamente, superiores aos encontrados na testemunha. Os conteúdos dos nutrientes analisados nos dois tratamentos com águas residuárias foram iguais entre si e superiores à testemunha, e a produtividade de matéria seca foi maior nos tratamentos que

receberam águas residuárias de suinocultura, independente da lâmina aplicada; e o peneiramento não afetou significativamente a produtividade da matéria seca.

Vasconcellos et al. (2001), realizaram um experimento no qual a ARS foi aplicada em intervalos de 15 dias, na fertirrigação do cultivo de minimilho. Foi observado pelos autores que o potássio (K) não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos em nenhum dos tempos avaliados apesar de estar em maior quantidade na água residuária, associando esse fato a alta taxa de exportação desse nutriente através das espiguetas (20 kg ha^{-1} de K).

Zanuzo et al., (2012) concluíram em experimento que avaliou o acúmulo de íons frente a aplicação de ARS na cultura do milho; que todo o potássio ($16,8$ a $67,5 \text{ kg ha}^{-1}$) aplicado foi absorvido pela cultura, o que evitou efeitos dos tratamentos no potássio lixiviado. Pode-se concluir com base nos resultados obtidos pelos autores nas condições deste experimento que: o cálcio (Ca) do solo apresentou as maiores médias antes e depois da irrigação com água residuária da suinocultura (ARS), sendo que a maior média foi encontrada depois da última irrigação com água residuária e as maiores concentrações dos cátions foram determinadas na seguinte ordem $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$. Observou-se também que as concentrações médias dos lixiviados foram maiores para os elementos químicos estudados na seguinte ordem: $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$ e que os tratamentos com maiores taxas de ARS, produziram maiores concentrações significativas nos lixiviados para Na^+ , apenas no final do experimento.

Berwanger (2006) utilizou em seu experimento lâminas de 480 e $960 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, e observou que a migração do fósforo ocorre em todas as profundidades, porém sua maior concentração ocorre na profundidade de $0,15 \text{ m}$. Em um estudo que durou quatro anos o autor verificou que aplicações de ARS com uma lâmina $960 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, suprimem a necessidade de nutrientes para a cultura do milho. Esse resultado corrobora com os resultados obtidos por Freitas et al. (2004), que trabalhando com a adição de águas residuárias da suinocultura, observou que os valores de fósforo apresentaram pequena concentração desse nutriente no lixiviado dos lisímetros, em decorrência de sua baixa mobilidade no solo, ficando grande parte retida na camada de 0 a $0,50 \text{ m}$.

Ceretta et al. (2003), aplicando uma lâmina de $560 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ durante 4 anos em área de pastagem natural, obteve uma acumulação de fósforo na camada de $0 - 0,025 \text{ m}$ na concentração de $1,664 \text{ mg L}^{-1}$ disponível em solo. Ao trabalhar com aplicação de ARS, também em pastagens naturais; Durigon et al. (2002) observaram que a quantidade de fósforo absorvida pelas plantas é pequena em relação à aplicada pelo dejetos. Em seu estudo o autor quantificou um valor Máximo de fósforo acumulado nas plantas de $8,1 \%$ do total de fósforo aplicado, com uma lâmina acumulada na aplicação de ARS após quatro anos de $560 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Ao analisar a lixiviação de nitrogênio, fósforo e potássio na cultura do feijão irrigado com ARS, Doblinski et al. (2007), observaram um acúmulo progressivo de fósforo nas camadas superficiais de um solo cultivado com feijão, a medida que era aumentada a lâmina de ARS aplicada ($50, 100, 150$ e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$).

Prior et al., avaliou o efeito acumulativo e a percolação do fósforo promovido por cinco lâminas de ARS ($0; 112,5; 225; 337,5$ e $450 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ por ciclo), combinadas com duas adubações de solo (50 e 75%), em Latossolo Vermelho distroférrico cultivado com milho. Os autores observaram que as maiores lâminas de ARS apresentam maior acúmulo de fósforo no solo. Para o percolado, os índices de fósforo encontrados não apresentaram riscos de contaminação para os mananciais. Todas as doses de ARS utilizados no experimento apresentaram concentrações abaixo das indicadas pelo CONAMA (2005).

King et al. (1985), aplicando o efluente de lagoa anaeróbia de suinocultura no capim-coastcross, nas taxas de $335, 670$ e $1340 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, obtiveram aumento na concentração de fósforo na superfície e de potássio, sódio, cálcio e magnésio em profundidade.

Resultados semelhantes foram obtidos por Campelo (1999), que avaliou a capacidade de um Podzólico Vermelho Amarelo, sem cobertura vegetal, em infiltrar águas residuárias de suinocultura com quatro diferentes concentrações de sólidos totais (2,40; 7,00; 16,30 e 26,90kg m⁻³) e encontrou aumento nas concentrações de cálcio, cobre, zinco e fósforo nas camadas superficiais do solo.

Sampaio et al. (2010), em experimento que analisou a dinâmica do nitrato em solo cultivado com milho, observou resultado oposto ao obtido por Kanwar et al. (1997), que indicou um potencial risco de contaminação freática por nitrato quando utilizadas lâminas elevadas de ARS. Os autores observaram uma variação das concentrações de nitrato frente aos estádios fenológicos da cultura do milho, corroborando com a conclusão de Yamada (1996), que afirma que a lamina aplicada de ARS deve estar associada ao estágio fenológico da cultura para minimizar a percolação de nutrientes no perfil do solo. A concentração de nitrato no percolado foi aumentada com o tempo de aplicação, porém não atingiu concentração que provocasse potencial risco de contaminação freática após 125 DAS.

Teixeira de Matos et al. (1997) não verificaram aumento nas concentrações de cobre e zinco trocáveis no perfil do solo submetido à aplicação de esterco líquido de suínos nas doses de 0, 50, 100, 150 e 200m³ ha⁻¹, sendo que neste caso a aplicação foi efetuada, na sua totalidade, em uma só vez.

Queiroz et al. (2007) observaram que o cobre, diferentemente do encontrado para outros nutrientes analisados (fósforo, potássio, sódio e zinco), apresentou sua concentração reduzida frente ao solo inicial em ambos os tratamentos aplicados. O que indicou que este mineral, tal como foi verificado por Matos et al. (1997), além de em parte extraído pela cultura, tornou-se menos disponível em razão da complexação pela matéria orgânica do solo que era adicionada com o efluente líquido de suíno, tornando-se, dessa forma, não extraível com extratores fracos. Ainda abordando os estudos de Queiroz et al. (2007), os nutrientes fósforo, potássio, sódio e zinco aplicados com o esterco líquido de suínos, acumularam no solo na profundidade de 0 a 0,20m, sendo recomendável um monitoramento das características químicas do solo, ao longo de seu perfil e das águas subterrâneas para que se avaliem riscos de contaminação ambiental. O solo que recebeu esterco líquido de suínos teve aumento na soma de bases, CTC e alumínio trocável e decréscimo do pH e da saturação por bases.

Frente aos resultados apresentados, pode-se observar que a utilização correta da ARS apresenta-se promissora, tanto no benefício de cultivos pelo aporte de fertilidade quanto nos aspectos econômicos e ambientais de unidades produtivas que adotam esse tipo de integração no ambiente produtivo.

2.5. Suinocultura e a Contaminação dos Solos

A suinocultura é uma atividade considerada pelos órgãos ambientais como “atividade potencialmente causadora de degradação ambiental”, sendo enquadrada como de grande potencial poluidor. Pela Legislação Ambiental (Lei 9.605/98 - Lei de Crimes Ambientais), o produtor pode ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde de homens e animais (PERDOMO et al., 2010). O aumento da demanda pela carne suína e consequente aumento da produção, contribuíram de forma significativa para essa postura legal do estado (SOARES et al., 2003).

Até as décadas de 50 e 60, a produção de suínos no Brasil, era predominantemente artesanal. Porém, a partir dos anos 70, a suinocultura brasileira iniciou uma fase de grandes transformações, principalmente devido à inclusão de novas tecnologias como: promotores de crescimento, antibióticos e fontes inorgânicas de minerais. Tais insumos inseridos com o

objetivo de aumentar a capacidade produtiva passaram a se tornar fonte de contaminação do ambiente ao longo do tempo (GUIVANT & MIRANDA, 2004).

Entre as atividades de pecuária, a que representa maior risco à contaminação das águas é a suinocultura, devido à grande produção de efluentes altamente poluentes produzidos e lançados ao solo e nos cursos de água sem tratamento prévio (EMBRAPA, 1998). O principal problema ambiental da criação de suínos é o sistema de confinamento que gera um grande volume de dejetos dentro de pequenas propriedades rurais. A preocupação do impacto deste dejetos sobre o ambiente cresce em importância, porque além da limitação de área, sua distribuição em áreas mais distantes das unidades de produção não é economicamente viável (SEGANFREDO & GIROTTO, 2004). Fora este fato, a topografia acidentada pode inviabilizar a aplicação mecânica de dejetos em parte da propriedade, o que tem levado produtores a utilizarem sempre as mesmas áreas como locais de descarte.

A produção intensiva e o aumento de produtividade também resultaram no aumento da poluição por dejetos suínos, que têm causado desequilíbrios ecológicos em diversos municípios da região Sul, principalmente no oeste do Estado de Santa Catarina. Este panorama foi agravado a partir da década de 1970, quando a produção desse resíduo orgânico excedeu em grande parte sua capacidade de absorção pelo meio ambiente (NICOLAIEWSKY et al., 1998).

Em termos práticos, observa-se que a maioria dos suinocultores do estado do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, utiliza sistemas de produção que geram quantidades elevadas de dejetos líquidos, ocasionado principalmente por vazamentos no sistema hidráulico, desperdício de água nos bebedouros e sistema de limpeza inadequados (MATTIAS, 2006). A problemática se agrava devido a sistemas de armazenagem subdimensionados, infra-estrutura de distribuição deficiente e pequena área agrícola para aplicação dos dejetos (DARTORA et al., 1998).

Segundo Oliveira (2004) Com a intensificação da suinocultura tecnificada em algumas regiões brasileiras, como na Zona da Mata Mineira, verificou-se considerável aumento na produção de águas residuárias de suinocultura (ARS), que se transformaram em uma das maiores fontes poluidoras de mananciais de água. Além disso, a suinocultura também oferece o risco de salinização do solo, poluição do solo e plantas com metais pesados e contaminação do homem e animais por agentes patogênicos provenientes dos dejetos (Matos et al., 1997).

A fertirrigação com águas residuárias da suinocultura vem sendo muito difundida no País, principalmente na região sul do Brasil, entretanto, o alto potencial poluidor dos dejetos pode tornar uma solução econômica em uma ameaça de contaminação de solos e águas superficiais e subterrâneas, se utilizados em quantidades excessivas (ANAMI, 2008). Ou seja, sua aplicação pode exceder a capacidade de biossorção do solo, aumentando a mobilidade de sais e metais, conseqüentemente suas presenças na solução percolada para as camadas do solo em contato freático e potencializando a poluição das águas subsuperficiais (SAMPAIO, 2010).

A disposição de dejetos líquido de suínos sucessivamente ao longo dos anos nas mesmas áreas, pode causar sérios problemas com contaminação de águas subsuperficiais e rios com nitrato e fósforo (L'HERROUX et al., 1997; BASSO, 2003; CERETTA et al., 2005; BASSO et al., 2005; BERWANGER, 2006). Alguns autores chegaram a constatar o aumento da presença de nitratos nas águas subterrâneas, em níveis até dez vezes superiores à quantidade inicial, em função do excesso de nitrogênio disposto no solo (PELLISSARI et al., 2009; ANAMI et al., 2008; DAL BOSCO et al., 2008; ANAMI et al., 2007; BAUMGARNTER et al., 2007; SAMPAIO et al., 2007) O fósforo também tem sido constantemente estudado quanto ao seu potencial poluidor pois pode, em determinadas situações, atingir redes de drenagem, comprometendo-as pelo processo de eutrofização, (MATTIAS, 2006).

Outro problema é a possibilidade de contaminação do solo e da água devido à alta concentração de metais pesados como Zn e Cu, que os dejetos líquidos de suínos possuem (L'HERROUX et al., 1997, HSU & LO, 2000, GRÄBER et al., 2005, MATTIAS, 2006). Algo preocupante, pois se sabe que metais pesados são bioacumulativos, e os processos de remediação envolvem vultoso investimento e interdição de áreas às atividades produtivas e recreativas.

Toda via, a lixiviação de sais e o processo de iluviação dos compostos orgânicos do solo, não são a única via de contaminação dos recursos hídricos. Segundo Merten (2002), os poluentes resultantes do deflúvio superficial agrícola são constituídos de sedimentos, nutrientes, agroquímicos e dejetos animais. O autor afirma que a degradação dos mananciais proveniente do deflúvio superficial agrícola, se deve ao aumento da atividade primária das plantas e algas em decorrência do aporte de nitrogênio e fósforo, provenientes das lavouras e da produção animal em regime confinado. O crescimento excessivo de algas e plantas reduz a disponibilidade de oxigênio dissolvido nas águas, afetando adversamente o ecossistema aquático.

Nos Estados Unidos, admite-se que 50% a 60% da carga poluente que contamina lagos e rios, são provenientes da agricultura (GBUREK & SHARPLEY, 1997). No Brasil, esse problema não parece ser diferente, uma vez que os registros do Sistema Único de Saúde (SUS) mostram que 80% das internações hospitalares nas áreas rurais do país são devidas a doenças de veiculação hídrica, ou seja, doenças que ocorrem devido à qualidade imprópria da água para consumo humano (MERTEN, 2002)

2.6. Contaminação Biológica e a Utilização de ARS na Fertilização dos Cultivos

Dentre os tipos de contaminação proveniente da utilização da ARS, o que promove efeitos deletérios a saúde humana em menor espaço de tempo é a contaminação biológica. Como dito anteriormente 80% das internações hospitalares nas áreas rurais do país são devidas a doenças de veiculação hídrica de agentes patogênicos, entre eles: a *Salmonella* spp e a *Escherichia coli*, e vermes; todos estes encontrados na ARS (MERTEN, 2002).

Entretanto estudos vêm demonstrando o alto potencial do solo em promover a redução de agentes patogênicos em seu meio físico pela competição em seu meio biológico com patógenos deletérios a saúde humana. Isso promove uma redução significativa de unidades formadoras de colônias dos patógenos presentes na ARS. Baumgartner (2007) observou em seu trabalho que, embora fossem altas as concentrações de *Escherichia coli* nas ARS aplicadas, depois de sete dias ocorria uma redução desses patógenos aos índices de ocorrência natural dos solos analisados. Algo que não ocorreu com as plantas de alface produzidas na área aonde se realizou o experimento, as quais apresentaram alto nível de contaminação por este coliforme. O que indica forte restrição de utilização de ARS, sem tratamento adequado, em culturas olerícolas de consumo “in natura”. O autor observou também que a aplicação de águas residuárias em substituição à adubação convencional não produziu efeitos diferenciados entre os tratamentos.

Estes resultados diferenciam-se dos obtidos por Costa-Vargas et al. (1991), que observaram, em um sistema de alface irrigada com águas residuárias tratadas em lagoa de estabilização, que a interrupção da irrigação garante a descontaminação das plantas e do solo em uma semana. Os mesmos afirmam que a presença de bactérias nas hortaliças irrigadas com águas residuárias, encontra-se dentro da faixa recomendada pela Organização Mundial de Saúde (OMS), e não oferece riscos à saúde pública. Este fato serve de premissa para a importância da padronização das tecnologias utilizadas na bioestabilização dos efluentes da suinocultura. O que foi confirmado por Oron et al. (1991) ao observar, em condição

experimental, que cinco dias após cessada a irrigação com águas residuárias na cultura da alface, ocorreu a descontaminação por *Salmonella* spp e que os níveis iniciais de coliformes fecais e *Escherichia coli* foram decrescendo.

Nesta mesma linha de raciocínio, Barros (2003) avaliou o potencial de contaminação de águas residuárias da suinocultura em diferentes intervalos de bioestabilização em esterqueiras (0 a 120 dias), e observou que esse tratamento dos efluentes não foi suficiente para a redução a níveis satisfatórios a sua adequação na utilização como água de irrigação, e obteve valores acima de 1000 UFC/100 mL⁻¹. Somente quando associado à disposição em lisímetros de drenagem foi observada uma redução eficiente do efeito contaminante dos resíduos da suinocultura pela análise dos percolados. O autor observou ainda que os solos com textura média foram mais eficientes no processo de redução da carga contaminante quando comparados com solos de textura arenosa e argilosa, atribuindo esse efeito ao pH do solo de textura média

(pH < 7). Porém, Araujo et al. (1999) verificaram em alfaces irrigadas com água de um riacho, índices de coliformes fecais acima de 200 UFC 100 g⁻¹, o que segundo a OMS, as tornam inaptas ao consumo humano.

2.7. Alteração das Características Físicas de Solos Fertilizados com ARS

A lixiviação e o escoamento superficial são os dois principais fatores no processo de retirada de elementos do perfil do solo pela água. Esses dois processos estão diretamente ligados a condutividade hidráulica do solo. Segundo Maria et al. (1993) as bases, como cálcio e magnésio são substituídas por hidrogênio e alumínio no processo de lixiviação. O que intensifica a acidificação e influencia diretamente: na imobilização de sais e metais contidos no solo, na atividade microbológica do solo e conseqüentemente, na formação de substâncias húmicas; que em solos arenosos compõem prioritariamente a fração coloidal.

Quanto maior a condutividade hidráulica de um solo, maior é a possibilidade de percolação e iluviação de elementos no solo. Uma vez que o aporte de matéria orgânica do solo pela aplicação de ARS promove o aumento da atividade microbológica, e confere a este uma melhor agregação e formação de canais preferenciais de infiltração pelo trânsito da macrofauna do solo; a condutividade hidráulica tende a aumentar como o observado em estudos realizados em colunas de solo (AMARAL et al., 2004). No entanto, Girroto (2007) afirma que os dejetos possuem altas concentrações de sólidos, o que pode provocar alteração na capacidade de infiltração do solo, ocasionada pelo entupimento de poros e pela formação de crosta em sua superfície logo após aplicação do dejetos ao solo. Este efeito foi observado também por Bertol (2005) o qual atribuiu esse comportamento hidrofóbico da superfície do solo à aplicação de altas doses de dejetos, algo que promove a formação de uma “capa”biológica. O mesmo relata que esse fenômeno é observado em muitas áreas aonde se pratica a disposição de efluentes da suinocultura.

Oliveira et al. (2001) enfatizam que a formação de crostas superficiais origina, além de problemas de infiltração; problemas de germinação e de emergência de plântulas. Assim, a aplicação de águas residuárias da suinocultura deveria ser associada a práticas agrícolas que promovam a escarificação do solo, visando ao rompimento do selamento superficial e o aumento da capacidade de infiltração. Os autores indicam que essa prática deve levar em consideração: a declividade, a profundidade do perfil do solo e o regime de precipitações. Pois o revolvimento da camada superficial do solo aumenta as perdas por escoamento. o que pode gerar risco de contaminação das calhas de drenagem do relevo.

Alcarde et al., (2000), enfatizam que, o risco de percolação de sais é maior nos solos arenosos e pobres em matéria orgânica, com poucas cargas negativas para reter esses

elementos, que têm carga positiva, associados a alta condutividade hidráulica desses solos. Principalmente quando estes estão em regiões aonde ocorrem precipitações intensas, o que foi apresentado por Steenhuis et al (1981) ao constatarem em seus estudos que perdas de N de 25 a 50% ocorreram após aplicação do dejetos de suínos e ocorrência de chuvas intensas sucessivas.

Outra característica física do solo de relevância nos estudos referentes à aplicação de ARS nos solos é a condutividade elétrica. Esta é diretamente relacionada às concentrações de sais no perfil do solo. Segundo Mantovani, Bernardo e Palaretti, (2006), uma classificação para definir o grau de salinidade de um solo foi proposto pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, segundo o qual um solo, para ser considerado salino, deve apresentar condutividade elétrica (CE) maior que 4 dS m^{-1} (a 25°C), uma percentagem de sódio trocável menor que 15% e pH inferior a 8,5.

Anami (2008) avaliou o processo de lixiviação de íons nitrato e fosfato em colunas de solo, obtendo-se os coeficientes de dispersão hidrodinâmico e o fator de retardamento para a determinação do potencial de contaminação dos lençóis de água subterrâneos. O mesmo relata o aumento significativo da condutividade elétrica do solo após a aplicação de ARS, e afirma o alto potencial de salinização de solos submetidos a esse tratamento.

Maggi et al.(2011) salientam que elevados valores de condutividade elétrica nas águas percoladas podem estar associadas ao carreamento de íons de alta mobilidade, como sódio e potássio, presentes na ARS. Isto é atribuído ao fato da ARS apresentar concentrações apreciáveis de sais, inclusive de sódio devido à adição de sais minerais e de cloreto de sódio às rações, com o objetivo nutricional e conferir palatabilidade as mesmas (EMBRAPA, 2006). Desta forma apresentam alto potencial de salinização dos solos como será abordado a seguir.

2.8. Alteração das Características Químicas de Solos Fertilizados com ARS

Segundo Freire et al. (2013), quando realiza-se uma adubação, o principal objetivo é a alteração das características químicas do solo para aumentar a capacidade de produção das culturas e promover a manutenção de sua fertilidade, e conseqüente conservação do mesmo. A retenção e disponibilização desses nutrientes no solo é um processo dinâmico e esta relacionado à capacidade natural de adsorção nas frações coloidais (argila e humos) mediante sua interação com o pH e a presença de óxidos e hidróxidos no solo. Sendo assim os solos tem capacidades específicas de aporte as demandas das culturas, que estão associados aos fatores de formação inerentes a cada classe de solos e que definem: a atividade de argila, atividade biológica e o grau de oxidação de seus constituintes.

Todos esses fatores estão associados à intervenção antrópica neles realizada, desta forma, a manutenção da fertilidade sem comprometimento ambiental, é o desejável quando abordada a sustentabilidade do sistema de produção. No entanto fatores econômicos regem os sistemas de produção, isso implica uma forte pressão sobre os sistemas produzidos e conduz agricultores a práticas que podem promover a degradação de seu precioso recurso, o solo (GLIESSMAN, 2001; PRIMAVESI, 2006).

O nitrato (NO_3^-) e o amônio (NH_4^+) ocorrem naturalmente em solos e águas, como produtos da mineralização do material orgânico. Grandes concentrações desses íons podem ocorrer quando ocorre lançamento de material orgânico ou aplicação de fertilizantes nitrogenados no solo (MATOS et al., 2004). A percolação de nitrato é influenciada pela textura, quantidade de adubo aplicado, tipo de adubação, exigência e absorção de nitrogênio pelas plantas, quantidade e frequência de precipitação pluvial, manejo da irrigação, condições de drenagem e dinâmica das transformações do nitrogênio como mineralização, imobilização e desnitrificação (CAMPBELL et al., 1993).

Barros et al. (2005), compararam a influência da adição de 400 kg . ha⁻¹ de nitrogênio nas características químicas de um Latossolo, adicionados através da ARS frente a adubos nitrogenados convencionais. Com enfoque nas formas de nitrato e amônio em relação ao nitrogênio mineralizado, e sob diferentes condições de temperatura e conteúdos de água, os autores verificaram que os microrganismos realizaram maior nitrificação na temperatura de 25 °C. Os autores constataram que a aplicação de ARS contribuiu para o aumento do pH e da condutividade elétrica, e que a concentração de nitrogênio total no solo com ARS foi, aproximadamente, 31,5% maior que no solo incubado com uréia. Esse fato foi atribuído a maior mobilidade do N sintético frente ao aplicado via ARS, devido ao nitrogênio contido na ARS estar associado a frações húmicas do solo, sofrendo menor percolação pela elevação do pH no mesmo. Isso indica que a aplicação da ARS contribuiu para o aumento do teor de nitrogênio no solo, o que promove menor pressão sobre a qualidade das águas subsuperficiais frente a utilização de formas sintéticas de nitrogênio.

Ao avaliar o efeito da aplicação de ARS um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, cultivado com quatro diferentes espécies de gramíneas a uma taxa de 800 kg . ha⁻¹ . dia⁻¹ de DBO₅, Queiroz et al. (2004) observaram que a aplicação de ARS proporcionou um acúmulo de fósforo, potássio, sódio e zinco no solo, na profundidade de 0 – 0,20 m, enquanto que as concentrações de magnésio e cobre reduziram e as de cálcio mantiveram-se iguais.

Em experimento no qual foram comparados solos com e sem adubação com ARS (100, 200 e 300 m³ ha⁻¹) cultivados com soja, Smanhotto (2008) verificou que a aplicação de ARS promoveu aumento da capacidade de troca de cátions do solo, no pH e no teor de matéria orgânica. Neste trabalho, o nitrogênio total não sofreu influência com a aplicação de ARS. Já as concentrações de nitrato no solo foram relacionadas às diferentes lâminas de ARS aplicadas de forma linear. A concentração de fósforo no solo também foi influenciada pela quantidade de ARS aplicada, em que as maiores concentrações de fósforo no solo foram verificadas para a maior taxa de ARS aplicada. Cabral (2011) avaliou o efeito da aplicação de ARS sobre as características químicas de um solo em lisímetro de drenagem. Foi observado pelo autor um aumento do magnésio e fósforo e a redução do alumínio trocável no solo. Não houve efeito significativo das doses de água residuária de suinocultura em relação à altura das plantas, massa verde e massa seca, enquanto a relação folha/colmo apresentou diferença estatística. O que indica que o aporte de matéria orgânica no solo pela adição de ARS pode promover a complexação do alumínio.

Também em um lisímetro de drenagem, Smanhotto (2009) verificou os efeitos da aplicação de diferentes taxas de ARS (0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹) sobre a concentração de nitrogênio total no solo e na água percolada. Ao longo do ciclo da cultura da soja, foi monitorada a concentração de nitrogênio total no solo e no material percolado. O autor concluiu que a concentração do nitrogênio total no solo e no lixiviado não foram dependentes da adubação e da ARS aplicada no cultivo da soja. Este resultado se contrapõe ao resultado obtido por Sampaio (2010) que avaliou o comportamento das formas de nitrogênio no material percolado e no solo quando cultivado com milho fertilizado com ARS em quatro taxas de aplicação (112,5; 225; 337,5 e 450 kg N ha⁻¹) e adubação convencional (AD), em dois níveis (15 e 25 kg N ha⁻¹). O mesmo concluiu que o nitrogênio inorgânico aumentou sua concentração em função da taxa de ARS e do tempo, sendo que o nitrato apresentou oscilações no decorrer do período, porém sua concentração final foi inferior à inicial. No material percolado a concentração de nitrato foi alterada pela adição de ARS em suas taxas e ao longo do período. O nitrogênio total apresentou aumento em suas concentrações, ao longo do período, em função da adição de ARS.

Basso (2005) avaliou a percolação de nitrogênio e fósforo em área submetida a aplicações sistemáticas de dejetos líquidos de suínos em um Argissolo Vermelho distrófico arênico, cultivado com a rotação aveia preta (*Avena strigosa*), milho (*Zea mays* L.) e nabo

forrageiro (*Raphanus sativus*) e fertilizado com ARS (0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹). O autor constatou que com o aumento da dose de dejetos ocorre incremento nas concentrações de nitrato na água percolada, principalmente logo após a aplicação e que coincide com estágios iniciais de desenvolvimento das culturas o que indica que o fornecimento de nutrientes via ARS deve ser realizado de acordo com a marcha de absorção das culturas. Não houve efeito expressivo da dose de dejetos sobre as concentrações de fósforo disponível na água percolada, e as perdas de nitrogênio e fósforo por percolação, foram pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas via dejetos de suínos. As concentrações de nitrato na água percolada nos maiores picos de perda tiveram valores acima do limite tolerável à qualidade da água, preconizados pela Resolução CONAMA 357/2005.

Gatiboni (2008) acompanhou as formas de acumulação de fósforo por meio do fracionamento químico do fósforo pelo método de Hedley em um solo submetido a sucessivas aplicações de ARS (0, 20 e 40 m³ ha⁻¹) durante cinco anos. Este relatou que a adição de dejetos líquidos de suínos ao solo provocou o acúmulo de fósforo nas frações inorgânicas lábeis extraídas por resina. A adição de dejetos ao solo provocou o acúmulo de fósforo nas frações inorgânicas de labilidade intermédia extraídas por NaOH 0,1 mol L⁻¹ e NaOH 0,5 mol L⁻¹, sendo a primeira, a principal forma de acumulação. A fração de fósforo pouco lábil extraída com HCl 1,0 mol L⁻¹ foi uma forma de acumulação no solo quando da adição de dejetos, enquanto a fração de fósforo residual não sofreu alterações.

Carneiro (2011) estudou a quantidade total de sais no lixiviado e no solo, durante quatro ciclos de culturas (milho, soja, aveia e soja, consecutivamente) fertilizados com ARS (0, 100, 200 e 300 m³.ha⁻¹) e combinadas com dois níveis de adubação (AD), 50 e 75% da necessidade da cultura (milho), em três repetições. De maneira geral, as aplicações de ARS até 300 m³.ha⁻¹, combinadas com adubações de 50 e 75% da necessidade da cultura, não ocasionaram problemas de contaminação das águas subterrâneas e do solo, foi percebida uma leve tendência de aumento da quantidade total de sais no solo. O autor relata que nas leguminosas, os sais lixiviados foram maiores, por essas culturas não necessitarem fornecimento extra de nitrogênio. Na cultura do milho não houve diferenças significativas entre as doses de ARS e porcentagens de adubação mineral, tanto para a quantidade total de sais no solo quanto para o lixiviado. Estes resultados corroboram com os obtidos por Dieter (2007) que estudou as mesmas taxas e porcentagens de adubação para a cultura do milho não encontrando diferenças para os sais lixiviados.

Freitas (2005), estudando aplicação de lâminas consecutivas de águas residuárias de suinocultura, correspondentes a 1,5 e 2,0 ETo, na cultura do milho. As dosagens de até 300 m³ . ha⁻¹ combinadas com níveis de 50 e 75 % da necessidade da cultura, não causaram problemas de salinidade do solo para as culturas do milho e soja, durante dois anos de experimento. As águas percoladas foram classificadas como sem restrição de uso, em termos de condutividade elétrica.

Dal Bosco et al. (2008) avaliaram as alterações químicas de um solo na região Oeste do Paraná, decorrentes da aplicação por 8 anos consecutivos de ARS, comparando com uma área semelhante cultivada em condições normais. O estudo concluiu que a aplicação de ARS propiciou na camada de 0 – 0,30 m um aumento de 89,02%, 80,49%, 275%, 51,62%, 16,67%, 23,92%, 17,73% e 133,33% para o cálcio, magnésio, potássio, fósforo, pH, matéria orgânica, nitrogênio total e sódio, respectivamente. Para a camada de 0,30 – 0,60 m, verificou-se um aumento de 9,95%, 11,76%, 42,78% e 33,33% para o cálcio, magnésio, fósforo, e sódio, respectivamente. O autor enfatiza a importância do monitoramento temporal de áreas destinadas à disposição de ARS, para melhor interpretação da capacidade de biossorção de um solo a esta prática, e assim poder avaliar o risco de impacto ambiental promovido pela mesma.

2.9. Contaminação dos Solos por Metais Pesados e a Suinocultura

Os metais pesados diferem de outros agentes tóxicos porque não são sintetizados nem eliminados pelo homem. Nos últimos anos, especialmente na década de 1990, a poluição do solo por esses elementos tem merecido especial atenção, sendo mundialmente reconhecido como um problema que pode representar sérios riscos à saúde humana e à qualidade do ambiente (GUILHERME et al., 2005).

Dentre os metais pesados, o cobre e o zinco têm sido motivos de maior preocupação nas pesquisas referentes à utilização de ARS como fertilizantes, uma vez que são importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulação de antibióticos, em um grau que excede grandemente o requerimento fisiológico dos suínos, aumentando os riscos de contaminação ambiental. São atribuídas muitas funções a estes dois elementos no metabolismo dos suínos, e as quantidades assimiladas são muito pequenas. Do total adicionado via ração, se estima que 72-80% do total de cobre ingerido seja eliminado via dejeções dos suínos. Para o zinco a quantidade eliminada via dejetos pode ser ainda maior chegando a 92-96% do ingerido. A isso se deve a preocupação dos técnicos na adição de fontes, destes elementos, em quantidades muitas vezes excessivas.

Embora os dejetos de suínos apresentem baixas concentrações de zinco e cobre, que são elementos essenciais para a maioria dos seres vivos, sua aplicação em doses excessivas pode resultar na acumulação destes elementos no solo, o que pode acarretar intoxicação não só às plantas, mas também nos demais níveis da cadeia alimentar (OLIVEIRA, 2004; JONDREVILLE et al., 2003; BONAZZI et al., 1994).

Metais pesados adicionados ao solo se redistribuem lentamente entre os diferentes componentes da fase sólida (HAN et al., 2001a). A redistribuição dos metais pesados no solo é caracterizada por uma rápida retenção e subseqüentes lentas reações, sendo esse comportamento dependente do metal avaliado, das propriedades do solo, da quantidade e do tempo de adição do metal (HAN et al., 2001b). Conseqüentemente, a maior ou menor mobilidade dos metais pesados será determinada pelos atributos do solo, como teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions, teor de matéria orgânica entre outros, que influenciarão as reações de: adsorção, dessorção, precipitação, dissolução, complexação, oxirredução e oclusão (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001).

Os metais pesados podem estar em diferentes fases no solo como: solúvel em água, trocável, ligado a óxidos, ligado a carbonatos, ligado à matéria orgânica e residual na estrutura dos minerais. Os minerais mais importantes da fase sólida do solo, em termos de reação de adsorção de metais pesados são os óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio, manganês, e os grupos funcionais nas periferias dos argilominerais silicatados. As fases solúveis em água e trocáveis são consideradas biodisponíveis, as fases ligadas a óxidos, carbonatos e matéria orgânica podem ser potencialmente biodisponíveis, enquanto que a fase residual não é disponível para as plantas e microrganismos (KABALA & SINGH, 2001; HE et al., 2004; SODRÉ et al., 2001).

O pH também exerce uma forte influência na dinâmica do cobre e do zinco no solo (ALLOWAY, 1995). Ambientes ácidos determinam uma maior mobilidade dos metais no solo, enquanto que condições de pH acima de seis favorecem a sua retenção, principalmente em solos com elevado grau de intemperização, onde os grupos funcionais de superfície dos componentes coloidais são, na sua maioria, pH-dependentes (SODRÉ et al., 2001).

Dependendo da natureza do colóide, os grupos funcionais em suas superfícies determinam uma maior ou menor adsorção do metal. Na matéria orgânica do solo, estes grupos são, principalmente, unidades funcionais carboxílicas e fenólicas que, geralmente,

formam estruturas negativamente carregadas. A complexação do cobre pela matéria orgânica do solo é a mais forte entre os metais de transição divalentes (McBRIDE, 1994).

A matéria orgânica do solo apresenta várias funções consideradas importantes como: fornecimento de nutriente às plantas, retenção de cátions, complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes, a estabilidade da estrutura do solo, a infiltração e a retenção de água, a aeração, a atividade e biomassa microbiana. Constituinte assim, um componente fundamental da capacidade produtiva dos solos (BAYER & MIELNICZUK, 1999).

No ambiente, a matéria orgânica funciona como um ácido fraco, agindo como par conjugado ácido/base. A diversidade química dos componentes da matéria orgânica do solo está relacionada com a sua diversidade de grupos funcionais, fazendo com que a ela (matéria orgânica) tenha ação tamponante numa ampla faixa de pH do solo (SILVA & MENDONÇA, 2007). A influência do pH nas substâncias húmicas (ácidos húmicos e ácidos fúlvicos) ocorre porque a maioria dos grupos funcionais, tais como os grupos carboxílicos fenólico e amino, é pH-dependente (SILVEIRA, 2002), desta forma aumento do pH pode diminuir a presença de cobre e zinco, na solução do solo e nos pontos de troca catiônica (ABREU et al., 2007). Os complexos organometálicos envolvendo ácidos fúlvicos, geralmente, são de maior solubilidade e mobilidade no solo que aqueles envolvendo ácidos húmicos (SILVA & MENDONÇA, 2007). Esses complexos orgânicos de cobre têm papel importante tanto na disponibilidade deste para as plantas como na mobilidade deste elemento no perfil do solo (SANTOS, 2005).

Dentre os metais pesados, o cobre é um dos menos móveis no solo devido a sua forte adsorção nos colóides orgânicos e inorgânicos do solo. Na matéria orgânica o cobre é retido principalmente pelos ácidos húmicos e fúlvicos, formando complexos estáveis (SILVA & MENDONÇA, 2007). A adsorção específica de metais a colóides orgânicos resulta da formação de moléculas estáveis, com elevada energia de ligação, e tem como consequência a formação dos complexos de esfera interna (SPARKS, 1995).

Embora a ARS seja rica em matéria orgânica com baixo grau de decomposição como sólidos em suspensão, e com alto grau de composição como os ácidos fúlvicos e húmicos, aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos, assim como outros dejetos de origem animal tendem a elevar o teor de metais nas camadas superficiais, induzindo a transferência por escoamento superficial, causando a contaminação de sedimentos e águas superficiais (L'HERROUX, et al. 1997; GRÄBER, et al. 2005).

Ao estudar a poluição difusa referente ao cobre e ao zinco no solo e no material de escoamento superficial de um solo fertilizado com ARS (0; 50; 100; 150 e 200 m³ ha⁻¹ no ciclo, em seis aplicações) e cultivado com soja sob condição de chuva simulada (60 mm h⁻¹), Dal Bosco (2008), observou que houve perda de cobre e de zinco via escoamento superficial, e que as maiores concentrações de cobre foram verificadas nas profundidades de 0,20 – 0,40 e 0,40 – 0,60 m, enquanto o zinco apresentou maior concentração na camada de 0 – 0,20 m e, ao final do experimento, aumentou nas demais profundidades. O autor observou ainda que mesmo com maiores taxas de ARS a concentração de cobre no material escoado encontra-se abaixo do limite máximo estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005 (1,0 mg L⁻¹ de cobre dissolvido).

Esses resultados corroboram com os obtidos por BERTOL (2007), que também não verificou diferença estatística entre os tratamentos com ARS aplicados para as concentrações de cobre no solo. O autor afirmou, ainda, que a perda desse elemento é maior por superfície que por subsuperfície.

Barros (2003) pesquisou o efeito sobre o cobre e o zinco de diferentes tempos de retenção da ARS em tanque de estocagem e sua posterior aplicação em solos de textura argilosa, média e arenosa. O autor relata que a retenção não foi eficiente na redução das concentrações desses metais aos níveis exigidos pela legislação. Por outro lado a aplicação no

solo gerou reduções eficientes nas concentrações de zinco e cobre, sendo a menor redução observada no solo argiloso promovendo concentrações de zinco e cobre no material percolado inferiores aos permitidos pelo CONAMA 357/2005.

Ao compararem a habilidade de ligação com o cobre (capacidade máxima de complexação) da matéria orgânica dissolvida do dejetos líquido de suínos com a de ácidos húmicos e fúlvicos, extraídos de um solo argiloso, BUSINELLI et al. (1999) utilizaram a cromatografia de filtração de gel e observaram que a matéria orgânica dissolvida do dejetos líquido de suínos era formada predominantemente por frações com peso molecular maior que 5000 Dalton (Da) e que o cobre presente naturalmente no dejetos líquido de suínos estava completamente complexado por esta fração. A capacidade máxima de complexação da matéria orgânica dissolvida do dejetos e os ácidos húmicos do solo que continham concentração semelhante de grupos carboxílicos foram semelhantes, enquanto a capacidade máxima de complexação dos ácidos fúlvicos, que continha o dobro da concentração de grupos carboxílicos, foi maior.

Giroto (2007) obteve em seu experimento taxas de aplicação anual para o cobre de 2,3, 4,6 e 9,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e para o zinco de 2,8, 5,7 e 11,4 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente para as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos. Estas quantidades, tanto para cobre como para zinco, apresentaram-se abaixo dos limites preconizados pela União Européia (CEC, 1986) para aplicações anuais destes metais, que são de 12,0 e 30,0 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente para cobre e zinco segundo Bastian (1993), que são de 75 e 140 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente para cobre e zinco. Com esses valores o autor estimou que se fossem considerados os limites estabelecidos pela USEPA (1993) e pela CETESB (2001), que são de 1500 e 2800 kg ha⁻¹, respectivamente para cobre e zinco, o tempo de aplicação seria de 552, 326 e 163 anos, respectivamente para as doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, sendo o cobre o primeiro elemento a atingir o limite máximo de aplicação preconizado.

HSU & LO, (2000), trabalharam com a extração de substâncias húmicas de compostos de dejetos de suínos, afirmaram que na ARS os metais geralmente estão associados com compostos orgânicos encontrando como resultado, em média, uma retirada dos dejetos com a extração de substâncias húmicas de 86% (do total) de cobre, 65% do manganês e 14% do zinco. Estes autores ainda relatam que a alta retirada de cobre via substâncias húmicas pode ser acarretada pela alta concentração de matéria orgânica dissolvida nos dejetos, que podem complexar o cobre presente nos dejetos.

Borges & Coutinho (2004) aplicaram bio sólidos ao solo e verificaram que, com o aumento do pH do solo, ocorreu a redistribuição do cobre e do zinco da fração trocável para fração ligada à matéria orgânica do solo ou óxidos, menos disponíveis para as plantas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos na área experimental do Colégio Técnico da Universidade Rural (CTUR), localizada no município de Seropédica, (latitude 22°48'00''S; longitude 43°41'00''W; altitude de 33 metros), Estado do Rio de Janeiro. O clima da região, de acordo com a classificação climática de Köppen, é do tipo Aw, apresentando verão caracteristicamente chuvoso e inverno seco, com precipitação média anual em torno de 1.213 mm e temperatura média e mínima anual de 25,7°C e 19,6°C, respectivamente (GENUNCIO, 2009). O solo na área foi classificado como Planossolo Háplico, de textura superficial arenosa contendo cerca de 92% areia no horizonte superficial do solo.

O experimento foi realizado em duas etapas: “avaliação de um sistema orgânico de terminação de suínos” e “fertilização do cultivo de milho orgânico com água residuária de suinocultura”.

3.1. Avaliação de Sistema Orgânico de Terminação de Suínos

3.1.1. Preparo da área experimental

Para realização do experimento foi inicialmente necessário a construção das instalações para acondicionamento, e manejo dos suínos. As instalações de criação dos animais foram feitas de acordo com a Instrução Normativa Nº 46 de 2011 do MAPA que regulamenta os sistemas de produção orgânicos animal e vegetal.

As instalações constavam de área de pastejo; pocilga e tanques de sedimentação e de maturação dos resíduos líquidos (ARS). Estas são detalhadas a seguir:

- área de pastejo: área cercada com arames lisos, destinada a expressão dos comportamentos naturais com aproximadamente 300 m² (14 m x 21 m), aonde ocorria a vegetação espontânea com predominância das gramíneas rabo de burro e colônia. Nesta área existia uma fonte de água com bebedouro tipo chupeta e um ponto para formação de poça de lama para banho dos animais;
- pocilga: área coberta destinada ao abrigo e fornecimento de alimentos de 24 m², com pé direito de 2,5 metros, com telhado coberto por telhas de barro coloniais, cercado por parede de alvenaria com 1,20 m de altura, com chão impermeável com declividade orientada de 3 %, estrutura de cochos para alimentação e bebedouros do tipo chupeta; e
- tanques de sedimentação e de maturação: uma área destinada a gestão dos resíduos produzidos na área de abrigo composta por dois reservatórios de resíduos líquidos com volume máximo de 1000 litros, previamente graduado para medição do volume de resíduos líquidos produzidos.

A Figura 1 apresenta o croqui da área destinada a recria dos suínos e os tanques que armazenavam a água residuária produzida, e as figuras: 2 a), 2 b), 2 c) e 2 d), demonstram o ambiente de criação dos animais.

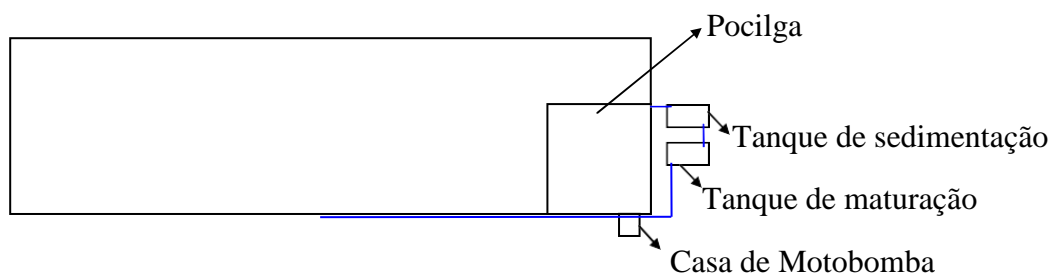


Figura 1. Croqui da área de recria dos suínos e tanques de armazenamento e pré-tratamento da ARS.



Figura 2. Ambiente de criação dos suínos em manejo orgânico

3.1.2. Manejo e análises dos animais

Foram avaliados dois lotes de cinco animais. O primeiro lote passou pelo processo de recria no período entre junho e dezembro de 2013, e o segundo lote no período de junho a dezembro de 2014. Os animais destinados a recria eram mestiços das raças Large White e Duroc, e foram obtidos junto ao setor de suinocultura da UFRRJ com idade de 92 dias e peso médio de 44,6 e 46,72 kg respectivamente. Ao chegarem à área do experimento foram submetidos a um período de quarentena em manejo orgânico. Posteriormente foram pesados a cada 25 dias para determinação de sua engorda no manejo orgânico, totalizando sete pesagens de cada animal.

Suas dietas eram compostas por produtos orgânicos obtidos no Sistema Integrado de Pesquisa em Agroecologia (SIPA), conhecida como “Fazendinha Agroecológica do km 47”; na área de produção de alimentos orgânicos do CTUR; e também junto aos produtores orgânicos locais. A mesma foi complementada pelo hábito de fuça e pastejo dos animais. Como fonte não orgânica permitida pela legislação foi utilizado o farelo de trigo. A dieta

orgânica oferecida era totalmente quantificada e classificada, depois era complementada com farelo de trigo no percentual permitido de dieta não orgânica pela Instrução Normativa nº46 do MAPA. O farelo de trigo foi utilizado por não ser originário de cultivos transgênicos.

3.1.3. Análise dos efluentes gerados

Os resíduos líquidos produzidos foram quantificados após o período de quarentena mensal no reservatório primário destinado a sedimentação do resíduo, o qual foi previamente volumado em intervalos de 50 litros. Essas medições foram feitas no período de três meses, correspondente ao tempo de permanência do lote de animais no processo de engorda sob o manejo orgânico.

No tanque de maturação foram coletadas duas amostras de efluentes, por cada lote, para realização da caracterização química da ARS no Laboratório de Monitoramento Ambiental I – “Águas e Efluentes” do Departamento de Engenharia do Instituto de Tecnologia da UFRRJ de acordo com a APHA 1995. As coletas eram realizadas antes da disposição direta do efluente no solo cultivado com milho

3.2. Fertilização do Cultivo de Milho Orgânico com Água Residuária de Suinocultura

3.2.1. Dados da cultura e preparo da área experimental

A área experimental foi cultivada com milho (*Zea mays* L.) da variedade BRS Eldorado, e apresentava 12 m de largura e 24 m de comprimento, totalizando 288 m² de área útil cultivada. A condução da cultura foi realizada sob o sistema orgânico de produção.

Para preparação de plantio da área foi realizada uma aração a 0,20 m de profundidade e uma gradagem superficial. O objetivo principal dessas operações foi o controle e remoção de propágulos da vegetação espontânea, e a aplicação e incorporação de 2 t ha⁻¹ de calcário calcítico. Após, foi feito o sulcamento das linhas de plantio com espaçamento de 0,5 m e com profundidade de 0,15 m, para aplicação e incorporação da adubação inicial feita com torta de mamona na proporção de 0,125 kg por metro linear do sulco de plantio. O que totalizou uma adubação de plantio correspondente a 75 kg de N .ha⁻¹.

Após realizado o preparo da área foi realizada uma análise inicial de fertilidade do solo antes do início da aplicação da ARS.

A área cultivada com milho foi alocada ao lado da área destinada para recria dos suínos (Figura 3).

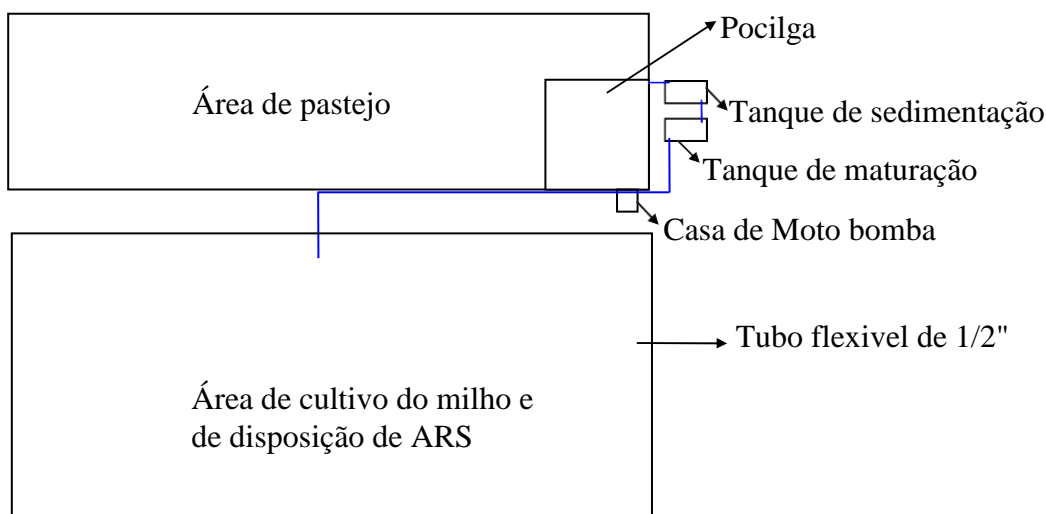


Figura 3. Croqui da localização da área cultivada com milho e fertilizada com ARS.

O cultivo do milho foi irrigado com um sistema de irrigação por aspersão, constituído por seis aspersores Fabrimar Pingo. Os quatro aspersores posicionados nas extremidades das linhas de irrigação tinham bocal de 3,6 mm, e os dois da posição central das linhas de irrigação tinham bocal de 2,5 mm. Isto foi feito para garantir que a mesma quantidade de água fosse aspergida nas diferentes áreas promovidas pelo processo de setorização (extremidades da linha de irrigação operando setorialmente 90° e dois nas posições centrais operando 180°). Os mesmos operavam a uma pressão de 20 mca, espaçados de 12 m x 12 m, (Figura 3A e 3B). Foi realizado um teste de uniformidade de aplicação, cujo o Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) foi de 85 %, considerado como boa uniformidade de irrigação.

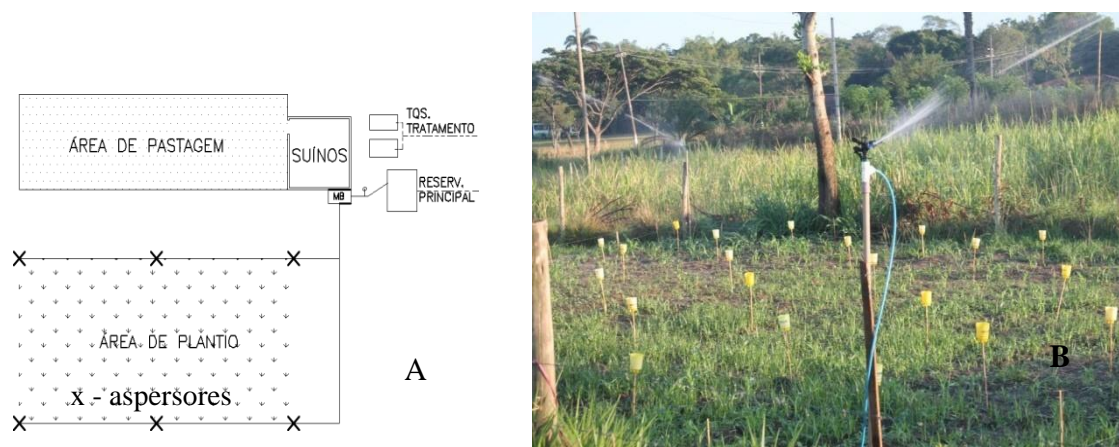


Figura 3. A) Distribuição dos aspersores na área experimental e B) Ensaio de uniformidade do sistema de irrigação.

A evapotranspiração de referência (ET_o - Equação 01) foi calculada utilizando-se método de Penman-Monteith-FAO (ALLEN et al., 1998), por meio de dados climáticos obtidos da estação Ecologia Agrícola do INMET, que se localizava a 450 m da área de estudo. O consumo hídrico do milho (ET_c) foi obtida por meio da utilização do coeficiente de cultivo para o milho (K_c), de acordo com cada estágio fenológico da cultura, conforme a Equação 02.

$$ET_o = \frac{0,408 \cdot \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{273 + T_m} \cdot u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 - 0,34 \cdot u_2)} \quad \dots\dots\dots (01)$$

em que:

- R_n = Radiação líquida total do gramado, MJm⁻² dia⁻¹;
- G = Densidade do fluxo de calor no solo, MJm⁻² dia⁻¹;
- T_m = Temperatura média diária do ar a 2 m de altura, °C;
- u₂ = Velocidade do vento média diária a 2 m de altura, ms⁻¹;
- e_s = Pressão de saturação de vapor médio diário, kPa;
- e_a = Pressão atual de vapor médio diário, kPa;
- e_s-e_a = Déficit de saturação de vapor médio diário, kPa; e
- Δ = Declividade da curva de pressão de vapor no ponto de T_m, kPa °C⁻¹.

$$ET_c = ET_o \cdot K_c \quad (02)$$

O sistema de irrigação foi utilizado somente para a aplicação de água, ou seja, a aplicação da ARS não foi via sistema de irrigação.

O plantio do milho ocorreu em dois ciclos de cultivo: o primeiro de 20 de agosto de 2013 a 20 de janeiro de 2014 e o segundo de 20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015, totalizando cinco meses de cultivo em cada ciclo.

A semeadura foi realizada de forma manual com o espaçamento de plantio de 0,50 m x 0,30 m, equivalente a uma população de aproximadamente 70 mil plantas por hectare. Os plantios foram realizados no dia de 20 de agosto de 2013, para o primeiro ciclo, e no dia 20 de agosto de 2014, para o segundo ciclo da cultura. Em ambos os ciclos foram depositadas três sementes por cova e a semente utilizada foi da variedade BRS Eldorado, também obtida no SIPA. Após 15 dias do plantio realizou-se o desbaste, deixando apenas a planta mais vigorosa por cova.

Os tratos culturais consistiram em: duas capinas aos 16 e 35 dias após a emergência das plântulas; duas adubações de cobertura com ARS ou torta de mamona (tratamentos); amontoa realizada previamente à primeira adubação de cobertura; e uma pulverização de calda composta por Óleo de Nim e Dipel a 2%; inseticidas biológicos indicados para o controle da lagarta do cartucho (*Spodoptera frugiperda*).

3.2.2. Delineamento experimental

O delineamento experimental adotado foi totalmente casualizado, com seis tratamentos distintos, cada qual com seis repetições. As repetições continham 20 plantas úteis e 22 plantas de bordadura, e a localização das sub-parcelas experimentais foi sorteada de forma manual.

O croqui da parcela experimental é apresentado na Figura 4, e os seis tratamentos aplicados são descritos abaixo:

- T1- fertilização com 20 m³ha⁻¹ de água residuária por adubação de cobertura;
- T2- fertilização com 40 m³ha⁻¹ água residuária por adubação de cobertura;
- T3- fertilização com 60 m³ha⁻¹ de água residuária por adubação de cobertura;
- T4- fertilização com 80 m³ha⁻¹ de água residuária por adubação de cobertura;
- T5- fertilização com 45 g. m⁻¹ de torta de mamona por adubação de cobertura; e
- T6- testemunha apenas com adubação de plantio com torta de mamona no sulco.



Figura 4. Esquema de distribuição dos tratamentos na área experimental e localização das plantas.

A ARS aplicada era amostrada e caracterizada antes de cada aplicação direta no solo. Os tratamentos eram aplicados manualmente, por meio de recipiente graduado, em sulcos nivelados abertos previamente pela prática da amontoa (Figura 5A e 5B). A caracterização da ARS foi realizada no Laboratório de Monitoramento Ambiental I – “Águas e Efluentes” do Departamento de Engenharia do Instituto de Tecnologia da UFRRJ de acordo com a APHA 1995.

De modo a quantificar a lâmina de ARS aplicada nos tratamentos, adotou-se o Nitrogênio como nutriente de referência na fertilização do cultivo do milho. O Nitrogênio foi escolhido por apresentar-se em maior proporção em relação aos demais nutrientes. As diferentes lâminas de ARS utilizadas nas adubações de cobertura para fertilização do milho foram determinadas em intervalos regulares, de forma que a maior lâmina empregada correspondesse a uma adubação total de cultivo equivalente a 130 kg de Nitrogênio por hectare.

A torta de mamona utilizada foi obtida no Sistema Integrado de Pesquisa em Agroecologia (SIPA), pertencente a EMBRAPA Agrobiologia. A determinação de nutrientes da torta de mamona utilizada nos dois cultivos é apresentada na Tabela 1.

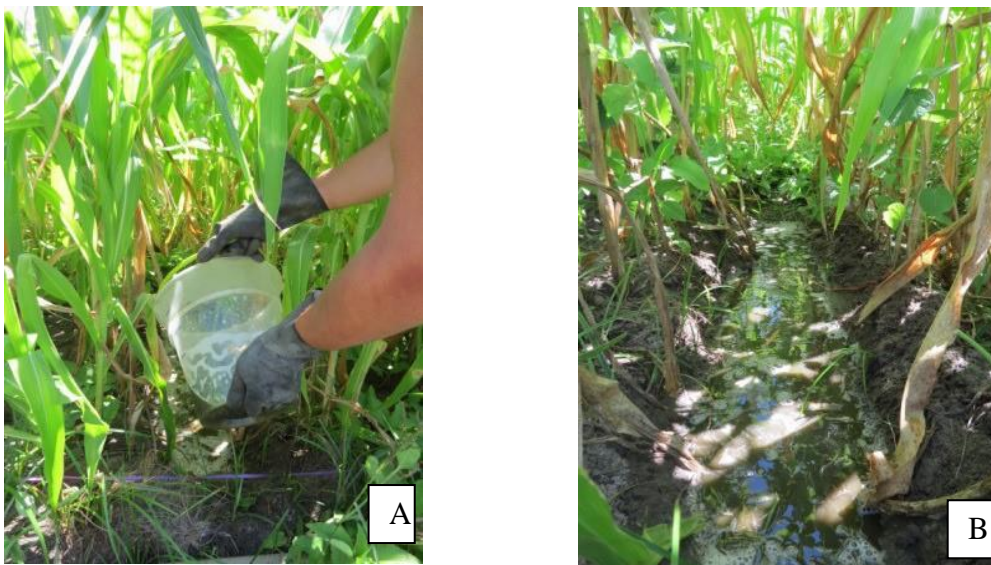


Figura 5. Disposição final da ARS na cultura do milho. A) Aplicação da ARS e B) ARS no sulco de infiltração.

Tabela 1. Composição química da torta de mamona utilizada.

Nutriente	Quantidade g kg ⁻¹		
	Cultivo	2013 / 2014	2014 / 2015
Nitrogênio (N)		29,70	27,80
Fósforo (P)		4,40	5,20
Potássio (K)		3,07	2,54
Cálcio (Ca)		15,40	11,60
Magnésio (Mg)		0,73	0,21
Sódio (Na)		0,09	0,054

3.2.3. Análise da cultura do milho

A avaliação referente ao cultivo de milho fertilizado com ARS foi composta por dois estudos distintos. Primeiro foi feita a avaliação da produção de minimilho, na qual foram utilizadas oito plantas úteis de cada subparcela. Depois foi avaliada a produção de milho grão, para a qual utilizou-se dez plantas úteis de cada subparcela.

3.2.3.1. Produção de minimilho

Conforme descrito anteriormente a semeadura foi realizada no dia 20 de agosto de 2013, e ao longo do experimento mensurou-se o diâmetro do caule, com o auxílio de um paquímetro e a altura com uma trena fixa a um ripado de madeira. As avaliações foram realizadas aos 45 e 75 dias após o plantio. A colheita foi aos 90 dias após o plantio, onde o ponto de colheita das espiguetas se deu a partir do terceiro dia após a emissão do estilo-estigma (cabelos do milho), conforme Figura 6.



Figura 6. Espigeta de minimilho aos 90 dias após o plantio (ponto de colheita).

Após a colheita as espigetas foram identificadas e pesadas com palha e sem palha em balança de precisão, a fim de se determinarem produtividades de espigeta de minimilho empalhada e desempalhada.

Os dados foram tratados estatisticamente pela análise de variância com testes de média (Tukey) com significância de 5%.

3.2.3.2. Produção de milho grão

As avaliações para o milho grão ocorreram em dois cultivos: o primeiro de 20 de agosto de 2003 a 20 de janeiro de 2014 e o segundo de 20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015.

No primeiro ciclo realizaram-se avaliações da cultura que consistiram na medição do diâmetro do colmo com paquímetro digital, da altura das plantas com régua, e na quantificação da produção dos grãos colhidos. Este acompanhamento foi realizado em dez plantas úteis por subparcela experimental.

No segundo ciclo foram realizadas avaliações da cultura que consistiram na: quantificação da produção dos grãos colhidos, quantificação do peso de mil grãos e avaliações morfométricas dos grãos produzidos. Este acompanhamento foi realizado em dez plantas úteis por subparcela experimental e os dados extrapolados para uma população de 70 mil plantas por hectare.

Os valores da produção de milho grão, do peso de mil grãos (PMG), e da avaliação morfométrica do milho, foram analisados por meio do teste de médias de Tukey com significância de 5%.

O peso de 1000 sementes foi determinado de acordo com as Regras para Análise de Sementes (BRASIL, 1992), utilizando-se 8 subamostras de 100 sementes. Após a pesagem das 8 subamostras, foi calculada a variância, o desvio padrão e o coeficiente de variação dos valores obtidos nas pesagens. Após esses cálculos, o peso médio das 8 subamostras de 100 sementes foi multiplicado por 10, resultando os valores para a realização da análise estatística.

3.2.4. Análise da volatilização do nitrogênio

Para a quantificação do nitrogênio volatilizado na forma de amônia, devido a aplicação das adubações de cobertura, foi utilizada a Câmara Semiaberta Livre Estática (SALE) desenvolvida e calibrada por Araujo et al. (2009). Foi posicionada uma câmara SALE no centro da entrelinha de cultivo central de cada sub-parcela experimental, com sua extremidade inferior enterrada 0,03 m no solo como demonstra a Figura 7. A SALE é ilustrada na Figura 8.

As câmaras utilizadas foram confeccionadas com garrafas de plástico transparentes de politereftalato de etileno (PET) de 2 L e área da base de 0,008 m². As câmaras continham em seu interior uma tira de espuma de poliuretano com 0,25 m de comprimento, 0,025 m de largura e 0,002 m de espessura; pendurada verticalmente com auxílio de uma haste de fio elétrico rígido. Esta tira de espuma era posicionada previamente saturada e permanecia imersa na sua extremidade inferior em pote com solução ácida (H₂SO₄, 1 mol dm⁻³ + glicerina (2% v/v) para garantir sua saturação durante o período de exposição a atmosfera da câmara SALE.

Imediatamente a aplicação dos tratamentos as câmaras eram posicionadas e depois as espumas absorventes eram trocadas em intervalos de: 2, 4, 6, 12, 18 e 24 dias após a aplicação dos tratamentos. Esse procedimento foi realizado a cada aplicação de tratamento, que consistiu em duas adubações de cobertura e totalizou 12 avaliações durante o ciclo da cultura.

Os recipientes com as espumas e o restante da solução ácida retirados das câmaras SALE foram analisados no Laboratório de Química Agrícola da Embrapa Agrobiologia Rj, e a quantificação do nitrogênio amoniacal volatilizado foi realizada pelo método de destilação a vapor e posterior titulação.

A quantificação do nitrogênio volatilizado, e os dados foram tratados estatisticamente pela análise de variância com testes de média (Tukey) com significância de 5%.



Figura 7. Posicionamento das câmaras SALE nas sub-parcelas experimentais.

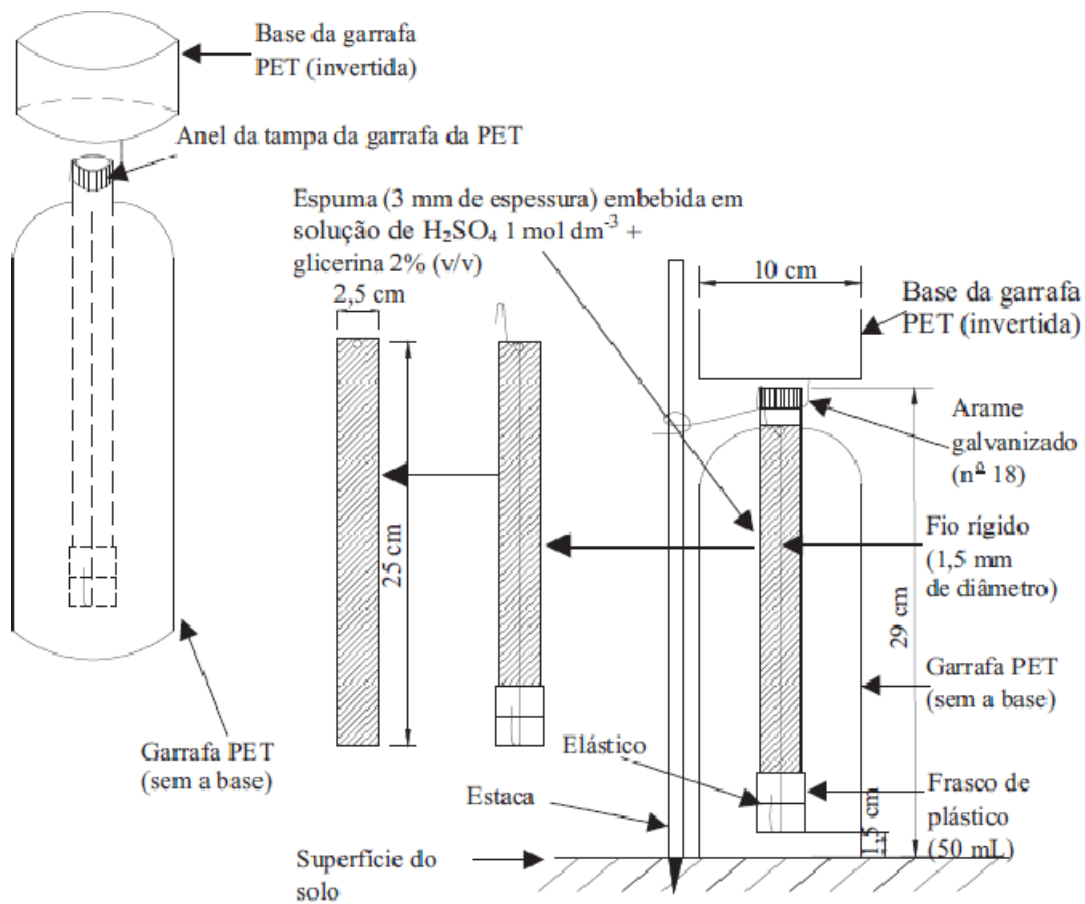


Figura 8. Câmara coletora de NH_3 semiaberta livre estática (SALE).
 Fonte (ARAÚJO et al. 2009).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Avaliação de Sistema Orgânico de Terminação de Suínos

Abaixo são apresentados os valores médios dos anos 2013 e 2014, obtidos pela quantificação da dieta e da produção de ARS no sistema de criação orgânico dos dois lotes suínos avaliados (Tabela 2).

Tabela 2. Quantificação da dieta e da produção de ARS na criação orgânica de suínos mestiços nos anos de 2013 e 2014 (médias dos dois anos).

Alimentos oferecidos	setembro	outubro	novembro
Total	511,1	628,8	901,7
Consumo médio diário (kg)	17,62	22,46	26,52
Consumo diário por animal (kg)	3,52	4,49	5,30
Fonte não orgânica (%)	15,40	13,04	17,23
Volume de ARS total (L)	250	325	375
Volume diário de ARS (animal L dia ⁻¹)	1,67	2,10	2,50

O consumo médio diário de alimento por animal foi superior ao consumo de ração diário de três quilos, preconizado por Albuquerque (1998) para sistemas familiares de criação de suínos. Entretanto esse valor foi superior pois o alimento oferecido era composto, na proporção média de 85 %, por material vegetal úmido descartado em sistemas de produção orgânica. Algo que representa redução considerável do investimento na criação de suínos.

Pode-se observar na Tabela 2 que o volume de ARS produzido foi menor do que os valores apresentados por Dal Bosco (2008), para sistemas convencionais de criação, de 7 a 8 L de dejetos por animal por dia. Isto indica que o não confinamento dos animais reduz consideravelmente a carga poluidora da criação de suínos, gerada pela concentração dos dejetos produzidos no ambiente de confinamento. Conseqüentemente o consumo de água para sanitização do ambiente de criação de suínos também é reduzido.

A Tabela 3 apresenta os valores médios de nutrientes obtidos em quatro caracterizações da ARS produzida pelos dois lotes de suínos. Os valores quantificados de cobre e zinco nas caracterizações químicas realizadas, são menores que a média dos valores apresentados por Segnfredo (2000), de: 37,7 mg.L⁻¹ de cobre e 135,2 mg.L⁻¹ de zinco. Marcatto & Lima (2005) observaram experimentalmente que 96,91 % e 93,74 % do cobre e do zinco respectivamente, acrescentados na dieta de suínos é excretado. O que indica que a carga poluidora de metais pesados na ARS se deve principalmente a adição desses elementos na ração formulada, que segundo Segnfredo (2000) ultrapassam seis vezes a capacidade de absorção dos animais.

A média do ganho de peso entre as pesagens foi de 0,43 kg.dia⁻¹. Menor que a média nacional em criadouros convencionais em sistema de confinamento de 0,68 kg . dia⁻¹ segundo EMBRAPA (1998). Algo que confere um maior tempo de permanência dos animais no ambiente de recria na criação orgânica de suínos. Porém, o mercado diferenciado ao qual se destinam os animais avaliados, e a redução dos custos relativos a dieta dos suínos pelo reaproveitamento das sobras da produção vegetal em sua composição; podem compensar o ganho de peso mais lento da criação de suínos no manejo orgânico em relação ao modelo

convencional de criação. Outro fator relevante nesta diferença do ganho de peso de suínos orgânicos frente ao manejo convencional de criação adotado, pode ser relacionado a adição de cobre e zinco à dieta dos animais. Segundo Marcato & Lima (2005) o principal objetivo da adição destes elementos na ração é o aumento da digestibilidade do alimento e a promoção de crescimento. Porém esta prática resulta na maior concentração de cobre e zinco nos resíduos gerados pela criação dos suínos como afirma Seganfredo (2000), o que pode implicar em um maior risco ambiental pela contaminação com metais pesados na disposição destes resíduos no solo para fertilização de cultivos.

Tabela 3. Valores médios da caracterização química das quatro amostras de ARS coletadas nos dois periodos de recría dos suínos.

Parâmetros	mg.L ⁻¹
Nitrogênio	279,5
Fósforo	101
Potássio	121
Cálcio	26
Magnésio	5,75
Cobre	2,36
Zinco	0,01
DBO	564
DQO	348,25

A Tabela 4 apresenta os valores do ganho de peso diário dos animais.

Tabela 4. Ganho diário de peso de cinco suínos mestiços em manejo de criação orgânico, calculado a partir de pesagens realizadas no período de setembro a dezembro de 2014 no município de Seropédica.

Animal	Inicial	Pesagens (kg)					Saída
		1°	2°	3°	4°	5°	
1	48,4	46,1	50,9	58,7	64,8	70,5	79,7
2	50,1	47,4	51,3	56,2	63,5	70,3	78,4
3	43,1	42,3	48,8	53,4	60,3	68,7	77,7
4	49,4	47,3	52,1	58,6	69,2	75,5	82,3
5	42,6	41,5	45,9	49,3	54,9	61,4	68,9
Média	46,72	44,92	49,8	55,24	62,54	69,28	77,4
Ganho diário	0,00	-0,12	0,33	0,36	0,49	0,45	0,54

4.2. Fertilização do Cultivo de Milho Orgânico com Água Residuária de Suinocultura

Na Figura 9, apresentam-se os valores de temperatura médias máximas e médias mínimas, medidos durante o período do primeiro ciclo de cultivo, compreendido entre 20 de agosto de 2013 a 20 de janeiro de 2014, para o município de Seropédica, RJ. A temperatura mínima média diária foi no dia 29 de agosto de 2013 (16,3°) e a temperatura média máxima que foi de 32,7°, ocorreu em duas datas, 12 de novembro de 2013 e 03 de janeiro de 2014.

Na Figura 10, têm-se os valores de umidades relativas médias máximas e médias mínimas nos cinco meses do primeiro ciclo de cultivo (20 de agosto de 2013 a 20 de janeiro de 2014), medidas na estação agrometeorológica automática, no SIPA em Seropédica, RJ. A umidade relativa mínima média diária, de 50,7%, ocorreu no dia 16 de setembro de 2013.

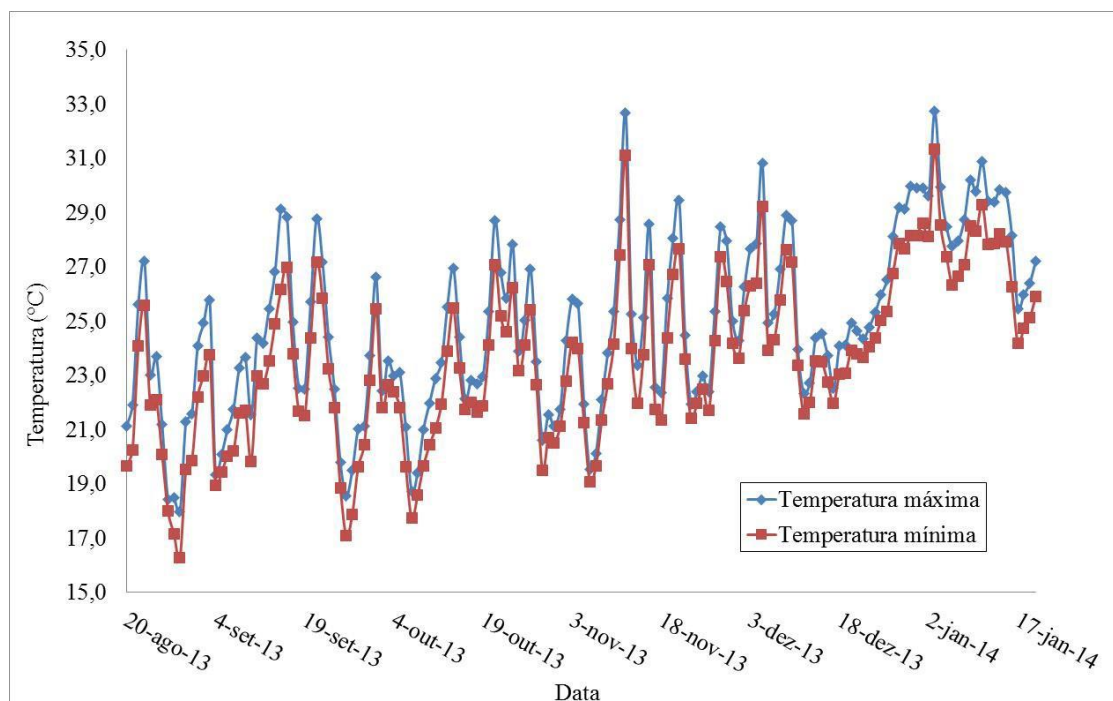


Figura 9. Variação da temperatura do ar, valores de máximas e mínimas, durante os cinco meses do primeiro ciclo de cultivo (20 de agosto de 2013 a 20 de janeiro de 2014), em Seropédica, RJ.

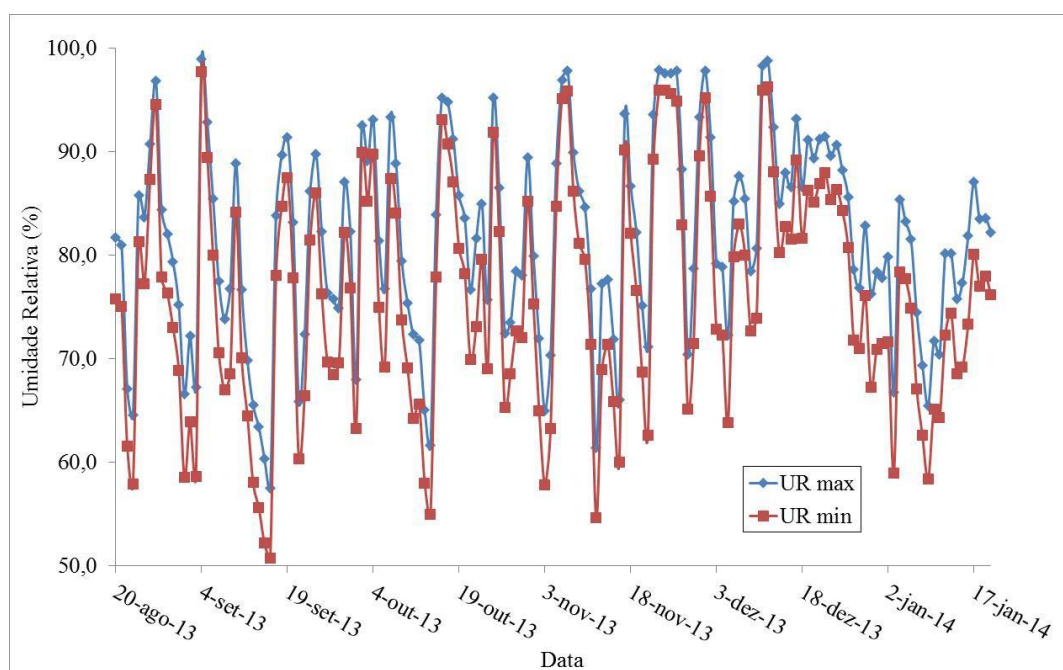


Figura 10. Variação da umidade relativa do ar, valores de máximas e mínimas para o período de 20 de agosto de 2013 a 20 de janeiro de 2014, em Seropédica, RJ.

Na Figura 11, têm-se os eventos de precipitação ao longo do primeiro ciclo de cultivo (20 de agosto de 2013 a 20 de janeiro de 2014), para o município de Seropédica, RJ.

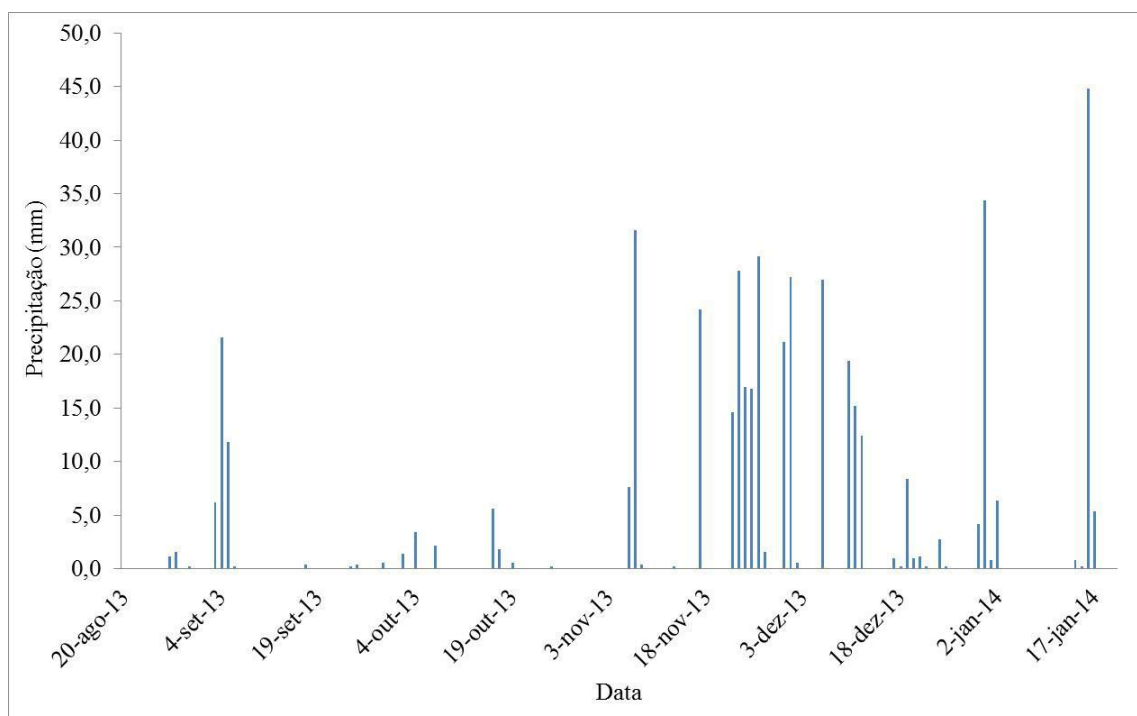


Figura 11. Valores de precipitação de 20 de agosto de 2013 a 20 de janeiro de 2014, em Seropédica, RJ.

Na Figura 11, verifica-se que ocorreu aproximadamente nos primeiros dois meses e meio de cultivo, um período com praticamente ausência de eventos de precipitação, sendo que do dia 20 de agosto ao dia 07 de novembro de 2013, praticamente não ocorreram eventos de precipitação, com exceção dos dias 04 e 05 de novembro de 2013, que apresentaram valores de 21,6 e 11,8 mm, respectivamente. Vale ressaltar ainda que a maior precipitação observada neste ciclo foi de 44,8 mm, no dia 16 de janeiro de 2014, porém esta ocorreu a quatro dias do fim do cultivo, não tendo assim grande influência nas características fitotécnicas da cultura. Destaca-se ainda que cerca de 84,5% da precipitação ocorrida neste ciclo aconteceu entre 6 de novembro a 30 de dezembro de 2013. A precipitação total ocorrida no primeiro ciclo de cultivo foi de 465,6 mm.

Na Figura 12, apresentam-se os valores de evapotranspiração de referência (ET_o), obtidos por meio do modelo de Penman-Monteith-FAO, ao longo do primeiro ciclo de cultivo, ou seja, de 20 de agosto de 2013 a 20 de janeiro de 2014.

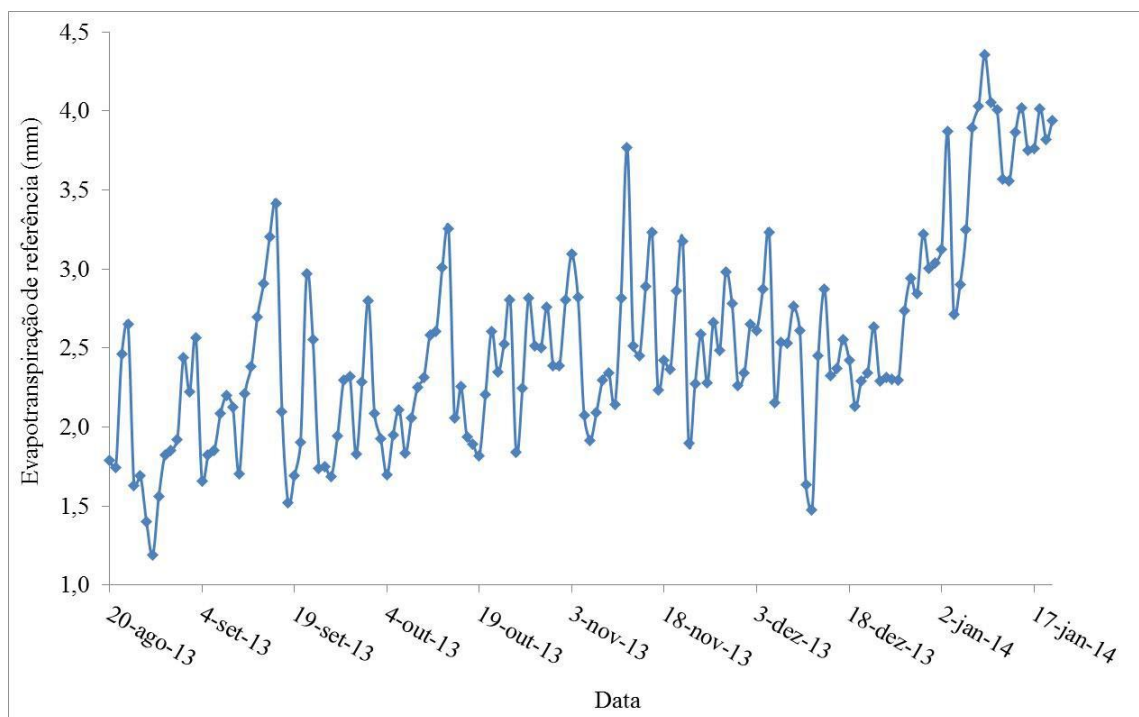


Figura 12. Valores de evapotranspiração de referência de 20 de agosto de 2013 a 20 de janeiro de 2014, em Seropédica, RJ.

Na Figura 12 verifica-se que a demanda atmosférica representada pela evapotranspiração de referência ao longo do período analisado, apresentou um valor mínimo de 1,19 mm no dia 27 de agosto de 2013 e um valor máximo de 4,36 mm ocorrido no dia 09 de janeiro de 2014. O valor total de evapotranspiração de referência total no período avaliado foi de 387,99 mm (primeiro ciclo).

Na Figura 13, apresentam-se os valores de temperatura médias máximas do ar e temperaturas médias mínimas do ar, medidos durante o período do segundo ciclo de cultivo, compreendido entre 20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015, para o município de Seropédica, RJ.

A temperatura mínima média diária ocorreu no dia 05 de outubro de 2014 ($17,3^{\circ}$) e a temperatura média máxima que foi de $32,1^{\circ}$, ocorreu no dia 10 de janeiro de 2015.

Na Figura 14, têm-se os valores de umidades relativas médias máximas e médias mínimas nos cinco meses do segundo ciclo de cultivo (20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015), medidas na estação agrometeorológica automática, localizada no SIPA, no município de Seropédica, RJ.

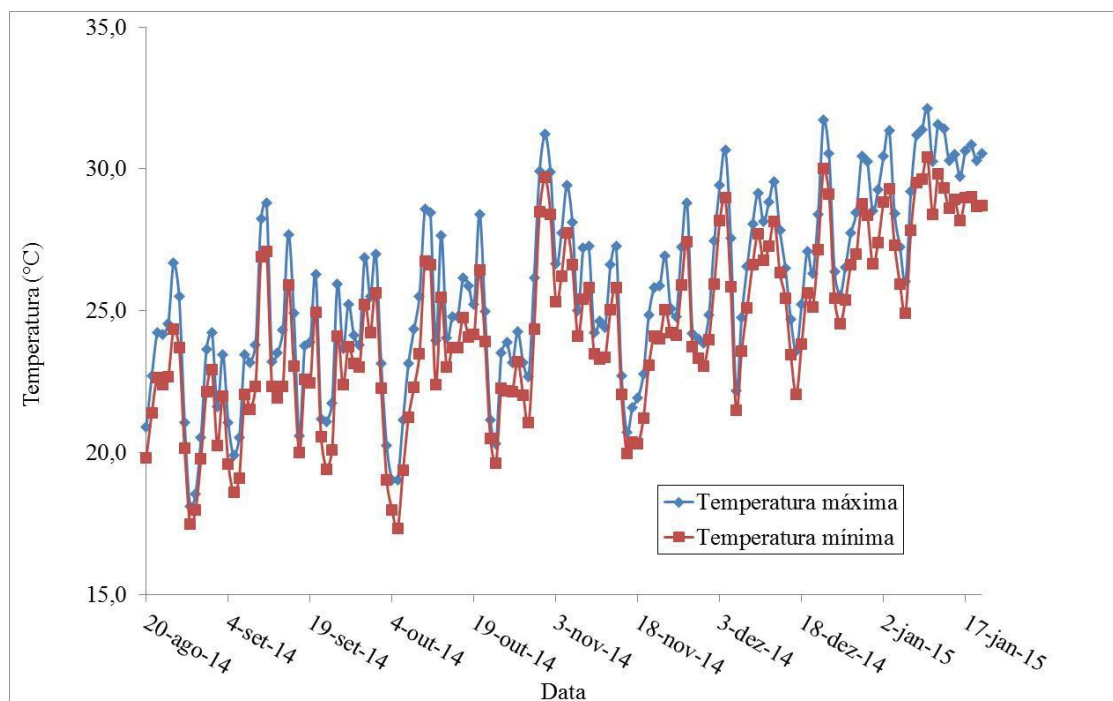


Figura 13. Variação da temperatura do ar, valores de máximas e mínimas, durante os cinco meses do segundo ciclo de cultivo (20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015), em Seropédica, RJ.

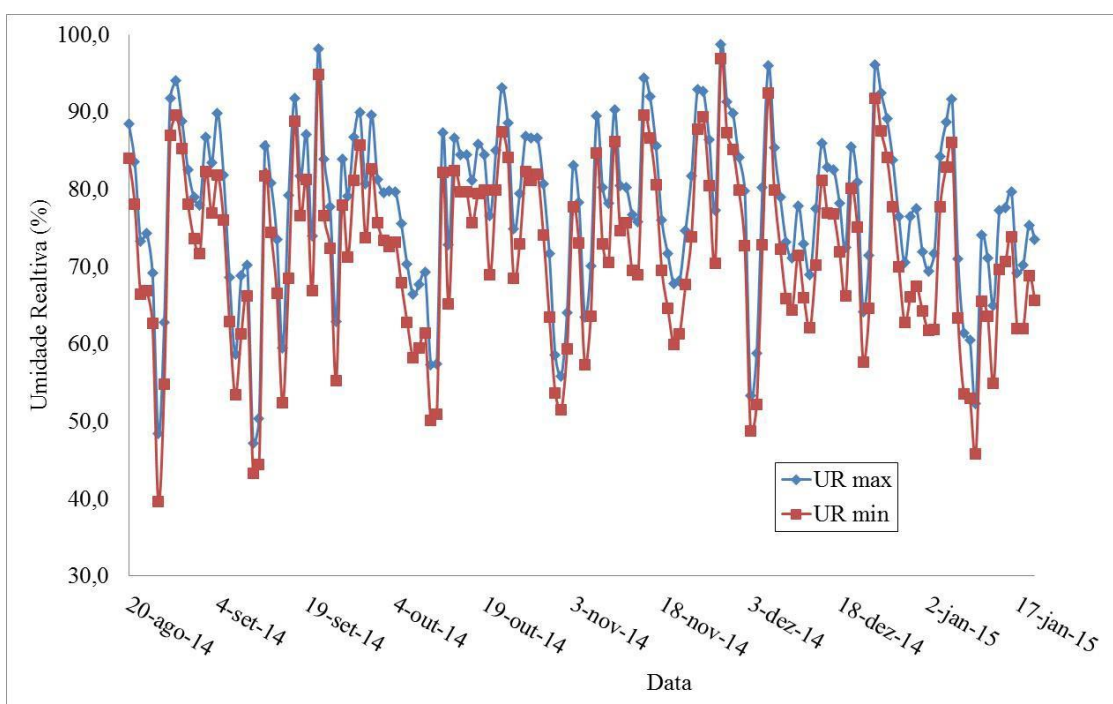


Figura 14. Variação da umidade relativa do ar, valores de máximas e mínimas para o período de 20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015, em Seropédica, RJ.

A umidade relativa mínima média diária ocorreu no dia 25 de agosto de 2014 apresentando um valor de 39,6%.

Na Figura 15, têm-se os eventos de precipitação ao longo do segundo ciclo de cultivo (20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015), para o município de Seropédica, RJ.

Nesta, verifica-se que ocorreu aproximadamente nos primeiros três meses de cultivo, um período com praticamente ausência de eventos de precipitação, sendo que do dia 20 de agosto ao dia 24 de novembro de 2013, praticamente não ocorreram eventos de precipitação, sendo que os eventos esporádicos de precipitação neste período foram eventos menores que 10 mm. Observa-se ainda na Figura 15 que a maior precipitação observada neste ciclo foi de 38,0 mm, no dia 06 de dezembro de 2014. A precipitação total ocorrida no segundo ciclo de plantio foi de 221,8 mm.

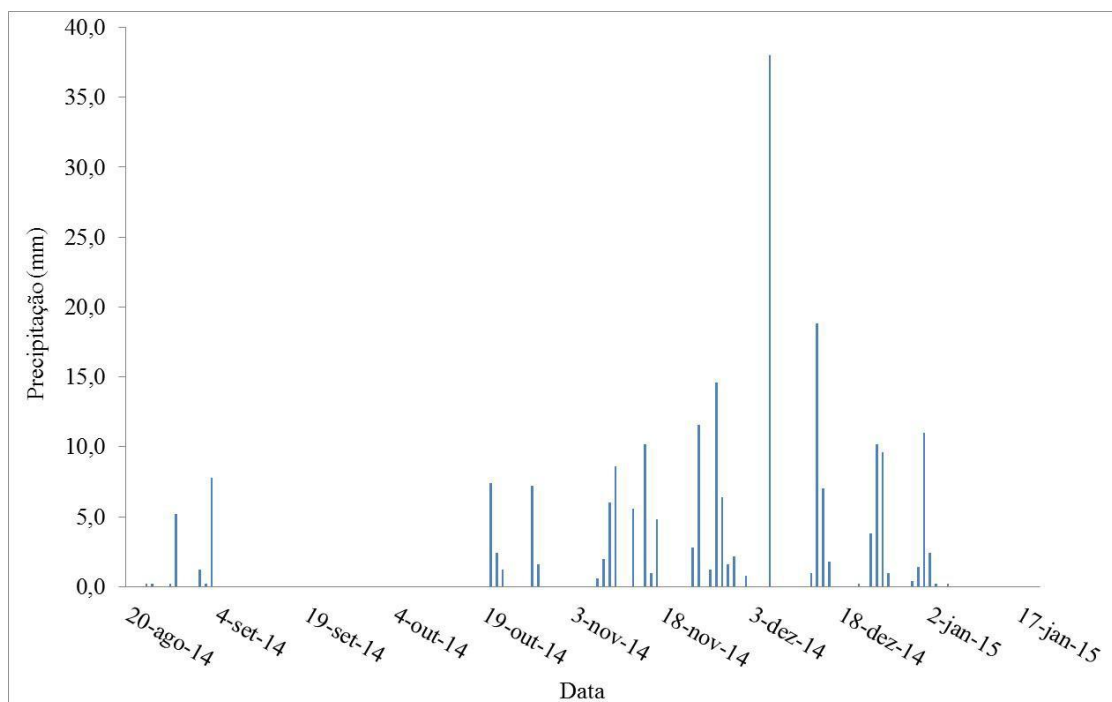


Figura 15. Valores de precipitação de 20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015, em Seropédica, RJ.

Na Figura 16, apresentam-se os valores de evapotranspiração de referência (ET_o), obtidos por meio do modelo de Penman-Monteith-FAO, ao longo do segundo ciclo de cultivo, ou seja, de 20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015.

Na Figura 16 verifica-se que a demanda atmosférica representada pela evapotranspiração de referência ao longo do período analisado, apresentou um valor máximo de 5,39 mm ocorrido no dia 10 de janeiro de 2015 e valores mínimos de 0,81 e 0,82 mm nos dias 04 de setembro e 02 de outubro de 2014, respectivamente.

Comparando-se o primeiro ciclo de cultivo (20 de agosto de 2013 a 20 de janeiro de 2014) com o segundo ciclo de cultivo (20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015), verifica-se que o segundo ciclo foi muito mais seco, com diferença de precipitação em relação ao primeiro ciclo de 243,8 mm. No segundo ciclo ocorreu um “déficit” entre a precipitação e a evapotranspiração de referência de - 139,71mm, enquanto que no primeiro ciclo ocorreu um “superávit” de + 77,61 mm, evidenciando que o segundo ciclo foi um período bem mais seco.

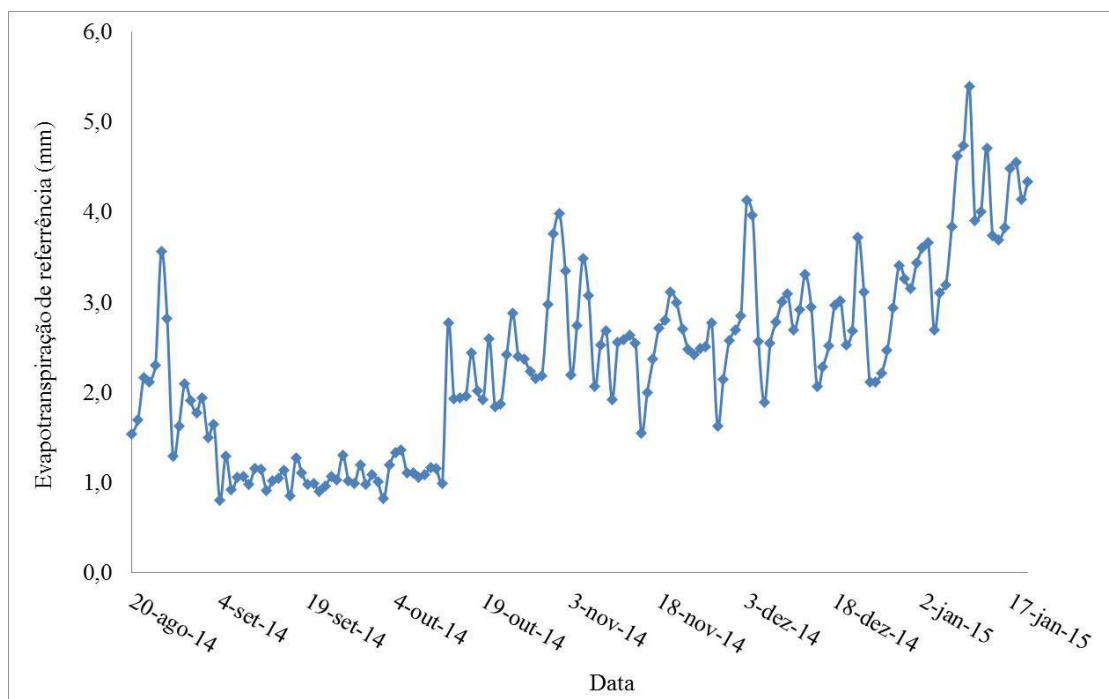


Figura 16. Valores de evapotranspiração de referência de 20 de agosto de 2014 a 20 de janeiro de 2015, em Seropédica, RJ.

Na Tabela 5 são apresentadas as quantidades totais de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio contidos na adubação dos cultivos de milho 2013 / 2014 e 2014 / 2015 frente aos tratamentos aplicados.

Tabela 5. Quantidades totais de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio fornecidos na adubação dos cultivos de milho 2013 / 2014 e 2014 / 2015.

Tratamento	Cultivo 2013 / 2014					
	T1	T2	T3	T4	T5	T6
	kg . ha ⁻¹					
Nitrogênio	87,47	100,69	113,91	127,13	127,71	74,25
Fósforo	15,42	19,84	24,26	28,68	18,92	11,00
Potássio	12,68	17,68	22,68	27,68	13,20	7,68
Cálcio	39,76	41,02	42,28	43,54	66,22	38,50
Magnésio	2,13	2,43	2,73	3,03	3,14	1,83
Tratamento	Cultivo 2014 / 2015					
	T1	T2	T3	T4	T5	T6
	kg . ha ⁻¹					
Nitrogênio	78,64	87,78	96,92	106,06	119,54	69,50
Fósforo	16,66	20,32	23,98	27,64	23,40	13,00
Potássio	11,03	15,71	20,39	25,07	11,43	6,35
Cálcio	29,82	30,64	31,46	32,28	52,20	29,00
Magnésio	0,69	0,85	1,01	1,17	0,95	0,53

Na Tabela 5 pode ser observado que a ARS (T1, T2, T3 e T4) e a torta de mamona (T5 e T6) apresentam um fornecimento de nutrientes desbalanceado frente as exigências de

nutrientes pela cultura do milho. Quando irrigada, a recomendação de adubação da cultura do milho é de 120, 80 e 120 kg . ha⁻¹ de nitrogênio, fósforo e potássio respectivamente segundo Coelho (2006), para um solo com baixa reserva natural desses nutrientes. O caso do solo da parcela experimental deste estudo, como pode ser observado nas Tabelas 7, 8 e 9.

Somente os tratamentos T4 e T5 no primeiro ano de cultivo e T5 no segundo ano de cultivo, forneceram quantidades de nitrogênio satisfatórias ao cultivo irrigado do milho, o que não ocorreu para o fósforo e o potássio. Segundo Amaral Filho (2005), esta deficiência pode promover uma produção inferior à produção de grãos em condições experimentais de cultivo com adubação balanceada.

Desta forma, a adubação com fontes orgânicas de nutrientes necessita de prévia análise química do adubo utilizado. Segundo Freitas et al. (2004), somente a partir da análise prévia da fonte de adubação, pode-se determinar a quantidade de adubo aplicado e a necessidade de utilização de formulações para obter um balanço adequado de nutrientes, afim de propiciar um rendimento satisfatório no cultivo do milho.

A seguir, é apresentada na Tabela 6, a quantificação da volatilização do nitrogênio frente aos tratamentos de adubação de cobertura aplicados. E as Figuras 8 e 9 ilustram a volatilização do nitrogênio amoniacal acumulada ao longo das avaliações realizadas, sendo que na Figura 17, tem-se a volatilização acumulada entre os tratamentos com ARS e com torta de mamona, bem como, suas respectivas equações de ajuste; e na Figura 18, demonstra o detalhamento da volatilização acumulada entre os tratamentos com ARS.

Tabela 6. Quantificação da perda de nitrogênio amoniacal por volatilização nos tratamentos com adubação de cobertura no cultivo do milho 2014 / 2015 (Câmara SALE).

	Total de N aplicado	Total de N volatilizado	Perda de N por volatilização
	kg . ha ⁻¹	kg . ha ⁻¹	% *
T1	9,14	0,80 b	8,78 b
T2	18,28	1,43 b	7,82 b
T3	27,42	1,67 b	6,09 b
T4	36,56	2,25 b	6,15 b
T5	50,04	8,06 a	16,13 a

Médias seguidas de letras iguais na mesma linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

O tratamento de adubação de cobertura com torta de mamona apresentou uma maior volatilização de nitrogênio frente a adubação de cobertura com ARS. Quando comparado o nitrogênio total volatilizado, oriundo das adubações de cobertura com torta de mamona (T5 = 900 kg . ha⁻¹) e com a maior lâmina de ARS (T4 = 160 m³ . ha⁻¹). Pode-se observar na Figura 9 que a volatilização do nitrogênio da adubação de cobertura feita com torta de mamona foi 359 % superior, ou seja, para o tratamento T5, foi 8,06 kg . ha⁻¹ e para o tratamento T4 foi de 2,25 kg . ha⁻¹. Este fato está relacionado a pequena profundidade e concentração pontual, promovidas pela incorporação manual da torta de mamona durante a prática de adubação.

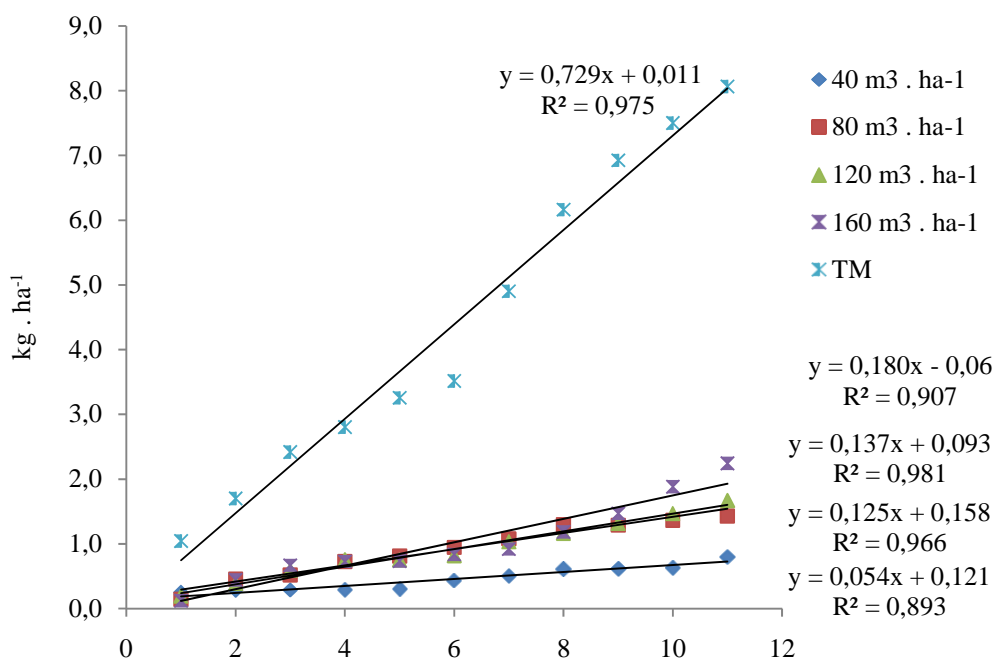


Figura 17. Volatilização do nitrogênio amoniacal ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) no período total de 48 dias após a aplicação dos tratamentos de adubação de cobertura aplicados.

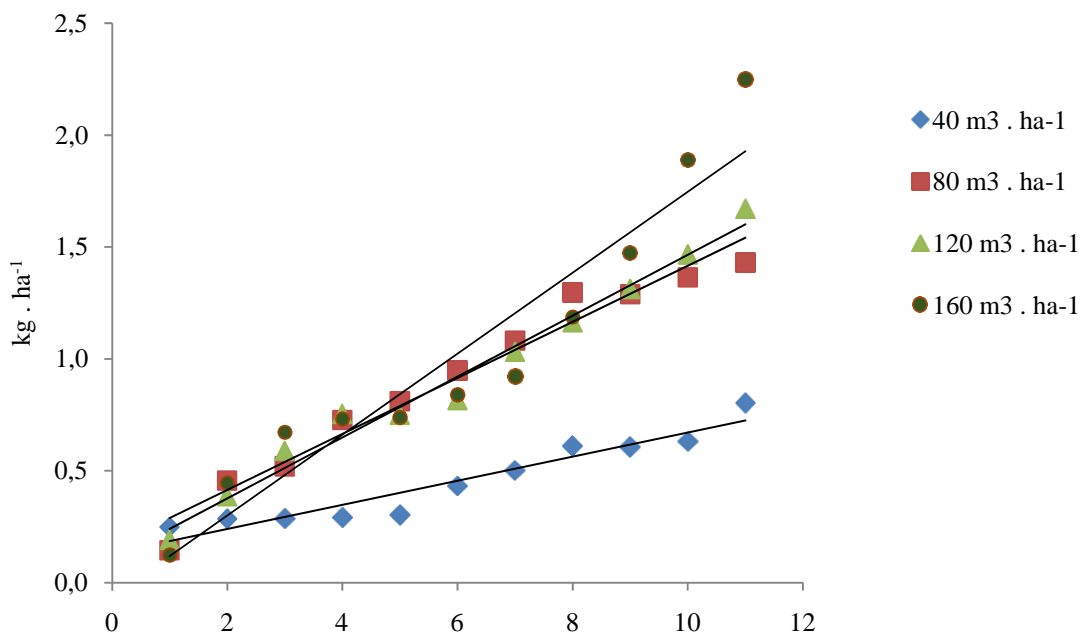


Figura 18. Volatilização do nitrogênio amoniacal ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) no período total de 48 dias após a aplicação dos tratamentos de adubação de cobertura com ARS.

Na prática de adubação, pôde-se observar que a ARS promovia uma frente de molhamento que cobria totalmente o espaço entre as linhas de cultivo, e rapidamente se redistribuía ao longo do perfil do solo, devido a grande capacidade de infiltração e também aos grandes valores de condutividade hidráulica inerentes a solos arenosos, como o da área do

experimento. Este fato promoveu melhor incorporação do adubo, por permitir uma maior interação da ARS com a microbiota decompositora da fração carbonada dos materiais orgânicos. O que segundo Port et al. (2003), reduz consideravelmente a volatilização do nitrogênio, por aumentar a imobilização microbiana do nitrogênio mineral de fontes orgânicas de adubação. Também evitou que a posição central das entrelinhas de cultivo, aonde as câmaras SALE foram posicionadas, estivesse com uma grande quantidade de adubo como aconteceu no tratamento T5 (adubação de cobertura com torta de mamona).

Observa-se ainda na Figura 17 que todos os tratamentos apresentaram bons ajustes lineares com $R^2 = 0,975$ para o T5; $R^2 = 0,907$ para o T4; $R^2 = 0,981$ para o T3; $R^2 = 0,966$ para o T2; e $R^2 = 0,893$ para o T1; e que os coeficientes angulares das retas, demonstram a diferença entre as quantidades cumulativas de nitrogênio amoniacal volatilizado. Ao comparar o tratamento que utilizou a torta de mamona (T5), com coeficiente angular maior que 45% (coeficiente angular = 0,729), os tratamentos com aplicação de ARS, apresentarem valores de coeficiente angular bem inferiores a 45%, ou seja, 0,180 para T4; 0,137 para T3; 0,125 para T2; e 0,054 para T1.

Na Figura 18, nota-se que o tratamento T1 apresentou uma quantidade menor de volatilização do nitrogênio quando comparado com os demais tratamentos que aplicaram ARS. Verifica-se ainda que os tratamentos T2 e T3 foram similares ao longo das medições, e que o T4 apresentou uma discreta tendência de aumento da quantidade de nitrogênio volatilizado a partir da oitava medição.

Ainda observando os dados da Tabela 6, verifica-se que ao comparar os tratamentos de adubação de cobertura com ARS (T1, T2, T3 e T4), houve uma tendência da relação direta entre as quantidades aplicadas e as quantidades volatilizadas de nitrogênio. Porém, quando avaliados os percentuais da volatilização do nitrogênio total aplicado nas adubações de cobertura, observa-se uma tendência inversa; com o aumento do percentual de volatilização frente à redução das lâminas de ARS aplicadas, com exceção dos tratamentos T3 e T4.

Os fatos descritos acima podem estar relacionados às diferentes profundidades de incorporação do nitrogênio, propiciadas pela redistribuição das lâminas de ARS aplicadas (20, 40, 60 e 80 $m^3 \cdot ha$) e a incorporação superficial da torta de mamona, no perfil do solo. Este efeito da profundidade de incorporação de fertilizantes na volatilização do nitrogênio, também foi observado por Cabezas et al (2000) e Sangoi et al (2003), ao avaliarem a adubação em superfície e com incorporação utilizando uréia. Os autores concluíram que a incorporação da uréia no solo pode reduzir em 90 % a volatilização do nitrogênio.

Isto indica que utilizar lâminas pequenas no maior fracionamento de adubações de cobertura com ARS, pode acarretar na maior perda de nitrogênio por volatilização. Principalmente em solos arenosos cuja a condutividade hidráulica, o que permite a incorporação do adubo em maior profundidade; uma vez que segundo Sangoi et al (2003) a volatilização do nitrogênio é maior em solos arenosos, devido a sua baixa capacidade de adsorção do nitrogênio na forma de NH_4^+ às cargas negativas.

Nas Tabelas 7, 8 e 9, são apresentadas as avaliações da fertilidade do solo nas fases inicial e final do cultivo de milho às profundidades de 0 - 0,20, 0,20 - 0,40 e 0,40 - 0,60 m respectivamente. Nelas é demonstrada a variação da fertilidade, frente aos diferentes tratamentos aplicados de adubação de cobertura.

Diante dos dados apresentados na Tabela 7, pode-se observar que para as variáveis: Al (alumínio), Mg (magnésio), Na (sódio), K (potássio), H + Al (acidez total), T (capacidade de troca catiônica) e C / TOC (carbono orgânico total); a fertilização total praticada (adubação de plantio e adubações de cobertura) não foi capaz de promover alterações significativas nas quantidades contidas no solo inicial da parcela experimental, na profundidade de 0 - 0,20m.

Tabela 7. Avaliação da fertilidade na profundidade de 0 a 0,20m do solo, no início e no final do cultivo do milho frente aos diferentes tratamentos aplicados.

Fertilidade		Inicial	Final					
Tratamentos			T1	T2	T3	T4	T5	T6
pH H ₂ O		5,2 b	5,47 b	5,58 b	5,74 b	6,42 a	5,95 a	5,43 b
Al	cmolc dm ⁻³	0,10 a	0,05 a	0,05 a	0,03 a	0,00 a	0,02 a	0,05 a
Ca	cmolc dm ⁻³	0,00 b	0,35 b	0,65 b	1,28 a	1,67 a	1,05 a	0,35 b
Mg	cmolc dm ⁻³	0,70 a	0,57 a	0,57 a	0,35a	0,47 a	0,44 a	0,55 a
Na	mg dm ⁻³	3,50 a	1,33 a	2,83 a	4,25 a	5,20 a	4,00 a	4,50 a
K	mg dm ⁻³	15,50a	19,67a	20,67a	21,33a	22,00a	21,50a	21,00a
H + Al	cmolc dm ⁻³	2,05 a	1,85 a	1,48 a	1,58 a	1,33 a	1,73 a	1,87 a
P	mg dm ⁻³	13,55b	17,28b	20,65b	30,70a	37,35a	26,06a	11,34b
S	cmolc dm ⁻³	0,75 b	0,98 b	1,30 b	1,73 a	2,08 a	1,65 a	0,97 b
T	cmolc dm ⁻³	2,80 a	2,80 a	2,77 a	3,33 a	3,57 a	3,38 a	7,18 a
V	(%)	26,79b	35,00b	46,93a	51,95a	58,26a	48,82a	13,51c
C / TOC	g kg ⁻¹	1,61a	1,97 a	1,61 a	2,74 a	2,77 a	2,12 a	1,72 a
N	g kg ⁻¹	0,50 a	0,17b	0,17b	0,18 b	0,20 b	0,18 b	0,15b

Onde: S = Soma de bases, T = Capacidade de troca catiônica, V = Saturação por bases, C / TOC = Carbono orgânico total. Médias seguidas de letras iguais na mesma linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Os tratamentos T3, T4, T5, promoveram aumento da concentração de cálcio (Ca) e de fósforo (P) em relação ao solo inicial da parcela e os demais tratamentos aplicados. Isto corrobora com os resultados obtidos por Campelo (1999), Dal Bosco et al. (2008) e Zanuzo et al. (2012), que observaram comportamento linear no aumento da concentração de cálcio na camada superficial do solo frente ao aumento das lâminas de ARS aplicadas. Quanto ao fósforo, diversos estudos referentes a utilização de ARS na fertilização de solos, apresentam resultados semelhantes de acúmulo na camada superficial do solo quando fertilizado com ARS (CERETTA et al., 2003; BERWANGER, 2006; DOBLINSKI, 2007; SMANHOTTO, 2008). Este comportamento se deve a baixa mobilidade do fósforo no solo, associada a pequena absorção do fósforo pela cultura do milho em relação a outros macronutrientes, como afirma Durigon et al. (2002). Com exceção do tratamento T6 houve uma tendência de acúmulo linear das concentrações de fósforo frente as quantidades de fósforo aplicadas nos tratamentos (Tabela 7), o que indica que a absorção do fósforo pela cultura do milho foi superior ao aporte realizado neste tratamento.

Os tratamentos T3, T4 e T5 também promoveram alteração significativa na variável S (soma de bases). Fato devido principalmente, ao aumento significativo de cálcio promovido por estes tratamentos, como afirma Barros et al., (2005) que observaram resultados semelhantes no procedimento de incubação de solo com diferentes lâminas de ARS.

Em relação a soma de bases (V%), observa-se uma tendência de aumento linear da variável frente as lâminas de ARS aplicadas, porém somente os tratamentos T2, T3, T4 e T5 foram capazes de promover diferença significativa frente ao solo inicial da parcela experimental. No caso dos tratamentos T3 e T4, o solo apresentou valores de saturação por bases (51,25 e 58,26 %) que permite classificá-los como eutróficos segundo Freire et al (2013). Isto indica um aumento significativo da fertilidade promovida pelos tratamentos T3 e T4, frente ao solo inicial da parcela experimental classificado como distrófico segundo Freire et al (2013).

Quanto ao nitrogênio (N), nenhum dos tratamentos de fertilização aplicados foi capaz de promover seu acúmulo no solo na profundidade de 0 - 0,20 m. O que pôde ser observado foi sua redução frente a quantidade contida no solo antes da aplicação dos tratamentos. Uma vez que resultado semelhante pode ser observado para as profundidades inferiores avaliadas (0,20 - 0,40 m e 0,40 - 0,60 m), como demonstrado a seguir nas Tabelas 8 e 9. É possível que o fornecimento deste nutriente não foi suficiente para superar sua absorção pela cultura do milho e sua volatilização. Porém estudos referentes a quantificação do nitrogênio em camadas mais profundas (acima de 0,60 m) do perfil e no lençol freático são necessários para confirmar essa suposição.

Tabela 8. Avaliação da fertilidade na profundidade de 0,20 a 0,40m do solo, no início e no final do cultivo do milho frente aos diferentes tratamentos aplicados.

Fertilidade		Inicial		Final				
Tratamentos		T1	T2	T3	T4	T5	T6	
pH H ₂ O		5,10a	5,17 a	5,35a	5,42a	5,82 a	5,38a	5,13a
Al	cmolc dm ⁻³	0,20 a	0,05 b	0,03 b	0,05 b	0,00 b	0,02 b	0,10 b
Ca	cmolc dm ⁻³	0,00 b	0,00 b	0,17 b	0,17b	0,85 a	0,31 a	0,00 b
Mg	cmolc dm ⁻³	0,85 a	0,57 b	0,43 b	0,58 b	0,42 b	0,55 b	0,42 b
Na	mg dm ⁻³	6,00 a	3,00b	2,83 b	3,00b	3,50 b	3,17 b	3,67 b
K	mg dm ⁻³	25,00a	16,50b	18,00b	17,00b	16,50b	15,83b	16,00b
H +Al	cmolc dm ⁻³	2,55 a	1,68 b	1,33 b	1,68 b	1,48 b	1,40 b	1,77 b
P	mg dm ⁻³	16,00a	15,90a	15,72a	16,78a	18,47a	15,92a	12,67a
S	cmolc dm ⁻³	0,94 a	0,63 a	0,66 a	0,81 a	1,33 a	0,91 a	0,48 a
T	cmolc dm ⁻³	3,49 a	2,31 b	1,99 b	2,49 b	2,81 a	2,31 b	2,25 b
V	(%)	26,93a	27,12a	33,11a	32,44a	47,28a	39,51a	21,22a
C /TOC	g kg ⁻¹	4,41 a	1,97 b	1,61 b	2,75 b	2,77 b	2,13 b	1,72 b
N	g kg ⁻¹	0,50 a	0,17 b	0,17 b	0,18 b	0,20 b	0,18 b	0,15 b

Onde: S = Soma de bases, T = Capacidade de troca catiônica, V = Saturação por bases, C / TOC = Carbono orgânico total. Médias seguidas de letras iguais na mesma linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Na Tabela 8 pode ser observado que somente para a variável Ca (cálcio) houve um acréscimo significativo devido aos tratamentos T4 e T5. Para as demais variáveis analisadas, nenhum dos tratamentos de fertilização aplicados foi capaz de promover um aumento da concentração de nutrientes significativo, frente ao solo no início do cultivo do milho. Também pode-se perceber uma redução significativa das variáveis: Mg, K, H + Al, T, C /TOC e N, o que indica que a cultura do milho foi capaz de promover uma fitoremediação eficiente da aplicação das lâminas de ARS no solo. Esta observação também foi verificada por resultados semelhantes para a análise do solo na profundidade de 0,40 - 0,60 m, apresentada na Tabela 9. Vale a pena resaltar que as variáveis Al e Na não apresentaram uma alteração significativa, isso demonstra que os tratamentos utilizados não foram capazes de promover toxicidade por Al e nem a solodificação na profundidade de 0,20 - 0,40 m.

Tabela 9. Avaliação da fertilidade na profundidade de 0,40 a 0,60m do solo, no início e no final do cultivo do milho frente aos diferentes tratamentos aplicados.

Fertilidade		Inicial	Final					
Tratamentos			T1	T2	T3	T4	T5	T6
pH H ₂ O		5,20 a	5,13 a	5,18 a	5,38 a	5,33 a	5,36 a	4,93 a
Al	cmolc dm ⁻³	0,15 a	0,07 b	0,03b	0,03b	0,00b	0,00b	0,08 b
Ca	cmolc dm ⁻³	0,00 a	0,00 a	0,03 a	0,00 a	0,11 a	0,08 a	0,00 a
Mg	cmolc dm ⁻³	0,50 a	0,45 a	0,37 a	0,58 a	0,62 a	0,52 a	0,43 a
Na	mg dm ⁻³	2,00 a	2,67 a	2,33 a	2,17 a	2,50 a	2,33 a	1,83 a
K	mg dm ⁻³	12,00a	16,00a	16,50a	14,00a	14,00a	12,83a	10,67a
H +Al	cmolc dm ⁻³	1,85 a	1,40 b	1,12 b	1,25 b	1,03 b	1,22 b	1,55 a
P	mg dm ⁻³	9,35 a	6,08 a	9,97 a	5,62 a	8,70 a	5,67 a	3,30 a
S	cmolc dm ⁻³	0,54 a	0,50 a	0,45 a	0,63 a	0,78 a	0,64 a	0,47 a
T	cmolc dm ⁻³	2,39 a	1,90 a	1,57 a	1,88 a	1,81 a	1,86 a	2,02 a
V	(%)	22,57b	26,41b	28,77b	33,34b	42,99a	34,51b	23,09b
Carbono/TOC	g kg ⁻¹	2,16 a	1,40 a	1,14 a	1,39 a	1,73 a	1,32 a	1,08 a
Nitrogênio	g kg ⁻¹	0,21 a	0,15 a	0,12 a	0,15 a	0,18 a	0,15 a	0,13 a

Onde: S = Soma de bases, T = Capacidade de troca catiônica, V = Saturação por bases, C / TOC = Carbono orgânico total. Médias seguidas de letras iguais na mesma linha não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Na Tabela 9 pode ser observado que não houve aumento da concentração no solo de nenhuma das variáveis analisadas. Estes resultados coadunam com os resultados obtidos por Smanhotto et al. (2009), ao avaliarem a lixiviação de sais em colunas de solo (Argissolo) submetidos à aplicação de ARS, no período de 114 dias para a cultura de soja. Os autores não constataram aumento da concentração de sais no solo e no material percolado na aplicação de uma lâmina de ARS de 30 mm.

Entretanto, a observação de tendências de aumento da concentração no solo de algumas variáveis, com aspecto linear frente ao aumento das lâminas de ARS, indica que o acompanhamento temporal é necessário para determinação da capacidade de aporte do sistema solo - planta referido. Somente desta forma será capaz a determinação da lâmina de disposição da ARS no solo que não promova prejuízo ambiental na microrregião analisada neste estudo.

4.3. Produção de Milho Orgânico Fertilizado com ARS

4.3.1. Produção de minimilho orgânico fertilizado com ARS

Nas Figuras 19 e 20, verificam-se os valores médios da altura e do diâmetro do colmo a 1 cm, respectivamente, medidos no cultivo do milho aos 45 e 75 dias após o plantio.

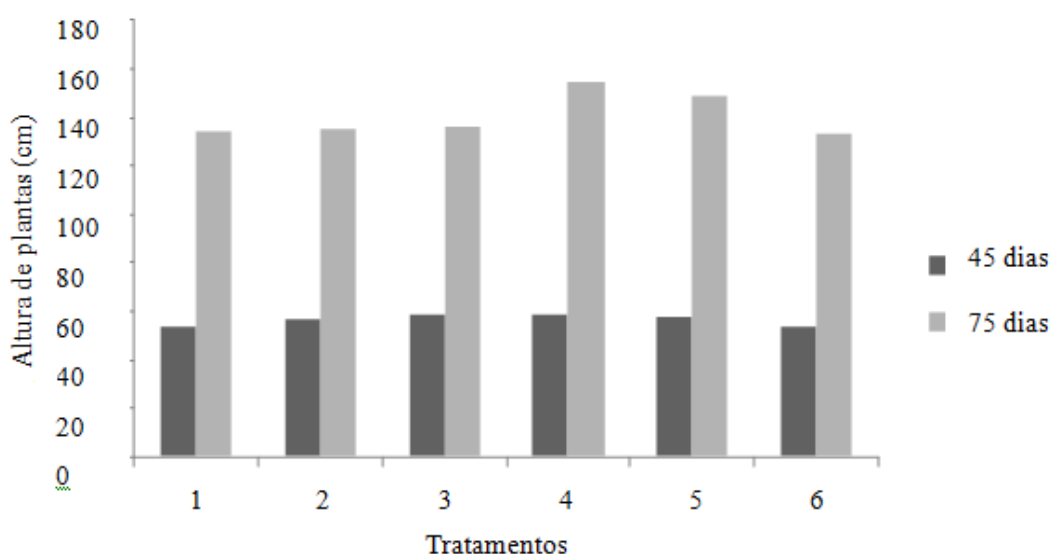


Figura 19. Altura média das plantas de minimilho submetido aos seis tratamentos testados.

É possível observar que os valores obtidos aos 75 dias após o plantio (DAP) foram maiores que os valores obtidos aos 45 dias após o plantio em todos os tratamentos. Os valores variaram de 53,56cm (T6) e 58,94 cm (T3), para 45 DAP, e 133,06 cm (T6) a 154,63 cm (T4), para 75 DAP.

Na Figura 20, verificam-se os valores médios do diâmetro do colmo da cultura do milho (medidos a 1 cm do solo) aos 45 e 75 dias após o plantio, em todos os tratamentos. É possível verificar que os valores obtidos aos 75 dias após o plantio foram maiores que os valores obtidos aos 45 dias após o plantio em todos os tratamentos. Os valores variaram de 1,18 cm (T6) e 1,36 cm (T4) e 1,46 cm (T6) a 1,68 cm (T5), para 45 DAP e 75 DAP, respectivamente.

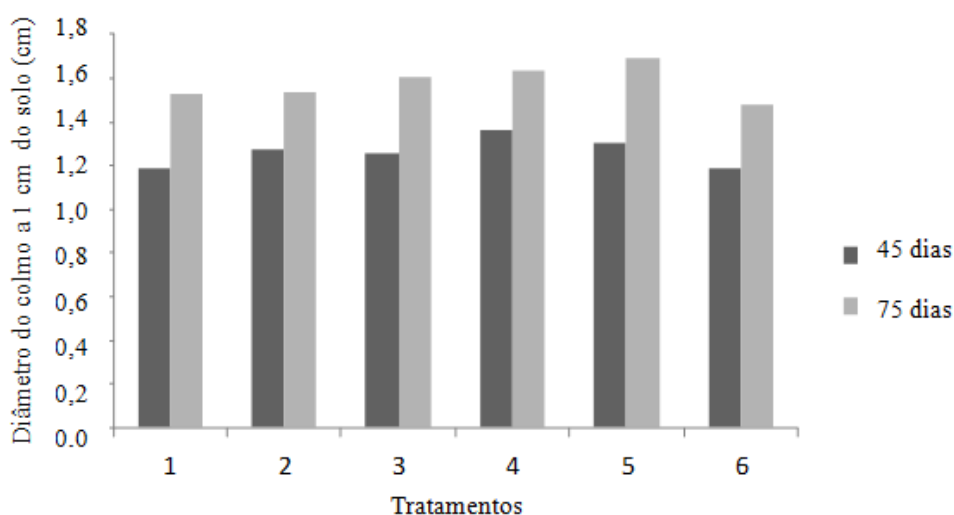


Figura 20. Diâmetro do colmo a 1 cm do solo nos diferentes tratamentos no cultivo do minimilho.

Observa-se ainda na Figura 20, que os maiores resultados foram obtidos no tempo de 45 DAP (1,36 cm) para o tratamento de maior dose de água residuária (T4), enquanto para o tempo de 75 DAP (1,68 cm) o maior valor foi o do tratamento com torta de mamona (T5).

Comparando-se somente os tratamentos em que houve disposição de água residuária de suinocultura no solo, verifica-se que o aumento do diâmetro ocorreu com o aumento da taxa de aplicação, tanto aos 45 DAP quanto aos 75 DAP.

Na Tabela 10, têm-se os valores médios de altura de plantas e diâmetro do colmo, observados aos 45 DAP e 75 DAP, nos seis tratamentos testados, com os resultados da análise estatística (teste de Tukey a 5% de significância). Nesta é possível observar que os valores médios para altura de plantas de minimilho e diâmetro do colmo, obtidos aos 45 DAP e 75 DAP, não apresentaram significância a 5% para o teste de Tukey, frente aos distintos tratamentos nos quais a cultura foi submetida.

Tabela 10. Análise estatística dos valores médios das características fitotécnicas (altura de plantas e diâmetro do colmo) no cultivo do minimilho para os seis tratamentos testados.

Tratamento	45 DAS		75 DAS	
	Altura (cm)	Diâmetro (cm)	Altura (cm)	Diâmetro (cm)
1	54,13 a	1,18 a	134,00 a	1,52 a
2	57,60 a	1,27 a	134,01 a	1,53 a
3	58,94 a	1,25 a	136,31 a	1,60 a
4	58,88 a	1,36 a	154,63 a	1,63 a
5	57,69 a	1,30 a	149,60 a	1,68 a
6	53,56 a	1,18 a	133,06 a	1,48 a
C.V. (%)	22,67	20,16	20,56	19,09

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A despeito de haver variações crescentes com o aumento da taxa de ARS, e também valores maiores observados nos tratamentos com aplicação da ARS (T1, T2, T3 e T4), comparadas com os tratamentos sem aplicação de ARS (T5 e T6); não se pode afirmar diante das duas características fitotécnicas avaliadas que doses de ARS apresentaram um desempenho melhor diante da pronta disponibilidade a absorção de nutrientes da ARS, se comparada ao processo de mineralização dos nutrientes oriundos da torta de mamona.

Na Tabela 11 observa-se a variação da produtividade das espiguetas de minimilho empalhada e desempalhada em função dos diferentes tratamentos recebidos, bem como o resultado da análise estatística do teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

Analisando-se as variações da produtividade das espiguetas empalhadas de minimilho, verifica-se que não houve diferença significativa nas produtividades de espiguetas nos tratamentos T1 e T4 (que receberam ARS) quando comparados com os tratamentos testemunha T6. Meneguetti (2010) obteve melhores resultados em termos de massa de espigas de minimilho empalhadas, com os tratamentos em que foram utilizados maiores dosagens de ARS. Esses resultados são bastante importantes para o produtor, uma vez que é desse modo (empalhadas) que eles vendem as espigas para a indústria, onde o valor recebido é relativo ao quilo do produto.

Tabela 11. Avaliação da produtividade (kg . ha⁻¹) de espiguetas minimilho empalhada e desempalhada em função dos diferentes tratamentos aplicados.

Tratamento	Produção de espiguetas de minimilho (kg ha ⁻¹)	
	Empalhadas	Desempalhadas
1	3965,37 a	1173,86 a
2	3710,37 ab	1183,49 a
3	3419,55 ab	1204,54 a
4	3982,06 a	1260,38 a
5	3738,40 ab	1374,33 a
6	3216,74 b	1174,31 a
C.V. (%)	10,79	28,49

Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Ocorreu uma diferença de 765,32 kg ha⁻¹ entre o tratamento T4 (3982,06 kg ha⁻¹) e o tratamento T6 (3216,74 kg ha⁻¹), essa diferença demonstra que a aplicação de ARS atendeu grande parte da demanda nutricional da cultura, promovendo um aumento na produtividade de minimilho.

A respeito de não se observar diferença significativa entre o tratamento T4 (3982,06 kg ha⁻¹) e o tratamento que utilizou a torta de mamona na adubação de cobertura (T5) (3738,40 kg ha⁻¹), ocorreu um aumento de 243,60 kg . ha⁻¹ na produção de espiguetas com a utilização de ARS (T4) nas adubações de cobertura. Vale ressaltar que a ARS é descartada na grande maioria das propriedades agrícolas; sendo um efluente que apresenta custo de tratamento para que a destinação final seja realizada de acordo com a legislação vigente.

Ainda na Tabela 11, observam-se as produtividades das espiguetas desempalhadas, sendo que o maior valor (1374,33 kg ha⁻¹) ocorreu para o tratamento T5 (adubação convencional orgânica a base de torta de mamona), porém não houve diferença significativa entre os tratamentos estudados. Sendo assim, a produtividade dos tratamentos com ARS apresentaram valores semelhantes aos tratamentos que não receberam ARS. Resultados semelhantes foram observados por Meneguetti (2010), que também não observou diferença significativa entre os tratamentos, porém obteve maiores produtividades de minimilho desempalhado nos tratamentos com as maiores taxas de aplicação de ARS, apresentando uma produtividade máxima de 1800 kg ha⁻¹.

Verifica-se que a produtividade do minimilho desempalhado variou entre 1374,33kg ha⁻¹ (T5) e 1173,86 kg ha⁻¹ (T1), sendo que eles são superiores aos valores da média nacional que é em torno de 875,0 kg ha⁻¹. A produtividade do minimilho pode ser influenciada pela cultivar, espaçamento, manejo e condições ambientais, que podem afetar a qualidade final do produto para a indústria, chegando a rendimentos entre 15 a 20 % no beneficiamento (SILVEIRA, 2003).

Diante dos resultados verifica-se uma indicação de que a aplicação de ARS não promoveu um efeito tóxico para a cultura, pois segundo as análises estatísticas não ocorreram diferenças significativas entre três parâmetros analisados (altura da planta, diâmetro do caule e produtividade do minimilho desempalhado) comparando-se os tratamentos que receberam ARS com os tratamentos que não receberam ARS.

4.3.2. Produção de milho grão orgânico fertilizado com ARS

Na Tabela 12, são apresentados os valores da produção de grãos nos dois cultivos de milho avaliados.

Tabela 12. Produção de milho grão nos cultivos 2013 / 2014 e 2014 / 2015 frente aos tratamentos aplicados, e valores médios entre os dois ciclos de cultivo.

Tratamento	2013 /2014	2014 /2015	Média
		kg ha ⁻¹	
T1	3046,24bc	2317,03b	2681,63b
T2	3495,50ab	3643,31a	3569,40a
T3	3793,80ab	3601,30a	3697,55a
T4	4268,28a	3908,71a	4088,50a
T5	4121,90a	3602,75a	3862,33a
T6	2330,48c	2190,55b	2260,51b
CV(%)	14,24	17,83	15,04

Na Tabela 12 observa-se, com exceção do tratamento T2, que a produção de grãos do primeiro cultivo (2013 / 2014) foi superior a produção de grãos do segundo cultivo (2014 / 2015). Esta diferença de produção entre os dois períodos avaliados, pode ser atribuída, segundo Bergamaschi et al. (2006), a diferença de precipitação ocorrida nestes períodos. Como demonstrado pela avaliação das variáveis climáticas durante os períodos de cultivo de milho avaliados, verificou-se que ocorreu uma diferença de precipitação do primeiro ciclo, em relação ao primeiro ciclo, de 243,8 mm. No segundo ciclo ocorreu um “*déficit*” entre a precipitação e a evapotranspiração de referência de - 139,71mm, enquanto que no primeiro ciclo ocorreu um “*superávit*” de + 77,61 mm, evidenciando que o segundo ciclo foi um período mais seco.

Pode-se observar que nos dois anos de cultivo, com exceção do tratamento com duas adubações de cobertura com lâminas de 20 m³. ha⁻¹ de ARS (T1), todos os tratamentos aplicados apresentaram valores de produção superiores aos da testemunha. Isso indica que a adubação inicial utilizada no tratamento T1 foi insuficiente para promover uma adubação satisfatória ao cultivo do milho.

Não ocorreu diferença significativa entre os tratamentos com aplicação de duas adubações de cobertura com lâminas de 40, 60 e 80 m³. ha⁻¹(T2, T3 e T4) e o tratamento com duas aplicações de cobertura com 450 kg . ha⁻¹ de torta de mamona(T5). Como a ARS é um resíduo que implica dispêndio para tratamento e posterior descarte, sua utilização na adubação de cultivos orgânicos pode representar uma potencial economia nos custos de produção em uma unidade de produção integrada orgânica. Essa prática também evita a disposição irregular deste resíduo comumente observada em pequenas unidades que praticam a criação de suínos como afirmam Barros et al. (2003), o que representa uma redução dos danos ambientais com a adoção da mesma.

O valor médio da produção de grãos dos dois ciclos de cultivo do tratamento com duas adubações de cobertura com 80 m³. ha⁻¹ (T4) (4.088,50 kg . ha⁻¹); esse é próximo ao valor médio de produção de grãos de 4.112,5 kg . ha⁻¹, em dois ciclos de cultivo orgânico da variedade Eldorado obtido por Cruz et al (2008) em condições experimentais. Entretanto esse valor é superior a média brasileira na safra de 2002 / 2003 de 3500 kg . ha⁻¹ (CONAB, 2003) como afirma os autores.

Embora os valores de produção de milho orgânico de 4.112,5 kg . ha⁻¹(CRUZ et al, 2008), 4.500 kg ha⁻¹ (ALVARENGA et al, 2002) e 4.088,50 kg . ha⁻¹ obtidos no presente estudo são superiores a média nacional de produção do milho, estes são inferiores ao potencial produtivo do milho. Cultivos convencionais em condições experimentais e praticados por agricultores que utilizam um alto nível tecnológico, atingem produções de até 10.000 kg . ha⁻¹segundo Von Pinho (2001). Porém 43% da produção nacional do milho é praticada em unidades de produção familiar com baixo investimento, nas quais o cultivo de milho variedade orgânico, por apresentar maior eficiência energética e maior independência em relação a aquisição de sementes pelo agricultor (CAMPOS, 2004;CRUZ et al, 2008).

Na Tabela 13 são apresentados os valores médios da quantificação do peso de mil grãos do milho variedade BRS Eldourado frente aos tratamentos aplicados.

Tabela 13. Quantificação do peso de mil grãos de milho BRS Eldourado frente aos tratamentos aplicados.

Tratamento	Peso de mil grãos (kg)
1	0,194a
2	0,206a
3	0,205a
4	0,214a
5	0,219a
6	0,193a
CV (%)	10,24

Os valores apresentados na Tabela 13 para o peso de mil grãos de milho foi menor que os valores médios de sementes não peneiradas obtidos por Rodrigues (2007) de 0,280 kg no cultivo do milho híbrido Soma, e por Moreira et al (2002) de 0,315 kg no cultivo do milho cultivar "Nitroflint". Porém os mesmos autores observaram que o tamanho e o peso de mil grãos das sementes de milho, não influenciaram no vigor de germinação e qualidade da semente no armazenamento. Algo que corrobora com o fato de que, em determinadas situações o tamanho e peso das sementes de milho podem não influenciar no vigor de plantas, relatado por Carvalho & Nakagawa (2000).

Rodrigues (2007), observou também diferença significativa no peso de mil grãos ao comparar duas variedades de híbridos, sem haver diferença significativa no vigor de germinação e plântulas entre os dois híbridos avaliados (Soma e Exceler). Porém as densidades de plantio utilizadas de 50.000 plantas por hectare foram inferiores a utilizada no presente estudo de 70.000 plantas por hectare, o que associado a baixa fertilidade do solo pode influenciar no menor peso de mil grãos obtido no cultivo. (CARVALHO & NAKAGAWA, 2000 ; MOREIRA et al, 2002).

Na Tabela 14 estão apresentados os dados de comprimento, largura, espessura, esfericidade, circularidade e volume para sementes de milho produzidas sob os seis diferentes tratamentos aplicados.

O tratamento com 160m³.ha⁻¹ de ARS (T4) aplicados em duas adubações de cobertura, não diferiu do tratamento com duas adubações de cobertura com 450 kg . ha⁻¹ de torta de mamona (T5) para comprimento, largura e volume de sementes. Não houve diferença significativa para circularidade e esfericidades entre os tratamentos estudados.

Os resultados observados na Tabela 14 para as variáveis: comprimento, largura e espessura, corroboram com os dados apresentados por Carneiro & Amaral (2001) ao avaliarem sete diferentes genótipos de sementes comerciais. Os autores obtiveram valores médios de: 10,5, 5,3 e 4,0 mm para o comprimento, largura e espessura, respectivamente. No

entanto os mesmos afirmaram que ocorre uma grande variação na morfometria de sementes frente aos genótipos analisados. Assim, os dados obtidos neste estudo indicam que os grãos produzidos em manejo orgânico apresentam morfometria semelhante a encontrada para sementes comerciais.

Tabela 14. Dados médios de comprimento, largura, espessura, esfericidade, circularidade e volume dos grãos de milho

Tratamento	Comprimento (mm)	Largura (mm)	Espessura (mm)	Esfericidade (%)	Circularidade (%)	Volume (mm ³)
T1	8,26b	7,75c	5,43a	85,61a	95,58a	185,58b
T2	9,11b	8,19b	4,48b	76,31a	91,37a	176,42c
T3	8,68b	7,91bc	4,80b	79,53a	91,34a	173,55c
T4	9,39a	8,46a	4,83b	77,57a	90,99a	199,48a
T5	9,34a	8,71a	4,53b	76,91a	94,17a	192,55a
T6	8,66b	8,10b	4,76b	80,36a	94,39a	176,53c
CV(%)	0,04	0,26	0,48	9,65	6,08	6,94

5. CONCLUSÕES

Diante dos resultados, pode-se concluir.

A aplicação da ARS de forma controlada, em áreas cultivadas com milho em um Planossolo háplico, demonstra ser uma alternativa viável para o destino final dos efluentes de suinocultura, beneficiando a cultura com o fornecimento de nutrientes.

O ganho de peso de suínos submetidos ao manejo de criação orgânica foi menor que a média nacional em criadouros convencionais em sistema de confinamento. Porém, o mercado diferenciado ao qual se destinam os animais avaliados, e a redução dos custos relativos a dieta dos suínos pelo reaproveitamento das sobras da produção vegetal em sua composição; podem compensar o ganho de peso mais lento da criação de suínos no manejo orgânico em relação ao modelo convencional de criação.

A criação orgânica de suínos em sistema integrado de produção produz uma menor quantidade de resíduos com menores concentrações de poluentes quando comparada ao manejo convencional. Com destaque para as quantidades de Cu e Zn, que foram ínfimas quando comparadas com as quantidades presentes em efluentes da suinocultura convencional, demonstrando assim um menor potencial poluidor.

A produção de minimilho quando utilizada a dosagem de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ de ARS na adubação de cobertura, pode ser equiparada a produtividade obtida utilizando torta de mamona ($900 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Resultado similar também foi observado na produção e morfometria de grãos, nas quais não ocorreu diferença significativa entre os tratamentos com aplicação de duas adubações de cobertura com lâminas de 40, 60 e $80 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ e o tratamento com duas aplicações de cobertura com $450 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de torta de mamona. Sendo assim a aplicação da maior dose de ARS ($160 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) torna-se a mais adequada, uma vez que promove a destinação final da maior quantidade de efluente e ainda promove uma produção de milho superior a média nacional de produção da cultura.

A volatilização do nitrogênio aplicado nas adubações de cobertura com ARS foi inferior a quantificada na adubação de cobertura com torta de mamona. Dentre as doses de ARS avaliadas, a de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ foi a que apresentou a menor perda relativa de nitrogênio.

As doses de 120 e $160 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ de ARS e a aplicação da torta de mamona nas adubações de cobertura promoveram um aumento da fertilidade do solo na camada de 0-0,20 m. No entanto, não foram observadas alterações significativas na concentração de nutrientes às profundidades de 0,20 - 0,40 e 0,40 - 0,60 m no final do período de avaliação, frente ao solo no início do cultivo do milho. Isto indica que a fertilização do cultivo do milho com a ARS oriunda de um sistema de criação orgânico pode ser uma opção viável para o tratamento deste resíduo, sem comprometer a qualidade ambiental de sistemas orgânicos de produção.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste contexto, estudos que visam analisar a viabilidade da aplicação direta no solo de ARS pra fertilização de culturas agrícolas demonstram-se relevantes. Estes têm como objetivo a gestão de resíduos com impacto mínimo e a ciclagem de nutrientes no ambiente produtivo, possibilitando a integração da produção animal e vegetal em um sistema de produção. Algo que coaduna com a proposta dos sistemas agroecológicos de produção, embora não foi observado um número expressivo de estudos dessa natureza no âmbito de sistemas orgânicos ou agroecológicos de produção.

A pesquisa realizada demonstrou uma lacuna entre a relevância do tema e a quantidade de artigos científicos disponíveis que abordem sistemas orgânicos de produção integrada. Esse fato indica a necessidade de ampliação dos estudos relacionados a este tema pela comunidade científica, com o intuito de oferecer soluções ambientais adequadas para a disposição dos resíduos da criação animal na fertilização de solos submetidos ao manejo orgânico de produção.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALI, B. I. Irrigation in arid regions. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering of ASCE**, New York, v.113, n.2, p.173-83, 1987.

AL-KANANI, T.; MACKENZIE, A. F.; BARTHAKUR, N. N. Soil water and ammonia volatilization relationships with surface-applied nitrogen fertilizer solutions. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.55, p.1761-1766, 1991. Disponível em: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/sssaj/abstracts/55/6/SS0550061761>

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; SMITH, M.. **Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements**. (FAO Irrig. and Drain. Paper no 56), FAO, Rome, Italy. 1998. 318p.

ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils**. 2nd. Glasgow: Blackie Academic & Professional, 1995. 368 p.

ALMEIDA, D.L.; AZEVEDO, M.S.F.R.; CARDOSO, M. O.; DE-POLLI, H.; GUERRA, J.G.M.; MEDEIROS, C.A.B.; NEVES, M.C.P.; NÚNES, M.U.C.; RODRIGUES, H.R.; SAMINEZ, T.C.O; VIEIRA, R.C.M. **Agricultura Orgânica: Instrumento para a Sustentabilidade dos Sistemas de Produção e Valoração de Produtos Agropecuários**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 122)

AMDUR M. O.; DOULL J.; KLAASSEN C. D. **Casarett and Doull's Toxicology**.4 ed. New York: Pergamon Press, 1991. 1236 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19.ed. New York, 1995.

AMARAL FILHO, J. P. R.; FARINELLI, R.; BARBOSA, J. C. Espaçamento, densidade populacional e adubação nitrogenada na cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 467-473, 2005.

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

ARAÚJO, A.L.; KÖNIG, A.; MILANEZ, J.G.; CEBALLOS, B.S. O. Reuso indireto de esgotos na irrigação de colunas experimentais de solo cultivadas com alface (*Lactuca sativa* L.). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 1999. p.111-19.

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

BARROS, F.M.; MARTINEZ, M.A.; NEVES, J.C.L.; MATOS, A.T.; SILVA, D.D. Características químicas do solo influenciadas pela adição de água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9 (Suplemento), p.47-51, 2005.

BASSO, C. J. Dejeito líquido de suínos: II-Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, 2005.

BASTIAN, R. K. 40 CFR – Part 503 - **Standards for the use and disposal of sewage sludge**. In: Biosolids Management Handbook. Washington: USEPA, 1993. p. 9387-9415. Disponível em: <<http://https://www.epa.gov/sites/production/files/documents>>. Acesso em 04/06/2016.

BASTOS, R.K.X.; MARA, D.D. Irrigacion de hortalizas com águas residuales: aspectos sanitários. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 23., 1992, La Habana. **Anais...** La Habana: Association Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 1992. p.22-8.

BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S.C.; SILVA, T.R.da. Reúso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura da alface. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.1, p.152-163, 2007.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Eds) **Fundamentos da Matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 9 - 26.

BERTOL O. J.;RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G.Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 781-792, 2007.

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. 209f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferência de fósforo no solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos**. 2006. 98 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Processos Químicos e Ciclagem de Elementos)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; DYNIA, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, n.11, p.1639-1647, 2002.

BONAZZI, G.; CORTELLINI, L.; PICCININI, S. Presenza di rame e zinco nei liquami suinicoli e rischio di contaminazione dei suoli. **L'Informatore Agrario**, v. 36, p. 55–59, 1994.

BRASIL, Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Regras para análise de sementes**. Brasília: SNDA/DNDV/CLAV, 1992. 365p.

BUSINELLI, M.; ALTIERI, R.; GIUSQUIANI, P. L.; GIGLIOTTI, G. Complexation capacity of dissolved organic matter from pig slurry: A gel filtration and dialysis study. **Water Air and soil pollution**, v. 113, n. 1, p. 385-394, 1999.

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

CAMARGO, A.M.M.P.; CASER, D.V.; CAMARGO FILHO, W.P.; CAMARGO, F.P.; COELHO, P.J. Área cultivada com agricultura orgânica no estado de São Paulo, 2004. **Informações Econômicas**, v.36, n.3, p.33-62, 2006.

CAMERON, K.C.; RATE, A.W.; CAREY, P.L.; SMITH, N.P. Fate of nitrogen in pig effluente applied to a shallow stony pasture soil. **Journal of Agricultural Research**, v. 38, p. 533-542, 1995.

CAMPELO, P. L. G. **Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo**. 1999. 55f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

CARNEIRO, J. W. P; AMARAL, T. A. G. Descrição do tamanho de sementes de milho em lotes disponíveis no comércio. **Revista Brasileira de Sementes**, v.23, n.2, p.209-214, 2001.

CARVALHO, N.M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. Jaboticabal: FUNEP, 2000. 429p.

CEC – COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. [Online] **Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture**. Official Journal, v. 181, p. 6-18, 1986. Disponível em: http://www.europa.eu.int/eurlex/en/consleg/pdf/1986/en_1986L0278.do_001.pdf. Acesso em 14 abr 2014.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. A. C. C. J.; VIEIRA, F. C. B., LOPES, M. G. H. I. C.; BERWANGER, M. A. L.. Dejeito líquido de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p.1296-1304, 2005.

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**, v. 38, n. 6, p. 729-735, 2003.

CETESB. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas**. São Paulo, CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2001.

CHATEAUBRIAND, A. D. **Efeito de dejetos de suínos, aplicados em irrigação por sulco, na cultura do milho (*Zea mays* L.)**. 1988. 61f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1988.

COELHO, A. M. **Adubação e Nutrição do Milho**. Sete Lagoas, MG: Embrapa Milho e Sorgo, 2006. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular técnica, 78).

CONAB - CONSELHO NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Comparativo da área, produção e produtividade: safras 2001/2002 e 2002/2003. **Conab**. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conabweb/download/ba/Conjuntura.pdf>. Acesso em: 21 Ago. 2014.

CONAB - CONSELHO NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Acompanhamento da safra brasileira - Grãos. Safra 2009/2010 Intenção de Plantio, Segundo Levantamento, Novembro/2009. **Conab**. Disponível em http://www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/2graos_09.10.pdf. Acesso em 30 de novembro de 2013.

COSTA-VARGAS, S.M.V.; MARA, D.D.; VARGAS-LOPES, C.E. Residual fecal contamination on effluent irrigated lettuce. **Water Science Technology**, v.24, n.9, p.89-94, 1991.

CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K. Estudo das fontes poluidoras em uma granja produtora de suínos: uma perspectiva de educação ambiental: estudo de caso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALIZADOS EM SUÍNOS, 11., Goiânia. **Anais...** Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves, 2003. p. 447-448.

CRUZ, J. C.; KONZEN, E. A.; PEREIRA FILHO, I. A.; MARRIEL, I. E. **Produção de milho orgânico na agricultura familiar**. Sete Lagoas, MG: Embrapa Milho e Sorgo, 2006. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular técnica, 81).

CRUZ, J. C.; PACHECO, C. A. P.; PEREIRA FILHO, I. A.; OLIVEIRA, A. C.; QUEIROZ, L. R.; MATRANGOLO, W. J. R.; MOREIRA, J. A. A. **Variedades de milho em sistema orgânico de produção**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2008. (Embrapa Milho e Sorgo. Comunicado técnico, 158).

DAL BOSCO, T. C.; IOST, C.; SILVA, L. D.; CARNELLOSI, C. F.; EBERT, D. C.; SCHREINER, J. S.; SAMPAIO, S. C. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola – estudo de caso. **Revista Irriga**, v. 13, n. 1, p. 139-144, 2008.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo de dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1998. (Embrapa Suínos e Aves. Boletim informativo de pesquisa, 11).

DOBLINSKI, A. F. Lixiviação “in situ” de nitrogênio, fósforo e potássio oriundos do uso de água residuária da suinocultura na cultura do feijão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE

ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., 2007. Bonito. **Anais...** Bonito: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 2007. 1 CD ROM.

DURIGON, R.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; PAVINATO, P. S.. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 26, p. 983-992, 2002.

ESPINDOLA, J.A.A.; GUERRA, J.G.M.; ALMEIDA, D.L.; TEIXEIRA, M. G.; URQUIAGA, S. Decomposição e liberação de nutrientes acumulados em leguminosas herbáceas perenes consorciadas com bananeiras. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 30, n. 2, p. 321-328, 2006.

FEIDEN, A.; ALMEIDA, D. D.; VITOI, V.; ASSIS, R. D. Processo de conversão de sistemas de produção convencionais para sistemas de produção orgânicos. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 19, n. 2, p. 179-204, 2002.

FEY, R. **Teores de nutrientes no solo, produção de fitomassa e qualidade da pastagem de Tifton 85, produzida em área submetida à aplicação de dejetos suínos.** 2006. 42f. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

FIGUEIREDO, E. A. P.; SOARES, J. P. G. Sistemas orgânicos de produção animal: dimensões técnicas e econômicas. REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 49., 2012. Brasília. **Anais...** Brasília: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2012.

FILHO, J. F. P.; SOUZA, M. P. O licenciamento ambiental da mineração no quadrilátero ferrífero de Minas Gerais – uma análise da implementação de medidas de controle ambiental formuladas em EIAS/RIMAS. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.4, p.343-349, 2004.

FREIRE, L. R.; BALIEIRO, F. D. C.; ZONTA, E.; ANJOS, L. D.; PEREIRA, M. G.; LIMA, E.; ... POLIDORO, J. C. **Manual de Calagem e Adubação do Estado do Rio de Janeiro.** Editora Universidade Rural. Seropédica, RJ, 2013. 430 p.

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

GAST, R.G.; NELSON, W.W.; RANDALL, G. W. Nitrate accumulation in soils and loss in tile drainage following nitrogen applications to continuous corn. **Journal Environment Quality**, v.7, p.258-261, 1978.

GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. dos S.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1753-1761, 2008.

GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n.2, p. 267-277, 1997.

GIROTTI, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquidos de suínos**. 2007.121f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: Processos ecológicos em agricultura sustentável**. Porto Alegre: UFRGS, 2001. 653p.

GRÄBER, I.; HANSEN, J. F.; OLESEN, S. E.; PETERSEN, J.; ØSTERGAARD, H. S.; KROGH, L. Accumulation of Copper and Zinc in Danish Agricultural Soils in Intensive Pig Production Areas. **Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography**, v. 105, n. 2, p. 15-22, 2005.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**. v. 4, p. 345-382, 2005.

GUIVANT, J. S.; MIRANDA, C. R. (Orgs). **Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura: uma abordagem multidisciplinar**. Chapecó: Argos. 2004, 332 p.

HAMODA, M.F.; AL-AWADI, S.M. Improvement of effluent quality for reuse in a dairy farm. **Water Science and Technology**, v.33, n.10-11, p.79-85, 1996.

HAN, F. X.; HARGREAVES, J. A.; KINGERY, W. L.; HUGGETT, D. B.; SCHLENK, D. K. Accumulation, distribution and toxicity of copper in soils of catfish pond receiving periodic copper sulfate applications. **Journal Environmental Quality**, v. 30, n. 3, p. 912-919, 2001.

HE, Z. L., ZHANG, M. K., CALVERT, D. V., STOFFELLA, P. J., YANG, X. E., & YU, S. Transport of heavy metals in surface runoff from vegetable and citrus fields. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 5, p. 1662-1669, 2004.

HSU, J. H.; LO, S. L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, v. 114, n. 1, p. 119-127, 2000.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisas Trimestrais do Abate de Animais, do Leite, do Couro e da Produção de Ovos de Galinha. **IBGE**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1986&id_pagina=1>. Acesso em: 02 abr. 2014.

JONDREVILLE, C.; REVY, P. S.; DOURMAD, J. Y. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. **Livestock Production Science**, v. 84, n. 2, p. 147-156, 2003.

KABALA, C.; SINGH, B. R. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in vicinity of a copper smelter. **Journal Environmental Quality**, v. 30, n. 2, p. 485-492, 2001.

KING, L. D., WESTERMAN, P. W., CUMMINGS, G. A., OVERCASH, M. R., & BURNS, J. C. Swine lagoon effluent applied to 'Coastal' Bermudagrass: II. Effects on soil. **Journal of Environmental Quality**, v.14, n.1, p.14-21, 1985.

KONZEN, E. A.; PEREIRA FILHO, I. A.; BAHIA FILHO, A.F. C.; PEREIRA, F. A. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA– CNPMS, 1997. (EMBRAPA-CNPMS.Circular Técnica, 25).

LAMPKIN, N. H.; PADEL, S (ed.). **The Economics of Organic Farming: an international perspective**. Wallingford, UK: Cab International, 1994. 468 p.

LARA CABEZAS, W.A.R.; KORNDÖRFER, G.H.; MOTTA, S.A. Volatilização de N-NH₃ na cultura de milho: II. Avaliação de fontes sólidas e fluidas em sistema de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, n. 3, p.489-496, 1997.

LARA CABEZAS, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O.; KONDÖRFER, G. H.; PEREIRA, S. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluída de cobertura na cultura do milho, em sistema de plantio direto no triângulo mineiro (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, n.2, p.363- 376, 2000.

L'HERROUX, L., LE ROUX, S., APPRIOU, P., & MARTINEZ, J. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France).**Environmental Pollution**, v. 97, n. 1, p. 119-130, 1997.

MANTOVANI, E. C.; BERNARDO, S.; PALARETTI, L. F.. **Irrigação: princípios e métodos**. Viçosa, MG: Ed UFV. 2006.

MARCATO, S.M.; LIMA, G.J.M.M. Efeito da restrição alimentar como redutor do poder poluente dos dejetos suínos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.34, n.3, p.855-63, 2005.

MATOS, A.T.; SEDIYAMA, M.A.N.Riscos potenciais ao ambiente pela aplicação de esterco líquido de suínos ou compostos orgânicos no solo. In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE ESTERCO LÍQUIDO DE SUÍNOS, 1., 1995, Ponte Nova. **Anais...** Viçosa, MG: EPAMIG, 1995. p.45-54.

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

MATOS, A.T.; SEDIYAMA, M.A.N.; FREITAS, S.P.; VIDIGAL, S.M.; GARCIA, N.C.P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquido de suínos. **Revista Ceres**,v.44, n.254, p.399-410, 1997.

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

MELO, R. F. DE.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T. DE.; RUIZ, H. A.; OLIVEIRA, L. B. DE. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n.2, p.456-465, 2006.

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York, Oxford University Press, 1994.406 p.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent.** Porto Alegre, v.3, n.4,2002.

MIYAZAWA, M; KHATOUNIAN, C. A.; ODENATH-PENHA, L. A. Teor de nitrato nas folhas de alface produzida em cultivo convencional, orgânico e hidropônico. **Agroecologia Hoje**, v. 2, p. 23, 2001.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G.M.C.; PARRA, M.S.; BARROS, F.M.; MARTINEZ, M.A.; NEVES, J.C.L.; MATOS, A.T. de; SILVA, D.D. da. Características Químicas do Solo Influenciadas pela Adição de Água Residuária da Suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, p.47-51. 2005.

MOREIRA, C.F. **Caracterização de sistemas de café orgânico sombreado e a pleno sol no sul de Minas Gerais**. 2003. 125f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, 2003.

MOREIRA, L. B.; LOPES, H. M.; SILVA, E. R. Efeitos do tamanho de sementes, adubação orgânica e densidade de semeadura sobre o comportamento agrônômico de milho (*Zea mays* L.). **Agronomia**, v.36, n. 1/2, p. 37-41, 2002.

NATHALIE, C. H. K. **Água residuária de suinocultura associada a adubação mineral em culturas de milho, aveia e soja**. 2012. 50f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

NICOLAIEWSKY, S.; WENTZ, I.; COSTA, O. A. D.; SOBESTIANSKY, J. Sistema de produção de suínos. In: SOBESTIANSKY J.; WENTZ, I.; SILVEIRA, P. R. S. da.; SESTI, L. A. C. (orgs). **Suinocultura intensiva: produção, manejo e saúde do rebanho**. Brasília: Embrapa-SPI, Embrapa-CNPSa, 1998. p.11-26.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v.58, n.4, p.807-812, 2001.

OLIVEIRA, R. A. de; FREITAS, W. da S.; GALVÃO J. C. C.; PINTO F. A.; CECON P.R. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características nutricionais do milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v.3, n.3, p.357-369, 2004.

ORON, B.G.; DEMALACH, J.; HOFFMAN, Z.; CIBOTARU, R. Subsurface microirrigation with effluent. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v.117, n.1, p.115-126, 1991.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 38, n. 7, p.857-865. 2003.

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A.C.; CORREIRA, L de A.; SILVA, A.G. da; CANTARELLA, H. Lixiviação de nitrato em pastagem de coarctado adubada com nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.35, p.683-690, 2006.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo**. 18 ed. São Paulo: Nobel. 596p. 2006.

PRIOR M.; SMANHOTTO, A.; SAMPAIO S. C.; NOBREGA, L. H. P.; OPAZO, M. A. U.; DIETER, J. Acúmulo e percolação de fósforo no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v.2, n.1, p. 89-96, 2009.

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

RODRIGUES, E. T. **Efeitos das adubações orgânica e mineral sobre o acúmulo de nutrientes e sobre o crescimento da alface (*Lactuca sativa* L.)**. 1990, 60f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1990.

RODRIGUES, A. B.. **Avaliação da Qualidade Fisiológica de Sementes de Milho de Classes de Tamanho Misturadas para Fins de Semeadura Fluidizada**. 2007. 33f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP, Jaboticabal, SP. 2007.

SAHOTA, A. Global Organic Food & Drink Market. Disponível em: <<http://www.organicmonitor.com>>. Acesso em: 04 fevereiro 2016.

SAMPAIO, S. C.; FIORI M. G. S.; OPAZO, M. A. U.; NÓBREGA, L. H. P. Comportamento das Formas de Nitrogênio em Solo Cultivado com Milho Irrigado com Água Residuária da Suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v.30, n.1, p.138-149, 2010.

SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A.; RAMPAZZO C. Volatilização de N-NH₃ em decorrência da forma de aplicação de uréia, manejo de resíduos e tipo de solo, em laboratório. **Ciência Rural**, v.33, n.4, p.687-692, 2003.

SANTOS, G. C. G. **Comportamento de B, Zn, Cu, Mn, e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizante do efeito tóxico**. 2005. 150 f. Tese (Doutorado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTO, A. F. **O impacto econômico do tratamento dos dejetos em unidades terminadoras de suínos**. Concórdia: EMBRAPA Suíno e Aves, 2004. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 375)

SILVA, I. R.; SÁ MENDONÇA, E. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVARES, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. (Eds). **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007, p. 275 – 374.

SILVEIRA, M. L. A. **Extração seqüencial e especiação iônica de zinco cobre e cádmio em Latossolos tratados com biossólido**. 2002. 166 f. Tese (Doutorado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

SMANHOTTO, A.; PRIOR, M.; DIETER, J.; SONCELAR, R.; DAL BOSCO, T.C.; TESSARO, D.I. Lixiviação de Sais em Lisímetros de Drenagem Submetidos à Aplicação de Água Residuária da Suinocultura. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 1., 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, SC: Siger, 2009. p. 361-366.

SMANHOTTO, A.; PRIOR, M.; SONCELAR, R.; SUSZEK, M.; TESSARO, D.; SAMPAIO, S.C. Concentração de nitrogênio total no solo e perdas por lixiviação oriundas da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja. In SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 1. 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, SC: Siger, 2009. p. 355-360.

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

SODRÉ, F. F; LENZI, E; COSTA, A. C. Utilização de modelos físico-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. **Química nova**, v. 24, n. 3, p. 324-330, 2010.

SOUSA, J. L. de. Pesquisa e desenvolvimento tecnológico na agricultura orgânica. **Informe Agropecuário**, v. 22, n. 212, p. 73-79, 2001.

SOUZA, L.C.F.; GONÇALVES, M.C.; SOBRINHO, T.A.; FEDATTO, E.; ZANON, G.D.; HASEGAWA, E.K.B. Culturas antecessoras e adubação nitrogenada na produtividade de milho em plantio direto irrigado. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 2, n. 3, p. 55-62, 2003.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 1995. 267 p.

STEENHUIS, T. S.; BUBENZER, G. D.; CONVERSE, J. C.; WALTER, M. F. Winter-spread manure nitrogen losses. **Amer. Soc of Agric Engin**, v.24, n.3, p.436-449, 1981.

TEIXEIRA DE MATOS, A.; SEDIYAMA, M. A. N.; DE PAIVA FREITAS, S.; MOLLICA VIDIGAL, S.; GARCIA, N. C. P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Ceres**, v.44, n.254, p.399-410, 1997.

VASCONCELLO, C.A.; ALVES, V.M.C.; FILHO, I.A.P.; PITTA, G.V.E. **Nutrição e Adubação do Milho Visando Obtenção do Minimilho**. Sete Lagoas: Embrapa Sorgo e Milho, 2001 (Embrapa Sorgo e Milho. Circular Técnica, 09).

VON PINHO, R. G. V. Produção de milho no Brasil e no mundo: realidade e perspectiva. In: SIMPÓSIO DE ATUALIZAÇÃO EM GENÉTICA E MELHORAMENTO DE PLANTAS, 5., 2001, Lavras. **Anais...** Lavras, MG: UFLA/GEN, 2001. p 3-13.

YAMADA, T. Adubação nitrogenada do milho: quanto, como e quando aplicar? **Informações Agronômicas**, v. 74, p. 1-5, 1996.

ZANUZO, L.; SAMPAIO, S. C. Comportamento de Cátions em Solo Cultivado com Milho Irrigado com Água Residuária de Suinocultura. **Irriga**, v. 17, n. 1, p. 56-70, 2012.

8. ANEXOS

ANEXO 1

Análise estatística - peso de mil grãos

Arquivo analisado:

C:\Embrapa\Embrapa\Orientados2016\Daniel\PMG.dbf

Variável analisada: PMG

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	5	2455,221763	491,044353	1,105 0,3848
Erro	23	10220,429534	444,366501	
Total corrigido	28	12675,651297		

CV (%) = 10,24

Média geral: 205,8805386 Número de observações: 29

TESTE TUKEY para a FV TRAT

DMS: 43,0709952565997 NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 4,61538461538462

Erro padrão: 9,81220712436254

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	192,849500	a1
1	193,511737	a1
3	205,466087	a1
2	205,945172	a1
4	213,962808	a1
5	218,683298	a1

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 4,61538461538462

Erro padrão: 9,81220712436254

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	192,849500	a1
1	193,511737	a1
3	205,466087	a1
2	205,945172	a1
4	213,962808	a1
5	218,683298	a1

ANEXO 2

Análise estatística - produção milho grão

Arquivo analisado:

C:\Embrapa\Embrapa\Orientados2016\Daniel\PlanProd,dbf

Variável analisada: PRODA1

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	5	15819007,039030	3163801,407806	12,669	0,0000
Erro	30	7491585,427571	249719,514252		
Total corrigido	35	23310592,466602			

CV (%) = 14,24

Média geral: 3509,3648150 Número de observações: 36

Teste Tukey para a FV TRAT

DMS: 785,668720155553 NMS: 0,1

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 204,009605269122

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	2330,479473	a1
1	3046,237317	a1 a2
2	3495,497268	a2 a3
3	3793,796508	a2 a3
5	4121,897672	a3
4	4268,280652	a3

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,1

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 204,009605269122

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	2330,479473	a1
1	3046,237317	a2
2	3495,497268	a3
3	3793,796508	a3
5	4121,897672	a4
4	4268,280652	a4

Variável analisada: PRODA2

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	5	16919968,645767	3383993,729153	10,329	0,0000
Erro	30	9828463,832644	327615,461088		
Total corrigido	35	26748432,478410			

CV (%) = 17,83

Média geral: 3210,6088561 Número de observações: 36

Teste Tukey para a FV TRAT

DMS: 899,902413845593 NMS: 0,1

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 233,67194279164

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	2190,547567	a1
1	2317,032667	a1
3	3601,303520	a2
5	3602,753350	a2
2	3643,306683	a2
4	3908,709350	a2

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,1

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 233,67194279164

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	2190,547567	a1
1	2317,032667	a1
3	3601,303520	a2
5	3602,753350	a2
2	3643,306683	a2
4	3908,709350	a2

ANEXO 3

Análise estatística - volatilização de nitrogênio

Arquivo analisado:

C:\Embrapa\Embrapa\Orientados2016\Daniel\Junho\PlanNVolatilizado.dbf

Variável analisada: NVOL_

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	4	210,851958	52,712990	26,871 0,0000
Erro	25	49,042080	1,961683	
Total corrigido	29	259,894038		

CV (%) = 49,27

Média geral: 2,8427590 Número de observações: 30

Teste Tukey para a FV TRAT

DMS: 2,37560965282495 NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,571792969083411

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
1	0,802498	a1
2	1,429938	a1
3	1,670510	a1
4	2,247482	a1
5	8,063367	a2

Variável analisada: LNVOL

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	4	1,735813	0,433953	25,420 0,0000
Erro	25	0,426787	0,017071	
Total corrigido	29	2,162600		

CV (%) = 26,58

Média geral: 0,4916010 Número de observações: 30

Teste Tukey para a FV TRAT

DMS: 0,221613540555769 NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,0533408610260464

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
1	0,237998	a1
2	0,373163	a1 a2
3	0,398740	a1 a2
4	0,506945	a2
5	0,941158	a3

Variável analisada: PORCPERVOL

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	4	412,904181	103,226045	5,306 0,0031
Erro	25	486,393276	19,455731	
Total corrigido	29	899,297457		

CV (%) = 49,04

Média geral: 8,9937810 Número de observações: 30

Teste Tukey para a FV TRAT

DMS: 7,48142664738252 NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 1,80072814176337

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
3	6,092300	a1
4	6,147378	a1
2	7,822422	a1
1	8,780072	a1 a2
5	16,126733	a2

ANEXO 4

Análise estatística - solo profundidade 0 - 0,20 m

Arquivo analisado:

C:\Embrapa\Embrapa\Orientados2016\Daniel\Junho\Plan20.dbf

Variável analisada: PHH2O

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	5,794990	0,965832	4,906	0,0010
Erro	35	6,890000	0,196857		
Total corrigido	41	12,684990			

CV (%) = 7,81

Média geral: 5,6838095 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,181133994074894

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
1	5,200000	a1
7	5,433333	a1
2	5,466667	a1
3	5,580000	a1
4	5,740000	a1
6	5,950000	a2
5	6,416667	a2

Variável analisada: AL

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
TRAT	6	0,036190	0,006032	1,439	0,2277
Erro	35	0,146667	0,004190		
Total corrigido	41	0,182857			

CV (%) = 151,05

Média geral: 0,0428571 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,0264274989057364

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
5	0,000000	a1
6	0,016667	a1
4	0,033333	a1
7	0,050000	a1
2	0,050000	a1
3	0,050000	a1
1	0,100000	a1

Variável analisada: CA

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	12,634762	2,105794	3,470 0,0085
Erro	35	21,241667	0,606905	
Total corrigido	41	33,876429		

CV (%) = 101,93

Média geral: 0,7642857 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,318042125591554

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
1	0,000000	a1
7	0,350000	a1
2	0,350000	a1
3	0,650000	a1
6	1,050000	a2
4	1,283333	a2
5	1,666667	a2

Variável analisada: MG

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	0,454800	0,075800	1,636 0,1666
Erro	35	1,622000	0,046343	
Total corrigido	41	2,076800		

CV (%) = 41,40

Média geral: 0,5200000 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,0878852065128684

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
4	0,350000	a1
6	0,440000	a1
5	0,466667	a1
7	0,550000	a1
3	0,566667	a1
2	0,566667	a1
1	0,700000	a1

Variável analisada: NA

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	57,979524	9,663254	1,211 0,3238
Erro	35	279,216667	7,977619	
Total corrigido	41	337,196190		

CV (%) = 77,18

Média geral: 3,6595238 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 1,15308420100319

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
2	1,333333	a1
3	2,833333	a1
1	3,500000	a1
6	4,000000	a1
4	4,250000	a1
7	4,500000	a1
5	5,200000	a1

Variável analisada: K

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	176,619048	29,436508	1,177 0,3410
Erro	35	875,500000	25,014286	
Total corrigido	41	1052,119048		

CV (%) = 24,71

Média geral: 20,2380952 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 2,04182458087065

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
1	15,500000	a1
2	19,666667	a1
3	20,666667	a1
7	21,000000	a1
4	21,333333	a1
6	21,500000	a1
5	22,000000	a1

Variável analisada: HAL

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA				
FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	2,213333	0,368889	1,761 0,1360
Erro	35	7,331667	0,209476	
Total corrigido	41	9,545000		

CV (%) = 26,92

Média geral: 1,7000000 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,186849400354131

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
5	1,333333	a1
3	1,483333	a1
4	1,583333	a1
6	1,733333	a1
2	1,850000	a1
7	1,866667	a1
1	2,050000	a1

Variável analisada: P

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA				
FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	3214,046629	535,674438	5,976 0,0002
Erro	35	3137,477333	89,642210	
Total corrigido	41	6351,523962		

CV (%) = 42,23

Média geral: 22,4190476 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 3,86527725447584

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
7	11,340000	a1
1	13,550000	a1
2	17,283333	a1
3	20,650000	a1
6	26,060000	a2
4	30,700000	a2
5	37,350000	a2

Variável analisada: S

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	8,482248	1,413708	3,230 0,0124
Erro	35	15,318000	0,437657	
Total corrigido	41	23,800248		

CV (%) = 48,94

Média geral: 1,3519048 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,270079353418319

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
1	0,750000	a1
7	0,966667	a1
2	0,983333	a1
3	1,300000	a1
6	1,650000	a2
4	1,733333	a2
5	2,080000	a2

Variável analisada: T

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	89,259524	14,876587	0,887 0,5150
Erro	35	587,156667	16,775905	
Total corrigido	41	676,416190		

CV (%) = 110,98

Média geral: 3,6904762 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 1,6721196509174

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
3	2,766667	a1
1	2,800000	a1
2	2,800000	a1
4	3,333333	a1
6	3,383333	a1
5	3,566667	a1
7	7,183333	a1

Variável analisada: V_

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	4942,238095	823,706349	3,540 0,0076
Erro	35	8143,333333	232,666667	
Total corrigido	41	13085,571429		

CV (%) = 36,13

Média geral: 42,2142857 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 6,2271805640898

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
7	13,509749	a1
1	26,785714	a2
2	35,000000	a2
3	46,931408	a3
6	48,816568	a3
4	51,951952	a3
5	58,263305	a3

Variável analisada: CTOC

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	37,428514	6,238086	2,631 0,0327
Erro	35	82,998983	2,371400	
Total corrigido	41	120,427498		

CV (%) = 30,57

Média geral: 5,0380952 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,628675794005347

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
2	3,885000	a1
7	4,030000	a1
3	4,398333	a1
1	4,885000	a1
4	5,543333	a2
6	5,941667	a2
5	6,583333	a2

Variável analisada: N_

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	0,782857	0,130476	11,322 0,0000
Erro	35	0,403333	0,011524	
Total corrigido	41	1,186190		

CV (%) = 29,86

Média geral: 0,3595238 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,0438250490089278

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
2	0,233333	a1
3	0,250000	a1
7	0,250000	a1
4	0,333333	a2
6	0,366667	a2
5	0,433333	a2
1	0,650000	a3

ANEXO 5

Análise estatística - solo profundidade 0,20 - 0,40 m

Arquivo analisado:

C:\Embrapa\Embrapa\Orientados2016\Daniel\Junho\Plan40.dbf

Variável analisada: PHH2O

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	3,532000	0,588667	6,871 0,0001
Erro	35	2,998612	0,085675	
Total corrigido	41	6,530612		

CV (%) = 5,39

Média geral: 5,4302514 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,119495201512213

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
1	5,100000	a1
7	5,120833	a1
6	5,233333	a1
2	5,466667	a2
3	5,475000	a2
4	5,640000	a2
5	5,975927	a3

Variável analisada: AL

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	0,156190	0,026032	6,212 0,0002
Erro	35	0,146667	0,004190	
Total corrigido	41	0,302857		

CV (%) = 113,28

Média geral: 0,0571429 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,0264274989057364

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
5	0,000000	a1
6	0,016667	a1
4	0,033333	a1
7	0,050000	a1
2	0,050000	a1
3	0,050000	a1
1	0,200000	a2

Variável analisada: CA

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	6,094114	1,015686	2,685 0,0299
Erro	35	13,238000	0,378229	
Total corrigido	41	19,332114		

CV (%) = 107,63

Média geral: 0,5714286 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,251073884022403

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
1	0,000000	a1
7	0,350000	a1
2	0,350000	a1
3	0,400000	a1
6	0,720000	a2
4	1,060000	a2
5	1,120000	a2

Variável analisada: MG

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA				
FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	1,695295	0,282549	17,973 0,0000
Erro	35	0,550222	0,015721	
Total corrigido	41	2,245517		

CV (%) = 33,37

Média geral: 0,3757143 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,0511869547710172

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
2	0,216667	a1
3	0,250000	a1
7	0,266667	a1
6	0,313333	a1
4	0,350000	a1
5	0,383333	a1
1	0,850000	a2

Variável analisada: NA

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA				
FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	114,008423	19,001404	10,388 0,0000
Erro	35	64,018542	1,829101	
Total corrigido	41	178,026964		

CV (%) = 46,38

Média geral: 2,9160714 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,552132410217602

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
7	0,766667	a1
2	1,333333	a1
3	2,000000	a1
4	2,812500	a1
5	3,500000	a2
6	4,000000	a2
1	6,000000	a3

Variável analisada: K

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	341,424762	56,904127	2,908 0,0208
Erro	35	684,800000	19,565714	
Total corrigido	41	1026,224762		

CV (%) = 21,73

Média geral: 20,3523810 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 1,80581072677963

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
7	15,000000	a1
6	18,800000	a1
2	19,666667	a1
3	20,666667	a1
4	21,333333	a1
5	22,000000	a1
1	25,000000	a1

Variável analisada: HAL

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA				
FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	5,899048	0,983175	4,795 0,0012
Erro	35	7,176667	0,205048	
Total corrigido	41	13,075714		

CV (%) = 26,31

Média geral: 1,7214286 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,184863742184895

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
5	1,333333	a1
3	1,483333	a1
2	1,500000	a1
4	1,583333	a1
6	1,733333	a1
7	1,866667	a1
1	2,550000	a2

Variável analisada: P

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA				
FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	3059,459295	509,909883	8,730 0,0000
Erro	35	2044,394433	58,411270	
Total corrigido	41	5103,853729		

CV (%) = 38,25

Média geral: 19,9823810 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 3,12013005942462

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
7	8,200000	a1
2	14,540000	a1
1	16,000000	a1
3	17,700000	a1
6	22,933333	a2
4	23,153333	a2
5	37,350000	a3

Variável analisada: S

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	7,243390	1,207232	2,758 0,0266
Erro	35	15,318000	0,437657	
Total corrigido	41	22,561390		

CV (%) = 47,92

Média geral: 1,3804762 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,270079353418319

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
1	0,950000	a1
7	0,966667	a1
2	0,983333	a1
3	1,300000	a1
6	1,650000	a2
4	1,733333	a2
5	2,080000	a2

Variável analisada: T

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	84,299524	14,049921	0,838 0,5495
Erro	35	587,156667	16,775905	
Total corrigido	41	671,456190		

CV (%) = 108,06

Média geral: 3,7904762 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 1,6721196509174

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
3	2,766667	a1
2	2,800000	a1
4	3,333333	a1
6	3,383333	a1
1	3,500000	a1
5	3,566667	a1
7	7,183333	a1

Variável analisada: V_

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	3158,825595	526,470933	6,416 0,0001
Erro	35	2872,035417	82,058155	
Total corrigido	41	6030,861012		

CV (%) = 23,48

Média geral: 38,5726190 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 3,69815617936616

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
1	26,500000	a1
7	27,400000	a1
2	34,666667	a1
3	40,600000	a2
6	44,200000	a2
4	45,600000	a2
5	51,041667	a2

Variável analisada: CTOC

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	26,058226	4,343038	2,069 0,0822
Erro	35	73,452041	2,098630	
Total corrigido	41	99,510267		

CV (%) = 29,93

Média geral: 4,8395636 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,591414935009911

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
2	3,885000	a1
7	4,030000	a1
3	4,398333	a1
1	4,410000	a1
4	5,543333	a2
5	5,668612	a2
6	5,941667	a2

Variável analisada: N_

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	0,331429	0,055238	7,484 0,0000
Erro	35	0,258333	0,007381	
Total corrigido	41	0,589762		

CV (%) = 25,96

Média geral: 0,3309524 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,0350736187206101

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
2	0,233333	a1
3	0,250000	a1
7	0,250000	a1
4	0,333333	a2
6	0,366667	a2
5	0,383333	a2
1	0,500000	a3

ANEXO 6

Análise estatística - solo profundidade 0,40 - 0,60 m

Arquivo analisado:

C:\Embrapa\Embrapa\Orientados2016\Daniel\Junho\Plan60.dbf

Variável analisada: PHH2O

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	0,914762	0,152460	0,742 0,6194
Erro	35	7,190000	0,205429	
Total corrigido	41	8,104762		

CV (%) = 8,68

Média geral: 5,2190476 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,185035389150549

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	4,933333	a1
1	5,133333	a1
2	5,183333	a1
0	5,200000	a1
4	5,333333	a1
5	5,366667	a1
3	5,383333	a1

Variável analisada: AL

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	0,101429	0,016905	4,610 0,0015
Erro	35	0,128333	0,003667	
Total corrigido	41	0,229762		

CV (%) = 115,60

Média geral: 0,0523810 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,0247206616236522

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
4	0,000000	a1
5	0,000000	a1
3	0,033333	a1
2	0,033333	a1
1	0,066667	a2
6	0,083333	a2
0	0,150000	a3

Variável analisada: CA

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	0,083333	0,013889	1,473 0,2160
Erro	35	0,330000	0,009429	
Total corrigido	41	0,413333		

CV (%) = 291,30

Média geral: 0,0333333 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,0396412483586046

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
3	0,000000	a1
6	0,000000	a1
0	0,000000	a1
1	0,000000	a1
2	0,033333	a1
5	0,083333	a1
4	0,116667	a1

Variável analisada: MG

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA				
FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	0,272381	0,045397	0,776 0,5939
Erro	35	2,046667	0,058476	
Total corrigido	41	2,319048		

CV (%) = 48,83

Média geral: 0,4952381 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,09872199221061

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
2	0,366667	a1
6	0,433333	a1
1	0,450000	a1
0	0,500000	a1
5	0,516667	a1
3	0,583333	a1
4	0,616667	a1

Variável analisada: NA

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA				
FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	2,952381	0,492063	0,177 0,9813
Erro	35	97,166667	2,776190	
Total corrigido	41	100,119048		

CV (%) = 73,66

Média geral: 2,2619048 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,680219385712002

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	1,833333	a1
0	2,000000	a1
3	2,166667	a1
5	2,333333	a1
2	2,333333	a1
4	2,500000	a1
1	2,666667	a1

Variável analisada: K

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	156,904762	26,150794	2,018 0,0895
Erro	35	453,666667	12,961905	
Total corrigido	41	610,571429		

CV (%) = 26,25

Média geral: 13,7142857 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 1,46980184389511

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	10,666667	a1
0	12,000000	a1
5	12,833333	a1
4	14,000000	a1
3	14,000000	a1
1	16,000000	a1
2	16,500000	a1

Variável analisada: HAL

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA				
FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	2,849048	0,474841	2,557 0,0369
Erro	35	6,500000	0,185714	
Total corrigido	41	9,349048		

CV (%) = 32,03

Média geral: 1,3452381 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,175932887637249

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
4	1,033333	a1
2	1,116667	a1
5	1,216667	a1
3	1,250000	a1
1	1,400000	a1
6	1,550000	a2
0	1,850000	a2

Variável analisada: P

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA				
FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	212,525714	35,420952	0,605 0,7242
Erro	35	2048,223333	58,520667	
Total corrigido	41	2260,749048		

CV (%) = 109,99

Média geral: 6,9547619 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 3,12305050302496

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	3,300000	a1
3	5,616667	a1
5	5,666667	a1
1	6,083333	a1
4	8,700000	a1
0	9,350000	a1
2	9,966667	a1

Variável analisada: S

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	4,510000	0,751667	0,965 0,4632
Erro	35	27,273333	0,779238	
Total corrigido	41	31,783333		

CV (%) = 112,69

Média geral: 0,7833333 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,360378989222479

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
2	0,452338	a1
6	0,466667	a1
1	0,502537	a1
0	0,539392	a1
3	0,625247	a1
5	0,642950	a1
4	0,776682	a1

Variável analisada: T

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	2,476190	0,412698	2,230 0,0631
Erro	35	6,476667	0,185048	
Total corrigido	41	8,952857		

CV (%) = 21,59

Média geral: 1,9928571 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,175616826760051

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
2	1,572338	a1
4	1,806682	a1
5	1,862950	a1
3	1,875247	a1
1	1,902537	a1
6	2,015251	a1
0	2,389392	a1

Variável analisada: V_

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	94,285714	15,714286	0,176 0,9816
Erro	35	3125,333333	89,295238	
Total corrigido	41	3219,619048		

CV (%) = 37,44

Média geral: 25,2380952 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 3,8577894813662

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
0	22,574446	a1
6	23,086492	a1
1	26,414052	a1
2	28,768489	a1
3	33,342120	a1
5	34,512466	a1
4	42,989414	a2

Variável analisada: CTOC

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	5,112162	0,852027	1,320 0,2742
Erro	35	22,587050	0,645344	
Total corrigido	41	27,699212		

CV (%) = 54,99

Média geral: 1,4609524 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,327959419673198

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
6	1,076667	a1
2	1,136667	a1
5	1,318333	a1
3	1,395000	a1
1	1,400000	a1
4	1,735000	a1
0	2,165000	a1

Variável analisada: N_

Opção de transformação: Variável sem transformação (Y)

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	SQ	QM	Fc Pr>Fc
TRAT	6	0,038348	0,006391	1,657 0,1610
Erro	35	0,135000	0,003857	
Total corrigido	41	0,173348		

CV (%) = 39,58

Média geral: 0,1569048 Número de observações: 42

Teste Scott-Knott (1974) para a FV TRAT

NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 6

Erro padrão: 0,0253546276418555

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
2	0,116667	a1
6	0,133333	a1
1	0,150000	a1
5	0,150000	a1
3	0,150000	a1
4	0,183333	a1
0	0,215000	a1
