

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

ANNA PAOLA TONELLO

Aplicação de água residuária em solo e seu efeito na fase inicial da cultura do
milho

Maringá
2016

ANNA PAOLA TONELLO

Aplicação de água residuária em solo e seu efeito na fase inicial da cultura
do milho

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia do Departamento em Agronomia, Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual de Maringá, com o requisito para obtenção do título de Doutor em Agronomia.

Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Orientador: Prof. Dr. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas

Maringá
2016

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

T664a	<p>Tonello, Anna Paola</p> <p>Aplicação de água residuária em solo e seu efeito na fase inicial da cultura do milho. -- Maringá, 2016.</p> <p>69 f. : il. color., figs. , tabs.</p> <p>Orientador: Prof. Dr. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas.</p> <p>Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2016.</p> <p>1. Esgoto doméstico. 2. Solo e nutrição de plantas. 3. Lixiviação. 4. Nutrientes. I. Freitas, Paulo Sérgio Lourenço de , orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.</p> <p>CDD 22. ED.628.16 JLM000759</p>
-------	--

FOLHA DE APROVAÇÃO

ANNA PAOLA TONELLO

Aplicação de água residuária em solo e seu efeito na fase inicial da cultura do milho

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia do Departamento de Agronomia, Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Agronomia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Paulo Lourenço de Freitas
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Altair Bertonha
Universidade Estadual de Maringá (Membro)

Prof^a. Dr^a. Flávia Carvalho Silva
Universidade Estadual de Maringá (Membro)

Prof^a. Dr^a. Reni Saatha
Universidade Estadual de Maringá (Membro)

Prof^a. Dr^a. Marta Gaspar Sala
Centro Universitário Ingá - UNINGÁ (Membro)

Aprovada em: 19 de dezembro de 2016. Local de defesa: Bloco J-45, campus da Universidade Estadual de Maringá.

DEDICATÓRIA(S)

Dedico a Deus, pela Vida.

Dedico aos meus Pais e a todos aqueles que contribuíram para sua realização

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela força e saúde que Ele me concedeu durante esses anos da minha vida, para vencer obstáculos e presenciar muitas alegrias.

À CAPES – Coordenadoria de Aperfeiçoamento Pessoal de Ensino Superior, pela concessão da bolsa.

A Universidade Estadual de Maringá, ao Departamento de Agronomia e ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia pela oportunidade de realização do curso de Doutorado.

À minha família, meu pai Reginaldo Tonello, minha mãe M^a de Fátima V. Tonello e minha irmã Tamiris Uana Tonello que sempre estiveram apoiando, incentivando-me, principalmente nesta etapa tão importante.

Ao Helizeu pelo companheirismo e paciência durante esses anos.

Ao meu orientador Prof. Dr. Paulo Sérgio L. de Freitas pela orientação, nos conhecimentos adquiridos, na paciência nos dias tristes e alegres.

Aos meus professores, funcionários e amigos do Centro Técnico de Irrigação e do PGA pelo apoio e ajuda durante mais uma fase da minha vida.

Ao Professor Altair Bertonha pelo apoio e ajuda por todo esse tempo.

E a todos que contribuíram direta e indiretamente para o desenvolvimento dessa pesquisa.

Aplicação de água residuária em solo e seu efeito na fase inicial da cultura do milho

RESUMO

A utilização da água residuária resultante do tratamento de esgoto doméstico na agricultura possibilita uma alternativa agronômica de adubação, em termos técnicos, econômicos e de modo sustentável para o ambiente. Nesse sentido, o trabalho foi conduzido com objetivo de avaliar o impacto da aplicação de quatro doses de água residuária de esgoto doméstico (ARED) – 0, 200, 400 e 600 m³ ha⁻¹ em solo cultivado com milho. Foram instalados no Cento Técnico de Irrigação (CTI) da Universidade Estadual de Maringá (UEM) 12 (doze) lisímetros, no experimento, foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado (DIC) com três repetições. ARED foi aplicada manualmente na superfície dos lisímetros e após 3 dias, foram semeados milho (*Zea mays*). Foram realizadas, antes e após 60 dias de experimento, análises químicas dos solos e a lixiviação da solução do solo em três diferentes coletas. No final do experimento (60 dias após a semeadura) foi coletada a parte aérea da planta e determinada a matéria seca. A ARED aplicada no solo não houve benefícios em relação ao acúmulo de nutrientes, no entanto, houve lixiviação de Ca²⁺, Mg²⁺, P, K⁺, N e Na. O pH diminuiu e a CE aumentou durante as coletas. A falta de cátions no solo e fósforo, impossibilitou o desenvolvimento da cultura do milho.

Palavra Chave: Esgoto doméstico. Lixiviação. Nutrientes.

Application of wastewater in soil and its effect in the initial phase of corn

ABSTRACT

The use of wastewater resulting from the treatment of domestic sewage in agriculture makes possible an agronomic alternative of fertilization, in technical terms, economically and in a sustainable way for the environment. In this sense, the work was conducted with the objective of evaluating the impact of the application of four doses of domestic sewage wastewater (ARED) - 0, 200, 400 and 600 m³ ha⁻¹ in soil cultivated with maize. Twelve (12) lysimeters were installed in the Irrigation Technical Center (CTI) of the State University of Maringá (UEM), in the experiment, a completely randomized design (DIC) with three replicates was used. ARED was applied manually on the surface of the lysimeters and after 3 days, corn (*Zea mays*) was sown. Chemical analyzes of the soil and leaching of the soil solution were carried out before and after 60 days of experiment in three different collections. At the end of the experiment (60 days after sowing) the aerial part of the plant was collected and the dry matter was determined. The ARED applied to the soil did not have any benefits in relation to nutrient accumulation; however, there was leaching of Ca²⁺, Mg²⁺, P, K⁺, nitrogen and sodium. PH decreased and CE increased during collection. The lack of cations in the soil and phosphorus made it impossible to develop the maize crop.

Keyword: Domestic sewage. Leaching. Nutrients.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização do solo antes da implantação do experimento.	17
Tabela 2. Quantidade de ARED aplicada em cada tratamento.....	18
Tabela 3. Caracterização química da ARED aplicada ao solo	19
Tabela 4. Análise de variância dos valores do pH do solo sob aplicação de ARED.....	24
Tabela 5. Valores médios do pH em diferentes camadas em 60 DAS.	25
Tabela 6. Análise de variância para a condutividade elétrica do solo sob aplicação da ARED.	26
Tabela 7. Valores médios do pH em diferentes camadas em 60 DAS	27
Tabela 8. Análise de variância para o cálcio no solo, sob aplicação de ARED.	28
Tabela 9. Valores médios do Ca^{2+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) em diferentes camadas em 60 DAS. ..	28
Tabela 10. Análise de variância para o magnésio no solo, sob aplicação de ARED.	30
Tabela 11. Valores médios do Mg^{2+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) em diferentes camadas em 60 DAS. 30	
Tabela 12. Análise de variância para o potássio no solo, sob aplicação de ARED.....	32
Tabela 13. Valores médios do K^+ ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) em diferentes camadas em 60 DAS. ...	32
Tabela 14. Análise de variância para o fósforo no solo, sob aplicação de ARED.	34
Tabela 15. Valores médios do fósforo (mg dm^{-3}) em diferentes camadas em 60 DAS. 35	
Tabela 16. Análise de variância para o sódio no solo, sob aplicação de ARED.	36
Tabela 17. Valores médios de sódio (mg dm^{-3}) em diferentes camadas em 60 DAS	36
Tabela 18. Análise de variância para o pH no percolado sob aplicação de ARED.....	37
Tabela 19. Valores médios de pH nas coletas (20, 40 e 60 DAS).....	38
Tabela 20. Análise de variância para a condutividade elétrica, sob aplicação de ARED.	38
Tabela 21. Valores médios de CE (dS m^{-1}) nas coletas (20, 40 e 60 DAS).	39
Tabela 22. Análise de variância para o cálcio no percolado, sob aplicação de ARED. .	40
Tabela 23. Valores médios de C^{2+} na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS) ..	40
Tabela 24. Análise de variância para o magnésio no percolado, sob aplicação de ARED.	41
Tabela 25. Valores médios de Mg^{2+} na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS) 42	
Tabela 26. Análise de variância do K^+ na solução do solo, sob aplicação de ARED. ...	42

Tabela 27. Valores médios de potássio K^+ na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS).....	43
Tabela 28. Análise de variância para o fósforo na solução do solo, sob aplicação de ARED	44
Tabela 29. Análise do desdobramento de coleta dentro de cada nível de dose.	44
Tabela 30. Valores médios de P na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS) para a dose de $600\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$	45
Tabela 31. Análise do desdobramento de dose dentro de cada coleta.....	45
Tabela 32. Análise de variância para o sódio na solução do solo, sob aplicação de ARED.	48
Tabela 33. Valores médios de Na^+ na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS)..	48
Tabela 34. Análise de variância para o nitrogênio no percolado, sob aplicação de ARED.	49
Tabela 35. Análise de variância do desdobramento da coleta em relação às doses.	49
Tabela 36. Valores médios de nitrogênio na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS) para as doses de $400\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ e $600\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$	50
Tabela 37. Análise de variância do desdobramento da dose em relação às coletas.	50
Tabela 38. Razão de adsorção de sódio no solo em relação as doses e as camadas.....	52
Tabela 39. Valores de pH e CE do solo inicial e 60DAS.....	53
Tabela 40. Valores do Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ do solo inicial e 60DAS.....	54
Tabela 41. Valores de Na^+ e P do solo inicial e 60DAS.	54
Tabela 42. Análise de variância da MS do milho sob aplicação da água residuária.	55

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1. Lisímetro de drenagem ilustrativo.	12
Figura 2. Área experimental com os 12 lisímetros e o fosso de coleta (a); e implantação dos lisímetros no campo (b)	15
Figura 3. Adaptação da malha de drenagem.....	16
Figura 4. Lagoa de decantação do sistema de tratamento da ETE-SUL, Maringá-PR...	17
Figura 5. Bomba submersa (a); galões e o transporte da água residuária (b).....	18
Figura 6. Aplicação da ARED manualmente nos lisímetros.	18
Figura 7. Semeadura do cultivar na área experimental.	20
Figura 8. Fosso de coleta do percolado	21
Figura 9. Parte aérea do milho após 60 dias da emergência.....	21
Figura 10. Precipitação, a temperatura máxima e a evaporação ocorrida no mês de outubro.....	22
Figura 11. Precipitação, a temperatura máxima e a evaporação ocorrida no mês de novembro.....	23
Figura 12. Precipitação, a temperatura máxima e a evaporação ocorrida no mês de dezembro.	23
Figura 13. Valores médios de K^+ no solo em doses crescente de ARED em 60 DAS...	33
Figura 14. Valores médios de fósforo referente aos tratamentos de ARED em 20DAS.	46
Figura 15. Valores médios de fósforo referente às doses de ARED em 40DAS.	46
Figura 16. Valores médios de nitrogênio referente às doses de ARED em 20DAS.....	51
Figura 17. Valores de matéria seca em 60 DAS.....	56
Figura 18. Desenvolvimento da cultura em 60 DAS.....	56

Sumário

RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE TABELAS	ix
LISTAS DE FIGURAS	xi
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 Água residuária.....	4
2.2 Água residuária e o reuso no solo.....	6
2.3 Lixiviação dos elementos químicos.....	9
2.4 Lisímetro de Drenagem	12
2.5 Resíduo aplicado no milho	13
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	15
3.1 Instalação dos lisímetros.....	15
3.2 Água Residuária de Esgoto Doméstica (ARED).....	17
3.3 Avaliação química do solo	20
3.4 Avaliações da solução do solo	20
3.5 Massa da matéria seca	21
3.6 Análise estatística dos dados	22
3.7 Dados Climáticos.....	22
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	24
4.1 Análise química do solo	24
4.1.1 pH	24
4.1.2 Condutividade elétrica (CE)	26
4.1.3 Cálcio.....	28
4.1.4 Magnésio	29
4.1.5 Potássio.....	32
4.1.6 Fósforo.....	34
4.1.7 Sódio.....	36
4.2 Análise química da solução do solo	37
4.2.1 pH	37
4.3.2 Condutividade elétrica.....	38
4.2.3 Cálcio.....	40

4.2.4 Magnésio	41
4.2.5 Potássio.....	42
4.2.6 Fósforo.....	44
4.2.7 Sódio.....	48
4.2.8 Nitrogênio.....	49
4.3 Razão de adsorção de sódio (RAS) no solo e no percolado	52
4.4 Análise química do solo antes e depois da aplicação da ARED	53
4.5 Matéria Seca	55
5 CONCLUSÕES	58
6 REFERÊNCIAS	59

1 INTRODUÇÃO

O processo de urbanização aumentou de forma acelerada e desorganizada, resultando em cidades sem infraestrutura e sem disponibilidade de serviços urbanos capazes de comportar a população. Nesse sentido, os centros urbanos concentram os maiores problemas ambientais.

O crescimento urbano e as atividades industriais e agropecuárias geram cada vez mais resíduos líquidos e sólidos, que resultam em maior impacto ambiental. O grande desafio é estabelecer formas sustentáveis de descarte e reaproveitamento, a fim de garantir a preservação do meio ambiente. O lançamento desses resíduos líquidos, tratados ou não, em corpos hídricos não é a solução adequada. Uma das soluções promissoras para reduzir esse impacto ambiental seria o lançamento em solos agrícolas, reaproveitando este resíduo como fertilizante, tornando assim um sistema sustentável, podendo reduzir aplicação de adubos químicos nas áreas agrícolas. No entanto, o uso desses resíduos na agricultura deve ser baseado em critérios técnicos, para minimizar potenciais prejuízos ao meio ambiente.

Nesse contexto, o saneamento básico é a condição fundamental para a sobrevivência e dignidade humana. A falta desse saneamento básico resulta em consequências gravíssimas em termos de saúde pública, ambiental e cidadania (TEIXEIRA e PUNGIRUM, 2005).

No Brasil, o déficit do setor de saneamento básico é elevado, cujas áreas periféricas dos centros urbanos e nas zonas rurais carecem de infraestrutura para o tratamento de esgoto. No entanto, as cidades brasileiras com o processo de urbanização trata o seu esgoto através das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), no processo de tratamento são gerados o lodo de esgoto (LE) e a água residuária (AR), como resíduos. A AR como subproduto aplicado no solo tem se tornado mais frequente nas atividades agrícolas.

A AR resultante do tratamento de esgoto doméstico possui nutrientes ou elementos químicos, maléficos ou benéficos, ao considerar como um fertilizante para fins agrícolas. A utilização da água residuária de esgoto doméstico (ARED) no contexto agrônomico pode ser uma alternativa ambiental, contribuindo com a sustentabilidade. A ARED transporta inúmeras substâncias (orgânicas e inorgânicas) e microrganismo eliminados pelo homem diariamente, podendo ser sólidos (particuladas ou dissolvidas) responsáveis pela deterioração da qualidade da água. Essa alternativa de disposição final

da ARED em solos agrícolas ou reciclagem agrícola pode possibilitar melhorias na qualidade do solo e ter retorno econômico, devido à diminuição do uso de fertilizantes minerais (GOMES et al., 2007).

Reciclagem agrícola ou disposição final da água residuária em solos agrícolas pode ser considerada a mais adequada em termos técnicos, econômicos e ambientais, desde que seja utilizada com critérios técnicos. O Brasil possui algumas normas quanto à reciclagem ou a disposição da água residuária de esgoto doméstico no solo. Por exemplo, no estado de São Paulo, a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), órgão vinculado à Secretaria do Meio Ambiente, estabeleceu em 199 normas provisórias estaduais, para regulamentar o uso da água residuária em solos agrícolas, obtidos por tratamentos biológicos. No estado do Paraná, a SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), elaborou um Manual Técnico visando orientar o usuário, os operadores de estações de tratamento e os tomadores de decisão sobre o procedimento de produção do lodo e da água residuária.

Portanto, o estudo apresenta como objetivo avaliar o impacto da aplicação de doses da ARED em solo, sobre: (i) elementos químicos presente no solo; (ii) lixiviação desses elementos; (iii) crescimento da fase inicial da cultura do milho. Tais objetivos fundamentaram-se nas seguintes hipóteses: 1) esses elementos químicos presentes na ARED poderão beneficiar o solo; 2) os elevados teores de elementos químicos na ARED poderão aumentar na lixiviação; 3) a aplicação de ARED poderá influenciar no crescimento do milho.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

No Brasil, as intensificações das atividades agroindustriais provocam o aumento da produção e da geração de resíduos. Podendo se destacar os resíduos líquidos orgânicos de origem vegetal e animal, como a vinhaça, a manipueira, o lodo de curtume, o lodo esgoto doméstico, água residuária de esgoto doméstico entre outros. No entanto, o descarte incorreto desses resíduos pode causar impactos negativos ao ambiente, devido à produtos químicos e metais pesados que podem ameaçar o ciclo natural do ambiente (GUIMARÃES et al., 2012).

Os resíduos podem ser considerados “lodos ou águas residuárias provenientes de sistemas de tratamentos, aqueles que são gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cuja particularidade torna inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos hídricos, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível” (NBR 10.004/2004 - ABNT, 2004).

O impacto ambiental de reuso de água residuária e/ou lançamento dessa água em corpos hídricos tem aumentado a preocupação com a contaminação, diante disso, parcela de investimento público e órgãos administrativos, para minimizar esse problema de contaminação, possuem programas sustentáveis, provocando mudança tanto na sociedade como nos sistemas operacionais (BARROS et al., 2005).

A utilização de águas residuárias na irrigação pode diminuir o impacto ambiental na demanda de recursos hídricos de melhor qualidade. Nesse sentido, o reuso de água residuária pode ser considerado como uma atividade mais abrangente que o uso racional ou eficiente da água, pois permite, também um controle de perdas e desperdícios, e a minimização da produção de resíduos e do consumo de água (BARROS et al., 2005).

2.1 Água residuária

Os resíduos orgânicos podem ser utilizados como fontes de nutrientes para as plantas e para a melhoria das características químicas, físicas e biológicas dos solos, desde que não apresentem elementos potencialmente tóxicos, como metais pesados e microrganismos patogênicos dentro dos limites estabelecidos na legislação (TANIGUCHI, 2010).

Além da presença de componentes prejudiciais às plantas e ao meio ambiente, outra limitação ao uso no solo é a composição química dos resíduos orgânicos, que podem apresentar alterações químicas e biológicas, podendo aumentar ou diminuir a capacidade de troca catiônica (CTC), podendo ou não atuar na recuperação nutricional dos solos agrícolas, podem causar dispersão das argilas, desequilíbrio nutricional nas plantas, lixiviação de íons móveis como o K^+ e contaminação dos corpos de águas superficiais e subterrâneos (SILVA, 2008).

Segundo Bertoini (2008), faltam estudos que evidenciem quantitativamente doses seguras de aplicação para cada cultura e quais os reais danos que cada contaminante pode ocasionar ao sistema solo-água-planta.

O composto de água e resíduos vindo dos encanamentos das casas, escritórios e estabelecimentos comerciais, esgoto doméstico é o resíduo que produzimos utilizando a água, em pias e vasos sanitários, além do chuveiro e ralos espalhados pela casa. Metcalf e Eddy (2003) definem as opções para o tratamento ou recuperação de esgoto de origem doméstica, agrícola ou industrial, onde envolvem diferentes alternativas onerosas e complexas.

Contudo, Von Sperling (1996) apresenta os métodos de tratamento de águas residuárias: (I) *métodos físicos*: sistemas com atuação de forças físicas como gradeamento, mistura, floculação e centrifugação; (II) *métodos químicos*: sistemas cuja a remoção de contaminantes é por adição de produtos químicos que provocam a precipitação, coagulação, adsorção ou desinfecção; (III) *métodos biológicos*: sistemas com atividade biológica de microrganismos anaeróbios ou aeróbios, para remoção da matéria orgânica carbonácea e desnitrificação.

Importante destacar que as águas de efluentes de processos industriais, bem como de esgotos, particularmente os de origem doméstica, águas de drenagem agrícola,

e águas salobras, embora de qualidade inferior, devem ser consideradas como fontes alternativas para usos menos restritivos (HESPANHOL, 2002).

Água residuária, será o resultado dos decantadores ou lagoas de maturação (baixa profundidade) cujo processo de tratamento possibilita a complementação de qualquer outro sistema de tratamento de esgotos. Pois possibilita, também, a remoção de bactérias e vírus de forma mais eficiente. A eficiência no processo de à incidência da luz solar, já que a radiação ultravioleta atua como um processo de desinfecção. Contudo, está água não deve ser destinada a uso domiciliar, sendo geralmente lançada nos rios ou reaproveitadas em solos agrícolas (MEDEIROS et al., 2005).

Segundo Von Sperling (1996), a composição média da água residuária de esgoto doméstico pode ser classificada pela mistura de água (99,9%) e sólidos (0,1%), sendo que o total de sólidos, 70% são orgânicos (proteínas, carboidratos e gorduras) e 30% inorgânicos (areia, sais, metais, etc).

As características físicas, químicas e biológicas da água residuária podem qualificar e quantificar a água tanto para o reuso quanto o lançamento em corpos hídricos. É de suma importância à visão da qualidade da água, pois com ela pode-se planejar o lançamento em corpos hídricos e em solos agrícolas, para que haja um consenso existente referente a padronização dos padrões de qualidade de água.

Neste contexto, a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde trata da portaria padrão de corpos d'água, cuja a Resolução CONAMA 357/2005 do Ministério do Meio Ambiente dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais de enquadramento, estabelecendo condições e padrões de lançamentos de efluentes, bem como demais providências.

2.2 Reuso da água residuária no solo

O reuso de água residuária pode ser definida como aproveitamento de águas previamente utilizadas uma ou mais vezes, em alguma atividade humana para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original, direto ou indireto, e decorrer de ações planejadas ou não (BREGA FILHO e MANCUSO, 2003).

Os primeiros registros do reuso de águas residuárias na agricultura, como irrigação, estão associados às construções dos sistemas de esgoto dos palácios e das cidades antigas da Civilização Minoica, na Ilha de Creta, na Grécia Antiga, de 3000 a 1200 a.C (FELIZATTO, 2001).

Em alguns países o reuso de AR na agricultura tem apresentado progressos significativos em relação as regras, regulamentos e investimentos em projetos desse reuso. No Brasil, a partir da Lei nº 9.433/97 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) ofereceu fundamentos jurídicos para a racionalização do reuso da AR e, conseqüentemente, condicionantes legais para o reuso da água (RODRIGUES, 2005).

A lei brasileira estimula a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, com vistas ao desenvolvimento sustentável, bem como o aumento da quantidade e a melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis (RODRIGUES, 2005).

Em 2006, a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) do Estado de São Paulo por meio da Instrução Técnica Nº 31, defini procedimentos internos e critérios mínimos para disciplinar o reuso de água proveniente de Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário. São vários os critérios estipulados para caracterização do esgoto doméstico tratado (BERTONCINI, 2008).

Segundo Hespanhol (2002) cerca de 70% - 80% das águas consumidas no Brasil são destinadas à agricultura. Neste sentido, o reuso consciente e planejado de água residuária proveniente de tratamento de esgotos, constitui o mais moderno e eficaz instrumento de gestão para garantir a sustentabilidade da gestão dos recursos hídricos nacionais.

A utilização da água residuária na agricultura pode provocar impactos ambientais, podendo contribuir para o aumento da poluição ambiental, mas em contrapartida pode economizar no uso da água e fertilizantes, reciclando nutrientes e aumento da produção agrícola (BASTOS, 2003). Devidos aos possíveis problemas

ambientais, é necessário o reuso planejado, garantindo que a não haja contaminação ambiental.

Segundo Paganini (2003), afirma que da mesma forma que acontece nos processos naturais de autodepuração dos corpos hídricos, água residuária de esgoto doméstico, quando lançado no solo, tem sua carga poluidora diminuída por processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem no mesmo. Tais processos acontecem porque o solo possui quatro propriedades extremamente importantes como, a capacidade de troca iônica, capacidade tampão, filtrabilidade do solo e microbiologia do solo.

Rodrigues et al. (2009) conduziram um experimento com água residuária no solo agrícola, avaliando às propriedades químicas do solo. Os autores constataram que houve aumento da condutividade elétrica, cálcio, magnésio e nitrogênio, e do fósforo no solo, contudo não houve diferenças estatísticas. Em relação ao potássio, os autores constataram que houve a diminuição com as aplicações.

Maggi et al. (2011) constataram que utilização de diferentes doses de água residuária de suinocultura (ARS) e adubações durante um ciclo da soja, em Latossolo Vermelho Distroférico típico, resultou no aumento de macronutrientes (N, P e K) no solo. No percolado, o aumento foi significativo para K, P e nitrato conforme o aumento das doses de ARS. Mas a produtividade da soja não foi influenciada pela aplicação de ARS e pela adubação.

Teixeira et al. (2007) trabalharam com diferentes taxas de lodo de tratamento de esgoto, como fonte de nutriente para gramíneas e leguminosas em solos degradados pela mineração de cassiterita na região da amazônica. Aplicou-se três taxas de lodo que proporcionaram as seguintes concentrações de Nitrogênio (100, 150 e 200 mg kg⁻¹) e foram utilizadas dois controles (sem e com adubo). A aplicação do lodo modificou os elementos químicos do solo, principalmente os macronutrientes, no entanto, essa aplicação não foi suficiente para a reabilitação da área degradada.

Segundo Pizarro (1990), os sais solúveis contidos nas águas residuárias utilizadas na irrigação podem, em certas condições climáticas, salinizar o solo e modificar a composição iônica, alterando as características físicas e químicas do solo, como o regime de umidade, aeração, nutrientes, desenvolvimento vegetativo e produtividade.

No Paraná não tem recomendação de reuso de água residuária para horticultura e demais produtos consumidos crus. Seu uso é recomendado para as culturas de milho, trigo, cana-de-açúcar, sorgo, frutíferas e espécies florestais para recuperação de áreas degradadas (BARBOSA; TAVARES FILHO, 2006).

As vantagens no ponto de vista econômico, social e ambiental para reutilização da água residuária, segundo Guidolin (2006) são: recuperação e economia de água, redução de fertilizantes químicos, diminuindo o custo na produção agrícola, aumento da fertilidade dos solos devido às condições química da água residuária, aumento da produção agrícola, promovendo a conservação da água disponível de boa qualidade e possibilidade de reciclagem de nutriente (VAN DER HOEK et al., 2002).

Os processos naturais de auto depuração dos corpos hídricos, os resíduos agroindustriais, quando lançado no solo, têm sua carga poluidora diminuída por processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem no solo (PAGANINI, 2003). Tais processos acontecem porque o solo possui quatro propriedades extremamente importantes para a utilização desses resíduos, as quais são: *capacidade de troca iônica (CTC)*, *filtrabilidade*, *capacidade tampão* e *a microbiologia do solo*. A CTC representa a quantidade total de cátions e ânions que são absorvidos por unidade de peso do solo. É importante ressaltar que a capacidade de troca iônica de um solo pode proporcionar maior ou menor retenção de íons metálicos trazidos pelos resíduos agroindustriais; *capacidade tampão*: essa característica decorre de diversos fatores. Solos carbonatos tamponados para um pH maior ou igual a 7,0 inibem a solubilidade dos metais pesados; *filtrabilidade do solo*: refere-se a sua eficiência como filtro (físico) de partículas em suspensão. Solos permeáveis de textura intermediária possuem um conteúdo coloidal suficiente para aprisionar ou reter partículas, e constituem-se nos melhores filtros; *microbiologia do solo*: após a disposição do resíduo líquido no solo, ocorrem várias transformações microbiológicas (OLIVEIRA, 2012).

De acordo com Guimarães et al. (2012), a aplicação de resíduos orgânicos em solos tem como objetivo aumentar ou manter o teor de matéria orgânica do solo e fornecer nutrientes às plantas de forma imediata: como o processo simples que podem retornar à atmosfera na forma de gás (CO₂, NH₃, etc.); ser imobilizados pelos microrganismos decompositores; permanecer na forma prontamente disponível para as plantas, ou ser perdidos por lixiviação; e em longo prazo: uma vez incorporado à matéria orgânica estável do solo o nutriente poderá ser mineralizado, obedecendo às taxas de degradação da matéria orgânica.

Bastos et al. (2003) citam as desvantagens do reuso da água residuária doméstica devido à existência de microrganismos patogênicos na água de esgoto doméstico tratado, podendo prejudicar a saúde humana. Além disso os elevados teores de sais dissolvidos

podem provocar salinização do solo devido à presença de íons específicos, como sódio, boro e cloretos.

De acordo com Gheri (2002), a aplicação de soro ácido de leite num solo argissolo não obteve efeito no teor de matéria orgânica, mesmo se tratando de aplicação de resíduos orgânicos. A explicação para este fato é a baixa relação C/N do lodo, que quando adicionado ao solo, estimula os microrganismos a mineralizarem parte do carbono da matéria orgânica do solo. Resultados semelhantes já foram encontrados em solos tratados com outros resíduos com baixa relação C/N, como o dejetos líquido de suínos e o lodo de curtume (PLAZA et al., 2004; MARTINES et al., 2006).

O efeito da incorporação de lodo de esgoto no solo depende do tipo do lodo aplicado, das características químicas e físicas do solo, das condições climáticas, da cultura e da frequência das aplicações. As propriedades físicas do solo tendem a modificar com a incorporação do lodo tanto o diâmetro como a quantidade dos agregados estáveis em água, diminuindo a densidade e aumentando a capacidade de retenção de água no solo (TSADILAS et al., 2005; DE MARIA et al., 2007).

Camilotti et al. (2006) verificaram que aplicações de lodo de esgoto podem melhorar a condições física de solos canavieiros, que estão sujeitos à degradação provocada por determinados implementos.

Freitas et al. (2004) estudaram o efeito da aplicação de lâminas de água residuária de suinocultura em lisímetros de percolação na cultura do milho. Concluíram que a aplicação dessa água residuária aumentou significativamente a altura da planta, o índice de espigas.

Segundo Guimarães et al. (2012), o efeito do lodo biológico de indústria de gelatina em diferentes solos e doses crescentes resultado de 120 dias de incubação, aumentou no valor do pH, a CTC efetiva, os teores de P, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e N-inorgânico e diminuiu os teores de Al^{3+} e $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ e não alterou os teores de matéria orgânica dos solos. Portanto, houve aumento no acúmulo de sais em solução, devido à elevada concentração de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ , porém, como consequência poderá haver perdas por lixiviação.

2.3 Lixiviação dos elementos químicos

SARTAJ et al. (1997) salienta que a disposição de resíduos líquidos no solo pode ter contaminação e aumento na concentração de N, P e Na, na solução do solo, além de lixiviar para o lençol freático. Para Pereira Neto (1992) os resíduos contaminam o ambiente por meio da lixiviação de sais minerais e nutrientes, alterando o pH e a microbiologia do solo. O manejo correto dos resíduos no solo, diminui a contaminação das águas subterrâneas e superficiais (CAMPBELL et al., 1993).

O nitrogênio possui diferentes formas no ambiente e a lixiviação desses elementos ocorrem na forma decrescente, $\text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+ > \text{N} - \text{orgânico}$. A maior lixiviação se dá na forma de nitrato devido a sua carga negativa. (BASSO et al., 2005). A perda de nitrogênio por lixiviação varia em função da quantidade e o método que se aplica o fertilizante ou resíduo orgânico, do processo de mineralização e imobilização pela planta e microrganismos, da quantidade de chuva e das propriedades do solo (textura, estrutura e porosidade) (CAMPBELL et al., 1993).

No solo o fósforo pode ser encontrado em duas formas, orgânico e inorgânico, dependendo da natureza do composto a que está ligado. As proporções das duas formas podem variar com o grau de intemperismo do solo, dentre outros. O grupo do fósforo inorgânico pode ser separado em três partes, o fósforo dos minerais primários ou estruturais e o fósforo adsorvido, e também o fósforo da solução do solo que é encontrado em pequenas quantidades. O outro grupo é o fósforo orgânico, que pode representar 20 a 80% do fósforo total do solo (DALAL, 1977). O fósforo orgânico é originário dos resíduos vegetais e animais aplicados no solo, do tecido microbiano e dos seus resíduos de decomposição (GATIBONI, 2003). Mattias (2006) afirma que o fósforo, ao ser lançado no solo por meio de resíduos líquidos, pode atingir redes de drenagem e contaminar o lençol freático. No entanto, Anami et al. (2008) estudaram o processo de lixiviação de íons de fosfato em colunas de solo e verificaram que esse íon teve baixo potencial de contaminação.

A movimentação de fósforo em profundidade foi observada em trabalho desenvolvido sobre pastagem natural num Alissolo Crômico Órtico típico, sendo aplicado doses de 0, 20, 40 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, em um intervalo de tempo de 45 a 60 dias, correspondendo em um total de 28 aplicações durante os quatro anos do período experimental. Os autores notaram migração de fósforo em profundidade até 40cm de profundidade com as doses de dejetos e o teor de fósforo disponível (Mehlich-1) na camada de 0 a 10 cm aumentou

45,4 e 69,8 vezes em um período de 48 meses, com aplicação de 20 e 40m³ ha⁻¹, respectivamente. (BASSO et al., 2005).

A passagem do potássio da forma trocável para a não-trocável pode ser rápida, dependendo da concentração do nutriente na solução do solo, fazendo com que seja possível a ocorrência de perdas por lixiviação das formas inicialmente não disponíveis, devido à tendência natural de equilíbrio do solo (ROSOLEM et al., 2006). A energia de retenção dos cátions trocáveis no solo decresce na seguinte ordem: Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺. Devido a menor energia de ligação do íon potássio com os colóides do solo, ocorre alixiviação de K em solos bem drenados, principalmente em solos com menor CTC (RAIJ, 1981), característica de grande parte da região de Cerrado do Brasil

A lixiviação do potássio é maior nos solos arenosos e pobres em matéria orgânica com poucas cargas negativas para reter esse elemento, que tem carga positiva (ALCARDE et. al, 2000).

Os solos ácidos apresentam baixas concentrações de bases, especialmente cálcio e magnésio, apesar da ocorrência generalizada destes elementos em diversos materiais de origem do solo. O principal processo de retirada destes elementos do perfil do solo é a lixiviação, através da água de percolação, que substitui as bases por hidrogênio e alumínio, intensificando a acidificação. No entanto as perdas por lixiviação desses íons não é tão preocupante, pois é fortemente adsorvido em comparação ao amônio, potássio e magnésio, sendo que a lixiviação para as camadas mais profundas depende da concentração desse elemento na solução do solo, da CTC do solo, da concentração de CO₂ no solo e entre outros (NETO et al., 2001).

O mal manejo da aplicação de resíduos orgânicos podem causar problemas de salinização nos solos, principalmente em regiões áridas e semiáridas, diminuindo os rendimentos das culturas. A salinização e/ou sodificação parâmetros que dependem da condutividade elétrica, pode torna um problema com reflexos econômicos, sociais e ecológicos. O uso de água residuárias, associado ao manejo inadequado, além de contribuir diretamente para o acréscimo da concentração salina no solo, pode provocar a elevação do nível do lençol freático e, em consequência, a ascensão capilar, culminando com o excesso de água e sais na zona radicular (CAMPBELL et al., 1993). Nesse contexto, Brito et al. (2007) observaram o aumento da condutividade elétrica com o aumento das doses na lixiviação no solo submetido à aplicação de vinhaça, no entanto, não apresentar problemas na contaminação do lençol freático.

2.4 Lisímetro de Drenagem

Os lisímetros, desenvolvidos há mais de 60 anos, são considerados tanques ou caixas d'água inserida no solo, e contendo solo representativo da área de interesse e a vegetação em estudo, e são utilizados para medir os componentes do balanço de água no sistema solo-planta, sob tratos culturais e condições climáticas específicas. Os lisímetros podem apresentar diversas formas e sistemas de medidas, sendo o de mecanismo de pesagem que são considerados os mais precisos e sensíveis (FARIA et al., 2006).

Pereira et al. (2002) definem os lisímetros de drenagem ou volumétricos (Figura 1) são os mais baratos e funcionam adequadamente apenas em períodos longos de observação, devendo ser conduzidas irrigações periódicas para minimizar a variação do armazenamento e provocar alguma drenagem. A atenção especial deve ser dada à lixiviação de nutrientes causada pela percolação, o que pode resultar em crescimento desigual da vegetação dentro e fora do lisímetro incompatibilizando com o crescimento que ocorre no campo.

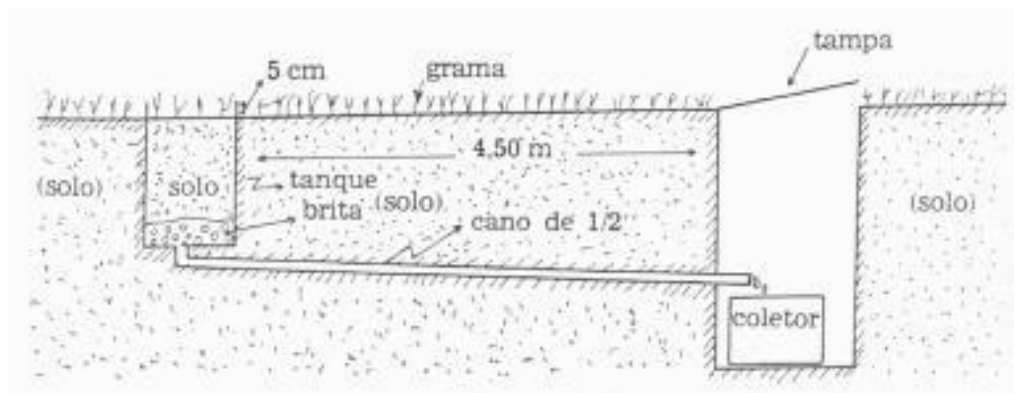


Figura 1. Lisímetro de drenagem ilustrativo.
Fonte: PEREIRA et al. (2002)

Camargo (1962) diz que certos cuidados básicos na instalação e manejo de lisímetros devem ser tomados, sendo estes determinados na qualidade e representatividade das medidas. Segundo o autor as condições dentro e fora do lisímetro devem ser mantidas idênticas para evitar efeitos oásis, comum em áreas úmidas circundadas por áreas secas e ainda a ocorrência do efeito buquê, resultante de plantas maiores dentro do lisímetro.

2.5 Resíduo aplicado no milho

A cultura do milho (*Zea mays* L) no mundo é considerada o cereal mais cultivado e mais estudado, sendo o centro de proveniência na América Central. Apresenta importância econômica na alimentação animal e humano, como também é insumo para as indústrias de alta tecnologia (FANCELLI e DOURADO NETO, 2000 e PAES, 2008).

No Brasil, o milho assume o papel sócio econômico como sendo referência na produção agropecuária, área plantada e volume produzido. A produção perde para os Estados Unidos e China. Sua necessidade nutricional é elevada; exigente em nitrogênio, cujo elemento pode limitar a produtividade dos grãos (GARCIA, et al., 2008).

A utilização de águas residuárias em solos agrícolas tem se mostrado uma alternativa sustentável, econômica e ambiental. Pois, pesquisas realizadas com a aplicação de água residuária de esgoto doméstico tratado, proporciona acréscimo de até 144% na produtividade do milho forrageiro em relação a produção da testemunha que utilizou água, segundo Azevedo et al., (2007). Já Fonseca (2001) observou que a planta foi nutrida adequadamente com o elemento fósforo sem adição de fertilização mineral, após a aplicação do efluente doméstico tratado.

Costa et al. (2012) avaliaram cultura do milho irrigada com níveis crescentes água residuária doméstica. Essas plantas, quando irrigadas com níveis mais elevados, os teores de macro e micronutrientes no solo ficaram mais próximos da faixa ideal para a cultura. Os autores concluíram que o uso dessa água residuária doméstica na irrigação do milho pode viabilizar o ganho nutricional exigida pela planta, viabilizando o ganho econômico, social e ambiental.

Vieira et al. (2011) afirmaram que o resíduo líquido do processo de parbolização do arroz apresenta alta quantidade de elementos como N e P, sendo fonte de nutrientes. Portanto, os autores concluíram que a adição de lodo anaeróbio originado do processo de parbolização do arroz e adubação de NPK na cultura do milho, resulta no aumento do rendimento de matéria seca do milho, assim como os valores de pH, condutividade elétrica e os teores de N, P, K⁺ e Na⁺ do solo. As doses de lodo aumentaram também os teores de N, P, K⁺ e diminuíram os teores de Ca²⁺ e Mg²⁺ na parte aérea do milho.

O potencial do lodo biológico de indústria de gelatina em fornecer nitrogênio para as plantas de milho pode ser elevado, pois a fabricação de gelatina pode gerar resíduos com elevada concentração de nitrogênio, que por sua vez é de grande interesse

para o uso agrícola. Assim, Taniguchi (2010), em experimentos conduzidos no laboratório, em campo e em casa de vegetação concluiu que o carbono e o nitrogênio orgânico do lodo biológico de indústria de gelatina foram rapidamente mineralizado no solo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Centro Técnico de Irrigação (CTI) da Universidade Estadual de Maringá (UEM), a localização geográfica está definida pelas coordenadas 23°23'58" S e 51°57'06" W e 550 m de altitude. No experimento foi adotado o delineamento inteiramente casualizado (DIC) com três repetições, sendo o primeiro fator composto por 4 doses de ARED, 0, 200, 400 e 600 m³ ha⁻¹ e o segundo fator, camada do solo composto por 0,00-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 e 0,60-0,80 m. Para a solução química do solo, também, foi adotado o delineamento inteiramente casualizado (DIC) com três repetições, sendo os tratamentos constituídos por um arranjo experimental fatorial 4x6, sendo o primeiro fator coleta (20, 40 e 60 dias após a semeadura) e o segundo fator as doses.

3.1 Instalação dos lisímetros

Em uma área de 64 m² foram instalados 12 lisímetros de percolação, sendo que metade dos lisímetros foi separada por um fosso de coleta ficando seis lisímetros de cada lado (Figura 2a). Os lisímetros foram constituídos utilizando caixas de PVC com capacidade de 2,0 m³, com 1,70 m de diâmetros (2,26 m² de área) e 0,89 m de profundidade (Figura 2b).



Figura 2. Área experimental com os 12 lisímetros e o fosso de coleta (a); e implantação dos lisímetros no campo (b)

Na parte interna e inferior das caixas foram colocadas, em ordem os seguintes materiais no sentido da superfície da caixa para o fundo: tela (malha de 1 mm), brita, areia lavada e o sistema de drenagem. Esses materiais foram dispostos com o objetivo de evitar o entupimento e perdas de solo lisímetros pelo sistema de drenagem. .

O sistema de drenagem foi constituído por uma saída na posição central do fundo da caixa, utilizando um flange de 50 mm de diâmetro. Na flange foi engatado uma curva de 90 graus e nesta curva foi instalado uma tubulação em direção ao fosso de coleta. Na extremidade deste cano instalando um registro com o propósito de manter o sistema fechado permitindo o acúmulo da água que havia sido drenada no lisímetro. (Figura 3).



Figura 3. Adaptação da malha de drenagem.

As caixas foram preenchidas manualmente com solo (Tabela 1), a disposição das camadas até 0,8m foi realizada de forma gradual, representando a sequência dos horizontes na condição ambiente do respectivo solo, sendo que o solo estava distanciado em 2 cm da borda da caixa. A superfície do solo contido dentro e fora da caixa foram mantidas em mesmo nível.

As características químicas do solo nas camadas 0,00-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 e 0,60-0,80 m, antes aplicação da ARED nos receptivos lisímetros (Tabela 1). Os solos foram coletados e enviados ao laboratório de análise de solo – Departamento de Agronomia (DAG-UEM), para realização da análise química.

Tabela 1. Caracterização do solo antes da implantação do experimento.

CAMADA (m)	pH	CE dS m ⁻¹	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺ P	
						mg dm ⁻³	
0,0-0,05	6,16	0,057	6,133	4,497	0,165	0,600	5,336
0,05-0,10	6,26	0,068	5,781	4,021	0,113	0,400	3,588
0,10-0,20	6,48	0,071	5,528	3,982	0,132	0,400	4,041
0,20-0,40	6,86	0,075	5,258	4,072	0,140	0,400	4,753
0,40-0,60	6,48	0,062	4,294	3,443	0,113	0,300	5,466
0,60-0,80	5,89	0,073	4,327	3,438	0,109	0,400	5,207

Laboratório de análise de solo. Departamento de Agronomia (DAG/UEM)

3.2 Água Residuária de Esgoto Doméstica (ARED)

A água residuária de esgoto doméstico utilizada no experimento foi coletada na Estação de Tratamento de Esgoto Sul (ETE - Sul) da SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná) de Maringá - PR. A água residuária é proveniente da última fase do tratamento do esgoto doméstico, na lagoa de decantação (Figura 4).



Figura 4. Lagoa de decantação do sistema de tratamento da ETE-SUL, Maringá-PR.

Na retirada da água residuária de esgoto doméstico foi utilizada uma bomba submersa (Figura 5a) e para o transporte até a área experimental utilizou-se galões de 200 litros (Figura 5b).



Figura 5. Bomba submersa (a); galões e o transporte da água residuária (b).

Aplicação da ARED foi realizada manualmente, por meio de baldes de 100L, na superfície dos lisímetros (Figura 6).



Figura 6. Aplicação da ARED manualmente nos lisímetros.

Na Tabela 2 são apresentadas as doses e a quantidade de água residuária correspondentes aos tratamentos empregados.

Tabela 2. Quantidade de ARED aplicada em cada tratamento.

Tratamento	Doses ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Volume (L)
T ₀	0	-
T ₁	200	45
T ₂	400	90
T ₃	600	135

Na análise em laboratório, foi utilizado o método estabelecido pela norma NBR 10.007 (ABNT, 2004). As amostras foram condicionadas em garrafas de 500 ml, as quais foram encaminhadas para o Laboratório de Caracterização e Reciclagem de Resíduos, do Departamento de Agronomia, da Universidade Estadual de Maringá (DAG/UEM), para caracterização físico-química.

A ARED aplicada no solo foi caracterizada por meio do pH, condutividade elétrica (CE), e os seguintes teores totais: Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K⁺), Cálcio (Ca²⁺), Magnésio (Mg²⁺) e sódio (Na⁺), apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Caracterização química da ARED aplicada ao solo

Parâmetros	ARED
Temperatura	22 °C
pH	7,330
C.E (dS m ⁻¹)	0,522
P (mg dm ⁻³)	31,696
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,1251
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	3,264
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	3,1025
N-total (mg dm ⁻³)	68,70
Na ⁺ (mg dm ⁻³)	0,7395

Depois de três dias de aplicação da ARED (23/10/2015) foram semeadas sementes de milho (*Zea mays*). O cultivar de milho utilizado foi DKB 395, híbrido de ciclo precoce, elevada sanidade dos colmos e dos grãos e resistente à Cercosporiose (*Cercospora zea-maydis*). Foi adotado a recomendação populacional para esse híbrido adotando o espaçamento de 0,40 m ente plantas e 0,45 m entre linhas, equivalente a 55.550 plantas ha⁻¹ (Figura 7).



Figura 7. Semeadura do cultivar na área experimental.

3.3 Avaliação química do solo

Para a avaliação das alterações químicas no solo, foram retiradas amostras, antes da semeadura e após à colheita do milho nas camadas: 0,00-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 e 0,60-0,80 m. As variáveis analisadas foram pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , P e Na^+ . As metodologias utilizadas foram APHA, AWWA e WEF (1998) e Tedesco et al. (1995).

3.4 Avaliações da solução do solo

A água drenada nos lisímetros foi coletada pelo sistema de drenagem, transportando esta água em direção ao fosso de coleta. A avaliação química da solução do solo foi realizada no fosso (Figura 8) com 8 m² de área e 2 m de profundidade e uma escada de acesso, e os pontos de coleta ficavam aproximadamente 0,50 m do chão para facilitar a coleta com baldes (5L) A coleta de percolado foi realizada após períodos de chuvas, resultando em três coletas, sendo 20, 40 e 60 dias após a semeadura (DAS).



Figura 8. Fosso de coleta do percolado

Essas amostras foram armazenadas em frascos plásticos de 500 mL para a determinação das seguintes variáveis: pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , P, N-Total e Na^+ e a razão de adsorção de sódio (RAS).

3.5 Massa da matéria seca

A massa da matéria seca da parte aérea do milho foi avaliada após 60 dias da emergência das plantas (Figura 9), cortando-se 5 (cinco) plantas de milho rente ao solo, no qual foi separado caule e folha. O material vegetal foi colocado em estufa de circulação forçada de ar, em temperatura de 65°C , até peso constante, para a obtenção da matéria seca (BATAGLIA et al., 1983).



Figura 9. Parte aérea do milho após 60 dias da emergência.

3.6 Análise estatística dos dados

As variáveis dependentes análises química do solo, da solução solo e da produção de matéria seca do experimento, foram submetidas à Análise de Variância (ANOVA) considerando o nível de significância de 5% e análises de regressão. Na análise de regressão foi adotado o modelo polinomial de segundo grau, sendo que os coeficientes do modelo foram validados pelo teste “t” no nível de significância de 5%. Nas análises foram realizadas empregando o programa Sisvar (FERREIRA, 2011).

3.7 Dados Climáticos

Na Figura 10, observa a precipitação, a temperatura máxima e a evaporação ocorrida no mês de outubro. Antes da semeadura (20 de outubro de 2015) houve precipitação de 266,5 mm.

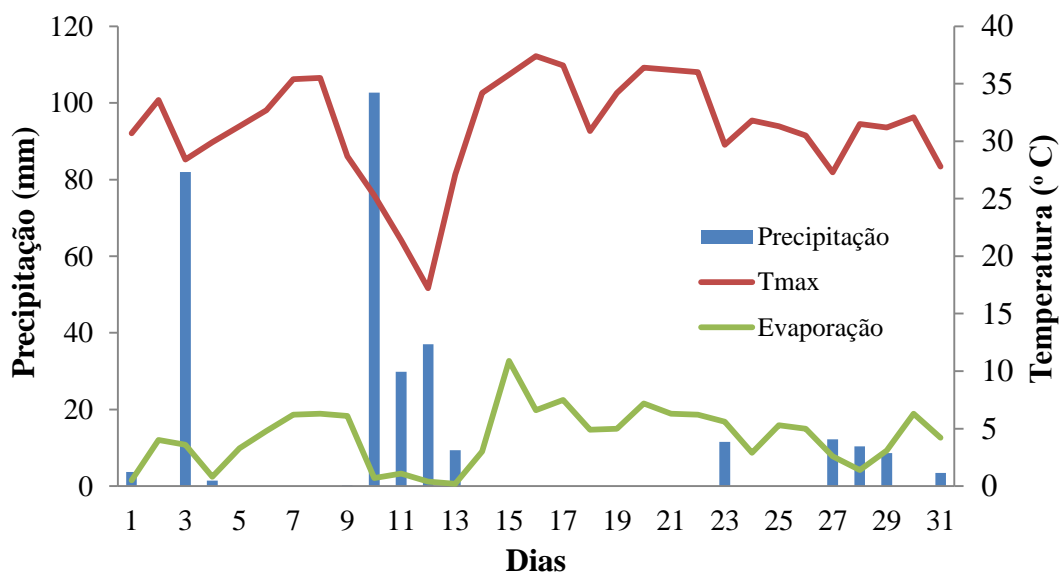


Figura 10. Precipitação, a temperatura máxima e a evaporação ocorrida no mês de outubro.

Na Figura 11, são apresentados os dados de precipitação, a temperatura máxima e a evaporação ocorrida no mês de novembro. A primeira coleta foi realizada no dia 11

de novembro de 2015, nota-se a precipitação ocorrido do início da semeadura até a primeira coleta foi de 132 mm.

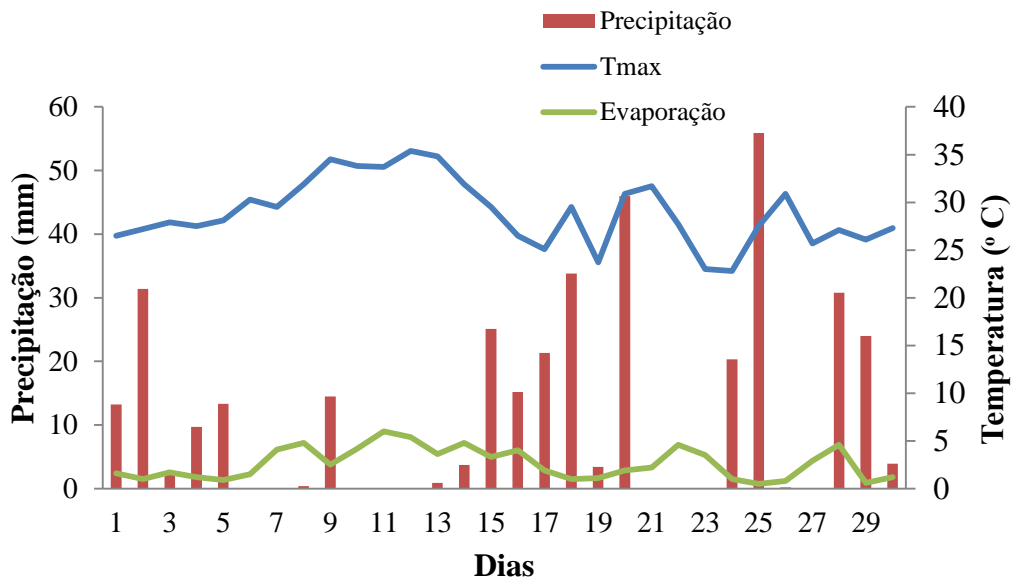


Figura 11. Precipitação, a temperatura máxima e a evaporação ocorrida no mês de novembro.

A segunda coleta foi realizada no dia 30 de novembro de 2015, a precipitação ocorrida entre a primeira e o dia da segunda foi 284,5 mm.

Na Figura 12, são apresentados os dados de precipitação, a temperatura máxima e a evaporação ocorrida no mês de dezembro. A precipitação ocorrida da segunda até a última coleta (20 de dezembro de 2015) foi 205,3 mm.

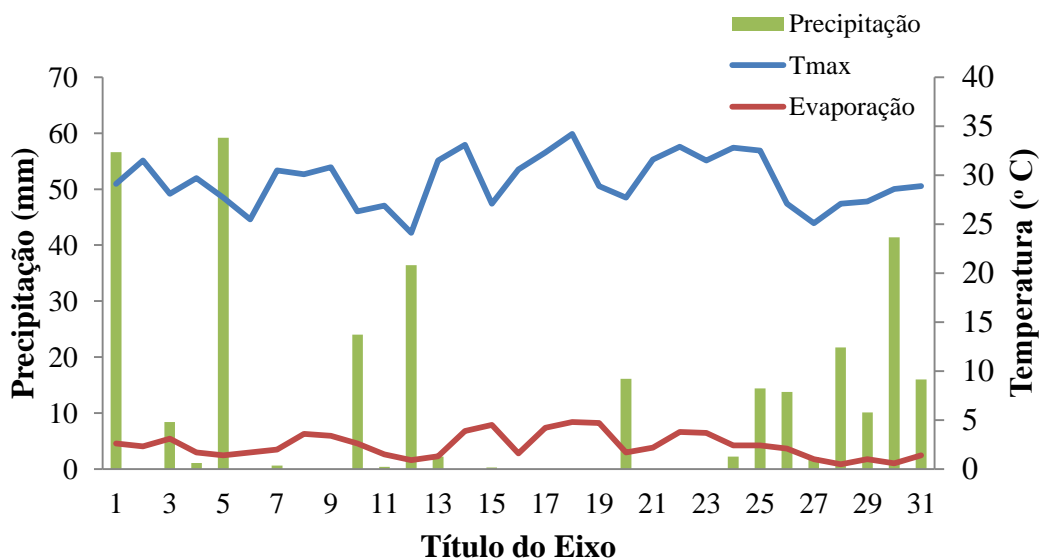


Figura 12. Precipitação, a temperatura máxima e a evaporação ocorrida no mês de dezembro.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Análise química do solo

4.1.1 pH

A análise de variância dos valores do pH do solo depois de 60 dias da emergência da planta, em função das doses crescentes de ARED estão apresentadas na Tabela 4. Pode identificar que para as três fontes de variação, Camada, Dose e Camada*Dose não foram significativos ($P > 0,05$).

Isto pode ser explicado pelo alto poder tampão do solo, devido à elevada CTC deste solo. No entanto, a ARED pode apresentar carbonatos (água alcalinas) havendo possibilidades de aumentar o pH do solo (BOUWER & IDELOVITCH, 1987).

Tabela 4. Análise de variância dos valores do pH do solo sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Camada	5	0,2873	0,0575	0,3680	0,8677
Dose	3	0,4186	0,1395	0,8950	0,4508
Camada*Dose	15	1,4652	0,0977	0,6260	0,8386
erro	48	7,4876	0,1560		

C.V (%): 6,59

Na Tabela 5 está apresentada o teste de média do fator camada. Pode-se observar que antes da aplicação da ARED, as camadas 0,0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 e 0,60-0,80 m de profundidade apresentavam respectivamente os seguintes valores de pH, 6,16; 6,26; 6,48; 6,86; 6,48; 5,89 (Tabela 1). Observa-se na Tabela 5, que a aplicação de 60 DAS não houve diferença significativa dos valores de pH do solo em relação as camadas analisadas, no entanto, podemos notar o decréscimo do valor do pH quando comparamos com o pH inicial. A nitrificação, ou seja, a liberação de íons H^+ no meio, resultante da oxidação do íon amônio (NH_4) em íon nitrato (NO_3^-), pode ter influenciado nessa diminuição do pH em relação ao início do experimento.

Solos tratados com resíduos biodegradáveis, como a ARED, mediante a decomposição dos nutrientes (cálcio, magnésio, potássio, entre outros) pela ação dos microrganismos, pode haver diminuição no valor do pH do solo devido a produção de CO₂ e ácidos orgânicos (FONSECA, 2001).

Tabela 5. Valores médios do pH em diferentes camadas em 60 DAS.

Camadas (m)	pH
0,0-0,05	5,95 a
0,05-0,10	6,01 a
0,10-0,20	6,08 a
0,20-0,40	6,04 a
0,40-0,60	5,99 a
0,60-0,80	5,88 a

Letras iguais na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

O pH considerado ótimo para o desenvolvimento das plantas é na faixa de 6,0 e 7,0. Nesse caso, os nutrientes (nitrogênio, cálcio, magnésio, fósforo e potássio) e micronutrientes (Fe, Cu, Mn e Zn) ficam disponíveis para as plantas na quantidade adequada, ou seja, o pH nas camadas podem ainda estar influenciando a disponibilidade dos nutrientes a planta. No entanto, o pH maior que 5,5 pode-se eliminar a presença de alumínio, pois esse elemento precipita na forma de óxidos (MALAVOLTA, 1996).

Os valores de pH do solo em 60 DAS (Tabela 5), não apresentaram diferenças significativas entre as profundidades. Peles (2007), também, não observou variações significativas nos valores de pH do solo para diferentes doses de dejetos líquidos de suínos (0, 30, 60 e 90 m³ ha⁻¹).

No entanto, Guimarães et al. (2012) observaram aumento no pH após a aplicação do lodo. O aumento do pH chegou a 1,5 unidades com a aplicação de maior dose de 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico. Esse efeito pode estar associado ao pH do próprio lodo que foi 8,3.

Rodrigues et al. (2009) observaram que não houve aumento significativo do pH na aplicação doses crescentes de água residuária de origem doméstica, isso explica porque o pH inicial do solo foi de 6,33, e a água residuária de esgoto doméstica apresentava pH médio igual a 7,33, tendo pouca influência sobre o pH do solo.

Lucena et al. (2006) observaram o aumento do pH de 5,7 para 6,4, no entanto esse fator não foi significativo, essa diferença não significativa foi através da aplicação do efluente doméstico tratado no Neossolo Quartzarênico.

Duarte et al. (2008) avaliaram o efeito da aplicação de água residuária de esgoto doméstico na cultura do pimentão e observaram que a aplicação de doses crescentes de água residuária não provocou alterações significativas no pH do solo em relação a testemunha, ou seja, sem aplicação das doses de água residuária o pH era 5,6 e após a aplicação o pH se alterou para 6,9.

Pior (2008) constatou que ao realizar a aplicação de água residuária de suinocultura no solo, promoveu alteração significativa do pH no solo em relação às doses aplicadas em relação à testemunha, sendo que o pH foi de 5,96 para a testemunha e de 6,42 e para a maior dose.

4.1.2 Condutividade elétrica (CE)

A análise de variância dos valores médios do CE do solo depois de 60 dias da emergência da planta, em função das doses crescentes de ARED são apresentadas na Tabela 6, pode observar que para as fontes de variação Camada, Dose, e Camada*Dose não foram significativos ($P > 0,05$).

Tabela 6. Análise de variância para a condutividade elétrica do solo sob aplicação da ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Camada	5	0,0020	0,0004	0,9580	0,4528
Dose	3	0,0023	0,0008	1,8220	0,1558
Camada*Dose	15	0,0018	0,0001	0,2850	0,9948
erro	48	0,0203	0,0004		

C.V (%): 40,82

O solo inicial, ou seja, antes da aplicação da ARED nas camadas 0,0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 e 0,60-0,80 m de profundidade apresentavam valores de 0,057; 0,068; 0,071; 0,075; 0,062; 0,073 dS m⁻¹ respectivamente (Tabela 1). Na Tabela 7 é apresentado o teste de média do fator principal camada. Constata-se que a aplicação de 60 DAS não houve alteração significativa na CE do solo em relação as

camadas analisadas, no entanto, podemos notar que os valores de CE em relação à condição inicial aumentou.

Tabela 7. Valores médios do pH em diferentes camadas em 60 DAS

Camadas (m)	CE (dS m ⁻¹)
0,0-0,05	0,041 A
0,05-0,10	0,047 A
0,10-0,20	0,051 A
0,20-0,40	0,051 A
0,40-0,60	0,058 A
0,60-0,80	0,055 A

Letras iguais na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

A salinidade do solo, a porcentagem da saturação, a densidade do solo, a umidade do solo, o teor de argila, a capacidade de troca e a de matéria orgânica são propriedades física e químicas que podem influenciar na condutividade elétrica do solo (RABELLO, 2009).

A CE do solo está diretamente relacionada a salinidade do solo, devido à presença de solutos inorgânicos dissolvidos na fase aquosas do solo, como exemplo: Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, entre outros. Os efeitos da salinidade do solo são visíveis na redução do crescimento da planta; redução da produção e quebra da safra (RABELLO, 2009).

Águas residuárias, cuja condutividade elétrica (CE) varia entre 0,70 e 3,00 dS m⁻¹ são classificadas de risco moderado (classe C2) em relação ao risco de salinização (AYERS e WESTCOT, 1999). Em relação ao solo analisado os valores de condutividade elétrica tanto no início quanto no final não apresentaram problema com a salinidade. Ainda, em relação a salinidade pode ser caracterizada a ARED (0,522 dS m⁻¹) utilizada no experimento como restrição moderada – baixa, de acordo com a classificação de Ayers e Westcot (1999).

Barros et al. (2005) estudando as características químicas de solo em função das doses de água residuária de suinocultura (ARS), constataram que a condutividade elétrica no solo aumentou com a aplicação de doses ARS, com valor mínimo de 0,108 dS m⁻¹, nas condições de maiores temperaturas e, máximo de 0,166 dS m⁻¹, em menores temperaturas.

Marques (2009) avaliou a fertilidade nos diferentes solos com aplicação de manupeira (água residuária de feccularia), no caso da CE não houve acréscimo (0,185 para o Neossolo e 0,281 para o Latossolo) com a aplicação das doses recomendadas para a cultura do milho.

4.1.3 Cálcio

A análise de variância dos valores médios do cálcio (Ca^{2+}) do solo depois de 60 dias da emergência da planta, em função das doses crescentes de ARED estão apresentadas na Tabela 8, nota-se que foi significativo o fator dose ao nível de 0,05 pelo teste F ($P > 0,05$). O cálcio no solo teve o fator dose significativo, no entanto o modelo empregado não apresentou os coeficientes significativos.

Tabela 8. Análise de variância para o cálcio no solo, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Camada	5	2,755	0,551	0,556	0,733
Dose	3	10,794	3,598	3,632	0,019
Camada*Dose	15	1,406	0,094	0,095	1,000
erro	48	47,552	0,991		

C.V (%): 22,35

Antes da aplicação das doses crescentes da ARED nas camadas 0,0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 e 0,60-0,80 m de profundidade o solo apresentava 6,133, 5,781, 5,228, 5,258, 4,294 e 4,237 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ de cálcio, respectivamente (Tabela 1), os valores de cálcio decresceu em profundidade. Observa-se na Tabela 9, que a aplicação das doses crescentes de ARED ao 60 DAS não houve alteração significativa na Ca^{2+} do solo em relação as camadas analisadas, no entanto, podemos notar que os valores de Ca^{2+} em relação ao inicial diminuiu.

Tabela 9. Valores médios do Ca^{2+} ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em diferentes camadas em 60 DAS.

Camadas (m)	Ca^{2+} ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)
0,0-0,05	4,417 A
0,05-0,10	4,225 A
0,10-0,20	4,246 A
0,20-0,40	4,408 A
0,40-0,60	4,691 A
0,60-0,80	4,727 A

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Nota-se também, que a aplicação das doses crescentes de ARED em 60 DAS os valores de Ca^{2+} decresceram até a profundidade de 20 cm e voltaram a ter o acréscimo a partir da camada de 0,20-0,40 m, menores valores nas camadas superficiais tem o efeito da absorção das plantas e acúmulo desse nutriente nas camadas inferiores possivelmente explicada pela movimentação do Ca^{2+} .

Segundo Furtini Neto et al. (2001), a mobilidade do Ca^{2+} para as camadas mais profundas no solo depende do volume de água percolada, da concentração desse nutriente no solo, da CTC do solo, do tipo de ânion presente na solução e da concentração de CO_2 no solo. A concentração e a pressão de CO_2 no solo formam $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, fazendo assim o Ca^{2+} se movimentar em maiores profundidades. Portanto, a aplicação de resíduos orgânicos ao solo pode aumentar o transporte do Ca^{2+} .

A concentração de cálcio no solo pode ser influenciada por outros elementos como o sódio (Na^+) e o potássio (K^+) que também estão presentes no efluente tratado ou água residuária que quando aplicada na superfície dos colóides pode reduzir a disponibilidade do Ca^{2+} (JOHNS e McCONCHIE, 1994).

Em relação às camadas, Cabral et al., (2010) observaram a redução de cálcio, sendo que nas camadas de 0-5, 0-10, 0-20 e 0-40 m os níveis de cálcio foram 1,90, 1,96, 1,75 e 1,38 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, respectivamente.

Caovilla et al. (2010), após a aplicação de quatro níveis de ARS (0, 25, 50 e 75%) no solo cultivado com soja, observaram que o elemento cálcio apresentou mobilidade, confirmada estatisticamente, no perfil do solo.

Cabral et al. (2010), após aplicar água residuária de fecularia de mandioca em solo cultivado com aveia preta, observaram que não houve significância em nível de 5% pelo teste Tukey, quando avaliaram elemento cálcio para os diferentes níveis de tratamento, sendo que o maior valor encontrado foi 1,86 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para a dose de 150 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, enquanto para a dose de 600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ foi de 1,69 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$.

No entanto, Guimarães et al. (2012), observaram aumento linear no teor Ca^{2+} devido à composição do lodo biológico, para os solos de textura média, arenosa e argilosa, apresentou em média, aumento de 1,5 para 3,5 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ após a aplicação ARS. Araújo (2006) também observou o aumento para esse elemento utilizando lodo primário de indústria de gelatina, concluindo que o Ca^{2+} melhora a fertilidade do solo.

4.1.4 Magnésio

A análise de variância dos valores médios do magnésio (Mg^{2+}) do solo depois de 60 dias da emergência da planta, em função das doses crescentes de ARED estão apresentadas na Tabela 10, pode observar que não houve significância para nenhum dos fatores analisados ($P>0,05$).

Tabela 10. Análise de variância para o magnésio no solo, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Camada	5	0,894	0,179	1,019	0,417
Dose	3	1,048	0,349	1,991	0,128
Camada*Dose	15	0,907	0,060	0,345	0,986
erro	48	8,4221	0,1755		

C.V (%): 11,47

Antes da aplicação das doses crescentes da ARED nas camadas 0,0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 e 0,60-0,80 m de profundidade o solo apresentava 4,497, 4,021, 3,982, 4,072, 3,443 e 3,438 $cmol_c dm^{-3}$ de magnésio, respectivamente (Tabela 1), os valores de Mg^{2+} relativamente decresce em profundidade. Observa-se na Tabela 11, que a aplicação das doses crescentes de ARED ao 60 DAS não houve alteração significativa na Mg^{2+} do solo em relação as camadas analisadas, no entanto, podemos notar que os valores de Mg^{2+} em relação ao solo inicial diminuiu.

Segundo Jhons e McConchie (1994) a aplicação de água residuária em solo, também, pode conter sódio e potássio, elementos que podem competir ou diminuir a absorção do Mg^{2+} na superfície dos colóides.

Tabela 11. Valores médios do Mg^{2+} ($cmol_c dm^{-3}$) em diferentes camadas em 60 DAS.

Camadas (m)	Mg^{2+} ($cmol_c dm^{-3}$)
0,0-0,05	3,515 A
0,05-0,10	3,506 A
0,10-0,20	3,764 A
0,20-0,40	3,634 A
0,40-0,60	3,710 A
0,60-0,80	3,786 A

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Nota-se também, que a aplicação da doses crescentes de ARED em 60 DAS os valores de Mg^{2+} aumentaram até a profundidade de 80 cm, valores menores nas camadas

superiores tem o efeito da absorção das plantas e acúmulo desse nutriente nas camadas inferiores possivelmente explicada pela movimentação do Mg^{2+} .

Queiroz et al. (2004) utilizaram água residuária de suinocultura (ARS) para quatro espécies de forrageiras, verificaram que os teores de Mg^{2+} no solo foram influenciados pelo tempo de aplicação, sendo estatisticamente maior no início do experimento do que no final, indicando assim que houve extração, pelas plantas, em quantidades maiores que as prontamente disponíveis adicionadas pela ARS.

Rodrigues et al. (2009) denotaram que, embora ocorrendo acréscimo linear nas concentrações de magnésio com o incremento dos níveis de reposição do efluente tratado, não houve melhoria da fertilidade em relação a esse elemento.

Maggi et al. (2013) relatam que os teores de Mg^{2+} no solo ao longo do experimento reduziram pela formação de complexo com algum composto orgânico aplicado via dejetos líquidos de suínos. Segundo os autores, o solo inicial e a água residuária de suinocultura apresentavam 4,18 e 0,19 $cmol_c dm^{-3}$, respectivamente, sendo que a redução desse elemento depois da aplicação da ARS foi observada nos 40, 60 e 120 DAS, apresentando 4,61, 3,05 e 2,54 $cmol_c dm^{-3}$ de Mg^{2+} , respectivamente.

Também Fonseca (2001), constatou que a disposição de efluente tratado no solo adubado promoveu decréscimo de magnésio, independente da água de irrigação utilizada (potável ou efluente tratado).

Guimarães et al. (2012) observaram aumento linear no teor Mg^{2+} devido à composição do lodo biológico, para os solos de textura média o aumento foi de 0,78 a 0,90 $cmol_c dm^{-3}$ e para a textura arenosa e argilosa o aumento em média, foi de 0,45 a 0,60 $cmol_c dm^{-3}$ após a aplicação ARS.

4.1.5 Potássio

A análise de variância dos valores médios do potássio (K^+) do solo depois de 60 dias da emergência da planta, em função das doses crescentes de ARED estão apresentadas na Tabela 12, nota-se que foi significativo o fator dose ao nível de 0,05 pelo teste F ($P>0,05$). O K^+ no solo teve o fator dose significativo, no entanto não foi possível obter modelo estatístico que explica o comportamento.

Tabela 12. Análise de variância para o potássio no solo, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Camada	5	0,001	0,000	0,515	0,764
Dose	3	0,010	0,003	8592,000	0,000
Camada*Dose	15	0,005	0,000	0,903	0,566
erro	48	0,018	0,000		

C.V (%): 33,36

Antes da aplicação das doses crescentes da ARED nas camadas 0,0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 e 0,60-0,80 m de profundidade o solo apresentava 0,165, 0,113, 0,135, 0,140, 0,113 e 0,109 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ de potássio, respectivamente (Tabela 1), os valores de K^+ decresce em profundidade, apenas a camada de 20 cm que apresentou um valor relativamente pequeno em relação as outras camadas. Observa-se na Tabela 13, que a aplicação das doses crescentes de ARED ao 60 DAS não teve alteração significativa na K^+ do solo em relação as camadas analisadas, no entanto, pode-se notar que os valores de K^+ em relação à concentração inicial diminuiu

Tabela 13. Valores médios do K^+ ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em diferentes camadas em 60 DAS.

Camadas (m)	K^+ ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)
0,0-0,05	0,055 A
0,05-0,10	0,061 A
0,10-0,20	0,065 A
0,20-0,40	0,056 A
0,40-0,60	0,058 A
0,60-0,80	0,055 A

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

As doses crescentes da ARED (0, 200, 400 e 600 m³ ha⁻¹) aplicada no solo, uma relação linear crescente com a concentração de potássio (Figura 13).

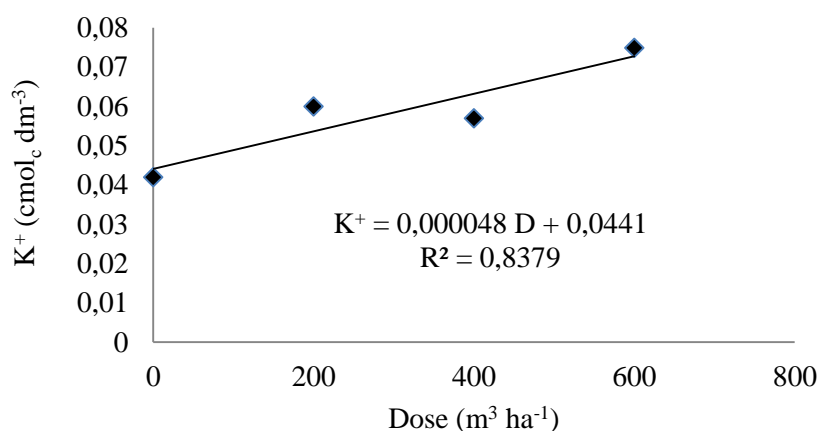


Figura 13. Valores médios de K⁺ no solo em doses crescente de ARED em 60 DAS.

A concentração de potássio encontrada na ARED (0,125 cmol_c dm⁻³), influenciou para o aumento linear significativo desse elemento no solo. O Aumento foi diretamente proporcional a dose (600 m³ ha⁻¹) em relação da concentração de K⁺ (0,072 cmol_c dm⁻³).

Guimarães et al. (2012), observaram aumento linear no teor K⁺ devido à composição do lodo biológico, para os solos de textura arenosa e argilosa o aumento para ambos solos foi de 0,17 a 0,18 cmol_c dm⁻³ em média, após a aplicação ARS.

Maggi et al. (2013) observaram que ARS incorporada ao solo aumentou a disponibilidade de K⁺, sendo maiores para as taxas mais elevadas de água residuária de suinocultura. Segundo os autores, a aplicação da ARS apresentou aumento linear para o potássio, ou seja, o solo apresentava 0,077 cmol_c dm⁻³, em média, e para a taxa mais elevada (600 m³ ha⁻¹) aumentou para 0,110 cmol_c dm⁻³ no solo.

Maggi et al. (2013), também, observaram resposta linear crescente ao incorporar ao solo ARS para o elemento K⁺. A equação de regressão estabelecida para a concentração desse elemento foi $y = 0,0095x + 8,49$, $r^2 = 0,6592$. No entanto, Rodrigues et al. (2009) encontram uma redução linear ($y = -1,2889x + 4,0633$, $R^2 = 0,82$) para o elemento potássio quando aplicado água residuária de esgoto doméstico. Segundo os autores, a redução de potássio no solo foi devida a aplicação de água, ou seja, contribuiu com a lixiviação de elemento.

Segundo Feigin et al. (1991), a irrigação com efluente não satisfaz as necessidades de potássio para a culturas, porém pode promover aumento dos teores no solo através da aplicação de água residuária, como ocorreu no presente trabalho.

A concentração desse elemento no solo, Malavolta (1996) afirma que o potássio não forma composto nas plantas, em relação aos outros elementos, mas permanece livre para regular os processos essenciais com a ativação enzimática, fotossíntese, uso eficiente da água, formação de amido e síntese de proteínas.

4.1.6 Fósforo

A análise de variância dos valores médios do fósforo do solo depois de 60 dias da emergência da planta, em função das doses crescentes de ARED estão apresentadas na Tabela 14, nota-se que foi significativo o fator dose ao nível de 0,05 pelo teste F ($P > 0,05$). O fósforo no solo teve o fator dose significativo, no entanto considerando o modelo estatístico adotado, não apresentou os coeficientes do modelo significativos.

Tabela 14. Análise de variância para o fósforo no solo, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Camada	5	4,692	0,938	0,254	0,936
Dose	3	50,462	16,821	4,554	0,007
Camada*Dose	15	40,814	2,721	0,737	0,736
erro	48	177,311	3,694		

C.V (%): 26,67

Antes da aplicação das doses crescentes da ARED nas camadas 0,0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 e 0,60-0,80 m de profundidade o solo apresentava 5,33, 3,58, 4,04, 4,75, 5,46 mg dm⁻³ de fósforo, respectivamente (Tabela 1). Observa-se na Tabela 15, que a aplicação das doses crescentes de ARED ao 60 DAS não houve alteração significativa do fósforo no solo em relação as camadas analisadas.

Nesse experimento a ARED aplicada no solo apresentava teor de fósforo de 31,69 mg dm⁻³, equivalente a 1,43, 2,85 e 4,27g para as respectivas doses (200, 400 e 600 m³ ha⁻¹). No entanto, Freitas et al. (2004) na ARS bruta apresentou de 86,85 mg dm⁻³ de fósforo, Maggi et al. (2013) a ARS aplicada em solo apresentava 108,2 mg dm⁻³, e

Rodrigues et al. (2009) aplicaram água residuária de esgoto doméstico que continha 4,6 mg dm⁻³ de fósforo.

Tabela 15. Valores médios do fósforo (mg dm⁻³) em diferentes camadas em 60 DAS.

Camadas (m)	P (mg dm ⁻³)
0,0-0,05	7,285 A
0,05-0,10	6,907 A
0,10-0,20	7,151 A
0,20-0,40	6,891 A
0,40-0,60	7,404 A
0,60-0,80	7,593 A

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Após a aplicação da ARED observa-se, na Tabela 15, o aumento de fósforo em relação ao solo sem aplicação da água residuária. Esse resultado se deve à concentração de fósforo que havia na ARED (31,69 mg dm³), contribuindo para o aumento desse elemento no solo. a elevada quantidade de fósforo na ARED pode ser proveniente de resíduos de sabões e detergentes sintéticos, restos de alimentos e outras formas de matéria orgânica em decomposição.

Rodrigues et al. (2009) não observaram efeito significativo dos níveis de reposição da água residuária doméstica sobre o fósforo no solo. Nesse experimento, inicialmente o solo apresentava uma concentração de fósforo elevada (122 mg kg⁻¹, em média), contudo após o experimento, a concentração de fósforo foi, em média, 109 mg kg⁻¹. Entretanto, Cabral et al. (2011) obtiveram resultados contrários ao caso anterior, constatando que após a aplicação de água residuária de suinicultura o teor médio de P aumentou de 8,49 para 14,2 mg dm⁻³.

Kouraa et al. (2002) verificaram que irrigação na batatinha e no alface com doses crescentes de água residuária de esgoto doméstico, com um ano de cultivo, não apresentou alterações nos teores de fósforo, cálcio e magnésio do solo, cultivado.

Silvano (2015), avaliou a concentração de fósforo após a aplicação do lodo de indústria gelatina em solo e verificou que o nutriente ficou restrito principalmente na camada superficial do solo, esse fato, segunda a autora foi devido à textura argilosa do solo. A concentração de fósforo na superfície do solo geralmente é mais elevada, devido a sua capacidade em interagir com a fração mineral, ou a baixa mobilidade do nutriente em relação aos outros elementos no perfil do solo, reduzindo o teor desse elemento nas camadas inferiores (BERWANGER, 2006).

4.1.7 Sódio

Considerando as fontes de variação Camada, Dose e Camada*Dose, não apresentaram diferenças significativas no nível de probabilidade estabelecido como pode ser observado na Tabela 16.

Tabela 16. Análise de variância para o sódio no solo, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Camada	5	1,980	0,396	1,588	0,181
Dose	3	0,118	0,039	0,158	0,924
Camada*Dose	15	1,870	0,125	0,500	0,929
erro	48	11,967	0,249		

C.V (%): 53,98

Antes da aplicação das doses crescentes da ARED nas camadas 0,0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20, 0,20-0,40, 0,40-0,60 e 0,60-0,80 m de profundidade o solo apresentava 0,6, 0,4, 0,4, 0,4, 0,3 e 0,4 mg dm⁻³ de sódio, respectivamente (Tabela 1). Observa-se na Tabela 17, que após a aplicação das doses crescentes de ARED ao 60 DAS não houve alteração significativa do sódio no solo em relação as camadas analisadas de acordo com o teste de média adotado, mas pode observar uma diminuição entra as camadas, apresentando teores maiores de sódio na camadas superiores e menores na camadas de 0,20-0,40 e 0,40-0,60 m.

Tabela 17. Valores médios de sódio (mg dm⁻³) em diferentes camadas em 60 DAS

Camadas (m)	Na ⁺ (mg dm ⁻³)
0,0-0,05	1,166 A
0,05-0,10	1,133 A
0,10-0,20	0,833 A
0,20-0,40	0,783 A
0,40-0,60	0,741 A
0,60-0,80	0,891 A

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Após a aplicação da ARED observa, o aumento de sódio em relação ao solo sem aplicação da ARED, sendo que a concentração de sódio era 0,7395 mg dm³. Esse valor de sódio aplicado pode ser considerado baixo quando comparado com Rodrigues et al.

(2009) e Lucena et al. (2006) que foram 141,8 mg dm⁻³ e 193 mg dm⁻³, respectivamente. Ambos os trabalhos, verificaram o aumento de sódio nas parcelas experimentais que foram irrigadas com água residuária de esgoto doméstico.

Araújo (2006) verificou o aumento linear de sódio com a aplicação de lodo de indústria de gelatina em todas as profundidades, no entanto o teor Na⁺ na camada de 0–5 cm aumentou com as doses do lodo de indústria de gelatina, pela equação: Na⁺ = 0,0007D +1,176 (r² = 0,885*).

4.2 Análise química da solução do solo

4.2.1 pH

O pH da solução do solo (lixiviação) apresentou diferenças significativas considerando o nível de probabilidade de 0,05 pelo teste F, considerando o fator coleta (Tabela 18)

Tabela 18. Análise de variância para o pH no percolado sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Coleta	2	3,680	1,840	7,146	0,004
Dose	3	1,538	0,513	1,991	0,142
Coleta*Dose	6	0,692	0,115	0,448	0,839
erro	24	6,181	0,258		

C.V(%): 6,86

Na Tabela 19 esta apresentada os valores de pH da solução solo nas diferentes épocas de coletas ao nível de 0,05 pelo teste de Tukey. Observa-se, também, que 60 DAS (20/12/15) a solução do solo coletada apresentou pH significativamente maior quando comparadas a 40 DAS (30/11/15). Em 20DAS (11/11/15) não diferenciou das demais coletas, pois, o pH nessa primeira coleta (7,366) não apresentou diferença em relação o pH da água residuária aplicada (7,330).

Tabela 19. Valores médios de pH nas coletas (20, 40 e 60 DAS).

DAS*	pH
20	7,366 ab
40	7,018 a
60	7,801 b

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

*Dias após a semeadura

Maggi et al. (2011) observaram aumento de 7,0 para 7,4 nos valores de pH ao longo das coletas na cultura da soja após aplicação de água residuária de suinocultura. No entanto, Smanhotto (2008), Caovilla et al. (2010) e Gomes et al. (2004) não registraram aumento significativo nos valores do pH referente ao percolado em diferentes coletas após aplicação de água residuária.

4.3.2 Condutividade elétrica

Na Tabela 20 observa a análise de variância da variável condutividade elétrica (CE) na solução do solo (lixiviação). Observa-se que apenas as fontes de variação coletas e as doses foram significativas.

Tabela 20. Análise de variância para a condutividade elétrica, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Coleta	2	0,041	0,021	10,108	0,001
Dose	3	0,021	0,007	3,404	0,034
Coleta*Dose	6	0,011	0,002	0,918	0,499
erro	24	0,049	0,002		

C.V(%): 23,36

Os valores médios de condutividade elétrica nos diferentes dias de coleta (20, 40 e 60 DAS) foi apresentado na Tabela 21. A condutividade elétrica de 0,522 dS m⁻¹ da ARED, influenciou na salinidade da primeira coleta (20 DAS), que por sua vez apresentou valores diferentes e superiores em relação as outras coletas (40 e 60 DAS). A CE diminuiu com o tempo decorrido após a aplicação, podendo ser explicado pela precipitação ocorrida, que pode ter favorecido a lixiviação de íons.

Tabela 21. Valores médios de CE (dS m^{-1}) nas coletas (20, 40 e 60 DAS).

DAS*	CE
20	0,241 a
40	0,179 b
60	0,161 b

Letras iguais na a coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

*Dias após a semeadura

Maggi et al. (2013) observaram que após a aplicação de água residuária de suinocultura no solo, houve redução da CE no percolado, apresentado os valores de 0,496, 0,419 e 0,348 dS m^{-1} para 40, 60 e 120 DAS, respectivamente.

Houve diferença significativa para a fonte de variação dose considerando a variável resposta CE (Tabela 20). No entanto não foi possível validar estatisticamente os coeficientes do modelo adotado.

Medeiros et al. (2005) avaliando as alterações químicas no solo, com aplicação de doses crescentes de efluente doméstico na cultura do cafeeiro, notaram que pelo fato da água residuária utilizada ser –apresentar baixa salinidade ($\text{CE} = 0,56 \text{ dS m}^{-1}$) pela classificação de Ayers e Westcot (1999), não houve problemas com a salinidade para solo e nem para a cultura.

Segundo Rodrigues et al. (2009), os maiores problemas resultaram da aplicação das menores lâminas de irrigação ($\text{CE} 0,89 \text{ dS m}^{-1}$ em média, até 0,90 esgoto tratado) devido ao fato de que as plantas são grandes consumidores de água. As plantas em crescimento extraem água (transpiram) e deixam os sais. Isto, somado à evaporação da água do solo, traz como consequência concentrações de sais na superfície do solo.

Freitas et al. (2004), trabalhando com três tipos de água residuária na cultura do milho, verificaram que os valores médios de condutividade elétrica dos efluentes foram de 0,19; 5,42 e 5,51 dS m^{-1} , para os tratamentos com água, água residuária bruta e água residuária peneirada, respectivamente. Os autores observaram uma tendência de aumento da CE aos 137 DAS, evidenciando acúmulo de sais no solo após aplicações sucessivas de água residuárias de suinocultura.

Caovilla et al. (2010) estudando a lixiviação dos nutrientes em colunas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária de suinocultura, notaram que a concentração de sais totais teve maior mobilidade no processo lixiviação. Pois, a alta mobilidade de íons (Na^+ , K^+ , entre outros) presente na água residuária ou nos lodos tem a tendência de aumentar os valores da CE no percolado.

4.2.3 Cálcio

De acordo com a análise de variância apresentado na Tabela 22, para nenhuma fonte de variação apresentou diferenças significativas de acordo com o teste F no nível de probabilidade adotado.

Tabela 22. Análise de variância para o cálcio no percolado, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Coleta	2	0,967	0,483	1,217	0,314
Dose	3	2,411	0,804	2,024	0,137
Coleta*Dose	6	0,422	0,070	0,177	0,981
erro	24	9,530	0,397		

C.V(%): 36,26

A concentração do cálcio na água residuária aplicada no solo foi de 3,36 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, concentração baixa quando for comparado com o cálcio encontrado no perfil do solo antes (Tabela 1) e depois (Tabela 9) da aplicação da ARED.

Na Tabela 23, são apresentados os valores médios de cálcio na solução do solo em $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ em relação as diferentes coletas realizadas (20, 40 e 60 DAS). Os teores de cálcio avaliado ao 20, 40 e 60 DAS na solução do solo não diferenciaram significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey.

Tabela 23. Valores médios de Ca^{2+} na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS)

DAS*	Ca^{2+} ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)
20	1,979 a
40	1,637 a
60	1,625 a

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

*Dias após a semeadura

Rodrigues et al. (2009) observaram o aumento de cálcio para as doses superiores (1,20% efluente tratado) em relação as doses inferiores (0,60% efluente tratado).

Lucena et al. (2006) notaram que a aplicação do efluente tratado de esgoto doméstico não influenciou os valores de cálcio de forma significativa. No entanto, Medeiros et al. (2005) apontaram que a água residuária aplicada no solo, pode ser uma alternativa de reposição desse elemento, podendo substituir as fontes tradicionais de

cálcio no solo, desde que haja o monitoramento do solo e onde foi aplicado, para que futuramente não tenha contaminação ou saturação desse elemento.

Freitas et al. (2004) observaram que as concentrações de cálcio no percolado de lisímetros com aplicação de água residuária de suinocultura, foram menores no final (1,89 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) do ciclo da cultura do milho do que inicialmente (3,74 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$).

Marques (2009) verificou que a aplicação das doses crescentes de manipueira aumentou significativamente a concentração de Ca^{2+} no percolado no Latossolo.

Maggi et al. (2011) avaliaram efeito de doses crescentes de água residuária de suinocultura no percolado em lisímetros de drenagem, e observaram que a concentração de cálcio no percolado aumentou com as doses crescentes de ARS. Inicialmente o solo e a ARS apresentava 7,30 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ e 6,68 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, respectivamente. Com o passar do tempo (40, 60 e 120 DAS) observou a redução do cálcio nas diferentes coletas, portanto o solo apresentou 5,86, 4,71 e 4,16 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, respectivamente.

4.2.4 Magnésio

Na Tabela 24, observa-se a análise de variância em nível de 5% pelo teste F para o elemento magnésio na solução do solo (lixiviação), sendo significativo o fator coleta.

Tabela 24. Análise de variância para o magnésio no percolado, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Coleta	2	0,721	0,360	9,000	0,001
Dose	3	0,085	0,028	0,710	0,556
Coleta*Dose	6	0,080	0,013	0,335	0,912
erro	24	0,961	0,040		

C.V(%): 47,21

Na Tabela 25, apresenta-se os valores médios de magnésio referente ao percolado nas diferentes coletas: 20 DAS (11/11/15), 40 DAS (30/11/15) e 60 DAS (20/12/15).

Tabela 25. Valores médios de Mg^{2+} na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS)

DAS*	Mg^{2+} (cmol _c dm ⁻³)
20	0,584 a
40	0,447 a
60	0,241 b

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

*Dias após a semeadura

As condições iniciais do solo (Tabela 1) representa, em média, valores maiores que a ARED (Tabela 3), nesse sentido, observa na Tabela 19 que as concentrações de magnésio na solução do solo (lixiviado) diminuiu com o tempo, em 60 DAS a solução coletada apresentou os teores de Mg^{2+} significativamente maior quando comparados com 20 e 40 DAS.

Resultados obtidos por Maggi et al. (2011), em relação a concentração de magnésio no percolado, não foi significativo para qualquer um dos fatores avaliados. Ou seja, as concentrações de Mg^{2+} no material percolado não foram influenciadas pelas taxa de ARS, nem pela adubação, bem como por suas interações ou pelas datas de coletas.

Freitas et al. (2004) observaram que as concentrações de magnésio no percolado de lisímetros com aplicação de água residuária de suinocultura, foram menores no final (0,232 cmol_c dm⁻³, em média) do ciclo da cultura do milho do que inicialmente (0,536 cmol_c dm⁻³, em média).

4.2.5 Potássio

Na Tabela 26, está apresentada a análise de variância para o K^+ na solução do solo, em nível de 5% pelo teste F foi significativa para o fator coleta.

Tabela 26. Análise de variância do K^+ na solução do solo, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Coleta	2	0,006	0,003	15,253	0,000
Dose	3	0,001	0,000	1,176	0,340
Coleta*Dose	6	0,002	0,000	1,629	0,182
erro	24	0,005	0,000		

C.V(%): 50,53

Na Tabela 27 apresenta os valores médios de potássio referente a solução do solo em diferentes coletas: 20 DAS (11/11/15), 40 DAS (30/11/15) e 60 DAS (20/12/15).

Tabela 27. Valores médios de potássio K^+ na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS)

DAS*	K^+ ($cmol_c dm^{-3}$)
20	0,042 a
40	0,031 a
60	0,011 b

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

*Dias após a semeadura

As condições iniciais do solo (Tabela 1) representam, em média, valores maiores que a ARED (Tabela 3), nesse sentido, observa-se na Tabela 27 que as concentrações de K^+ na solução do solo diminuiu com o tempo, em 60 DAS a solução coletada apresentou os teores de K^+ significativamente menores quando comparados com 20 e 40 DAS.

Observa-se que no solo houve aumento da concentração do potássio com as doses crescentes ARED (Figura 11), mas quando comparamos com a concentração de K^+ entre as coletas o elemento diminui. No entanto, os valores médios de potássio em relação as coletas foram significativas, pois houve lixiviação desse elemento, ou seja, a precipitação elevada no período pode ter influenciado para essa perda de potássio. Além disso o K^+ possui baixa reatividade em relação ao solo, ocorrendo assim a maior mobilidade desse elemento no percolado (BERTOL, 2005). Portanto, quanto maior a valência do íon, maior a sua predisposição ao se fixar no solo: $Al^{+3} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > H^+$ (RAIJ, 1981).

Caovilla et al. (2010) avaliaram a percolação de nutrientes em colunas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária de suinocultura e verificaram que o nitrato apresentou maior mobilidade no processo de lixiviação, seguido da concentração do K^+ . De modo geral, o tratamento com 75% de água residuária revelou, nos lixiviados, os maiores níveis de concentrações de nitrato e potássio.

Freitas et al. (2004), observaram que as concentrações de K^+ no percolado foi de $1,49 cmol_c dm^{-3}$ para a maior dose aplicada com a água residuária de suinocultura em lisímetros, coincidindo com os períodos de baixa absorção de potássio pela cultura do milho.

Maggi et al. (2013) observaram o aumento da concentração de potássio no percolado tanto para as doses crescentes de ARS quanto para as diferentes coletas. A doses de ARS apresentaram aumento de $0,167 cmol_c dm^{-3}$ sem aplicação e $0,384 cmol_c$

dm⁻³ para a maior dose (300 m³ ha⁻¹). Nas coletas, a concentração de K⁺ no material percolado aumentaram ao longo do ciclo de desenvolvimento da cultura, pois 40 DAS e após 120 DAS apresentavam 0,101 cmol_c dm⁻³ e 0,407 cmol_c dm⁻³ de potássio, respectivamente.

4.2.6 Fósforo

Na Tabela 28, está apresentada a análise de variância para o fósforo na solução do solo em nível de 5% de probabilidade pelo teste F. Observa-se que todas as fontes de variação foram significativas.

Tabela 28. Análise de variância para o fósforo na solução do solo, sob aplicação de ARED

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Coleta	2	1,676	0,838	3,628	0,042
Dose	3	19,801	6,600	28,580	0,000
Coleta*Dose	6	3,500	0,583	2,526	0,049
erro	24	5,543	0,231		

C.V(%): 38,92

O desdobramento de coleta dentro de cada nível de dose foi submetido ao teste Tukey, utilizando 5% de probabilidade, mostrado na Tabela 29, onde a coleta realizada com a dose de 600 m³ ha⁻¹ foi significativa.

Tabela 29. Análise do desdobramento de coleta dentro de cada nível de dose.

FV	Dose	GL	SQ	QM	Fc	Fr>Pc
Coleta	0	2	0,022	0,011	0,048	0,955
Coleta	200	2	0,815	0,408	1,765	0,189
Coleta	400	2	0,418	0,209	0,906	0,413
Coleta	600	2	3,920	1,960	8,486	0,002
Erro		24	5,543	0,231		

Na Tabela 30 observa os valores médios de fósforo referente ao percolado para a dose de 600 m³ ha⁻¹ nas diferentes coletas, sendo 20 DAS (11/11/15), 40 DAS (30/11/15) e 60 DAS (20/12/15).

Tabela 30. Valores médios de P na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS) para a dose de 600 m³ ha⁻¹

DAS*	P (mg dm ⁻³)
20	2,691 a
40	2,356 a
60	1,146 b

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

*Dias após a semeadura

Após a aplicação da ARED no solo observou aumento do fósforo (Tabela 15) isso pode ter ocorrido por causa da concentração desse elemento na ARED (31,69 mg dm⁻³), nesse sentido observa na Tabela 30, que a coleta de 60 DAS para a dose de 600 m³ ha⁻¹ foi menor em relação as outras (20 e 40 DAS), ou seja, ao aplicamos 4,278g de fósforo no início, o solo e as plantas podem ter absorvido esse elemento.

Prior et al. (2009), avaliando o solo e o percolado submetidos à aplicação de ARS, observaram que as maiores lâminas (450 m³ ha⁻¹) apresentaram maior acúmulo de fósforo no solo. Já no percolado, os índices de fósforo encontrados não apresentaram riscos de contaminação para os mananciais, em média 0,091 mg dm⁻³. De acordo com os autores, a classe do solo é um importante fator que controla a movimentação vertical do fósforo no perfil do solo, pois dependendo desse, pode-se ter uma maior interação entre o solo e a solução que lixivia no perfil, aumentando assim a possibilidade de absorção do fósforo.

A mobilidade de fósforo no solo é muito pequena, por isso as perdas por lixiviação em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (BASSO et al., 2005). Devido a isso, observa-se baixas concentrações do elemento no percolado.

Para a análise do desdobramento de dose dentro de cada nível de camada foram realizadas análises de regressão. Na Tabela 31, observa-se o desdobramento da dose em diferentes coletas (20, 40 e 60 DAS).

Tabela 31. Análise do desdobramento de dose dentro de cada coleta.

FV	DAS	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Dose	20	3	9,812	3,271	14,161	0,000
Dose	40	3	9,164	3,055	13,227	0,000
Dose	60	3	4,326	1,442	6,244	0,003

Observa na Tabela 31 que foi significativo o desdobramento das doses para as três coletas (20, 40 e 60 DAS), portanto a concentração de fósforo existente na ARED influenciou na lixiviação desse nutriente. Na Figura 14, é apresentado a concentração de fósforo em função das doses em 20 DAS. O modelo linear apresenta o coeficiente angular significativo. A relação linear crescentes sinaliza um intenso processo de lixiviação do fósforo em função do fornecimento desse elemento de modo crescente compatível com as doses aplicadas. .

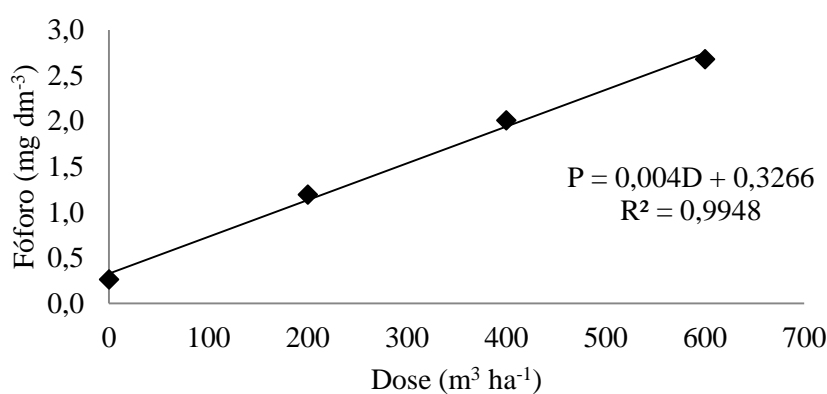


Figura 14. Valores médios de fósforo referente aos tratamentos de ARED em 20DAS.

Na Figura 15, as doses crescentes de água residuária esgoto doméstico aplicada também influenciaram na concentração de fósforo em 40 DAS, no entanto os valores encontrados foram inferiores em relação ao solo inicial. Em 60 DAS, mas não foi possível obter modelo com coeficientes validados estatisticamente.

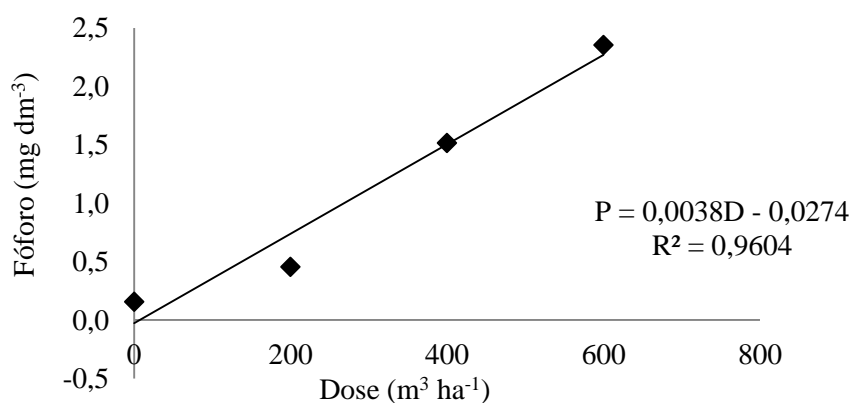


Figura 15. Valores médios de fósforo referente às doses de ARED em 40DAS.

A lixiviação de fósforo aumentou com a aplicação de doses crescentes de água residuária nas diferentes coletas (20, 40 e 60 DAS), no entanto esses valores foram inferiores em relação ao teor de fósforo que existia no início do experimento, ou seja, a precipitação ocorrida no período fez com que esse elemento lixiviasse durante as três coletas e ainda apresentando valores significativos e elevados com o aumento das doses crescentes.

Nascimento (2003), constatou aumento no teor de fósforo no solo, teve salto de $4,09 \text{ mg dm}^{-3}$ para $23,88 \text{ mg dm}^{-3}$ em parcelas irrigadas com água residuária de esgoto doméstico. Lucena et al. (2006), ao aplicar efluente doméstico em Neossolo, concluíram que os teores de fósforo e a matéria orgânica aumentaram.

Fonseca (2001) aborda que o movimento do fósforo no solo não somente em função das propriedades do solo e da taxa de aplicação, mas também, do manejo da vegetação, uma vez que o fósforo adsorvido pelas plantas não irá ser lixiviado no ambiente.

Maggi et al. (2011), estudando a percolação de fósforo, verificaram acréscimos nas concentrações do elemento com as maiores taxas de ARS aplicadas, entretanto as concentrações de P encontradas no percolado foram baixas. Por outro lado, Tonello (2014) estudou a aplicação de doses crescentes de lodo indústria de gelatina (LIG) no solo que continha 825 mg dm^{-3} de P, e não detectou concentrações do elemento no percolado nas três coletas realizadas.

Silvano (2015), ao estudar a aplicação de doses crescente de lodo de indústria de gelatina no solo, verificou que a dose maior aplicada lixiviou em média $0,15 \text{ mg dm}^{-3}$ de fósforo. Para Bastos et al., (2003), os valores entre 0,2 e $0,5 \text{ mg dm}^{-3}$ são relativamente baixos na lixiviação desse nutriente, isso em relação ao bom desenvolvimento das plantas.

Doblinski et al. (2010), aplicando ARS em solo cultivado com feijão, verificou que as perdas de fósforo total no solo foram observadas à medida que houve aumento das doses de ARS aplicadas, sendo maior para a maior taxa de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Também se observou que a partir da testemunha esta quantidade foi aumentando linearmente. Também, constataram que com aplicação das doses de 0, 50 100, 150 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a concentração de fósforo nas camadas superficiais aumentaram com a quantidade de água residuária aplicada.

4.2.7 Sódio

A análise de variância para os valores médios de sódio (Na^+) na solução do solo apenas o fator coleta (20, 40 e 60 DAS) foi significativo em nível de 5% de probabilidade pelo teste F (Tabela 32).

Tabela 32. Análise de variância para o sódio na solução do solo, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Coleta	2	31,30	15,65	7,64	0,00
Dose	3	3,93	1,31	0,64	0,60
Coleta*Dose	6	10,95	1,82	0,89	0,52
erro	24	49,19	2,05		

C.V(%): 27,40

Na Tabela 33, esta apresentada os valores médios de sódio referente a solução do solo nas diferentes coletas, sendo 20 DAS (11/11/15), 40 DAS (30/11/15) e 60 DAS (20/12/15).

Tabela 33. Valores médios de Na^+ na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS).

DAS	Na^+ (mg dm^{-3})
20	6,525 a
40	4,766 b
60	4,383 b

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Após a aplicação da ARED no solo observou aumento do sódio (Tabela 17) isso pode ter ocorrido por causa da concentração desse elemento na ARED ($0,739 \text{ mg dm}^{-3}$), mesmo sendo relativamente pouco foi possível observar aumento no solo e na lixiviação, nesse sentido observa na Tabela 33, que a coleta de 20 DAS foi maior em relação as outras (40 e 60 DAS).

A ARED foi aplicada apenas uma única vez, nesse sentido, o manejo e a precipitação ocorrida nesse período podem ter ajudado no aumento desse elemento no solo e na lixiviação.

Medeiros et al. (2005) não observaram restrições de uso, quanto a toxicidade de íons com a água residuária de esgoto domésticos aplicada em solo, mesmo aplicando, em média, 43,18 mg dm⁻³ de sódio.

O teor de sódio na ARED (0,7395 mg dm⁻³) pode ser considerado baixo quando comparado aos outros efluente de origem doméstica (50 a 250 mg dm⁻³), no entanto indispensável para o desenvolvimento das plantas. O teor encontrado no experimento, pode indicar efeitos maléficos ao ambiente edáfico, alterando suas características físicas e químicas do solo, em razão da dispersão de argilas que pode influenciar diretamente ou indiretamente no desenvolvimento das plantas (FEINGIN et al., 1991).

4.2.8 Nitrogênio

A análise de variância para o nitrogênio na solução do solo, observa-se na Tabela 34, que o fator interação coleta e dose foram significativos em nível de 5% de probabilidade pelo teste F.

Tabela 34. Análise de variância para o nitrogênio no percolado, sob aplicação de ARED.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Coleta	2	0,126	0,063	14,979	0,000
Dose	3	0,045	0,015	3,581	0,029
Coleta*Dose	6	0,078	0,013	3,076	0,022
erro	24	0,101	0,004		

Na Tabela 35, esta apresentada a análise de variância do desdobramento das coletas (20, 40 e 60 DAS) em relação às doses (0, 200, 400 e 600 m³ ha⁻¹) em nível de 5% de probabilidade pelo teste F. Observa-se que foram significativos no fator coleta para as doses de 400 e 600 m³ ha⁻¹.

Tabela 35. Análise de variância do desdobramento da coleta em relação às doses.

FV	Dose (m ³ ha ⁻¹)	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Coleta	0	2	0,014	0,007	1,648	0,210
Coleta	200	2	0,022	0,011	2,587	0,094
Coleta	400	2	0,053	0,027	6,297	0,006

Coleta	600	2	0,115	0,058	13,677	0,000
erro		24	0,101	0,004		

Na Tabela 36, as doses de 400 m³ ha⁻¹ e 600 m³ ha⁻¹ pode ter influenciado na lixiviação do nitrogênio em 20 DAS em relação as outras coletas (40 e 60 DAS). Durante esse tempo pode ter ocorrido a volatilização de amônio (perdas de nitrogênio), denitrificação (redução bioquímica de formas oxidadas a forma gasosa -N₂ e N₂O) e a lixiviação (processo de translocação de sais solúveis que se dá através do fluxo descendente de água no perfil do solo).

Tabela 36. Valores médios de nitrogênio na solução do solo nas coletas (20, 40 e 60 DAS) para as doses de 400 m³ ha⁻¹ e 600 m³ ha⁻¹.

DAS	N (mg dm ⁻³)	
	400 m ³ ha ⁻¹	600 m ³ ha ⁻¹
20	0,186 a	0,273 a
40	0,073 ab	0,096 b
60	0,000 b	0,000 b

Letras iguais na mesma na coluna não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Na ARED o teor de nitrogênio foi de 68,73 mg dm⁻³ valor alto quando comparado ao trabalho de Rodrigues et al., (2009) que foi de 31,5 mg dm⁻³.

A aplicação da água residuária de esgoto doméstico influenciou na coleta de 20 DAS, devido à quantidade de nitrogênio que havia nas doses de 200, 400 e 600 m³ ha⁻¹, onde representava 3,27, 6,59 e 9,89 kg de nitrogênio, respectivamente. Outra explicação para essa lixiviação na primeira coleta pode ser a intensidade das chuvas ocorrida nesse período.

Na Tabela 37, esta apresentada a análise de variância do desdobramento das doses (0, 200, 400 e 600 m³ ha⁻¹) em relação às coletas (20, 40 e 60 DAS) em nível de 5% de probabilidade pelo teste F.

Tabela 37. Análise de variância do desdobramento da dose em relação às coletas.

FV	DAS	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Dose	20	3	0,120	0,040	9,458	0,000
Dose	40	3	0,003	0,001	0,276	0,841
Dose	60	3	0,000	0,000	0,000	1,000
Erro		24	0,101	0,004		

Para as épocas 40 e 60 não foi significativo provavelmente devido à intensa biodegradação ocorrida antes dos 40 dias e a lixiviação desses elementos devido à precipitação. Após esse período a matéria orgânica que sobrou é estável e não sendo degradada.

Segundo Ayers e Westcot (1999), o nitrogênio contido nas águas residuárias de esgoto doméstico tem o mesmo efeito para as plantas que o nitrogênio aplicado via fertilizantes; portanto, a aplicação de quantidades excessivas com a água residuária pode aumentar o crescimento vegetativo, retardar a maturação ou provocar colheitas de baixa qualidade.

Na Figura 16, observa-se o aumento da concentração de nitrogênio no percolado apresentou uma relação linear com a aplicação de doses crescente de água residuária de esgoto doméstico, em 20 DAS.

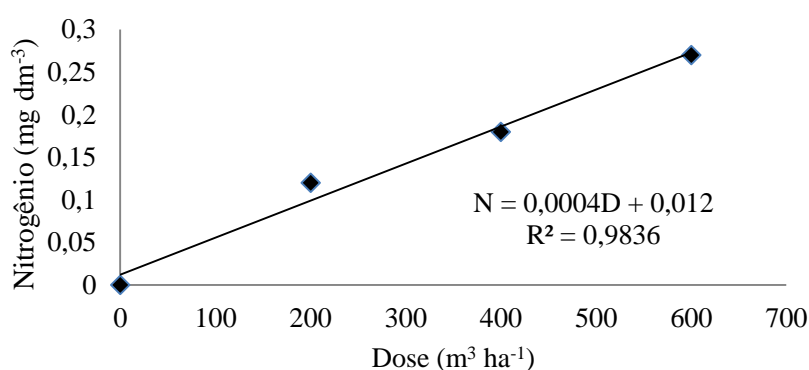


Figura 16. Valores médios de nitrogênio referente às doses de ARED em 20DAS.

O fator mais importante para as plantas é o nitrogênio total, mesmo que seu teor se expresse em forma de nitrato (N-NO₃), de amônio (N-NH₄⁺) ou como N-Org. (Ayers & Westcot, 1999). O nitrogênio mais facilmente assimilável se encontra na forma de NO₃⁻ e NH₄⁺.

A concentração elevada de nitrogênio pode contaminar o meio ambiente, porém se utilizadas de forma adequada na agricultura podem restabelecer as fontes deste nutriente no solo, o qual possui grande importância econômica na produção de culturas (FEIGIN et al., 1991).

Maggi et al. (2011) e Smanhotto (2008) ao aplicarem água residuária de suinocultura no solo, não verificaram diferenças significativas nas concentrações de N no percolado.

Silvano (2015), verificou que não houve relação significativa entre o N-total percolado e as doses aplicadas de lodo de indústria de gelatina. No entanto Caovilla et al. (2010), verificaram o aumento da concentração de nitrogênio total em função dos tratamentos aplicados com ARS.

4.3 Razão de adsorção de sódio (RAS) no solo e no percolado

O sódio presente na água de irrigação ou da água residuária pode se adsorvido pelas argilas levando ao seu endurecimento e impermeabilização. A quantidade de sódio prejudicial é estabelecida em função dos teores de cálcio e magnésio, pois estes elementos agem no sentido de descolar o sódio contido nas partículas do solo, no processo conhecido como troca catiônica (BERNARDO, 1995). Mas relação que foi desenvolvida pelo Departamento de Agricultura Norte-Americana, utilizada para identificar o grau de adsorção de sódio pelo solo determina o seguinte: (i) RAS < 10 = risco baixo; (ii) RAS 10 a 18 = risco médio; (iii) RAS 18 a 26 = risco forte; e , (iv) RAS >26 = risco muito forte.

Assim, na Tabela 38 apresenta os valores de RAS para cada camada, seguido das doses crescente de água residuária aplicada no solo. Observa que a classificação para esse solo, depois da aplicação das doses, foi de risco baixo, ou seja, a aplicação de sódio através da água residuária foi pequena, 68,7 mg dm⁻³ (Tabela 3).

Tabela 38. Razão de adsorção de sódio no solo em relação as doses e as camadas.

Dose (m ³ ha ⁻¹)	Camadas (m)					
	0,0-0,05	0,05-0,10	0,10-0,20	0,20-0,40	0,40-0,60	0,60-0,80
0	0,0098	0,0092	0,0081	0,0080	0,0046	0,0100
200	0,0137	0,0113	0,0069	0,0064	0,0097	0,0119
400	0,0113	0,0129	0,0101	0,0076	0,0068	0,0059
600	0,0126	0,0122	0,0079	0,0081	0,0068	0,0061

Após a aplicação da água residuária de esgoto doméstico no solo, foi classificado como que não há perigo de salinização do solo, nesse caso, como solo argiloso, foi possível a mobilidade dos nutrientes pelo solo.

No entanto, para a classificação de salinidade depende dos sais presente no solo e o princípio básico para evitar esse fenômeno é manter o equilíbrio entre as quantidades de sais que é fornecida ao solo, por meio da irrigação, e o que é retirada, por exemplo, drenagem ou lixiviação.

Pela classificação, o Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, publicada em 1954, apresenta um diagrama de classificação combinando a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e a concentração total de sais, formando 16 classes de água, variando assim de C1 a C4 e de S1 a S4 em todas as combinações possíveis levando em consideração a condutividade elétrica (BERNARDO, 1995).

Prior et al. (2009), observou a RAS em solo através da aplicação de ARS, em que as médias observadas para o período apresentaram diferença significativa, sendo a maior média observada para a testemunha (0,28 meq L⁻¹), a qual não deferiu das médias apresentadas aos 40 (0,25 meq L⁻¹) dias após a semeadura (DAS) e 200 DAS (0,30 meq L⁻¹). No entanto, a maior média foi 90 (0,52 meq L⁻¹) DAS, a autora conclui que todos os elementos (Na, Ca, Mg e CE) estavam em concentrações baixas, portanto não há riscos de sodificação.

4.4 Análise química do solo antes e depois da aplicação da ARED

Na Tabela 39, observa as análises do pH e da CE do solo inicial (solo sem aplicação da ARED) e 60 DAS (dias após a semeadura). O efeito tempo pode ter contribuído para que o pH e a CE diminuísse em 60 DAS. O pH pode ser considerado baixo em relação ao pH ideal para a disponibilidade de nutrientes para as plantas (6,0 e 7,0) depois do fator tempo.

Tabela 39. Valores de pH e CE do solo inicial e 60DAS.

CAMADA (m)	pH		CE	
	Inicial	60DAS	Inicial	60DAS
dS m ⁻¹				
0,0-0,05	6,16	5,95	0,06	0,04
0,05-0,10	6,26	6,01	0,07	0,05
0,10-0,20	6,48	6,08	0,07	0,05
0,20-0,40	6,86	6,04	0,07	0,05
0,40-0,60	6,48	5,99	0,06	0,06

0,60-0,80	5,89	5,88	0,07	0,06
-----------	------	------	------	------

Na Tabela 40, observa as análises do Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ do solo inicial (solo sem aplicação da ARED) e 60 DAS (dias após a semeadura).

Tabela 40. Valores do Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ do solo inicial e 60DAS.

CAMADA (m)	Ca^{2+}		Mg^{2+}		K^+	
	Inicial	60DAS	Inicial	60DAS	Inicial	60DAS
	$\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$					
0,0-0,05	6,13	4,42	4,50	3,52	0,17	0,06
0,05-0,10	5,78	4,23	4,02	3,51	0,11	0,06
0,10-0,20	5,53	4,25	3,98	3,76	0,13	0,07
0,20-0,40	5,26	4,41	4,07	3,63	0,14	0,06
0,40-0,60	4,29	4,69	3,44	3,71	0,11	0,06
0,60-0,80	4,33	4,73	3,44	3,79	0,11	0,06

Os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ do solo teve aumento em profundidade 60 DAS, podemos ter o efeito de absorção de nutrientes pela planta, o que explica menores valores no final que no início do experimento.

Na Tabela 41, observa as análises do Na^+ e P do solo inicial (solo sem aplicação da ARED) e 60 DAS (dias após a semeadura). O sódio aumentou em 60 DAS e o fósforo diminuiu em relação ao início do experimento.

Tabela 41. Valores de Na^+ e P do solo inicial e 60DAS.

CAMADA (m)	Na^+		P	
	Inicial	60DAS	Inicial	60DAS
	mg dm^{-3}			
0,0-0,05	0,60	7,29	5,34	1,17
0,05-0,10	0,40	6,91	3,59	1,13
0,10-0,20	0,40	7,15	4,04	0,83
0,20-0,40	0,40	6,89	4,75	0,78
0,40-0,60	0,30	7,40	5,47	0,74

0,60-0,80	0,40	7,59	5,21	0,89
-----------	------	------	------	------

Ceretta et al. (2005a); Cerreta et al. (2005b), verificaram 16,7; 13,7 e 10,2% do fósforo aplicado na forma de dejetos líquido de suíno foi recuperado pelas plantas nas doses de 20, 40 e 80m³ ha⁻¹ respectivamente, apresentando assim um acréscimo considerável de fósforo no solo. Os autores afirmam que acúmulo de fósforo na camada superficial do solo é um dos principais motivos da transferência via escoamento superficial

O fator tempo (60 DAS) de coletas pode explicar o fenômeno de absorção pelas plantas e pelo fenômeno físico de decréscimo de teores por lixiviação (perdas) em menor escala, que seria evidenciada se tivéssemos o efeito dose.

4.5 Matéria Seca da cultura do milho

Na Tabela 42, observa-se a análise de variância em nível de 5% pelo teste F para a matéria seca após 60 dias de experimento, pois não houve significância para o fator dose estudado.

Tabela 42. Análise de variância da MS do milho sob aplicação da água residuária.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Dose	3	2589	863	0,612	0,6258
erro	8	11275	1409		

CV (%): 95,97

Na Figura 17, observa os valores da matéria seca, mesmo sem ser significativo o fator dose. As doses 0, 200, 400 e 600 m³ ha⁻¹ apresentaram os valores 23,98, 54,42, 53,17, 24,89 g de matéria seca, respectivamente.

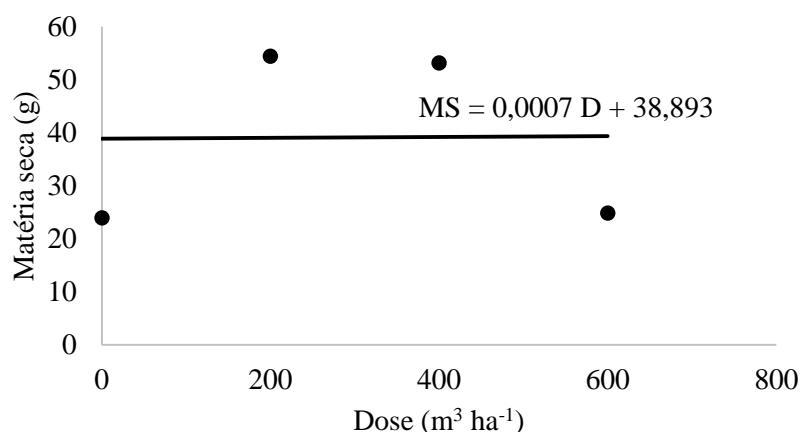


Figura 17. Valores de matéria seca em 60 DAS.

As doses de 200 e 400 m³ ha⁻¹ apresentaram maiores valores de matéria seca e nessas doses podem ter ocorrido o fornecimento para as plantas de quantidades adequadas de nutrientes no tempo correto, no entanto, para as doses 0 e 600 m³ ha⁻¹ talvez o fornecimento de nutrientes foi insuficiente e a quantidade dos nutrientes adicionados com a aplicação da ARED foi elevada, resultando em pouco crescimento da cultura avaliada respectivamente, Figura 17.

O subdesenvolvimento da cultura como pode ser observado na (Figura 18) , pode ter sido influenciada pelo intenso processo de lixiviação dos nutrientes devido a intensa precipitação durante o experimento, (350 mm). Sendo agravado pela ausência de adubação de cobertura.



Figura 18. Desenvolvimento da cultura em 60 DAS.

Azevedo et al. (2007) mostraram aumento linear na produção de milho, em função do aumento das doses de nitrogênio, tendo-se verificado incremento de 21,37% entre as doses de 0 a 60 kg de N ha⁻¹ e queda de 12,47% quando se aumentou a dose de 60 para 90 kg de N ha⁻¹, aumento de 7,07 e de 19,9% entre a aplicação da dose de 90 para

120 kg de N ha⁻¹ e de 120 para 180 kg de N ha⁻¹, respectivamente e, ainda, a irrigação com água residuária provocou aumento de 144% na produção do milho.

As plantas irrigadas com maiores concentrações de água residuária apresentaram teores de macro e micronutrientes mais próximos ou dentro da faixa ideal para a cultura. O uso de efluente doméstico na irrigação do milho supre a demanda nutricional exigida pela cultura, onde a produção de milho pode ser viabilizada com ganhos econômicos, sociais e ambientais (COSTA et al., 2012)

Silvano (2015), ao analisar a matéria seca do milho depois da aplicação lodo de indústria de gelatina no solo, obteve médias da produção de MS que variaram de 41,17 a 51,43 g coluna nas doses de 0 e 600 m³ ha⁻¹, respectivamente.

Rebouças et al. (2010), verificaram o aumento da matéria seca das raízes, do caule e da folha depois de aplicar doses crescentes de efluente doméstico no Feijão-Caupi.

5 CONCLUSÕES

O pH, CE, Ca^{2+} , Mg^{2+} no solo, não apresentaram variações significativa aplicação ARED. A concentração de K^+ , aplicado no solo, apresentou uma função linear ($0,000048D+0,041$, $R^2=0,8379$). Os valores de fósforo no solo, foram diferentes estatisticamente, mas não teve modelo estatístico

No percolado o pH e o K^+ diminuíram após as coletas, a CE apresentou em 20 DAS, valores elevados e, as concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} diminuíram durante as coletas (20, 40 e 60 DAS). O fósforo no percolado em relação as coletas de 20 e 40 DAS apresentou elevação, no entanto, a lixiviação desse nutriente foram inferiores comparando com o solo inicial e a ARED.

A lixiviação do nitrogênio foi significativo para as doses de 400 e 600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, que a quantidade de ARED aplicada provocou aumento desse nutriente apenas na primeira coleta (20 DAS).

A aplicação de água residuária de esgoto doméstico não beneficiou a fertilidade do solo, houve lixiviação dos nutrientes durante as coletas e o desenvolvimento da cultura pode ter sido prejudicada pela elevada precipitação, conseqüentemente não foi possível absorver os nutrientes nas quantidade adequada.

A cultura não respondeu as doses aplicadas de ARED, podendo ter interferido a elevada precipitação ocorrida durante o experimento, dificultando o desenvolvimento da cultura.

6 REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Amostragem de resíduos*. NBR 10.007. 2004.
- ALCARDE, J. C.; GOMES, P. F.; MALAVOLTA, E. Adubos e adubações. São Paulo: Nobel, 2000.
- ANAMI, M.H.; SAMPAIO, S.C.; SUSZEK, M.; GOMES, S.D.; 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*, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.
- APHA. AWWA. WEF. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington D. C., 1998.
- ARAÚJO, J. C. *Efeito do lodo de indústria de gelatina na fertilidade do solo e no capim-tanzânia*. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, 2006. 36p. (Dissertação de Mestrado).
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. *A qualidade da água na agricultura*. Tradução de Gheyi, H.R.;d Medeiros, J.F.; Damasceno, F.A.V. Campina Grande: UFPB, 1999. 218p. (Estudos FAO. Irrigação e Drenagem, 29).
- AZEVEDO, M. R. Q. A; KÖNIG, A; AZEVEDO, C. V; TAVARES, T. L; SOARES, F. A. L; Efeito da irrigação com água residuária tratada sobre a produção de milho forrageiro. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.2, n.1, p.63-68. 2007.
- BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J. Uso agrícola de lodo de esgoto: influências nas propriedades químicas e físicas do solo, produtividade e recuperação de áreas degradam. *SEMINA: Ciências Agrárias*, Londrina, v.27, n.4, p. 556-580. 2006.
- BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D. Características químicas do solo influenciado pela adição de água residuária da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, suplemento, p. 47-51, 2005.

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

BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D.; KELLER, R. Organismos patogênicos e efeitos na saúde humana. In: Desinfecção de efluentes sanitários. PROSAB 3. Rio de Janeiro: ABES. p.27-88, 2003.

BATAGLIA, O. C.; FURLANI, A. M. C.; TEIXEIRA, J. P.F.; FURLANI, P. R.; GALLO, J. R. *Métodos de análise química de plantas*. Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 48p. (Boletim Técnico, 78).

BERNARDO, S. *Manual de Irrigação*. 6 ed. Viçosa: UFV, 675p. 1995.

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

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso da água na meio ambiente. *Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*. APTA – Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios. São Paulo-SP. p. 151 – 169, 2008.

BERWANGER, A.L. *Alterações e transferência de fósforo no solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos*. Santa Maria: UFSM, 2006. 98p. Dissertação Mestrado

BOUWER, H.; IDELOVITCH, E. Quality requirements for irrigation with sewage water. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v.113, p.516-535, 1987.

BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P.C.S. Conceito de reuso de água. In: MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. (ed). *Reuso de água*. Barueri: Manole, 2003. p. 21-36.

BRITO, L. F. et al. Qualidade do percolado de solos que receberam vinhaça, em diferentes doses e tempo de incubação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 11, n.3, p. 318 – 323, 2007.

- CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. L.; BERTONHA, A.; MUNIZ, S. M. Effects of wastewater from a cassava industry on soil chemistry and crop yield of lopsided oats (*avena strigosa* schreb). *International Journal Brazilian archives of biology and technology*. vol 53, n. 1, p: 19 – 26. 2010.
- CAMARGO, A. P. Contribuição para a determinação da evapotranspiração potencial no Estado de São Paulo. *Bragantina*, v.21, p.163-213.1962.
- CAMILOTTI, F. ANDRIOLI, I.; DIAS, F. L. F.; CASAGRANDE, A. A.; SILVA, A. R.; MUTTON, M. A.; CENTURION, J. F. Atributos físicos de um cultivado com cana de açúcar, após aplicações de lodo de esgoto e vinhaça. *Engenharia Agrícola*, Sorocaba, v. 26, p. 738-746, 2006.
- CAMPBELL, C.A.; ZENTNER, R.P.; SELLES, F.; AKINREMI, O.O. Nitrate leaching as influenced by fertilization in the Brown soil zone. *Canadian Journal of Soil Science*, v.73, p.387-397, 1993.
- CAOVILLA, F.A.; SAMPAIO, S.C.; SMANHOTTO, A.; NOBREGA, L.H.P.; QUEIROZ, M. M. F. DE; GOMES, B. M. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p.692-697, 2010.
- CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; VIEIRA, F.C.B.; HERBES, M.G.; MOREIRA, I.C.L.; BERWANGER, 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 p. 1296-1304, 2005a.
- CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; PAVINATO, P.S.; TRENTIN, E.E.; GIROTTI, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação de aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejeito líquido de suíno. *Ciência Rural*. v.35, p.1287-1295, 2005b.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução CONAMA nº. 357. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005.

COSTA, M. S.; COSTA, Z. V. B.; ALVES, S. M. C.; FERREIRA NETO, M.; MARINHO, M. J. C. Avaliação nutricional do milho cultivado com diferentes doses de efluentes doméstico tratado. Irriga. Botucatu-SP. p 12-26. 2012.

DALAL, R. C. Soil organic phosphorus. *Advances in Agronomy*. v.29, p. 83-117, 1977.

DE MARIA, I. C.; KOCSSI, M. A.; DECHEN, S. C. F. Agregação do solo em área que recebeu lodo de esgoto. *Bragantina*, Campinas, v. 66, n. 2, p. 291-298, 2007.

DOBLINSKI A.F.; SAMPAIO S.C.; SILVA V.R. DA; NÓBREGA, L.H.P.; SIMONE D. GOMES, S. D.; DAL BOSCO, T.C. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. *Rev. Brasileira Engenharia. Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.1, p. 87-93. 2010.

DUARTE, A. S; AIROLDI, R. P. S.; FOLEGATTI, M. V.; BOTREL, T. A.; SOARES, T. M. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.12, p.302-310, 2008.

FANCELLI, A. L.; DOURADO NETO, D. Ecofisiologia e fenologia. In: FANCELLI, A. L.; DOURADO NETO, D. *Produção de milho*. Guaíba: Agropecuária. p. 21-54, 2000.

FARIA, R. T.; CAMPECHE, F. S. M.; CHIBANA, E. Y.; Construção e calibração de lisímetros de alta precisão. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande – PB, v.10, n.1, p. 237-242, 2006.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. *Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection*. Berlin: Springer-Verlag, 1991, 224 p.

FELIZATTO, M.R. ETE CAGIF: Projeto integrado de tratamento avançado e reuso direto de águas residuárias. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. *Anais...* João Pessoa, 2001. CD-ROM.

FERREIRA, D. F.. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia (UFPA)*, v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.

FONSECA, A. F. da. *Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado*. 2001. 110 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, 2001.

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

FURTINI NETO, A. E.; VALE, F. R.; RESENDE, A. V.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. Fertilidade do solo. Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a distância fertilidade do solo e nutrição de plantas no agronegócio. Universidade Federal de Lavras – UFLA. *Fundação de apoio ao ensino, pesquisa e extensão* – FAEPE. Lavras – MG. 261f.

GARCIA, J. C.; MATTOSO, M. J.; DUARTE, J. O.; CRUZ, J.C.; PADRÃO, G. A. Aspectos econômicos da produção e utilização do milho. In: DRUZ, J. C.; KARAM, D.; MONTEIRO, M. A. R.; MAGALHÕES, P. C. *A cultura do milho*. Sete lagoas. 2008.p 21-45. Cap 1.

GATIBONI, L.C. *Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas*. 2003. 247f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2003.

GHERI, E.O. *Resposta de Panicum maximum Jacq. cv. Tanzânia à aplicação de soro ácido de leite*. 2002. 33p. Dissertação (Mestrado em Produção Animal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2002.

GOMES, E. S.; SAMPAIO, S. C.; CORRÊA, M. M.; BOAS, M. A. V.; ALVES, L. F. A.; SOBRINHO, T. A. Movimento de nitrato proveniente da água residuária em colunas de solos. *Revista Engenharia Agrícola*. Jaboticabal, v. 24, n. 3, p. 557 – 568. 2004.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. *Revista*

Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.11, n.5, p. 459-465, Campina Grande-PB, 2007.

GUIDOLIN, J.C. *Reuso de efluentes*. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, Ministério do Meio Ambiente, 2006.s.p.

GUIMARÃES, R. C. M. ; CRUZ, M. C. P. ; FERREIRA, M. E.; TANIGUCHI, C. A. K. Chemical properties of soils treated with biological sludge from gelatin industry. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v. 36, p. 653-660, 2012.

HESPANHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil - agricultura, indústria, municípios e recarga de aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Porto Alegre, v. 7, p. 75-95, 2002.

JOHNS G. G.; McCONCHIE, D. M. Irrigation of bananas with secondary treated sewage effluent. ii. Effect on plant nutrients, additional elements and pesticide residues in plants, soil and leachate using drainage lysimeters. *Australian Journal of Agriculture Research*, v. 45, p. 1619-1638, 1994.

KOURAA, A.; FETHI, F.; LAHLOU, A.; OUAZZANII N. Reuse of urban wastewater by combined stabilization pond system en Benslimane (Marocco). *Urban Water*, v.4, p.373-378, 2002.

LEMAIRE, G.; GASTAL, F.N. N uptake and distribution in plant canopies. In: LEMAIRES, G. (Ed.). *Diagnosis of the nitrogen status in crops*. Berlin: Springer. p. 3-43. 1997.

LUCENA, A. M. A.; GUERRA, H. O. C.; CHAVES, L. H. G.; COSTA, F. X.; Análise de um efluente de esgoto tratado e seu efeito em propriedades químicas de um Neossolo Quartzarênico. *Revista Caatinga (Mossoró, Brasil)*, v. 19, n.4, p. 409-414, 2006.

MAGGI, C. F.; FREITAS, S. P. L.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Impacts of the application of swine wastewater in percolate and in soil cultivated whit soy bean. *Revista Engenharia Agrícola*. Jaboticabal, v. 33, n. 2, p. 279 – 290. 2013.

MAGGI, C. F.; FREITAS, S. P. L.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. *Revista*

- Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 15, n. 2, p. 170 – 177, 2011.
Campina Grande – PB.
- MALAVOLTA, E. *Nutri-fatos: informação agronômica sobre nutrientes para as culturas*. Arquivo do Agrônomo. Piracicaba: Potafos, 1996, n.10, p.13.
- MARQUES, M. C. *Atributos do solo, qualidade do lixiviado e crescimento das plantas de milho sob aplicação de água residuária de mandioca*. Dissertação (Mestre) – Programa de Pós-Graduação em ciência do Solo da Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2009. p. 93.
- MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 41, p. 1149-1155, 2006.
- 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, 2006.
- MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T.; SOUZA, J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB, DEAg/UFCG. v. 9, n. 4, p. 603-612, 2005.
- METCALF & EDDY INC. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 40ed. New York: Mc. Graw-Hill, 2003. 1819p.
- NASCIMENTO, M. B. do H. *Modificações no ambiente edáfico, na água e na mamoneira submetidos ao uso de biossólido e água residuária*. 2003, 75p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.
- NETO, A. E. F.; VALE, F. R.; RESENDE, A. V.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. *Fertilidade do solo*. Curso de pós graduação “Latu Sensu” 107 (Especialização) a Distância – Solos e Meio Ambiente. Lavras, FLA/FAEP, 2001. 261p

OLIVEIRA, E. L.; *Manual de utilização de águas residuárias em irrigação*. FEPAF – Butucatu, 2012. 120p.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. *The world health report 2007: a safer future: global public health security in the 21century*. Genebra, Suécia, 2007.

PAES, M. C. D. Aspectos físicos, químicos e tecnológicos do grão do milho. In: CRUZ, J. C.; KARAM, D.; MONTEIRO, M. A. R.; MAGALHÕES, P. C. *A cultura do milho*. Sete Lagoas. 2008. P. 47-60. Cap. 2.

PAGANINI, W. S. Reúso da água na agricultura. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F.(Eds). *Reúso de água*. Universidade de São Paulo – Faculdade de Saúde Pública, Associações Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. São Paulo, 2003, p.339-402.

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

PEREIRA NETO, J. T. P. Tratamento, reciclagem e impacto ambiental de dejetos agrícolas. In: CONFERÊNCIA SOBRE AGRICULTURA E MEIO AMBIENTE, Viçosa. *Anais...* p. 61-74, 1992.

PEREIRA, A. R.; SANTIAGO, A. V.; MAGGIOTTO, S. R.; FOLEGATTI, M. V. Problemas operacionais com lisímetros de pesagem durante a estação chuvosa e em dias secos com rajadas de vento. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, Santa Maria, v.10, n.1, p. 51-56, 2002.

PIZARRO, F. *Riegos localizados de alta frecuencia*. 2.ed. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1990. 471p.

PLAZA, C.; HERNÁNDEZ, D.; GARCÍA-GIL, J. C.; POLO, A. Microbial activity in pig slurry amended soils under semiarid conditions. *Soil Biology & Biochemistry*, v.36, p.1577–1585, 2004.

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 e Agrotecnologia*. v. 2, n. 1 2009.

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

RABELLO, L. M.; Condutividade elétrica do solo, tópicos e equipamentos. São Carlos: *Embrapa Instrumentação Agropecuária*, 2009. 19p.

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

REBOUÇAS, J. R. L.; DIAS, N. S.; GONZAGA, M. I. S.; GHEYI, H. R.; NETO, O. N. S. Crescimento do Feijão-Caupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado. *Revista Caatinga*, v. 23, n.1, p. 97-102, 2010.

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

RODRIGUES, R.S. *As dimensões legais e institucionais do reuso de água no Brasil: proposta de regulamentações do reuso no Brasil*. 2005, 177p. (Dissertação de Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ROSOLEM, C.A.; SANTOS, F.P.; FOLONI, J.S.S. & CALONEGO, J.C. Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milheto e chuva simulada. *Pesquisa. Agropecuária. Brasileira*, 41:1033-1040, 2006.

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

SARTAJ, M.; FERNANDES, L.; PATNI, N.K. Performance of forced, passive, and natural aeration methods for composting manure slurries. *Trans. ASAE*, v.40, n.2, p. 457-63, 1997.

SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O, eds. *Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 654p.

SILVANO, C. *Atributos químicos e microbiológicos de um Nitossolo sob aplicação de lodo de indústria de gelatina*. 2015. 65 p. Tese (Doutorado em Agronomia) Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2015.

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

TANIGUCHI, C.A.K. *Mineralização do lodo biológico de indústria de gelatina, atributos químicos de solo e uso fertilizante para produção de milho*. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, 2010. 109p. (Tese de Doutorado).

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

TEIXEIRA, J.C.; PUNGIRUM, M.E.M.C. Análise da associação entre saneamento e saúde nos países da América Latina e do Caribe, empregando dados secundários do banco de dados da Organização Pan-Americana de Saúde – OPAS. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, São Paulo, v. 8, n. 4, p. 365-76, 2005.

TEIXEIRA, S. T.; MELO, W. J.; SILVA, E. T. Plant nutrients in a degraded soil treated with water treatment sludge and cultivated with grasses and leguminous plants. *Soil Biology & Biochemistry*. v. 39 (2007) 1348–1354.

TSADILAS, C. D.; MITSIOS, I. K.; GOLIA, E. Influence of Biosolids application on some soil physical properties. *Communications in soilscience Plant Analysis*, v. 36, n. 4-6, p. 709-716, 2005.

VAN DER HOEK, W.; HASSAN, U.M.; ENSINK, J.H.J.; FEENSTRA, S.; RASCHID-SALLY, L.; MUNIR, S.; ASLAM, R.; ALIM, N.; HUSSAIN, R.; MATSUNO, Y.

Urban wastewater: a valuable resource for agriculture. A case study from Horoonabad, Pakistan. Colombo: *International Water Management Institute*, 2002. 29 p. (Research Report, 63).

VIEIRA, G. D. A.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; Atributos do solo e crescimento do milho decorrentes da adição de lodo anaeróbio da estação de tratamento de efluentes da parboilização do arroz. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 35. p. 535-542. 2011.

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

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 243p.

ZEITOUNI, F. F. Análise Crítica da Norma CETESB P 4.230 – *Aplicação de lodo de sistema de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projetos e operação*. Dissertação (mestrado em agricultura tropical e subtropical), Instituto Agrônomo de Campinas. Campinas, 2005.