UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA JÚLIO DE MESQUITA FILHO
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

# EFEITO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA NO SOLO E NA CULTURA DO MILHO

MARITANE PRIOR
Engenheira Agrícola

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP- Campus de Botucatu, para obtenção do título de Doutor em Agronomia (Área de Concentração em Irrigação e Drenagem).

BOTUCATU- SP
Janeiro – 2008

# Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA JÚLIO DE MESQUITA FILHO
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

# EFEITO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA NO SOLO E NA CULTURA DO MILHO

MARITANE PRIOR

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO – SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO – UNESP – FCA – LAGEADO – BOTUCATU (SP)

Prior, Maritane, 1977-
G118d Efeito da água residuária da suinocultura no solo e na cultura do milho / Maritane Prior. – Botucatu : [s.n.], 2008.
iiv, 120 f. : il. color., gráfs., tabs.

Tese (Doutorado) –Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2008
Orientador: Antônio de Pádua Souza
Co-orientador: Silvio César Sampaio
Lúcia Helena Pereira Nóbrega
Inclui bibliografia.

1. Água – Re-utilização. 2. Contaminação ambiental. 3. Disponibilidade de nutrientes. I. Souza, Antônio de Pádua. II. Sampaio, Silvio César. III. Nóbrega, Lúcia Helena Pereira. IV. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agronômicas. IV. Título.

[redacted]

Aos meus pais **Luiz** e **Vilma Prior**

pelos ensinamentos, carinho, amor e confiança...

***OFEREÇO***

**À DEUS, AGRADEÇO PELA VIDA ....**

**DEDICO**

AOS MEUS QUERIDOS IRMÃOS, CUNHADOS E SOBRINHOS PELO AMOR, APOIO, CARINHO, E INCENTIVO. AOS QUAIS SIMPLESMENTE DEVO TUDO O QUE SOU!!!!!!!!!!!.....

*Determinação, coragem e auto confiança são fatores decisivos para o sucesso. Se estamos possuídos por uma inabalável determinação conseguiremos superar todos os obstáculos. Independentemente das circunstancias, devemos ser sempre humildes, recatados e despidos de orgulho.*

**Dalai Lama**

## AGRADECIMENTOS

Á Deus, fonte de amor e sabedoria, pela vida, pelas oportunidades e pela eterna proteção.

Á Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP, Campus de Botucatu, ao Departamento de Engenharia Rural e à coordenação do curso de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração Irrigação e Drenagem, pela oportunidade de realizar o curso.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Campus de Cascavel especialmente ao grupo RHESA (Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) pela acolhida e oportunidade de realização do experimento e análises.

Ao CNPq pela concessão de bolsa de estudos.

Ao Prof. Antônio de Pádua Sousa pela orientação, e profissionalismo dedicados.

Ao Prof. Dr. Silvio César Sampaio e Dr. Lúcia Helena Pereira Nóbrega (UNIOESTE), pela orientação, companheirismo e amizade, sem os quais não teriam sido possíveis a realização deste trabalho.

Ao Prf. Dr. Miguel Angel Uribe Opazo (UNIOESTE), pelo auxílio e orientação nas análises estatísticas.

Aos amigos Jhonatan Dieter e Tatiane Dal Bosco, pela contribuição para a realização do experimento.

A minha grande amiga Adriana Smanhotto, pela amizade, sugestões e auxílio na condução desse projeto.

Aos Amigos, Maria Renata, Andréia, Marcio, Adriana e Nara pela amizade e companheirismo durante esse período.

Em especial a minha família pelo apoio em todos os momentos e de todas as formas possíveis, quer seja na distância, quer seja próxima, sem os quais não teria sido possível a concretização desse trabalho.

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho.

# SUMÁRIO

**1. RESUMO ....** 01
**2. SUMMARY** 03
**3. INTRODUÇÃO** 05
**4. REVISÃO DE LITERATURA** 07
4.1. A cultura do milho 07
4.2 Água residuária da suinocultura 08
4.2.1. Quantidade gerada 08
4.2.2.Composição 09
4.2.3 Uso de dejetos suínos na agricultura 11
4.3 Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo 12
4.4 Lixiviação de nutrientes 15
4.4.1. Nitrogênio e suas formas 15
4.4.2. Fósforo 18
4.4.3 Cátions Potássio(K) Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Sódio(Na) 19
4.4.4. Condutividade Elétrica (CE), Potencial de Sódio Trocável (PST) e Razão de adsorção de sódio (RAS) 21
4.4.5 Metais pesados 25
**5. MATERIAL E MÉTODOS** 27
5.1. Descrição da área 27
5.2 Caracterização do solo 28
5.3. Construção dos lisímetros 29
5.4. Sistema de irrigação 32
5.5. Insumos Agrícolas 33
5.5.1. Sementes 33
5.5.2. Fertilizantes 33
5.5.3. Controle de plantas invasoras 33
5.5.4. Controle de insetos 33
5.5.5 Calagem 33

5.6. Tratamentos..... 34
5.7. Água residuária da suinocultura..... 36
5.7.1. Obtenção e caracterização da ARS..... 36
5.7.2. Aplicação da ARS..... 36
5.7.3. Análise do Resíduo..... 36
5.8. Características avaliadas na cultura do milho..... 37
5.8.1. Altura de plantas..... 37
5.8.2. Número de folhas..... 38
5.8.3. Diâmetro do colmo..... 38
5.9. Diagnose Foliar..... 38
5.10. Rendimento..... 38
5.11. Manejo e aplicação das lâminas de água e ARS..... 39
5.12. Análise do solo..... 40
5.13. Análise Estatística ..... 40
5.13.1. Delineamento experimental..... 40
**6. RESULTADOS E DISCUSSÃO**..... 42
6.1. Análise de variância e desdobramentos, quando necessários para os dados de percolado e solo..... 42
**7. CONCLUSÕES**..... 97
**8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.**..... 99

## 1. RESUMO

A região Oeste do Paraná é grande produtora de suínos, devido a isso, tem-se tornado um problema sério o grande número de dejetos líquidos gerados por essa atividade, além de ser considerada como causadora de degradação ambiental. O uso da água residuária de suinocultura (ARS) vem sendo aplicado ao solo como forma de adubação em várias culturas, o que melhora as condições do solo devido ao fornecimento de nutrientes, além de economizar custos com fertilização e água potável. Entretanto, a utilização da ARS na agricultura pode causar problemas, quando realizada de forma inadequada, devido à falta de informações sobre a taxa de aplicação adequada. Neste contexto, este trabalho teve por objetivo quantificar elementos e variáveis no solo e lixiviado quanto aos parâmetro físicos e químicos, bem como avaliar o comportamento da cultura em função da aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) em um Latossolo Vermelho Distroférrico típico cultivado com milho. O experimento foi conduzido em ambiente protegido, onde foram construídos 24 lisímetros de drenagem, que receberam água residuária de suinocultura (ARS), sendo aplicadas cinco taxas de ARS (0; 112,5; 225; 337,5 e 450 $m^3$ $ha^{-1}$ no ciclo), combinadas com duas adubações de solo (50 e 75%), em três repetições por tratamento, sendo distribuídas em cinco aplicações durante o ciclo da cultura. Fez-se irrigações de acordo com a precipitação média ocorrida no período, quinzenalmente, resultando em seis coletas do material lixiviado, que foi analisado quanto ao N total, $NO_3^-$, $NO^-_2$

analisadas quanto ao N total, N orgânico, N inorgânico, $NH_4^+$, $NO_3^-$, Na, pH, CE, MO, P, Ca, Mg, K, V%, CTC, P, Cu, Fe, Mn e Zn. Para o comportamento da cultura foi avaliado o diâmetro do colmo, número de folhas, altura de plantas e produtividade.O Delineamento experimental foi o de blocos ao acaso em esquema trifatorial com parcelas subdivididas no tempo. Com base nos resultados obtidos concluiu-se que: (a) o uso continuado da aplicação de ARS pode ocasionar problemas de sodificação do lixiviado em função da sodicidade da mesma; porém, as concentrações de nitrato não apresentaram problemas de contaminação. (b) O P no solo apresentou aumento considerável com o aumento das doses de ARS, ao longo do tempo, já para o percolado o P não apresentou problemas; Para metais pesados apenas Cu apresentou concentrações elevadas no solo. (c) A maior média de produtividade (1,81 t $ha^{-1}$) foi observada com a combinação 450 $m^3ha^{-1}$ de ARS e 75 % de adubação química. (d) Os níveis de macro e micro elementos na diagnose foliar apresentaram valores de N e P na folha abaixo do indicado normal para a cultura para todas as taxas de aplicação.

**Palavras-chave**: reuso de água, lixiviação de íons, lisímetros de drenagem, contaminação ambiental, disponibilidade de nutrientes.

**EFFECT OF USE OF THE SWINE WASTEWATER IN THE SOIL AND THE CORN CULTURE.** Botucatu, 2007. 113 f. Tese (Doutorado em Agronomia/ Irrigação e Drenagem). – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: MARITANE PRIOR
Adviser: ANTÔNIO DE PÁDUA SOUSA
Co- Adviser: SILVIO CESAR SAMPAIO
Co- Adviser: LÚCIA HELENA PEREIRA NÓBREGA

## 2. SUMMARY

West of Paraná is a big producer of swine, due to that, it has been turning a serious problem the great volume of liquid dejections generated by this activity, besides it is considered as responsible of environmental degradation. The use of the swine wastewater (ARS) has been applied to the soil as a manuring form in several cultures, that improves the conditions of the soil due to the supply of nutrients, besides saving costs with fertilization and drinking water. However, the use of ARS in the agriculture can cause problems, once the application is made in an inadequate way, due to the lack of information about the appropriate rate of application.

In this context, this work had for objective to evaluate the effects caused in the soil and leached as for the parameters physicists and chemical, as well as to evaluate the behavior of the culture in function of the swine wastewater application (ARS) in a Typical Dystroferric Red Latosol cultivated with corn. The experiment was driven in protected atmosphere, where 24 drainage lisimiters were built, that received swine wastewater (ARS), where it was applied five rates of ARS (0; 112,5; 225; 337,5 and 450 $m^3$ $ha^{-1}$ in the cycle), combined with two soil manurings (50 and 75%), in three repetitions for treatment, where it was distributed in five applications during the cycle of the culture. It was made irrigations in agreement with the medium precipitation happened in the period, biweekly, resulting in six collections of the leached material, that it was analyzed as for total N, $NO_3$, $NO_2$, pH, CE, Ca, Mg, Na, K and P.

During the cycle of the culture of the corn five samples of soil were collected of each one of the parcels and they were analyzed as for total N, organic N, inorganic N, ammonia, $NO_3$, $NH_4$, Na, pH, CE, MO, P, Ca, Mg, K, V%, CTC, Cu, Fe, Zn e Mn. For the behavior of the culture it was evaluated the diameter of the stem, number of leaves, height of plants and productivity. The experimental design was the blocks at random in trifatorial outline with portions subdivided in the time. According to the obtained results it was concluded that: (a) the continuous use of the application of ARS can cause sodification problems of the leached in function of its sodicity; however the concentrations of nitrate didn't present problems of contamination. (b) P in the soil presented considerable increase with the increase of the rates of ARS, along the time; for the leached P didn't present problems; For heavy metals just Cu presented higher concentrations in the soil. (c) The largest productivity average (1,81 ton $ha^{-1}$) was observed with the combination of 450 $m^3$ $ha^{-1}$ of ARS and 75% of chemical manuring. (d) About the macro and micro elements presented in the foliar diagnose, it was observed that the N and P values in the leaf were below what is considered as normal for the culture.

**Key-words:** reuse of water, ions leaching, drainage lisimiters, environmental contamination, nutrients readiness.

## 3. INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma exploração pecuária que concentra dejetos de animais, com alta carga poluidora para o solo, o ar e a água; por isso, nos últimos anos muitos estudos têm sido conduzidos, buscando-se o desenvolvimento de tecnologias que viabilizem a utilização desses dejetos, minimizando seu impacto sobre o ambiente (MATOS et al., 1997).

A agricultura moderna fundamenta-se no uso de diversos tipos de insumos, como: inseticidas, herbicidas, fungicidas, fertilizantes e irrigação. Entretanto, para sua sustentabilidade é essencial que a utilização desses insumos não comprometa a qualidade do meio ambiente (MATOS et al., 2003).

Qualquer sistema agrícola que faz uso de águas residuárias tem que buscar a sustentabilidade econômica e ambiental. Deste modo, é necessário que as quantidades de nutrientes retiradas pelas plantas sejam adequadas. Porém, sabe-se que problemas de contaminação do solo devido ao excessivo uso de águas residuárias de suinocultura, em áreas relativamente pequenas, é resultado da grande concentração de determinados elementos químicos nesses dejetos, e representam um sério risco de degradação de águas superficiais e subsuperficiais.

Como a agricultura utiliza maior quantidade de água e tolera águas de qualidade inferior que a indústria e o uso doméstico (AYERS e WESTCOT 1987); é

inevitável, portanto, que exista crescente tendência de processos produtivos que sofreram algum tipo de degradação e encontrem na agricultura a solução dos problemas relacionados com águas residuárias. Em termos globais e quantitativos, o volume de águas residuárias disponíveis para a irrigação é insignificante em comparação com o total de água usado em agricultura irrigada, mas as possíveis conseqüências de seu uso são de tal importância econômica, ambiental e social, que a necessidade de planejamento é justificada para controlar, a longo prazo, os efeitos de salinidade, sodicidade, nutrientes e oligoelementos, sobre os solos e as culturas, e até de curto prazo em regiões onde o processo agroindustrial é intenso.

Em função desta tolerância, o aproveitamento adequado de águas residuárias na agricultura é uma alternativa para controle da poluição de corpos d'água, disponibilização de água e fertilizantes para as culturas, reciclagem de nutrientes e aumento de produção agrícola. Trata-se de técnicas que envolvem duas áreas específicas de engenharia: a sanitária, que visa a depuração de águas residuárias e agrícola, que visa o aproveitamento de águas servidas para a fertirrigação de culturas (FONSECA, 2000).

A contaminação do solo e das águas subterrâneas e superficiais em áreas com reúso de água, está intimamente ligada às características da água residuária, e às propriedades de retenção e transmissão de água e solutos do solo, que podem limitar a sua aplicação (MARCIANO et al., 2001).

Devido à dificuldade em se encontrar aplicação adequada para a água residuária de suinocultura gerada nas propriedades, muitos pecuaristas aplicam os dejetos sem avaliação prévia dos possíveis impactos que poderão ser gerados, principalmente ao longo do tempo, em função de possível efeito acumulativo. Este é um dos problemas encontrados em muitas propriedades da região Oeste do Paraná - que concentra 40 % da suinocultura do Estado - pois existem poucos trabalhos que buscam desenvolver tecnologias apropriadas para o uso de água residuária de suinocultura, podendo, possivelmente, contaminar o lençol freático, rios e solos.

Diante do contexto, esse trabalho objetivou avaliar a produtividade da cultura do milho (*Zea mayz* L.), e possíveis efeitos causados no solo e lixiviado decorrentes da aplicação de quatro lâminas diferenciadas de água residuária de suinocultura (ARS) e duas fontes de adubação química, em lisímetros de drenagem.

# 4. REVISÃO DE LITERATURA

## 4.1. A CULTURA DO MILHO

O milho é uma monocotiledônea, pertencente a família das poáceas, gênero Zea cientificamente denominado Zea mays L. (FANCELI e LIMA 1982).

Conforme relato de Fancelli e Dourado Neto (2000), o milho é uma planta de ciclo vegetativo muito variável, sendo que nas condições brasileiras, a cultura apresenta ciclo entre 110 e 180 dias, em função da caracterização dos híbridos (superprecoce, precoce e normal).

A produção de milho no Brasil tem se caracterizado pela divisão da produção em duas épocas de plantio. Os plantios de verão, ou primeira safra, realizados na época tradicional, durante o período chuvoso, que varia entre fins de agosto na região sul, até os meses de outubro e novembro. A produtividade média de milho no Brasil é de 3,853 kg $ha^{-1}$, sendo que o estado do Paraná é responsável por 24 % da produção (BELING et al., 2007).

As máximas produtividades ocorrem quando o consumo de água durante todo o ciclo está entre 500 e 800 mm, com um mínimo de 350-500 mm para que produza sem necessidade de irrigação. Na cultura do milho, em condições de clima quente e seco, o consumo de água raramente excede 3 mm $dia^{-1}$, quando a planta apresenta em torno de

30 cm de altura e, no período que vai da iniciação floral a maturação, pode atingir valores de 5 a 7 mm $dia^{-1}$ (EMBRAPA, 2007).

Conforme relatado por Büll (1993), a obtenção de altas produtividades na cultura de milho é indispensável para tornar a cultura economicamente viável e a adubação é um dos fatores essenciais para a garantia da produtividade, uma vez que o fornecimento de nutrientes de forma correta, no momento correto e em doses adequadas, proporciona o máximo desenvolvimento da cultura.

Em relação aos critérios de necessidades hídricas e de adubação da cultura do milho, estudos estão sendo realizados quanto a utilização da fertirrigação com águas residuárias. Considerando que o setor agrícola necessita de grande quantidade de matéria orgânica e tolera níveis de qualidade da água residuária em função da cultura que se implementa, quando cuidadosamente planejado, o uso agrícola de águas residuárias não visa apenas a sua eliminação, mas também ao seu aproveitamento como fonte nutricional para as plantas.

Quanto ao consumo de nutrientes, de acordo com COELHO et al (2002), para uma produtividade de 3,65 $t.ha^{-1}$, a cultura do milho extrai uma quantidade de nutrientes de N de 77 kg $ha^{-1}$, P de 9 kg $ha^{-1}$ , K de 83 kg $ha^{-1}$, e Ca e Mg de 10 kg $ha^{-1}$

## 4.2 ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA

### 4.2.1. Quantidade gerada

A suinocultura representa para o Brasil uma importante atividade econômica, sendo o Estado do Paraná responsável pelo abate de cerca de 5,1 milhões de cabeças de suínos por ano (EMBRAPA, 2006). Entretanto, a preocupação com a contaminação do meio ambiente é uma das maiores ameaças à sobrevivência e expansão da suinocultura nos grandes centros produtores, devido à geração de elevada quantidade de dejetos.

Em uma granja de suínos, a quantidade diária de água residuária produzida depende, dentre outros fatores, do número e da idade dos animais, da quantidade de água utilizada na higienização das baias e bebedouros, resíduos de ração, pêlos, poeira e outros materiais decorrentes do processo criatório (CORRÊA e CORRÊA, 2003; OLIVEIRA et al., 2000). Esses fatores, associados, definem a concentração de sólidos na água residuária, os custos com estruturas de tratamento ou de armazenamento e a necessidade de área para recebimento dessas águas, como forma de adubação orgânica, caso seja esta a maneira escolhida para disposição da água residuária (OLIVEIRA et al., 2000).

De acordo com Jardim (2005), o Brasil possui cerca de 35 milhões de cabeças de suínos, sendo o terceiro maior rebanho do mundo. São mais de 192 milhões de $m^3.ano^{-1}$ de água demandada pelo setor de produção, concentrado, basicamente, na região Sul, e mais de 100 milhões de $m^3$ $ano^{-1}$ de água residuária gerados pela atividade suinícola. Os suínos em fase de terminação geram cerca de 12 a 15 litros de água residuária $dia^{-1}$ $animal^{-1}$ (KONZEN e ALVARENGA, 2005).

Segundo Perdomo (2005), do ponto de vista ambiental, a região Sul do Brasil, por possuir uma grande densidade de suínos, é uma das áreas em que é preciso maior cuidado com a questão da emissão e utilização de dejetos suínos. Sudoeste e Oeste do Paraná, Vale do Piranga - Minas Gerais e noroeste do Rio Grande do Sul, são exemplos desta preocupação.

### 4.2.2. Composição

A capacidade poluente dos dejetos de suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras fontes. Utilizando-se o conceito de equivalência populacional, em quantidade, um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas (DIESEL et al., 2002).

Os componentes poluentes (carga orgânica elevada, nitrogênio, fósforo, cobre, zinco, sódio, entre outros) das águas residuárias da suinocultura, apresentam-se em concentrações suficientemente altas para constituírem risco de desequilíbrio ecológico, quando

dispostos inadequadamente. Em geral, até pouco tempo atrás, no Brasil, essas águas eram lançadas diretamente em cursos d'água sem passar por um tratamento prévio, acarretando sérios danos ao meio ambiente, visto que, muitas vezes, as propriedades rurais que têm como atividade predominante a suinocultura, estão localizadas em regiões de topografia acidentada, dificultando a implantação do sistema de tratamento convencional (GOMES FILHO, et al, 2001).

Juntamente com a excessiva produção de dejetos, há também a excreção de altas doses de fósforo e nitrogênio, em formas não assimiláveis pelas plantas e solo, que quando lançadas diretamente no meio ambiente tornam-se agentes poluidores. Ainda, altos níveis de N e P lançados em águas superficiais podem causar eutrofização, com queda na concentração meis-1.9911043(r)-8.0926(p)-1.98293(e)2.255(l)-3(c)2.255(o)-1.963(a)2.255(i)-13.1501(s)-2.54
c 13(c)2.255((s)-2.54n)-1.98293(f5(r)-8.3484(e)2.255(s)-2.54293(o)-1.98293( )-11.0311342.3392125(G)-0.85

As águas residuárias da suinocultura podem apresentar nutrientes em quantidades suficientes para serem aproveitadas na fertirrigação de culturas agrícolas, levando aumento da produção e produtividade, sendo que aproximadamente dois terços do nitrogênio, um terço do fósforo e quase 100 % do potássio, encontram-se na água residuária na forma mineral, isto é, numa forma prontamente assimilável pelas culturas (GOMES FILHO, et al, 2001). Mesmo os nutrientes que não se encontram disponíveis principalmente na forma orgânica podem se tornar aproveitáveis pela planta através da mineralogia.

### 4.2.3 Uso de dejetos suínos na agricultura

A utilização de água residuária de suinocultura como fertilizante é uma prática bastante difundida na Região Sul do país. Nesse resíduo orgânico, o N apresenta-se, na maioria dos casos, em maior proporção na forma amoniacal, podendo chegar a 70% do N total (SCHERER et al., 1996). Nessa forma, o N está suscetível a perdas, principalmente por volatilização da amônia, tanto nos locais de armazenamento da água residuária (SOMMER et al., 1993) como após a sua aplicação no campo (ROCHETTE et al., 2001), devido ao fato da água residuária permanecer em contato com a atmosfera, aumentando as perdas por volatilização. Além disso, em sistemas de plantio direto os resíduos culturais contêm uréase, o que aumenta a taxa de conversão da uréia presente na água residuária em amônia.

Até a década de 70, os resíduos oriundos da produção de suínos no Brasil não constituíam fato preocupante, pois a concentração de animais por unidade de área era pequena. Entretanto, com a adoção de sistemas confinados de criação, o quadro modificou-se e a suinocultura passou a ser considerada pelos órgãos de fiscalização ambiental, quando conduzida sem os devidos cuidados com a água residuária gerada, como uma das principais atividades degradadoras do meio ambiente (CORRÊA e CORRÊA, 2003). A perda da qualidade do ar, a degradação dos recursos hídricos e do solo, o desconforto da população com a proliferação de insetos e os problemas de saúde como alergias, hepatites, câncer e outras doenças, estão presentes nas principais microrregiões brasileiras produtoras de suínos.

Ao suprir as necessidades nutricionais de determinada cultura com a aplicação de fertirrigação usando água residuária como fonte de nutrientes, há a preocupação com a possibilidade de contaminação das águas subterrâneas pela movimentação dos íons,

tendo-se em conta que um fator maior de retardamento significa menor mobilidade do íon no solo e, conseqüentemente, menor probabilidade de contaminação de águas freáticas (MELO et al ., 2006).

O uso de fertilizantes químicos, podem ser formulados especificamente para cada tipo de cultura e de solo, os dejetos animais possuem, simultaneamente, vários minerais que se encontram em proporções desequilibradas em relação à capacidade de absorção das plantas. Em razão disso, o uso prolongado e, ou, excessivo poderá resultar em desequilíbrios químicos, físicos e biológicos do solo, sendo que vários desses impactos já foram comprovados tanto no Sul quanto em outras regiões do Brasil (SEGRANFREDO, 2004).

Segundo Simioni (2001), a utilização de resíduo orgânico sólido como fertilizante do solo é preconizada por dois fatores, primeiramente porque os resíduos possuem nutrientes que poderão ser absorvidos pelas plantas na medida que vai ocorrendo sua mineralização e segundo, porque aportam matéria orgânica ao solo, melhorando a fertilidade intrínseca do mesmo, sua estrutura, porosidade, entre outros efeitos.

### 4.3. Efeitos da aplicação da Água Residuária da Suinocultura no solo

A irrigação com águas residuárias vem aumentando principalmente devido a pouca disponibilidade permanente de água em algumas regiões, ao aporte de grande quantidade de nutrientes, ao aumento do rendimento dos cultivos, à melhoria da qualidade dos solos (estrutura) e à ampliação da fronteira agrícola.

Bernardes (1989) e Sampaio (2001) citaram duas justificativas para o uso de águas residuárias: uma ecológica e outra econômica-social. No primeiro caso, com a aplicação dessas águas, pode-se recuperar parte da matéria orgânica, minimizando aspectos negativos que esses resíduos promovem nas águas e o segundo representa uma alternativa viável tanto de tratamento como de alternativa de reciclagem de minerais.

A incorporação da matéria orgânica nos solos, na forma de esterco animal ou de compostos orgânicos, aumenta a capacidade de troca catiônica e proporciona a

melhoria na estrutura, caracterizada pela diminuição da densidade aparente, aumento da porosidade e da taxa de infiltração da água. Além disso, promove o aumento do armazenamento de água e diminui os riscos de encrostamento superficial pelo solo (KIEHL, 1985).

A possibilidade de alteração no pH do solo com aplicação de esterco líquido de suínos é mínima, principalmente tratando-se de solos altamente tamponados (SCHERER et al., 1984).

Estudos em colunas de solo utilizando-se água residuária da suinocultura, realizados por Anami (2003), mostraram melhoria significativa nas propriedades químicas, considerando-se a fertilidade do solo após a aplicação da ARS.

Na prática de utilização de águas residuárias de suinocultura como fertilizante agrícola, o elemento que exige maior cuidado, por estar sujeito à maior lixiviação no solo, é o nitrogênio (SHERER e BALDISSERA, 1994). Enquanto o nitrogênio estiver na forma de cátion amônio($NH_4^+$), a possibilidade de lixiviação é baixa. Entretanto, em condições normais de solo cultivado, o amônio é oxidado a nitrato ($NO_3^-$), íon de carga negativa, que se move mais livremente com a água do solo.

A lixiviação pode ocorrer se o nitrato estiver presente em grandes quantidades no solo antes do plantio, quando a cultura não estiver utilizando esse nutriente com rapidez ou, ainda, quando a irrigação ou a chuva excederem a capacidade de retenção do solo e o requerimento de água pela cultura (OLIVEIRA, 1993). Segundo este último autor, os teores de nitrato detectados nas águas subterrâneas de solos conduzidos durante muitos anos com altas taxas de águas residuárias de suinocultura (160 $m^3$ $ha^{-1}$), foram dez vezes maiores do que os encontrados em solos não-tratados.

Nos EUA, entre os fatores responsáveis pela alta produtividade da cultura do milho está o aumento expressivo do uso dos fertilizantes nitrogenados. Segundo Lemaire e Gastal (1997), o N é o elemento exigido em maior quantidade pelo milho, e é o que mais freqüentemente limita a produtividade de grãos. No Brasil a quantidade utilizada desse nutriente é, em média, de 60 kg $ha^{-1}$ (INTERNATIONAL FERTILIZER INDUSTRY ASSOCIATION, 2002).

Segundo Araújo et al. (2004) a produtividade de grãos e de matéria seca da parte aérea da planta de milho aumenta com a elevação das doses de nitrogênio.

A época de aplicação do fertilizante nitrogenado tem grande influência no aproveitamento deste nutriente pelo milho (MENGEL e BARBER, 1974). No entanto, não tem havido muita concordância sobre qual a melhor época de aplicação de N. Alguns resultados de pesquisa têm demonstrado vantagens na aplicação de N em pré-semeadura do milho (SÁ, 1996). Outros demonstram a necessidade de aumento da dose de N, no momento da semeadura, para suprir a carência inicial em função da imobilização, e que parte seja fornecido em cobertura (BORTOLINI et al., 2002). Contudo, existe uma série de variáveis que condicionam as transformações do N no solo, que são mediadas por microrganismos, e dependem das condições edafoclimáticas, principalmente do tipo de solo, da precipitação pluvial e da temperatura (LARA CABEZAS et al., 2004); dependem, além disso, das características dos resíduos vegetais da cultura de cobertura antecessora ao milho (AMADO et al., 2002)

A elevada capacidade de absorção de N das gramíneas, em função do seu sistema radicular abundante, constitui-se numa importante estratégia para a reciclagem desse nutriente, durante a entressafra, e para redução dos riscos de contaminação do lençol freático por nitrato (SÁ, 1996; AMADO et al., 2002). Além disso, resíduos de gramíneas, em virtude de sua baixa taxa de decomposição, proporcionam melhor cobertura do solo (PERIN et al., 2004).

Avaliando o efeito da aplicação de quatro lâminas de água e águas residuárias de suinocultura, bruta e peneirada, sobre os componentes de produção da cultura do milho (*Zea mays* L.) para silagem, com concentrações de DBO de 1111 mg $L^{-1}$ para a água residuária bruta e 1072 para água residuária peneirada, Freitas et al. (2004) constataram que o uso das águas residuárias de suinocultura aumentou significativamente os valores de produtividade, altura de plantas, índice de espigas, e peso de espigas, sendo que a maior produtividade foi verificada para a água residuária bruta, sendo 57,8% e 57,6% superiores à testemunha para os tratamentos que receberam água residuária bruta e água residuária peneirada.

## 4.4. LIXIVIAÇÃO DE NUTRIENTES

### 4.4.1 Nitrogênio e suas formas

O nitrogênio (N) é um dos principais constituintes do esterco líquido de suínos. Parte desse N está na forma mineral (YAMADA, 1996), e ao ser aplicado tem efeito imediato no crescimento das plantas. Por sua vez, o escoamento superficial e a lixiviação no solo podem contaminar mananciais de água com N na forma de nitrato.

Os dejetos de suínos frescos têm nitrogênio na forma orgânica que é convertida à amônia depois de aplicação no solo ou até mesmo durante o armazenamento, a amônia, geralmente não lixivia até a zona de raiz, mas pode volatilizar como amônio, alguns microorganismos convertem amônio a $NO_3^-$ que é altamente solúvel e pode mover-se facilmente com a água, podendo contaminar águas superficiais, ou ser perdido pelo processo de desnitrificação (BAKHSH et al., 2000).

No solo, ocorre um processo chamado amonificação, onde microrganismos utilizam as proteínas e os aminoácidos como fonte para suas próprias proteínas e liberam o excesso de nitrogênio sob a forma de amônio ($NH_4^+$) (ALFAIA, 2006).

Perdas de N por volatilização de amônia, na faixa de 5 % a 75 % do N amoniacal dos dejetos, foram relatadas por Moal et al. (1995) e Sommer e Hutchings (2001). Essa ampla variação nos valores encontrados se deve tanto às condições climáticas como às características físico-químicas dos dejetos e do solo.

O nitrato ($NO_3^-$) e o amônio ($NH_4^+$) ocorrem, naturalmente, em solos e águas, como produtos da mineralização do material orgânico; porém, grandes concentrações desses íons pode ocorrer quando há lançamento de material orgânico ou, então, fertilizantes nitrogenados no solo, o que pode causar riscos à saúde da população (MUCHOVEJ e RECHCIGL, 1994).

As formas nítricas, quando aplicadas diretamente na formulação de fertilizantes ou produzidas por nitrificação do amônio, são rapidamente solúveis na solução do solo. Essa alta solubilidade e a fraca interação com a matriz do solo possibilitam que o ânion acompanhe a frente de umedecimento da água no solo; assim, o nitrato tanto pode se

movimentar para baixo, sob condições de excessiva precipitação ou irrigação, quanto para cima, por capilaridade, durante estações extremamente secas (MUCHOVEJ e RECHEIGL, 1994). Entretanto, em solos positivamente carregados, os quais têm capacidade de troca aniônica não desprezível, o nitrato pode ser adsorvido. A textura do solo e o conteúdo de matéria orgânica têm maior influência nas perdas por lixiviação. Solos de textura mais grosseira e de baixo conteúdo de matéria orgânica tendem a permitir maiores perdas de nitrato por lixiviação, enquanto as menores perdas devem ocorrer em solos argilosos, em função do nitrato ser extremamente solúvel e os macroporos do solo arenoso propiciam maior fluxo de massa que caracteriza a frente de molhamento em processo de lixiviação.

De acordo com Singh e Kanwar (1995), a contaminação por nitrato e pesticidas tem-se tornado um sério problema ambiental, visto que áreas agrícolas possuem diferentes graus de exploração e potencial de poluição do lençol freático, dependendo do tipo de solo, geologia, clima e o mais importante, do manejo das práticas agrícolas.

Exner et al (1991), verificaram movimento profundo de nitrato em diferentes taxas de aplicação, sob condição de irrigação, cujos resultados indicaram que 95 % do nitrato aplicado foram lixiviados para baixo da zona radicular da cultura e as concentrações médias de nitrato variaram de 34 a 70 $mg.L^{-1}$.

Costa et al. (1999), analisando a mobilidade de nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente, observaram que de 5 a 10 cm de profundidade, a concentração de nitrato encontrava-se inicialmente alta; em seguida, notou-se redução brusca nesse valor nas concentrações entre as profundidades de 10 a 20 cm.

Matos, et al (2004), avaliando a mobilidade de nitrato e solo de rampas de tratamento de águas residuárias, verificaram que as maiores diferenças nas concentrações de nitrato foram observadas, a partir da camada de solo de 20-30 cm, sabidamente a de maior concentração radicular, indicando que grande parte

Para Büll (1993), a maioria dos estudos realizados mostra que os melhores resultados são obtidos com a aplicação de 30 kg $ha^{-1}$ de N na semeadura e de 90 a 120 kg $ha^{-1}$ entre 30 e 45 dias após a germinação, totalizando entre 120 e 150 kg $ha^{-1}$ de N.

O N é um elemento relevante nos estudos de matéria orgânica do solo, sendo um dos nutrientes com dinâmica mais pronunciada no sistema, sendo maior parte encontrada na fração orgânica (mais de 90%) (STEVENSON, 1986).

Os íons disponibilizados na solução do solo podem ser adsorvidos ao solo, absorvido pelas plantas, ou lixiviados das camadas superficiais do solo. Segundo EDWARDS et al (1972) alguns íons, quando disponibilizados na solução do solo, são rapidamente deslocados no perfil, como é o caso do nitrogênio que, na forma de íons de nitrato, é altamente solúvel em água e apresenta grande mobilidade no solo. O nitrato, por ser um ânion, não é retido em solos cuja predominância de cargas seja negativa apresentando, por isso, grande potencial de lixiviação, o que pode causar sérios problemas de poluição causados às águas subterrâneas.

### 4.4.2 Fósforo

Aproximadamente dois terços do P presente no esterco líquido de suínos está numa forma não solúvel em água, fazendo parte de estruturas orgânicas (BARCELLOS, 1992), as quais propiciam efeito residual ao esterco. Aplicações sucessivas de esterco podem causar acúmulo de P no solo, conforme observou Pratt (1979). A maior presença na camada superficial do solo de P é indesejável, pois favorece as perdas por escoamento superficial que, juntamente com o seu movimento no perfil do solo, podem causar eutrofização da água, conforme Giusquiani et al. (1998). Tal fato foi demonstrado por Hountin et al. (2000), que verificaram incrementos de 16, 26, 33 e 50% em todas as formas de P até a profundidade de 1 m após aplicação de 30, 60, 90 e 120 $m^3$ $ha^{-1}$ de águas residuárias de suinocultura, respectivamente.

Freitas et al. (2004), com a adição de águas residuárias da suinocultura observaram que os valores de fósforo apresentaram pequena concentração desse

nutriente no lixiviado dos lisímetros, em decorrência de sua baixa mobilidade no solo, ficando grande parte retida na camada de 0 a 50 cm de profundidade.

De acordo com Scallopi e Baptistella (1986) o fósforo pode seguir quatro caminhos após a aplicação de água residuária no solo: 1) fixação pelas partículas; 2) absorção pelas plantas; 3) percolação através do perfil do solo; e 4) precipitação. Segundo Khallel et al. (1979), o fósforo adsorvido pelas partículas do solo pode ser transportado com a carga de sedimentos quando incide chuva ou irrigação excessiva sobre áreas que recebem a aplicação de dejetos. Além disso, as próprias partículas de esterco podem ser destacadas e transportadas por processos de erosão, durante eventos de escoamento superficial.

Os solos das regiões tropicais quase sempre apresentam elevada capacidade de adsorção e baixos teores de fósforo, o que torna a nutrição fosfatada fator limitante à obtenção de rendimentos agrícolas economicamente satisfatórios. A disponibilidade do fósforo aplicado como fertilizantes é, em geral, limitada, em razão da abundância de óxidos de ferro e de alumínio nesses solos. Várias reações estão envolvidas nesta limitação de disponibilidade, como a precipitação (formação de nova fase ou composto definido), a adsorção (reação na interface sólido/solução) e a difusão nas imperfeições dos cristais (PARFITT, 1989; ALMEIDA et al., 2003).

O principal mecanismo de transporte do fósforo no solo é a difusão, que é influenciada por vários fatores, tais como: o conteúdo volumétrico de água no solo, a interação fósforo colóide do solo, a distância a percorrer até as raízes, o teor do elemento e a temperatura do solo. Em geral, são registrados valores muito baixos de transporte de fósforo, em razão de sua forte interação com os colóides do solo, especialmente em solos tropicais muito intemperizados; assim, a baixa mobilidade do nutriente se tem constituído num problema para a nutrição fosfatada das culturas (PARFITT, 1989; KAMPF e CURY, 2003; AZEVEDO et al., 2004).

### 4.4.3 Cátions: Potássio(K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Sódio (Na)

O excesso de $Ca^{2+}$ em relação ao $Mg^{2+}$ na solução do solo pode prejudicar a absorção desse último, assim como o excesso de magnésio também prejudica a

absorção de cálcio, o mesmo ocorrendo com relação ao potássio (MALAVOLTA et al., 1997; MOORE et al., 1961).

Segundo Karlen et al. (1976), se o efluente for pobre em K e rico em Na, para que sua disposição no solo seja sustentável, torna-se necessário a suplementação potássica para manter adequada a absorção de nutrientes e a produtividade das culturas, e sobretudo, na cultura do milho. Por ouro lado, mesmo que ocorra aumento do teor de K disponível mediante a disposição de águas residuárias ao solo, a quantidade desse nutriente exigida pelas plantas é tão elevada que dificilmente somente a irrigação com efluente poderia suprir adequadamente as plantas (FEIGIN et al., 1991).

De acordo com Barcellos (1992), o $K^+$ que encontra-se totalmente na forma mineral, solúvel, possui um efeito residual mais curto. Plantas com alta taxa de absorção de $K^+$ diminuem suas perdas potenciais no sistema .

O excesso de $K^+$ no solo pode ocasionar efeito negativo, caso provoque a dispersão das argilas e/ou desequilíbrio nutricional. Outra preocupação se refere à lixiviação dos íons pelas águas de chuva e irrigação, podendo contaminar tanto corpos de águas superficiais como subterrâneas (MATOS et al., 1995; VILLAS BOAS et al., 2001).

O K se encontra no esterco totalmente na forma mineral, solúvel e, por isso, seu efeito residual é muito curto. Plantas com alta taxa de absorção de K diminuem suas perdas potenciais no sistema (BARCELLOS, 1992).

KING et al. (1985) aplicando águas residuárias de lagoa anaeróbia de suinocultura no capim-coastcross, nas taxas de 335, 670 e 1.340 kg $N^{-1}$ $ha^{-1}$ ano, obtiveram aumento na concentração de P na superfície e de K, Na, Ca e Mg em profundidade.

Pesquisas que avaliaram a capacidade de um solo Podzólico Vermelho Amarelo, sem cobertura vegetal, em infiltrar águas residuárias de suinocultura com quatro concentrações de sólidos totais (2,40; 7,00; 16,30 e 26,90 kg $m^{-3}$) encontraram aumento nas concentrações de Ca, Cu, Zn e P nas camadas superficiais do solo (CAMPELO, 2000).

Quanto ao Mg, Chateaubriand (1988) observou aumento no elemento com a aplicação de ARS. Nas aplicações de 50 a 200 $m^3$ $ha^{-1}$ de dejetos de suínos no solo, houve uma tendência de aumento nos teores de K e P, às profundidades de 0-10 e 10-20 cm na época de floração, possivelmente devido à mineralização dos dejetos adicionados ao solo,

sendo que na colheita, os teores destes elementos tenderam a cair, em decorrência do alto consumo de nutrientes pela planta.

A mobilidade de $Ca^{2+}$ e de $Mg^{2+}$, oriundos da incorporação de calcário na camada arável, tem sido observada em alguns solos até profundidades superiores a 40 cm (QUAGGIO et al., 1982; MORELLI *et al*., 1992), e essas diferenças provavelmente se devem ao número de cargas elétricas negativas integrantes da CTC, e ao teor de matéria orgânica, que além de afetar as cargas, afeta a quantidade de ânions presentes na solução do solo.

As concentrações de $Ca^{2+}$ e $Mg^{2+}$ nas águas residuárias de esgoto tratado normalmente são semelhantes àquelas encontradas na água de irrigação, sendo que seu aumento abaixa os valores de razão de adsorção de sódio (RAS) melhorando a qualidade da água residuária e da água de irrigação (FEIGIN et al., 1991).

### 4.4.4. Condutividade elétrica (CE), Potencial de sódio trocável (PST) e Razão de adsorção de sódio (RAS)

A qualidade da água de irrigação pode variar significativamente segundo o tipo e quantidade de sais dissolvidos presente na mesam. Os sais encontram-se em quantidades relativamente pequenas, porém significativas e são transportados pelas águas de irrigação e depositados no solo, onde se acumulam a medida em que a água evapora ou é consumida pelas culturas (AYERS e WESTCOT, 1991).

Barros et al (2005), avaliando as características químicas de solo em função da adição de água residuária de suinocultura, observaram que os índices de CE no solo apresentaram aumento, com valor mínimo de 108,6 $\mu S\ cm^{-1}$, nas condições de maiores temperaturas e, máximo de 166,66 $\mu S\ cm^{-1}$, em condições inversas.

Da mesma forma, Brito et al (2007) avaliando a qualidade do percolado de solos submetidos a aplicação de vinhaça, observaram que os índices de CE no percolado aumentaram com a aumento da aplicação, sem porém, apresentar problemas de contaminação do lençol freático.

A RAS tem sido utilizada na caracterização de solos sódicos e águas para irrigação e é calculada por meio da concentração de cátions em solução. A RAS é um índice que relaciona as concentrações de $Na^{+}$ às concentrações de $Ca^{+2}$ e $Mg^{+2}$ na água de irrigação, em extratos de saturação e extratos aquosos de solos e é calculada a partir da seguinte equação:

$$RAS = Na^{+} \Big/ \sqrt{\frac{Ca^{++} + Mg^{++}}{2}}$$

Em que: a RAS é expressa em (meq $L^{-1}$) e as concentrações de $Na^{+}$, $Ca^{2+}$ e $Mg^{2+}$ são expressas em meq$L^{-1}$.

O grau de sodificação do solo depende da relação entre as concentrações de sódio e de íons polivalentes na solução do solo, relação que é normalmente medida pela RAS (razão de adsorção de sódio). Na prática, apenas os íons bivalentes são utilizados para calcular a RAS, porém, os íons trivalentes também devem ser considerados quando suas concentrações são significativas como ocorre em solos sódicos ácidos (RENGASAMY e OLSSON, 1993).

A grande proporção de $Na^{+}$ nos sítios de troca dos minerais de argila reduz a atração entre as partículas do solo, ocasionando expansão e dispersão. As partículas dispersas, movem-se pelo solo ocupando os espaços porosos (IRVINE e REID, 2001) com conseqüente deterioração da estrutura do solo e das propriedades de infiltração de água e aeração, sendo problema sério em solos alcalinos, afetando o crescimento vegetal (RAIJ, 1991; RENGASAMY e OLSSON, 1991).

Em solos sódicos, os processos primários responsáveis pela degradação física são a expansão das argilas em níveis relativamente altos e a dispersão devido à alteração do percentual de sódio trocável (PST) do solo (SUMNER, 1993; HALLIWELL et al., 2001). Quando a concentração total de eletrólitos (CTE) na solução do solo permanece abaixo da concentração crítica de floculação (CCF) (mínima concentração eletrolítica em que ocorre floculação das argilas) as argilas dispersam espontaneamente em altos valores de PST, entretanto, em baixos valores de PST, energia adicional é necessária para ocorrer a dispersão (SUMNER, 1993).

Uma das principais implicações dos aumentos nos teores de $K^+$, $Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$ e $Na^+$ é a possibilidade da ocorrência de salinização do solo. MELO et al. (1997) explicaram que a aplicação, ao solo, de composto rico em $Na^+$ e $K^+$ pode promover o aumento dos teores destes elementos na solução do solo, seguindo-se com o aumento da condutividade elétrica, o deslocamento de $Ca^{+2}$ e $Mg^{+2}$ adsorvidos no complexo de troca e a dispersão dos colóides. Para OLIVEIRA (2000), tais problemas podem ser agravados em casos de aplicações sucessivas de águas residuárias em regiões com baixos índices pluviométricos. A elevada adição de $Na^+$ poderá conduzir à sodicidade.

Segundo Izzo et al. (1991), o estresse salino constitui um dos mais sérios fatores limitantes do crescimento e produção das culturas, induzindo modificações morfológicas, estruturais e metabólicas nas plantas superiores. Na bibliografia, há possibilidade de vários modelos de classificação da água para irrigação. No modelo proposto por Ayers e Westcot (1991), as diretrizes para avaliação da qualidade da água de irrigação referem-se, aos efeitos decorridos em longo prazo da aplicação dessas águas sobre os rendimentos das culturas, as condições de solo e o manejo agrícola. Neste modelo, a água é classificada quanto ao grau de restrição de uso em: sem restrição ao uso, com restrição variando de baixa a moderada e com restrição severa. Os principais parâmetros avaliados são: salinidade da água de irrigação, tendo em vista que esta afeta a disponibilidade de água para a cultura; e a RAS que, conjuntamente com a salinidade da água de irrigação, influencia a taxa de infiltração de água no solo.

Em estudos de salinidade do solo, CE e PST são indispensáveis à identificação do problema e definição de técnicas de manejo a serem adotadas (RAIJ, 1991).

De acordo com Pizarro (1985), a mais simples e prática proposta de classificação do solo é apresentada pelo "U.S. Salinity Laboratory", sendo utilizadas a CE e a PST para diagnosticar o tipo de solo salino, os problemas causados pelos sais e o método de recuperação do solo. A tolerância relativa à salinidade da maioria das culturas foi bastante pesquisada por Mass e Hoffman (1977), o que possibilitou o estabelecimento de diretrizes técnicas de controle da salinidade. Segundo esses autores, o rendimento potencial do milho forrageiro, classificado como sendo moderadamente sensível à salinidade, não é reduzido quando a cultura é irrigada com água de salinidade menor ou igual a 1,2 dS $m^{-1}$, ou quando a CE for menor ou igual a 1,8 dS $m^{-1}$; entretanto, apresenta redução de 10, 25 e 50%, quando a

salinidade da água for de 2,1; 3,5 e 5,7 dS $m^{-1}$, ou quando a CE for 3,2; 5,2 e 8,6 dS $m^{-1}$, respectivamente.

A sodicidade refere-se à elevada atividade do íon sódio em relação aos íons cálcio e magnésio. A solução do solo, quando excessivamente sódica, promove a desagregação e dispersão dos minerais de argila, que obstruem os poros do solo, reduzindo a infiltração e aumentando os riscos de erodibilidade do solo (AYERS e WESTCOT, 1991). Estes mesmos autores dividem as culturas em quatro grupos segundo a tolerância destas à salinidade: tolerantes, moderadamente tolerantes, moderadamente sensíveis e sensíveis, sendo o milho classificado como moderadamente sensível.

Para Santos (2004) o aporte e a dinâmica do sódio em solos cultivados depende de fatores como: concentração de sódio na á

### 4.4.5 Metais pesados

Dentre os metais pesados o cobre (Cu) e o zinco (Zn) têm sido motivos de maior preocupação, uma vez que são importantes componentes do suplemento dietético de rações e de formulação de antibióticos (SCHERER e BALDISSERA, 1996), aumentando os riscos de contaminação ambiental. Embora os dejetos de suínos apresentem baixas concentrações de Cu e Zn, sua aplicação em doses excessivas pode resultar em acúmulo destes elementos no solo, o que pode acarretar intoxicação não só às plantas, mas também nos demais níveis da cadeia alimentar.

Segundo Sparks (1995), citado por Mattias (2006) o $Cu^+$ é um elemento que apresenta alta afinidade com os componentes coloidais do solo, pois participa de ligações tanto com a fase mineral do solo quanto com a fase orgânica, cujos grupamentos funcionais são os mais comumente envolvidos no processo de adsorção de metais no solo, participando inclusive da formação de complexos de esfera interna com esses grupamentos, através de ligações estáveis e de grande energia de ligação.

Segundo Mancuso e Santos (2003), de forma geral, os metais pesados podem ser tóxicos a plantas e animais. Entretanto, não há relato de casos de toxidade crônica a plantas e animais, em decorrência da disposição de águas residuárias no solo em função das baixas concentrações desses elementos no solo em águas residuárias. Quanto a infiltração e percolação, os metais pesados são retidos pela maioria dos solos, principalmente quando ricos em matéria orgânica e com pH > 7,0. Entretanto, quando o pH do solo é muito reduzido, não há retenção e, por lixiviação, acabam atingindo o lençol freático e os corpos de águas superficiais, poluindo-os. Para o Zn, os autores afirmam que embora dietas de até 500 ppm não tenham causado efeito deletério em animais, altas concentrações desse metal conduzem à contaminação de algumas culturas, já para o Cu, a concentração de 1 ppm de cobre para águas de irrigação é considerada limite para o uso contínuo, e na forma de complexo orgânico, move-se vagarosamente no solo, permanecendo em sua superfície.

O solo retém maior quantidade de cobre e zinco entre o pH 7,0 e 8,7, diminuindo progressivamente as quantidades retidas à medida que o meio torna-se mais ácido (LINSDAY, 1979; MATOS e SEDIYAMA, 1995). Segundo Kiehl (1985), a disponibilidade

do cobre e do zinco às plantas depende da natureza e do conteúdo de matéria orgânica, do tipo e do teor de minerais de argila presentes e do pH do solo.

# 5. MATERIAL E MÉTODOS

## 5.1. Descrição da área:

O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola –NEEA, do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas da Universidade Estadual do Oeste do Paraná- campus de Cascavel, PR, situado no km 95 da BR 467, sentido Cascavel-Toledo. A localização geográfica está definida pelas coordenadas 24 48' de latitude Sul e 53 26'de longitude Oeste, altitude de 760 metros.

Nessa área vem sendo conduzido experimentos com aplicação de água residuária na agricultura, em ambiente protegido. Deste modo, em função dos resultados da análise química do solo apresentarem heterogeneidade em relação a fertilidade, foram estabelecidos blocos na divisão da área e garantir melhor correção da acidez e adubação química mais adequada.

Em função dos lisímetros requererem instalação em terreno nivelado, fez-se um corte na área, na parte mais extrema do ambiente protegido, o que pode ter influenciado na diferença das características químicas do solo na área em questão (Tabela 2). As amostras foram retiradas em três pontos distintos do ambiente protegido, uma no início, uma no centro e outra ao final da área para melhor representar as características do solo em questão.

De acordo com a análise química do solo, observou-se valores de P baixo e K médio. A fórmula utilizada foi a 5–20-20 na dosagem de 600 $kg.ha^{-1}$. A adubação para o milho foi aplicada segundo recomendação de Fancelli e Dourado Neto (2000).

Tabela 2. Resultados da análise química do solo em diferentes locais da área antes da aplicação dos tratamentos.

| Blocos | pH | MO | P | $H^{+AL}$ | K | Ca | Mg | SB | CTC | V | S |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $CaCl_2$ | $mg.dm^3$ | $mg.dm^3$ | | | $cmol_c.dm^3$ | | | | % | $mg.dm^3$ |
| B1 | 6,40 | 16 | 4 | 2,74 | 0,20 | 5,06 | 3,56 | 8,82 | 11,56 | 76,30 | 8,82 |
| B2 | 5,10 | 15 | 4 | 4,61 | 0,18 | 3,0 | 1,59 | 4,77 | 9,38 | 50,85 | 4,77 |
| B3 | 4,90 | 11 | 1 | 4,28 | 0,06 | 2,16 | 1,27 | 3,49 | 7,77 | 44,92 | 3,49 |

| | B | Cu | Fe | Mn | Zn |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | $mg.dm^3$ | | |
| B1 | 0,17 | 9,23 | 66,24 | 56,67 | 1,18 |
| B2 | 0,07 | 8,76 | 64,43 | 35,80 | 0,85 |
| B3 | 0,09 | 7,86 | 76,93 | 25,30 | 0,43 |

Nota: Análises realizadas no laboratório Solanálise de acordo com a metodologia descrita em Raij et al (2001).

Visto que foi feito um corte na área para instalação dos lisímetros, o fato de o solo apresentar para as parcelas no final da área (B3) valores mais baixos pode ser justificado, devido a retirada da camada superficial que apresentava maior quantidade de nutrientes disponíveis.

## 5.2. Caracterização do solo

O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho distroférrico típico, com relevo suave a ondulado e textura muito argilosa (EMBRAPA, 1999). Coletou-se amostras nas camadas de 0,0–0,20, 0,20-0,40, e 0,40-0,60 m para a caracterização química da área no momento da aplicação dos tratamentos. Retirou-se amostras das parcelas (lisímetros), sendo escolhidos três parcelas aleatoriamente, sendo uma

representativa de cada bloco. Após a coleta o solo foi encaminhado para ao Laboratório de Solos (Solanálise), para a realização das análises químicas.

5.3. Construção dos lisímetros

Os lisímetros foram construídos sob ambiente protegido que representa uma área de 14 x 6 m. Construíu-se 24 lisímetros (sendo três linhas de oito lisímetros), totalizando as 24 parcelas, espaçados 0, 40 x 0,50 m, com 1,20 m de profundidade. A metodologia usada para construção dos mesmos foi a descrita pela FAO (1986). Cada lisímetro constituía um volume igual a 1 $m^3$, com profundidade de 1,10 m e diâmetro de 1,43 m, totalizando área de 1,60 $m^2$.

A construção e montagem dos equipamentos no campo se iniciou no mês de outubro, sendo concluída no mês de dezembro de 2005.

A escavação foi manual, tomando-se o cuidado de separar o solo em camadas de 0 a 10 cm de altura até a profundidade das caixas de fibra, o mesmo foi separado por camadas de lonas plásticas e identificadas, para melhor controle no momento de devolução do solo às caixas enterradas. É importante salientar que a metodologia utilizada na escavação, separação e acondicionamento do solo foi necessária para reconstituição das condições iniciais do solo. Para drenagem dos lisímetros, na parte inferior das caixas foram adaptados tubos de 25 mm de diâmetro, facilitando a drenagem até o ponto final para a coleta do percolado (aprox. 15m). No fundo de cada caixa foram adicionados 0,10 m de brita com a finalidade de promover melhor drenagem. Acima desta camada foi colocada uma manta de poliéster para que o solo não se misturasse com a brita, facilitando assim a drenagem dentro do sistema. A partir desse ponto foram adicionadas as camadas de solo na ordem inversa da escavação. Cada camada de solo recebeu leve compactação. Esse procedimento foi similar para todos os lisímetros, sendo o mesmo feito com solo seco para evitar a compactação excessiva do mesmo.

Após construídos os lisímetros e instalado o sistema de irrigação, aplicou-se altas taxas de água visando a saturação e acomodação do solo. Durante 45 dias foi

feita a irrigação diária nos lisímetros para que os mesmos estabilizassem mais rapidamente e mantivessem as mesmas condições do solo das testemunhas (os quais não foram removidos).

Nas Figuras 1 a 7 são apresentados alguns detalhes da implantação do experimento.

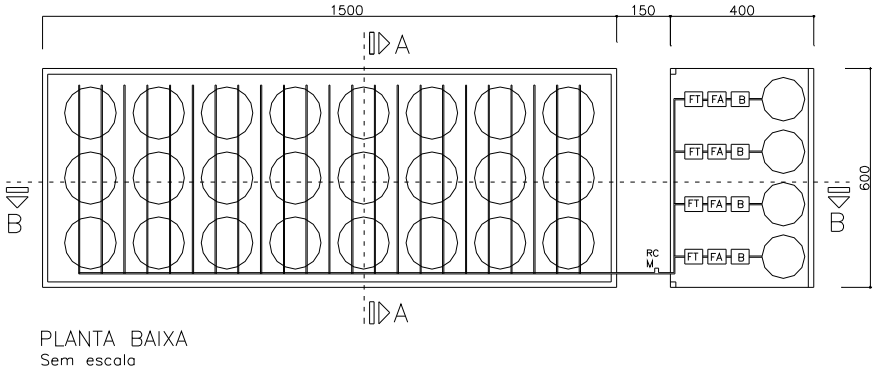
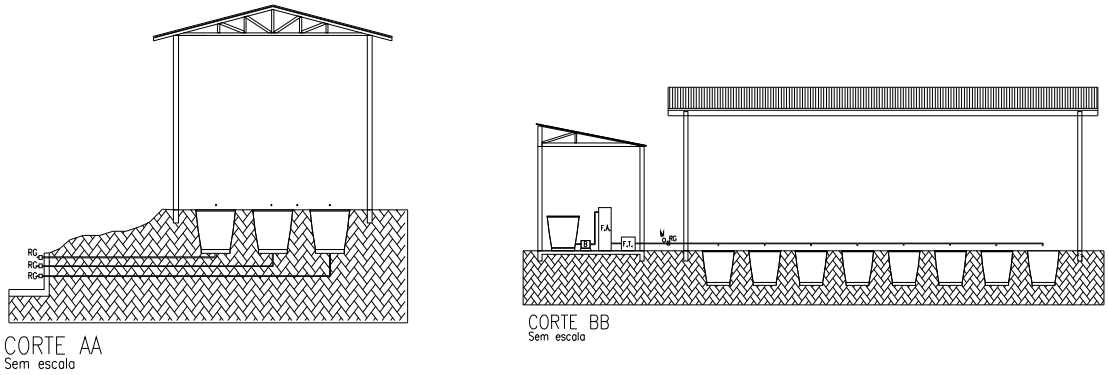



Figura 1- Disposição dos lisímetros na área do experimento.




(A) (B)

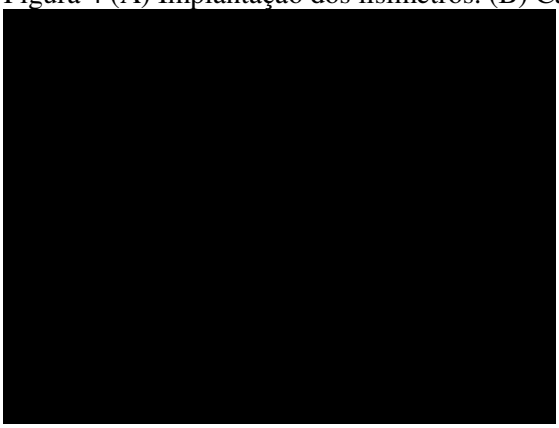
Figura 2- (A) Corte AA: corte transversal do esquema experimental. (B) Corte BB – corte longitudinal do esquema experimental.

(A) (B)

Figura 3- (A) Escavação do solo para posterior implantação dos lisímetros. (B) Proteção contra o entupimento do orifício de drenagem.

(A) (B)

Figura 4 (A) Implantação dos lisímetros. (B) Camada de 10 cm de brita para facilitar a drenagem.



(A) (B)

Figura 5 - (A) Manta de poliéster (Bidin) usada no lisímetro. (B) Preenchimento do lisímetro com solo.

(A) (B)

Figura 6 - (A) Vista frontal dos lisímetros instalados. (B) Detalhe do sistema de gotejamento e disposição das testemunhas.

(A) (B)

Figura 7- (A) Detalhe da aplicação do resíduo. (B) Vista frontal do experimento identificado.

## 5.4 Sistema de Irrigação

O sistema de irrigação utilizado foi o gotejamento, por permitir maior controle da lâmina aplicada. Foi utilizada uma fita gotejadora Amanco Aqua-Traxx, com espaçamento entre emissores de 10 cm, vazão do emissor de 1,02 L $h^{-1}$ e pressão de serviço de 5 mca. O ambiente protegido estava anexo a um cabeçal de controle contendo quatro sistemas independentes para promover a irrigação. O sistema é constituído por: um quadro de controle que permite sua automação, um reservatório de 1 $m^3$, uma bomba centrífuga de 1 cv, um filtro

de areia, um filtro de disco, registros para melhor adequação e controle do experimento. As linhas laterais foram dispostas ao longo das linhas da cultura a ser implantada.

## 5.5. Insumos agrícolas

### 5.5.1. Sementes

Na implantação do experimento utilizou-se a cultivar de milho CD 705, recomendada para a região e também por se tratar de uma cultivar de ciclo precoce, com população de 45000 plantas.ha$^{-1}$. A semeadura foi realizada manualmente em 19 de março de 2006. Utilizaram-se duas sementes por cova, e depois feito o desbaste, com cinco dias após a semeadura.

### 5.5.2. Fertilizantes:

Utilizou-se na semeadura do milho a dosagem de 600 kg ha$^{-1}$ da fórmula comercial 5-20-20.

### 5.5.3. Controle de plantas invasoras

O controle de plantas invasoras foi capina manual, sempre que necessário.

### 5.5.4. Controle de insetos

Para controle da lagarta do cartucho (*Spodoptera frugiperda*), utilizou-se o inseticida Deltametrin na dosagem de 0,2 L ha$^{-1}$, aos 30 dias após a semeadura, usando-se um pulverizador costal.

### 5.5.5 – Calagem

De acordo com a análise de solo, foi observado que a saturação de bases (V%), apresentou valores abaixo do recomendado, sendo portanto, necessário realizar a

calagem. De acordo com Gianello et al. (1995), foram realizados os cálculos para quantidade de calcário, ficando assim definidas as quantidades, considerando os blocos constituídos a partir da tabela 2.

B1 = 90 g/lisímetro (0,534 t $ha^{-1}$)

B2 = 550 g/lisímetro (3,345 t $ha^{-1}$)

B3 = 550 g/lisímetro (3,40 t $ha^{-1}$)

Nas testemunhas foram aplicadas as mesmas recomendações de calcário e adubo que nos blocos, sendo incorporados a 10 cm.

5.6. Tratamentos

De acordo com a necessidade de nitrogênio da cultura 80 kg $ha^{-1}$, segundo recomendação de Fancelli e Dourado Netto (2000), foram calculadas as quantidades de N aplicado via adubação química e via água residuária.

Seguindo essa recomendação, dos 80 N (kg $ha^{-1}$) necessários para o desenvolvimento da cultura do milho, foram utilizados 30 N (kg $ha^{-1}$) na semeadura e 50 N (kg $ha^{-1}$) como adubação de cobertura.

A adubação química utilizada nos tratamentos foi nas dosagens de 50 e 75% da adubação recomendada para a semeadura . Resultando nas quantidade aplicadas de 15 N (kg $ha^{-1}$) para AD1, ou seja, 50% dos 30 N (kg $ha^{-1}$), e AD2= 22,5 N (kg $ha^{-1}$), sendo os 75% de 30 N (kg $ha^{-1}$).

Dos 80 N (kg $ha^{-1}$), aplicados para o desenvolvimento da cultura, 30 foram aplicados na semeadura, restando 50 N (kg $ha^{-1}$) para serem aplicados via adubação de cobertura. Dessa forma optou-se por aplicar as quantidades de nitrogênio nas dosagens de 100, 200, 300 e 400 N (kg $ha^{-1}$), ou seja: ARS1: 100 N (kg $ha^{-1}$); ARS2: 200 N (kg $ha^{-1}$); ARS3: 300 N (kg $ha^{-1}$); ARS4: 400 N (kg $ha^{-1}$).

O cálculo da lâmina aplicada foi em função da quantidade de nitrogênio encontrada na análise físico-química do efluente (N disponível no resíduo = amônia

+ nitrato +nitrito = 1110 $mgL^{-1}$) mostradas na Tabela 3.

quantidade de ARS aplicadas em cada lisímetro.

Considerando a quantidade de N a

22,5 N (kg ha $^{-1}$), restaram para ser aplicados via ARS

respectivamente 85 e 77,5 N (kg ha $^{-1}$), sendo (100 – 15 =

Devido a quantidade de N existen

85 kg $ha^{-1}$, equivalem a 76576 L $ha^{-1}$ de ARS. A área útil

quantidade de ARS aplicada totalizaram 13 L. $ciclo^{-1}$, co

ARS, dividiu-se esse volume pelo número de aplicações r

mesmo cálculo foi feito para as demais taxas, que corresp

L por $aplicação^{-1}$. Que resultaram respectivamente em taxa

Os tratamentos ficaram especifica

Tabela 03. Especificações dos tratamentos usados no expe

| T | AD (Kg $ha^{-1}$) | | | Aplicação de ARS para ca | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **N** | **P** | **K** | **N** | **P** | **K** | **Ca** | | | | | |
| T1 | 15 | 60 | 90 | 85 | 19,23 | 16,87 | 3,88 | | | | | |
| T2 | 22,5 | 30 | 45 | 77,5 | 19,23 | 16,87 | 3,88 | | | | | |
| T3 | 15 | 60 | 90 | 185 | 38,47 | 33,75 | 7,76 | | | | | |
| T4 | 22,5 | 30 | 45 | 177,5 | 38,47 | 33,75 | 7,76 | | | | | |
| T5 | 15 | 60 | 90 | 285 | 57,71 | 50,62 | 11,64 | 2,53 | 31,38 | 0,020 | 0,13 | 33,5 |
| T6 | 22,5 | 30 | 45 | 277,5 | 57,71 | 50,62 | 11,64 | 2,53 | 31,38 | 0,020 | 0,13 | 33,5 |
| T7 | 15 | 60 | 90 | 300239(1)-7.00154(,)-3.5012(3)-77.65(2)-7(2)-2(5)-7.00154( )-1741.79(3)-7(0)-7.00154( )-2091. | | | | | | | | |

quantidades de água residuária aplicada em todos os tratamentos durante todo o período de aplicação.

As aplicações foram realizadas em intervalos de 15 dias devido a quantidade de resíduo aplicado por lisímetro ser pequena (1,5 L $m^{-2}$), e dessa forma obter melhor uniformidade de aplicação, sendo intercaladas com a irrigação, ou seja, numa semana foi aplicada a água residuária e na semana seguinte a irrigação (de acordo com a precipitação ocorrida no período), onde foi coletado o volume de percolado para serem realizadas as análises do mesmo.

## 5.7.Água residuária de suinocultura (ARS)

### 5.7.1. Obtenção e caracterização da ARS

A ARS foi coletada em uma propriedade rural na localidade de Alto Bom Retiro- Cascavel-PR, em uma granja de produção de suínos em fase de terminação, o qual já se encontrava em lagoa de descarga por um período de 40 dias. Foi feita a coleta do resíduo líquido por um caminhão próprio para esse fim, sendo o mesmo transportado até o local do experimento. Chegando ao local do experimento o mesmo foi depositado em um tanque devidamente impermeabilizado para evitar contaminação do solo por infiltração da ARS.

### 5.7.2 Aplicação da ARS

A aplicação da ARS foi feita durante o ciclo vegetativo e início do reprodutivo da cultura, onde a mesma teve maior aproveitamento dos elementos dispostos no solo. O mesmo foi aplicado manualmente com o auxílio de um regador, devido a possibilidade de entupimento do sistema de irrigação usado (gotejamento) tomando-se o máximo de cuidado para que o resíduo fosse depositado uniformemente em toda a área.

5.7.3. Análise do resíduo

Para a caracterização da água residuária de suinocultura foram realizadas análises de $NH_4$, Cu, CE, pH, N, $P^{3-}$, $K^+$, $Ca^{++}$, $Mg^{++}$, DQO, DBO, $NO_3$, $NO_2$, N, $Na^+$, Fe, $Zn^{++}$, turbidez, sólidos totais fixos, sólidos totais, sólidos dissolvidos fixos. As análises de N, P e K foram desenvolvidas segundo metodologia de TEDESCO et al. (1995). As concentrações de Zn foram determinadas segundo EMBRAPA (1999).

Na Tabela 4 são apresentados os resultados da análise físico-química da água residuária.

Tabela 4. Características físico-química da água residuária.

| Parâmetro | Resultado |
|---|---|
| pH | 7,70 |
| Condutividade | 6770 $uS.cm^{-1}$ |
| DBO | 2406 $mg.L^{-1}$ |
| DQO | 3048 $mg.L^{-1}$ |
| Amônia | 1073 $mg.L^{-1}$ |
| Nitrato | 35 $mg.L^{-1}$ |
| Nitrito | 2,78 $mg.L^{-1}$ |
| NTK | 1745 $mg.L^{-1}$ |
| Fósforo total | 171 $mg.L^{-1}$ |
| Potássio | 150 $mg.L^{-1}$ |
| Magnésio | 7,50 $mg.L^{-1}$ |
| Cálcio | 34,50 $mg.L^{-1}$ |
| Sódio | 93 $mg.L^{-1}$ |
| Cobre | 0,06 $mg.L^{-1}$ |
| Zinco | 0,38 $mg.L^{-1}$ |
| Sólidos totais | 5,95 $mg.L^{-1}$ |
| Sólidos totais Fixos | 3,10 $mg.L^{-1}$ |
| Sólidos dissolvidos fixos | 1,78 $mg.L^{-1}$ |
| Sólidos Dissolvidos voláteis | 2,34 $mg.L^{-1}$ |
| Turbidez | 940 UT |

**Nota: Análise realizada no Laboratório Solanálise de acordo com a metodologia de APHA (1995).**

5.8 Características avaliadas na cultura do milho

### 5. 8.1 Altura de plantas

Utilizou-se uma régua graduada em cm, e mediu-se a distância entre a superfície do solo e a inserção da última folha do colmo das plantas. Avaliou-se cinco plantas escolhidas ao acaso por parcela (lisímetro). Os dados foram expressos em cm.

### 5.8.2 Número de folhas

Escolheu-se ao acaso cinco plantas para contagem do número de folhas, da superfície do solo até a inserção da última folha, por parcela. Os dados foram expressos em número de folhas planta$^{-1}$.

### 5.8.3 Diâmetro do colmo

Medido com paquímetro de precisão, medindo-se o primeiro internódio do colmo a partir da superfície do solo. Escolheu-se cinco plantas ao acaso por parcela. Os dados foram expressos em mm.

## 5.9 Diagnose foliar

No florescimento, também ao acaso, avaliou-se cinco plantas por parcela, das quais foram coletadas cinco folhas, localizadas do lado contrário e abaixo da inserção da primeira espiga, sendo posteriormente levadas a estufa a 60º C, com circulação de ar forçada até massa constante. Em seguida, foram moídas e analisadas quanto ao teor de N, P, Ca , Mg, Na, Cu e Zn presentes na folha, segundo MALAVOLTA et al. (1997).

5.10. Rendimento

Ao atingirem o ponto de colheita foram coletadas manualmente todas as espigas das parcelas. Em seguida as mesmas foram debulhadas manualmente, pesadas e amostradas para determinação do teor de água dos grãos. Após a determinação do teor de água, corrigiu-se a massa para 13 % de umidade. Os dados foram expressos em kg $ha^{-1}$.

5.11 Manejo da aplicação das lâminas de água e ARS

O início da aplicação de ARS foi realizada aos 30 dias após a semeadura, de modo que a aplicação compreendesse o ciclo vegetativo e reprodutivo da cultura, por um período de 10 semanas. A lâmina principal de injeção foi estimada de modo a simular o regime hídrico da região, conforme Longo et al (2003). As lâminas aplicadas estão representadas na Tabela 5.

Na Figura 8 são apresentados os valores médios quinzenais anuais de precipitação para a cidade de cascavel.

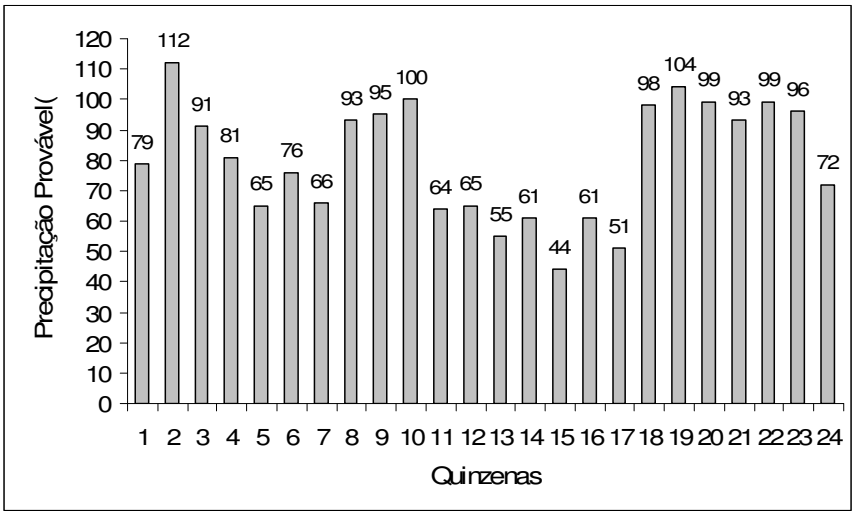



Figura 1. Precipitação provável quinzenal para a região de Cascavel-PR.

De acordo com a precipitação provável quinzenal, foram feitas as aplicações das lâminas de água via sistema de irrigação por gotejamento, em intervalos quinzenais, ficando as aplicações especificadas de acordo com a Tabela 5.

Tabela 5. Lâminas de aplicação de água nos períodos de coleta

| | Coletas | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Lâminas | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Água (mm) | 66 | 93 | 95 | 100 | 64 | 65 |

Fonte: Longo et al (2003)

Nas datas respectivas às irrigações também coletou-se amostras percoladas dos lisímetros.

Nos dias de coleta do percolado, foram anotadas as quantidades de água que percolaram dos lisímetros sendo possível realizar um balanço da quantidade de água que ficou armazenada no lisímetro. Também coletou-se amostras de todo o percolado dos lisímetros, sendo realizado uma amostra composta para análise físico química de modo a verificar o comportamento da água e íons lixiviados para o lençol freático.

Após coleta, as amostras foram acondicionadas em frascos plásticos, bem vedados, levadas ao Laboratório de Saneamento da área de recursos hídricos e saneamento (RHESA) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – (UNIOESTE) para análises. As amostras para avaliação do magnésio foram enviadas ao laboratório de análises (Solanalise).

Para controlar a quantidade de água aplicada nos lisímetros, via irrigação, foi realizado preliminarmente um teste de vazão para verificar quanto tempo o sistema ficaria ligado para atingir a lâmina necessária para o período.

Nas amostras do percolado avaliou-se as concentrações de $NO_3$ e N total por Kjedhal (NTK), Ca, Na e Mg de acordo com metodologia descrita em APHA, (1995). Nas análises de fósforo e potássio seguiu-se metodologia descrita por Tedesco et al. (1999).

As análises de condutividade elétrica (CE) e pH eram feitas no mesmo dia da coleta. As mesmas eram feitas na forma de leitura direta em $\mu Scm^{-1}$, utilizando um condutivímetro, modelo TEC-4MP e peagâmetro.

## 5.12. Análise do solo

Ao longo do experimento, fez-se cinco coletas de solo visando observar o comportamento dos elementos em seu perfil. As camadas amostradas foram: 0,0 a 0,20, 0,20 a 0,40 e 0,40 a 0,60 m, porém para as análises usou-se o valor médio das amostras. Das cinco coletas realizadas, uma foi realizada antes da aplicação da ARS, uma depois da colheita e as demais em intervalos de 30 dias durante o desenvolvimento da cultura. Nas datas de coleta de solo, as amostras foram acondicionadas em sacos de papel, secas a sombra e ao ar, destorroadas e passadas na peneira de 2 mm (ABNT n. 10), obtendo assim o material denominado terra fina seca ao ar (TFSA), enviadas ao Laboratório do Departamento de Recursos Naturais/Ciência do Solo, da Universidade Estadual Paulista (UNESP)- Botucatu-SP, e submetidas as análises químicas, de acordo com as metodologias descritas em Raij et al. (2001).

## 5.13. Análise estatística

### 5.13.1 Delineamento experimental

O delineamento experimental foi em blocos casualizados em esquema trifatorial com parcelas subdivididas no delineamento bloco ao acaso com três repetições e subparcelas no tempo, ou seja, foram usadas cinco taxas de ARS (0; 112,5; 225; 337,5 e 450 $m^3$ $ha^{-1}$ ciclo); dois níveis de adubação (50 e 75%), e períodos de coleta, sendo cinco coletas para o solo e sete para o percolado. As coletas do solo foram realizada uma antes da aplicação da ARS, uma depois da colheita e as demais em intervalos de 30 dias durante o desenvolvimento da cultura. Para o percolado foram realizadas coletas de acordo com a aplicação da ARS, com três repetições cada, totalizando 24 parcelas. Procedeu-se análise de normalidade dos dados, sendo que para os que não apresentaram normalidade foram submetidos às transformações sugeridas por Banzatto e Kronka (1989). Os dados foram submetidos à análise de variância para verificação de sua significância, sendo que nas

interações significativas realizou-se respectivo desdobramento e teste de médias. As médias foram comparadas entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Para os dados de produtividade, macro e microelementos da análise foliar usou-se o delineamento bifatorial no delineamento blocos ao acaso com parcelas subdivididas com b repetições (STORCK, ESTEFANEL e GARCIA, 1995).

Para verificação da normalidade dos dados usou-se o software Minitab, e para análise de variância foi usado o software Sisvar.

# 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

## 6.1 Análise de variância e desdobramentos, quando necessários, para os dados do percolado e solo

Na Tabela 6 são apresentados os resumos da análise de variância (ANOVA) para os teores de nitrogênio total (NTK) e nitrato ($NO^-_3$) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com ARS durante o desenvolvimento da cultura do milho.

Pode-se observar pela Tabela 6 que os valores de F para o elemento nitrato foram significativos para a causa de variação DAS e interação ARS x DAS. Para a causa de variação AD, os valores de F não foram significativos para ambos os elementos. Para o nitrogênio total, apenas o fator DAS apresentou valor de F significativo.

Os dados apresentam-se heterogêneos em função do CV ser maior que 30 % (GOMES, 1987).

Na Tabela 7 são apresentados os valores médios de nitrogênio total (mg $L^{-1}$) determinados no material percolado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 6. Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F para os teores de nitrogênio total (NTK) e nitrato ($NO_3^-$) para o lixiviado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura (ARS) durante o desenvolvimento da cultura do milho.

| Causas de variação | GL | F | |
|---|---|---|---|
| | | NTK ($mgL^{-1}$) | $NO_3^-$ ($mgL^{-1}$) |
| Bloco | 2 | $0,92^{ns}$ | $3,97^{ns}$ |
| ARS | 3 | $1,99^{ns}$ | $2,55^{ns}$ |
| Erro I | 6 | | |
| AD | 1 | $1,60^{ns}$ | $0,10^{ns}$ |
| ARS x AD | 3 | $1,29^{ns}$ | $0,48^{ns}$ |
| Erro II | 8 | | |
| DAS | 6 | 13,84* | 3,01* |
| ARS x DAS | 18 | $1,08^{ns}$ | 2,17* |
| AD x DAS | 6 | $0,35^{ns}$ | $0,78^{ns}$ |
| ARS x AD x DAS | 18 | $0,81^{ns}$ | $1,43^{ns}$ |
| Bloco x DAS | 84 | $0,82^{ns}$ | $0,44^{ns}$ |
| Erro III | 12 | | |
| Total | 167 | | |
| CV1 (%) | | 32,21 | 37,04 |
| CV II (%) | | 34,26 | 51,69 |
| CV III (%) | | 29,20 | 18,22 |

AD:adubação, ARS: água residuária da suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade.

Tabela 7. Valores médios de nitrogênio total (NTK) (mg $L^{-1}$), determinados no lixiviado coletado no desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com as taxas de aplicação de água residuária de suinocultura e períodos de coleta.

| Parâmetros | Períodos (DAS) | | | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 60 | 75 | 90 | 105 | 120 | 135 | 150 | |
| NTK ($mgL^{-1}$) | 0,00c | 0,00c | 0,416a | 0,416a | 0,416a | 0,416a | 0,25b | 0,27 |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

No início do desenvolvimento da cultura não foram encontradas concentrações de NTK no lixiviado, porém com o uso continuado da aplicação de ARS foi verificado a presença desse elemento no lixiviado. A menor média foi verificada aos 60 e 75 DAS, as quais diferiram das demais. Aos 90, 105 e 120 DAS, as médias mantiveram valores

iguais e diferiram dos 60, 75 e 150 DAS. Aos 150 DAS, os valores voltaram a aparecer no solo, com redução e diferindo dos anteriores. A partir dos 90 DAS, é que foi observado a presença do elemento no material lixiviado, as médias se mantiveram sem alteração, até 135 DAS. Aos 150 DAS o valor de NTK voltou a baixar porque nessa época foi feito uma aplicação apenas com água sem a presença do resíduo. A não existência desse elemento no início do experimento pode ter ocorrido devido à volatilização da amônia. Pelo fato da amônia ser um gás em condições normais de temperatura e pressão atmosférica, pode rapidamente volalitizar para a atmosfera ou reagir com prótons e compostos ácidos para formar íons ou compostos que variam em estabilidade. Além disso a amônia também tem alta afinidade com a água e essa reação é fundamental para determinar as perdas por volatilização (VLEK et al., 1981). Segundo Sherer, et al.; (1995) as perdas por volatilização da amônia podem ocorrer durante o armazenamento por longos períodos e principalmente após a aplicação no campo.

Os íons disponibilizados na solução do solo podem ser adsorvidos ao solo, absorvido pelas plantas, ou lixiviados das camadas superficiais do solo. Segundo Edward et al. (1972) alguns íons, quando disponibilizados na solução do solo, são rapidamente deslocados no perfil, como é o caso do N que, na forma de íons de nitrato, é altamente solúvel em água e apresenta grande mobilidade no solo. O nitrato, por ser um ânion, não é retido em solos cuja predominância de cargas seja negativa apresentando, por isso, grande potencial de lixiviação, o que pode causar sérios problemas de poluição causados às águas subterrâneas.

Fiori (2007) trabalhando com ARS em diferentes tempos de aplicação, observou que houve influência da ARS na concentração de NTK no volume percolado em função do tempo de aplicação do resíduo, esse aumento também foi observado por Caovilla et al. (2006) os quais verificaram aumento de concentração de nitrogênio total em função dos tratamentos aplicados.

Os dejetos de suínos frescos têm nitrogênio na forma orgânica que é convertida à amônia depois de aplicação no solo ou até mesmo durante o armazenamento. A amônia geralmente não lixivia até a zona de raiz, mas pode volatilizar como amônio, alguns microorganismos convertem amônio a $NO^-_3$ que é altamente solúvel e pode mover-se facilmente com a água, podendo facilmente contaminar águas superficiais, ou ser perdido pelo processo de desnitrificação (BAKHSH et al., 2000).

Os valores de nitrato indicam aumento da concentração do elemento nas águas lixiviadas para o lençol freático. Observa-se que as maiores concentrações do elemento foram observadas nas maiores taxas de aplicação. De acordo com a resolução do CONAMA nº 357 (2005), para águas superficiais, o limite para concentrações de $NO_3^-$ é de 10 mg $L^{-1}$, observa-se portanto, que os valores encontrados nas análises estão bem abaixo disso, porém, observa-se aumento considerável do elemento com relação as maiores dosagens de aplicação. O uso continuado da aplicação do resíduo no solo pode apresentar probabilidades de contaminação do lençol freático com $NO_3^-$.

Na Tabela 8 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de $NO_3^-$ (mg.$L^{-1}$) determinados no lixiviado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 8. Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de $NO_3^-$ (mg $L^{-1}$) determinados no lixiviado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Taxas ($m^3$ $ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | | | Média |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 60 | 75 | 90 | 105 | 120 | 135 | 150 | |
| 112,5 | 0,00aB | 0,16aB | 0,16aB | 0,16aB | 0,16aB | 0,16Ba | 0,16Ba | 0,14 |
| 225 | 0,33bAB | 0,33bAB | 0,50aAB | 0,33bB | 0,33bB | 0,33Bb | 0,33Bb | 0,35 |
| 337,5 | 0,66aA | 0,66aAB | 0,50bAB | 0,63aAB | 0,66aAB | 0,66ABa | 0,66Ba | 0,63 |
| 450 | 0,66bA | 0,83abA | 0,83abA | 1,00aA | 1,16aA | 1,50Aa | 1,16Aa | 1,02 |
| Médias | 0,41b | 0,50b | 0,50b | 0,53a | 0,54a | 0,58a | 0,50b | |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância.

Pela Tabela 8, observa-se que as médias relacionadas ao período apresentaram diferença significativa. A maior média foi observada aos 135 DAS, a qual não diferiu estatisticamente das médias apresentadas aos 105 e 120 DAS, e que diferiu das demais. A menor média foi observada aos 60 DAS, sem, no entanto, diferir das observadas aos 75, 90 e 150 DAS. Para as taxas de aplicação, nota-se que as médias não diferiram entre si. Já para

desdobramentos, para a taxa de 112,5 $m^3ha^{-1}$, não foram observadas diferenças em função do período. Para a taxa de 225 $m^3ha^{-1}$ a maior média foi observada aos 90 DAS, a qual diferiu estatisticamente das demais. Para os demais períodos as médias não diferiram entre si. A taxa de 337,5 $m^3ha^{-1}$, apresentou menor média aos 90 DAS, a qual diferiu das demais. Para os demais períodos não foram observadas diferenças significativas. Para a taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$, as menores médias foram observadas para os períodos de 60, 75 e 90 DAS, as quais apresentaram semelhança significativa. A maior média foi observada aos 135 DAS, diferindo estatisticamente apenas das apresentadas aos 60 DAS.

Apesar de maiores concentrações em função das maiores taxas de aplicação, esses valores são baixos, e sem riscos de contaminação das águas subterrâneas. Muchovej e Rechcigl (1995) consideram que concentrações de nitrato na água acima de 3 mg $L^{-1}$, são inadequadas; ainda segundo esses autores, a Organização Mundial de Saúde (OMS) estabelece, para água potável, concentração máxima aceitável de 10 mg $L^{-1}$, padrão adotado para o Brasil pela Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos do Ministério da Saúde.

A quantidade de ARS aplicada, bem como as precipitações são fatores que afetam a concentração de $NO_3^-$ no lixiviado, e isso foi constatado por Chang e Entz (1996), os quais alertaram que aplicações por longo tempo nos níveis máximos da recomendação representam risco à contaminação do solo e da água, sendo essa preocupação também ressaltada por Ingrid et al. (1997). Em função das concentrações do elemento encontradas no lixiviado, nota-se aumento considerável do elemento com relação as médias das taxas mais reduzidas de aplicação, embora muitas vezes sem demonstrar diferença significativa, o que pode vir a ocasionar problemas quando do uso consecutivo da aplicação de ARS, apesar dos valores encontrados estarem abaixo da concentração máxima aceitável que é de 10 mg $L^{-1}$.

Na Tabela 9 são apresentados os resumos da análise de variância (ANOVA) para os teores de nitrogênio total (N total), nitrato ($NO_3^-$), N orgânico, N inorgânico e amônia ($NH_4$) encontrados no solo dos lisímetros sob tratamento com ARS durante o desenvolvimento da cultura do milho.

Tabela 9. Resumo da análise de variância para os teores de nitrogênio total (N total), nitrato ($NO_3^-$), N orgânico, N inorgânico e amônia ($NH_4$) encontrados no solo dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura (ARS) durante o desenvolvimento da cultura do milho.

| Causas de variação | GL | F | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | N total ($mgL^{-1}$) | $NO_3^-$ ($mgL^{-1}$) | N orgânico ($mgL^{-1}$) | N inorgânico ($mgL^{-1}$) | $NH_4$ ($mgL^{-1}$) |
| Bloco | 2 | 0,12 $^{ns}$ | 11,37* | 0,88 $^{ns}$ | 0,01 $^{ns}$ | 0,68 $^{ns}$ |
| ARS | 4 | 0,35 $^{ns}$ | 2,80 $^{ns}$ | 1,41 $^{ns}$ | 0,70 $^{ns}$ | 1,8 $^{ns}$ |
| Erro I | 8 | | | | | |
| AD | 1 | 3,17 $^{ns}$ | 0,09 $^{ns}$ | 2,89 $^{ns}$ | 0,14 $^{ns}$ | 0,49 $^{ns}$ |
| ARS x AD | 4 | 0,48 $^{ns}$ | 3,26 $^{ns}$ | 0,49 $^{ns}$ | 1,21 $^{ns}$ | 0,35 $^{ns}$ |
| Erro II | 10 | | | | | |
| DAS | 4 | 0,84 $^{ns}$ | 7,85* | 1,04 $^{ns}$ | 2,98* | 19,22* |
| ARS x DAS | 16 | 0,21 $^{ns}$ | 1,94* | 0,27 $^{ns}$ | 1,41 $^{ns}$ | 2,14* |
| AD x DAS | 4 | 0,95 $^{ns}$ | 0,14 $^{ns}$ | 1,53 $^{ns}$ | 0,26 $^{ns}$ | 0,7 $^{ns}$ |
| ARS x AD x DAS | 16 | 0,56 $^{ns}$ | 2,10 $^{ns}$ | 0,36 $^{ns}$ | 1,01 $^{ns}$ | 0,7 $^{ns}$ |
| Bloco x DAS | 8 | 0,24 $^{ns}$ | 2,84* | 0,17 $^{ns}$ | 1,47 $^{ns}$ | 2,53* |
| Erro III | 72 | | | | | |
| Total | 149 | | | | | |
| CV1 (%) | | 11,69 | 12,84 | 10,46 | 16,32 | 9,09 |
| CV II (%) | | 11,85 | 22,99 | 9,69 | 18,03 | 6,61 |
| CV III (%) | | 16,65 | 20,23 | 18,21 | 17,85 | 9,12 |

AD:adubação, ARS: água residuária da suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade.

Pela Tabela 9, observa-se que para as formas de nitrogênio encontradas no solo,N total e N orgânico, os valores de F foram não significativos para todas as causas de variação. Já os parâmetros nitrato, N inorgânico e amônia, os valores de F foram significativos para a variação DAS. Os parâmetros amônia e N inorgânico, apresentaram valores de F significativos para a interação ARS x DAS. Nota-se ainda pela Tabela 9, que os valores do coeficiente de variação apresentaram dados de homogeneidade média, pelo fato dos valores se encontrarem na faixa de 0 - 20 % (GOMES, 1987) indicando uniformidades dos dados.

Na Tabela 10 são apresentados os valores médios dos elementos nitrogênio inorgânico (mg $L^{-1}$), N orgânico (mg $L^{-1}$) e nitrogênio total (NTK) (mg $L^{-1}$),

determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 10. Valores médios de nitrogênio inorgânico (mg $L^{-1}$), N orgânico (mg $L^{-1}$) e nitrogênio total (mg $L^{-1}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre s55(d3)1.5851(c)3.14736(u)-75.98293(l)-3.11043(v)TJ 284.391 0 8

Na Tabela 11 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de $NO_3^-$ (mg $L^{-1}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 11 Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de nitrato ($NO_3^-$) (mg $L^{-1}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Taxas ($m^3$ $ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | AS | 40 DAS | 70 DAS | 95 DAS | 200 DAS | |
| 0 | 41,86bA | 60,21 aA | 66,40aA | 47,85bB | 43,53bA | 51,97 |
| 112,5 | 38,00bB | 58,44aA | 58,08aA | 49,79abAB | 48,98abA | 50,65 |
| 225 | 51,75aAB | 53,29aA | 57,67aA | 56,87aAB | 46,82aA | 53,28 |
| 337,5 | 41,7bA | 58,62abA | 63,23aA | 60,41aAB | 51,85bA | 55,16 |
| 450 | 51,80abAB | 56,47abA | 55,36abA | 67,39aA | 46,89bA | 55,58 |
| Médias | 48,62bc | 57,41ª | 60,15a | 56,46ab | 47,61c | |

AS = Antes da semeadura, DAS = Dias após a semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Pela Tabela 11, nota-se que as médias diferiram em relação ao período analisado, sendo a maior média verificada aos 70 DAS, sem diferir estatisticamente das observadas aos 40 e 95 DAS. As menores médias foram observadas para a testemunha e aos 200 DAS, sem diferirem significativamente entre si.

Para as taxas de aplicação não foram verificadas diferenças significativas entre médias.

Para desdobramentos, verificou-se que para a taxa de 0 $m^3ha^{-1}$ a menor média foi observada para a testemunha, que diferiu estatisticamente das observadas aos 40 e 70 DAS, sendo igual as demais. Para aplicação de 112,5 $m^3ha^{-1}$ a menor média foi verificada AS, a qual diferiu da observada aos 40 e 70 DAS, sendo igual aos 95 e 200 DAS. A taxa de 225 $m^3ha^{-1}$não apresentou diferença entre períodos. Já a dose de 337,5 $m^3ha^{-1}$

apresentou maiores médias aos 70 e 95 DAS, as quais diferiram das médias observadas para a testemunha e aos 200 DAS. Para a dose de 450 $m^3ha^{-1}$, a maior média foi para 95 DAS e a menor aos 200 DAS, as quais diferiram estatisticamente entre si, sendo semelhante aos 40 DAS.

Deve-se considerar pelos dados apresentados na Tabela 11, que parte dos teores de nitrato verificados podem ser residuais de aplicações feitas na área antes da implantação do experimento, como pode ser observado pelas médias demonstradas pela testemunha, que antes da aplicação de ARS apresentou valores de 48,62 mg $L^{-1}$. Aos 200 DAS observa-se que as médias apresentaram redução, embora não verificadas estatisticamente, mas sim em valores, quando comparadas com o período anterior. Fato este verificado em função da aplicação de uma lâmina apenas com água, em função do nitrato ser um elemento que tem alta lixiviação. Observa-se que aos 90 DAS, as médias apresentaram redução, quando comparadas com o período anterior, exceto para a maior dosagem de aplicação. Essa variação pode ter ocorrido em função da absorção do elemento pela cultura.

Segundo Lopes (1989) pelo fato do nitrato ($NO_3^-$) apresentar carga negativa é pouco retido no solo, permanecendo como íon livre da água no solo, passível de ser lixiviado através do perfil de certos solos e sob certas condições pluviométricas, o que pode ter ocasionado a pequena movimentação do elemento no solo.

Segundo Muchovej e Recheigl (1994), as formas nítricas quando aplicadas diretamente na formulação de fertilizantes ou produzidas por nitrificação de amônio são rapidamente solúveis na solução do solo. Em alta solubilidade e fraca interação com a matriz do solo possibilitam que o ânion acompanhe a frente de umedecimento da água no solo, assim o nitrato tanto pode movimentar para baixo, sob condições de excessiva precipitação ou irrigação, quanto para cima por capilaridade, durante estações extremamente secas. Entretanto em solos positivamente carregados, os quais tem capacidade de troca aniônica, não desprezível o nitrato pode ser adsorvido. A textura do solo e o conteúdo da matéria orgânica tem maior influência nas perdas por lixiviação. Solos de textura mais grosseira e de baixo conteúdo de matéria orgânica tendem a permitir maiores perdas de nitrato por lixiviação, enquanto as menores perdas devem ocorrer para solos argilosos.

As concentrações de nitrato observadas no perfil, estão muito próximas das verificadas por Exner, et al. (1991), que verificaram movimento profundo de

nitrato, em diferentes taxas de aplicação, sob condições de irrigação, cujos resultados indicaram que 95% do nitrato foi lixiviados para baixo da zona radicular da cultura e as concentrações médias de nitrato variaram de 34 a 70 mg $L^{-1}$.

Segundo Oliveira (1993), em condições normais de solo cultivado, o amônio é oxidado a nitrato, íon de carga negativa, que se move mais livremente com a água do solo. A lixiviação pode ocorrer se o nitrato estiver presente em grandes quantidades no solo antes do plantio, quando a cultura não estiver utilizando esse nutriente com rapidez ou, ainda, quando a irrigação ou a chuva excederem a capacidade de retenção do solo e o requerimento de água pela cultura. Como a lâmina aplicada acompanhava as médias de precipitação ocorridas na região, em alguns momentos, a quantidade de água adicionada ao solo foi maior do que a quantidade de água requerida pela cultura isso pode ter ocasionado maior lixiviação desse elemento.

Na Tabela 12 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de amônia ($NH_4^+$) ($mgL^{-1}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 12 Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de amônia ($NH_4^+$) ($mgL^{-1}$) determinados do solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Taxas ($m^3$ $ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | AS | 40 DAS | 70 DAS | 95 DAS | 200 DAS | |
| 0 | 4,21aA | 4,47aA | 4,23aA | 4,58aA | 4,37aA | 4,37 |
| 112,5 | 3,96bA | 4,06abA | 4,10abcB | 4,63aA | 4,70aA | 4,29 |
| 225 | 3,93cA | 4,37abA | 4,07abA | 4,62aA | 4,86aA | 4,37 |
| 337,5 | 3,82bA | 4,16abA | 3,94bA | 4,68aA | 4,78aA | 4,27 |
| 450 | 4,03bcA | 4,07bcA | 3,74cA | 4,61abA | 4,86aA | 4,72 |
| Médias | 3,99 | 4,22 | 4,13 | 4,63 | 4,72 | |

AS = Antes da Semeadura, DAS = Dias Após a Semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Para o parâmetro amônia, as médias gerais não apresentaram diferença significativa para períodos e taxas de aplicação.

Para a taxa de 0 $m^3$ $ha^{-1}$, não foram observadas diferenças significativas para o período. Para a taxa de 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$verifica-se que a maior média foi aos 200 DAS, a qual diferiu apenas da observada antes da semeadura, que apresentou menor média. Para a taxa de 225 $m^3$ $ha^{-1}$ a menor média foi verificada para a testemunha, que diferiu das demais. A maior média foi observada aos 200 DAS, a qual não diferiu estatisticamente das observadas aos 40, 70 e 95 DAS. Para a taxa de 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$, a menor média foi verificada para a testemunha, sem diferir no entanto das verificadas aos 40 e 70 DAS. A maior média foi verificada aos 200 DAS, a qual não diferiu estatisticamente dos 40 e 95 DAS.

Ainda na Tabela 12, observa-se que as médias de amônia foram proporcionais ao aumento da ARS. Para as menores taxas de aplicação a concentração do elemento no solo foi reduzida. Aos 200 DAS, mesmo depois de interrompida a aplicação da ARS ainda foram encontradas concentrações do elemento no solo. As menores médias observadas aos 70 DAS, para as taxas de 225, 337,5 e 450 $m^3$ $ha^{-1}$, podem estar relacionadas ao período de maior demanda do elemento pela cultura. Como nas maiores lâminas havia maior disponibilidade do elemento, o mesmo pode ter sido mais facilmente aproveitado pela cultura.

Fleming e Bradshaw (1992), observaram perdas de nitrogênio amoniacal no início da aplicação de dejetos suínos no solo, pelo fato de haver microorganismos que convertem o amônio em nitrato. O aumento na concentração de amônia observado aos 125 DAS pode ser entendido pelo processo de mineralização da matéria orgânica no solo, pois coincide com o aumento da quantidade de ARS adicionada ao solo, e neste momento a cultura não mais necessita de nutrientes, pois esta se encontra próxima da colheita. De acordo Moreira e Siqueira (2002), com a mineralização da matéria orgânica do solo, da qual fazem parte as reações de amonificação e nitrificação, são transformados, em média, de 2 % a 5 % do N orgânico, esse processo pode ter originado ainda o aumento da matéria orgânica observada no solo.

Na Tabela 13 são apresentados os resumos da análise de variância (ANOVA) para fósforo (P) e potássio (K) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com ARS durante o desenvolvimento da cultura do milho.

Tabela 13. Resumo da análise de variância para os resultados de fósforo (P) e potássio (K) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura (ARS) durante o desenvolvimento da cultura do milho.

| Causas de Variação | GL | F | |
|---|---|---|---|
| | | K ($mgL^{-1}$) | P ($mgL^{-1}$) |
| Bloco | 2 | 1,28 $^{ns}$ | 3,20 $^{ns}$ |
| ARS | 3 | 0,86 $^{ns}$ | 0,84 $^{ns}$ |
| Erro I | 6 | | |
| AD | 1 | 0,02 $^{ns}$ | 0,14 $^{ns}$ |
| ARS x AD | 3 | 0,08 $^{ns}$ | 1,08 $^{ns}$ |
| Erro II | 8 | 6,71 | |
| DAS | 6 | 2,74* | 8,06* |
| ARS x DAS | 18 | 1,61* | 1,27 $^{ns}$ |
| AD x DAS | 6 | 0,55 $^{ns}$ | 1,74 $^{ns}$ |
| ARSx AD x DAS | 18 | 0,93 $^{ns}$ | 1,11 $^{ns}$ |
| Bloco x DAS | 84 | | 3,65* |
| Erro III | 12 | | |
| Total | 167 | | |
| CV1 (%) | | 41,12 | 16,18 |
| CV II (%) | | 53,04 | 15,02 |
| CV III (%) | | 19,26 | 4,99 |

AD:adubação, ARS: água residuária de suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade.

Nota-se pela Tabela 13 que os valores de F foram significativos para a causa de variação DAS para ambos os parâmetros. Para o elemento K os valores de F foram significativos para a interação ARS x DAS. Observa-se que para fósforo os valores de F apenas foram significativos para a causa de variação DAS. Observando os valores de coeficiente de variação, percebe-se que o potássio apresentou dados mais dispersos, já o fósforo apresentou valores médios de coeficiente de variação mais próximos a 20 % .

Na Tabela 14 são apresentados os valores médios de fósforo (mg $L^{-1}$) determinados no lixiviado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Nota-se pela Tabela 14 que a maior média foi observada aos 135 DAS, a qual não diferiu apenas da média observada aos 150 DAS. As menores médias foram observadas aos 75 e 105 DAS, as quais foram iguais estatisticamente, e diferiram das demais.

Tabela 14 Valores médios de fósforo (mg $L^{-1}$) determinados no lixiviado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Parâmetro | Períodos (DAS) | | | | | | | Média |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 60 | 75 | 90 | 105 | 120 | 135 | 150 | |
| P | 0,00236c | 0,00058d | 0,00233c | 0,00078d | 0,03317b | 0,05346a | 0,04453ab | 0,01960 |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Nota-se que a lixiviação do fósforo no perfil do solo após a aplicação da água residuária é pequena. Eghball et al. (1997), aplicaram 60 kg $ha^{-1}$ de fósforo em faixas e observaram que a descida do fósforo foi de apenas 4 cm em três diferentes tipos de solo. Contudo, a movimentação em profundidade do elemento pode ser maior quando se associa altas doses de fertilização mineral com adição de resíduos orgânicos. Alguns trabalhos indicam que a lixiviação do fósforo com a aplicação de fertilizantes e resíduos orgânicos, apresenta maior mobilidade do fósforo no solo na forma orgânica. Os teores de fósforo encontrados no percolado, indicam maior concentração do elemento ao final do período analisado. As concentrações de fósforo no material percolado foram baixas, não indicando problemas com relação a esse elemento no percolado, pois todas as doses de ARS apresentaram concentrações abaixo das indicadas pelo CONAMA (2005), que é de 0,025 mg $L^{-1}$ para águas superficiais. Baixas concentrações de fósforo em águas residuárias devem-se à baixa mobilidade deste nutriente no solo, sendo este provavelmente adsorvido pelas partículas do solo, absorvido pelas plantas e o restante precipitado (BASSO, 2003).

A aplicação de águas residuárias aumentaram os níveis de fósforo disponível e potássio no solo, porém em pequenas quantidades. Esse fato provavelmente ocorreu por ser a água residuária de suinocultura fonte rica nesses nutrientes, aliado a pouca mobilidade do fósforo no solo. Além disso, a matéria orgânica ajuda a manter estes nutrientes disponíveis, na forma trocável. Resultados semelhantes foram encontrados por Chateaubriand (1988), Oliveira e Parizotto (1994) e Campelo (1999) em trabalhos com águas residuárias de suinocultura.

Na Tabela 15 são apresentados os resumos da análise de variância (ANOVA) para potássio (K), fósforo (P), matéria orgânica (MO), soma de bases (SB) e

percentagem de saturação por bases (V%) encontrados no solo dos lisímetros sob tratamento com ARS durante o desenvolvimento da cultura do milho.

Tabela 15. Resumo da análise de variância para os teores de potássio (K), fósforo (P), matéria orgânica (MO), soma de bases (SB) e percentagem de saturação por bases (V%) encontrados no solo dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura (ARS) durante o desenvolvimento da cultura do milho.

| Causas de Variação | GL | F | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | K ($mgL^{-1}$) | P ($mgL^{-1}$) | MO ($g\ dm^{-3}$) | SB $mmol_c dm^{-3}$ | V % |
| Bloco | 2 | 5,67 $^{ns}$ | 3,91 $^{ns}$ | 1,32 $^{ns}$ | 4,49 $^{ns}$ | 2,13 $^{ns}$ |
| ARS | 4 | 32,77 $^{ns}$ | 1,91 $^{ns}$ | 0,34 $^{ns}$ | 10,36* | 4,34 $^{ns}$ |
| Erro I | 8 | | | | | |
| AD | 1 | 1,23 $^{ns}$ | 3,04 $^{ns}$ | 2,14 $^{ns}$ | 0,23 $^{ns}$ | 1,15 $^{ns}$ |
| ARS x AD | 4 | 0,16 $^{ns}$ | 1,75 $^{ns}$ | 0,09 $^{ns}$ | 1,15 $^{ns}$ | 1,03 $^{ns}$ |
| Erro II | 10 | | | | | |
| DAS | 4 | 44,56* | 16,02* | 10,21* | 22,97* | 10,85* |
| ARS x DAS | 16 | 3,72* | 2,68* | 0,58 $^{ns}$ | 1,58 $^{ns}$ | 1,36 $^{ns}$ |
| AD x DAS | 4 | 2,31 $^{ns}$ | 3,68* | 0,08 $^{ns}$ | 1,59 $^{ns}$ | 0,99 $^{ns}$ |
| ARSx ADxDAS | 16 | 1,47 $^{ns}$ | 1,54 $^{ns}$ | 0,58 $^{ns}$ | 1,23 $^{ns}$ | 0,92 $^{ns}$ |
| Bloco x DAS | 8 | 1,58 $^{ns}$ | 1,66 $^{ns}$ | 0,43 $^{ns}$ | 3,54 $^{ns}$ | 2,34* |
| Erro III | 72 | | | | | |
| Total | 149 | | | | | |
| CV1 (%) | | 12,46 | 47,92 | 27,95 | 14,26 | 13,54 |
| CV II (%) | | 17,41 | 36,97 | 24,58 | 07,88 | 24,73 |
| CV III (%) | | 16,20 | 27,07 | 13,77 | 14,14 | 10,39 |

AD:adubação, ARS: água residuária de suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade.

Através da Tabela 15, nota-se que todos os parâmetros apresentaram valores de F significativos para o fator DAS. A interação AD x DAS apresentou significância apenas para o fósforo. Nota-se que a interação ARS x DAS foi significativa para os elementos fósforo e potássio. A soma de bases indica valor de F significativo para a variação AD. A matéria orgânica demonstrou diferença significativa para a causa de variação DAS.

Através da Tabela 15, nota-se que os elementos potássio, soma de bases e V% apresentaram dados com homogeneidade média, já os elementos fósforo e matéria orgânica apresentaram dados de pouca homogeneidade, de acordo com os intervalos sugeridos por Gomes (1987).

Na Tabela 16 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de fósforo ($mgL^{-1}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 16. Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de fósforo ($mg\ L^{-1}$) determinados do solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Taxas ($m^3\ ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | AS | 40 DAS | 70 DAS | 95 DAS | 200 DAS | |
| 0 | 14,62aAB | 14,66aA | 14,79aA | 14,06aC | 14,26aB | 14,47 |
| 112,5 | 13,40bB | 13,89bA | 13,93bA | 21,98aB | 14,38bB | 15,51 |
| 225 | 16,85bA | 16,27bA | 17,03bA | 26,24aAB | 22,64aA | 19,80 |
| 337,5 | 11,22bB | 13,99bA | 17,43abA | 24,63aAB | 17,05abAB | 16,86 |
| 450 | 13,57bAB | 15,83bA | 19,22bA | 29,70aA | 16,73bAB | 18,95 |
| Médias | 13,93 | 14,93 | 16,48 | 23,32 | 17,01 | |

AS = Antes da semeadura, DAS = Dias após a semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Nota-se na Tabela 16, que o fósforo apresentou aumento nas concentrações no solo em função do período, sem porém apresentar diferença estatística. Para a taxa de 0 $m^3ha^{-1}$, percebe-se que não ocorreram alterações ao longo do tempo, ou seja as médias não apresentaram diferença significativa ao longo do estudo. Para a taxa de 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$ nota-se que a maior média foi observada aos 95 DAS, a qual diferiu das demais. Para os demais períodos em função dessa lâmina de aplicação, não foram observadas diferenças estatísticas. Para a taxa de 225 $m^3\ ha^{-1}$ as maiores médias foram observadas aos 95 e 200 DAS, as quais não diferiram das demais. Já a taxa de 337,5 $m^3\ ha^{-1}$, apresentou a maior média aos 95 DAS, sem diferir estatisticamente das médias apresentadas aos 70 e 200 DAS. Para a maior dosagem de aplicação de ARS (450 $m^3\ ha^{-1}$), as médias mais elevadas foram observadas aos 90 DAS, a qual diferiu das demais. Os demais períodos apresentaram médias sem diferenças significativas.

Para períodos, observa-se que para a testemunha, a maior média foi verificada para a taxa de 225 $m^3$ $ha^{-1}$, a qual diferiu das demais médias. Aos 40 e 70 DAS não foram observadas diferenças significativas para as taxas de aplicação. Já para o período de 90 DAS, a menor média foi observada para a taxa de 0 $m^3$ $ha^{-1}$, a qual diferiu das demais, e a maior para a taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$, a qual diferiu da taxa de 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$. Aos 200 DAS, a maior dosagem foi verificada para a taxa de 225 $m^3ha^{-1}$, a qual não diferiu estatisticamente das doses de 337,5 e 450 $m^3$ $ha^{-1}$. As menores dosagens foram verificadas para as taxas de 0 e 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$.

À medida que foi feita a aplicação da ARS, os índices do elemento no solo apresentaram indicativos de aumento. Para a taxa de aplicação de 0 $m^3$ $ha^{-1}$, e para as amostras realizadas antes da semeadura, os índices de solo se mantiveram baixos. Com o aumento das taxas de aplicação, as concentrações de fósforo no solo foram aumentando, sendo que aos 95 DAS foram verificadas as maiores médias. Os índices de fósforo no solo estão na faixa considerada média para o solo e para a cultura do milho (COELHO e FRANÇA, 1995), os quais especificam limites compreendidos entre 16 - 40 mg $L^{-1}$.

Os dados observados no estudo estão de acordo com Berwanger (2006), que verificou aumento nos índices de fósforo no solo em função do aumento de aplicação de doses de ARS. O autor, utilizando lâminas de 480 e 960 $m^3$ $ha^{-1}$, verificou que a migração do fósforo foi observada em todas as profundidades, ficando mais evidente na profundidade de 15 cm . O autor relata ainda que aplicações de ARS na dosagem 960 $m^3ha^{-1}$, durante quatro anos, supre a necessidade da cultura conforme Comissão de Fertilidade do Solo - RS/SC (2004), e a quantidade excedente aplicada com dejetos vai acumulando no solo. A continuidade das aplicações de dejeto líquido de suíno nesta área provavelmente elevará cada vez mais os teores de fósforo no solo. Aplicando uma quantidade acumulada de 560$m^3$ $ha^{-1}$, durante 4 anos, Ceretta et al. (2003) obtiveram 1664 mg $L^{-1}$ de fósforo disponível em solo na camada de 0 - 2,5 cm em área de pastagem natural, sobre a qual Durigon et al. (2002) relatam que a quantidade de fósforo absorvida pelas plantas da pastagem natural é muito pequena em relação à aplicada pelo dejeto, tanto que o máximo encontrado de P acumulado em plantas de pastagem natural foi de 8,1 % do total de P aplicado com uma quantidade acumulada de dejeto de suíno de 560 $m^3$ $ha^{-1}$, durante 4 anos e isso justificaria o acúmulo no solo no presente trabalho.

A mobilidade de fósforo no solo é muito pequena, e por isso as perdas por lixiviação em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (BASSO, 2003; LOPES, 1995; STEFANUTTI, 1995), devido a isso observa-se baixas concentrações do elemento no percolado. Nesse sentido, Kao e Blanchar (1973), observaram que após 82 anos de contínua aplicação de estercos e fertilizantes há uma quantidade significativa de fósforo disponível a uma profundidade de 1,0 a 1,4 m. Comparando-se a lixiviação de fósforo com a aplicação de fertilizantes e resíduos orgânicos, alguns autores verificaram que ocorre maior mobilidade de fósforo no solo na forma orgânica (MOZAFFARI e SIMS, 1994, EGHBALL et al.;1996).

O tipo de solo é um importante fator que controla a movimentação vertical do fósforo no perfil do solo, pois dependendo desse se pode ter uma maior interação entre solo e a solução que percola no perfil, aumentando assim a possibilidade de adsorção do fósforo.

Stefanutti et al. (1995) observaram que o teor de P disponível no solo aumentou consideravelmente com a aplicação da ARS ao longo do tempo. Aos 8,3 meses de aplicação de esterco, o aumento na quantidade de P disponível na camada 0-10 cm foi de 242 % e 580 % com aplicação de 20 e 40 $m^3$ $ha^{-1}$, respectivamente; aos 48 meses. O incremento foi de 3,94 % e 6,71 % com as doses de 20 e 40 $m^3$ $ha^{-1}$, respectivamente, atingindo teores extremamente altos de P disponível no solo, uma vez que, para esta condição de solo, teores de P acima de 24 mg $L^{-1}$ são considerados altos (CQFS-RS/SC, 1995).

Esses resultados evidenciam que se deve atentar para o potencial poluente do P no ambiente, evitando-se a aplicação de altas doses de água residuária em pequenas áreas, e adotando-se medidas técnicas que permitam maior taxa de infiltração da água no solo, e sistemas de culturas que proporcionem a produção e manutenção de altas quantidades de resíduos vegetais sobre a superfície do solo, a fim de diminuir o escoamento superficial. Embora em alguns casos as perdas de P sejam pequenas, mesmo concentrações relativamente baixas (0,01 mg $L^{-1}$ de P solúvel ou 0,02 mg$L^{-3}$ de P total) são suficientes para causar eutroficação (SHARPLEY e REKOLAINEN, 1997).

Doblinski et al. (2007) trabalhando com lixiviação de N, P e K na cultura do feijão irrigado com ARS, verificaram que ocorreu aumento gradativo de fósforo nas camadas mais superficiais do perfil, conforme a dose de água residuária aplicada (50, 100, 150

e 200 $m^3ha^{-1}$). Também se observou que a partir da testemunha esta quantidade foi aumentando linearmente.

Na Tabela 17 são apresentados os desdobramentos da interação porcentagem de adubação química aplicada no solo x períodos de coleta para os valores médio de fósforo (mg $L^{-1}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 17. Desdobramento da interação porcentagens de adubação química aplicada no solo x períodos de coleta para os valores médios de fósforo (mg $L^{-1}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com as taxas de aplicação de água residuária de suinocultura.

| AD (%) | Períodos (DAS) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0 | 40 | 70 | 90 | 125 | |
| 50 | 11,39bB | 14,93abA | 17,50abA | 22,17aA | 15,46abA | 16,29 |
| 75 | 13,87bA | 14,93bA | 15,46bA | 24,47aA | 18,57bA | 17,46 |
| Médias | 12,63c | 14,93b | 16,48b | 23,32a | 17,01b | |

AD = Doses de adubação química. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Observa-se pela Tabela 17, que as concentrações de fósforo no solo diferiram entre fontes de adubação química usadas. A dosagem de 75 % de adubação química demonstrou maior concentração do elemento para o solo, sem no entanto, diferir estatisticamente da dosagem de 50 %. Para períodos, as médias gerais demonstram que a maior concentração do elemento foi verificada aos 90 DAS, a qual diferiu das demais. Já a menor média foi verificada antes da semeadura, e também diferiu das demais médias. Os períodos referentes a 40, 70 e 125 DAS não apresentaram diferença entre si e foram diferentes da menor e maior média.

Para desdobramentos, nota-se que a adubação de 50 % apresentou maior média aos 90 DAS, a qual diferiu da menor, observada aos 0 DAS. Para os demais períodos as médias foram estatisticamente iguais. Para AD de 75 %, a maior média também foi observada aos 90 DAS, a qual diferiu das demais. Embora, o menor valor tenha sido verificado para a testemunha, estatisticamente, as médias foram iguais para os demais

períodos. Analisando períodos, nota-se que apenas a testemunha apresentou diferença significativa para as médias, sendo a maior observada para a taxa de 75 % de AD. Nos demais períodos não foram observadas diferenças entre médias. Apesar de terem apresentado essas diferenças, nota-se que as concentrações do elemento no solo, podem ser consideradas baixas, quando comparadas aos valores médios citados por STEFANUTI (1995), o qual ressalta que concentrações de 24 mg $L^{-1}$, originam problemas de contaminação no solo. Aos 90 DAS foram observadas as maiores médias (24,47 mg $L^{-1}$), esse valor, segundo o autor, indica problemas de contaminação no solo, porém, aos 200 DAS, quando foram cessadas as aplicações de ARS esses valores voltaram a reduzir. A igualdade das médias observadas para a porcentagem de adubação química, pode estar relacionada ao fato da proximidade das dosagens usadas, ou seja, o intervalo usado entre as diferentes adubações pode ter sido muito próximo, originando a igualdade nas informações.

Segundo Basso (2003) o tipo de 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 solo e solução percolada no perfil, aumentando assim, a possibilidade de adsorção do solo. Portanto, apesar dos aumentos observados e da diminuição do elemento no solo em função da interrupção da aplicação da ARS, deve-se atentar para o tipo de solo que se está trabalhando.

De forma geral, Sherer et al. (1995) trabalhando com ARS e observando níveis de elementos no solo constataram que os teores e formas de nutrientes variaram conforme a forma de estocagem e, no caso de esterqueiras, ocorre muita variabilidade de elementos. As formas de fósforo encontradas nas bioesterqueiras ou esterqueiras estão relacionadas com a dieta fornecida aos animais (SHERER et al.,1995; DOURMAD et al., 1999; KLEINMAN et al., 2005). Devido a isso e outros fatores, existe uma grande variação nos teores de nutrientes encontrados nos dejetos e esta variação pode ser até mesmo dentro da própria granja (PERDOMO et al., 2001). Portanto, é difícil a caracterização dos dejetos de suínos uma vez que as diferentes formas sólida, líquida ou pastosa, podem variar consideravelmente, conforme o grau de diluição.

Na Tabela 18 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de $K^+$ (mg $L^{-1}$) determinados no solo

coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 18. Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de K (mmol $dm^{-3}$) determinados do solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

| Taxas ($m^3$ $ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | AS | 40 DAS | 70 DAS | 95 DAS | 200 DAS | |
| 0 | 2,93aA | 3,85aA | 4,06aA | 3,81aAB | 3,38aAB | 3,60 |
| 112,5 | 0,99bB | 1,39abB | 1,96abB | 2,39aB | 2,19aB | 1,78 |
| 225 | 1,22cB | 2,33bcB | 2,27abB | 3,47aB | 2,42abAB | 2,34 |
| 337,5 | 0,85cB | 1,76bcB | 2,09bB | 3,97aAB | 3,68 aA | 2,47 |
| 450 | 0,74cB | 1,64cB | 3,08aB | 5,06aA | 3,54abA | 2,81 |
| Médias | 1,34c | 2,19c | 2,69b | 3,74a | 3,04ab | |

AS = Antes da semeadura, DAS = Dias após a semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

As maiores médias de $K^+$ foram observadas aos 95 DAS, a qual não diferiu da apresentada aos 200 DAS, e sim das demais. A menor média foi observada para a testemunha, sem diferir dos 40 DAS. A média apresentada aos 70 DAS foi estatisticamente igual a verificada aos 200 DAS.

Verifica-se também pela Tabela 18 que as taxas de aplicação não apresentaram diferenças significativas.

Para desdobramentos, verifica-se que a taxa de 0 $m^3$ $ha^{-1}$ apresentou médias iguais entre si ao longo do tempo. Já a taxa de 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$ apresentou maiores médias aos 95 e 200 DAS, as quais foram iguais entre si e semelhantes às apresentadas aos 40 e 70 DAS, porém, diferente da observada antes da semeadura. Para a taxa de 225 $m^3$ $ha^{-1}$, a maior média foi observada aos 95 DAS, sendo semelhante aos 70 e 200 DAS. A menor média foi verificada antes da semeadura, a qual foi semelhante aos 40 DAS. As médias observadas aos 40, 70 e 200 DAS foram semelhantes entre si. A taxa de 337,5 $m^3ha^{-1}$, apresentou a maior média aos 90 DAS, a qual não diferiu dos 200 DAS. A menor média foi observadas antes da semeadura a qual foi estatisticamente igual aos 40 DAS, e diferente dos 70 DAS. A maior taxa

de aplicação apresentou maior média aos 95 DAS, sem diferir da apresentada aos 200 DAS. A menor média foi verificada antes da semeadura sendo semelhante a observada aos 40 DAS. As médias apresentadas aos 70 DAS somente foram semelhantes a observada aos 200 DAS.

Com relação aos períodos, observa-se na Tabela 31 que antes da semeadura, aos 40 e 70 DAS, as maiores médias foram observadas para a taxa de 0 $m^3$ $ha^{-1}$, a qual diferiu das demais. As demais taxas foram semelhantes entre si. Aos 95 DAS a maior media foi verificada para a taxa de 450 $m^3ha^{-1}$, sendo semelhante a de 337,5 e 0 $m^3ha^{-1}$, e diferindo das demais. Aos 200 DAS as maiores médias foram para as taxas de 337,5 e 450 $m^3$ $ha^{-1}$, as quais foram iguais entre si e semelhantes as de 225 e 0 $m^3$ $ha^{-1}$, e diferiram da apresentada aos 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$.

Observa-se que a menor taxa de aplicação foi responsável pela maior concentração do elemento no solo, isso pode ter ocorrido em função do mesmo não ter sido incorporado ao solo na implantação do experimento. E também, em função disso, o solo se apresentava bastante compactado, o que dificultava a coleta para realização das análises. Era possível visualizar que no solo havia partículas da adubação química, o que pode ter ocasionado alterações nos resultados.

Com relação às dosagens de ARS aplicadas, observa-se que as maiores concentrações foram nas maiores lâminas de

pl.85543(A)-0.85543(S)-6.22086( )-0.992

concen

para as dosagens mais elevadas de ARS. Salienta-se que no momento em que foi interrompida a aplicação da ARS, sendo fornecido ao solo apenas água sem a presença do resíduo, esses valores foram diminuídos e parte do $K^+$ pode ter lixiviado para as camadas mais profundas como observado na Tabela 30, demonstrando as concentrações de $K^+$ no lixiviado.

Doblinski et al. (2007) verificaram que os altos níveis de $K^+$ nas camadas mais superficiais do solo ocorrem em função da dosagem empregada no tratamento, pois, o $K^+$, assim como o P, também apresenta fixação, em menor quantidade, mas principalmente através da adsorção no complexo de troca do solo. Nota-se que as concentrações de potássio no solo foram elevadas.

Rosolem (2006) analisando índices de $K^+$ no solo, verificou que altos índices pluviométricos e de cargas de dejetos aplicados no solo influenciaram na condição da adubação potássica. O K que fica na solução do solo é passível de lixiviação às camadas mais profundas para profundidade de 4–8 cm (região de crescimento radicular), onde se verifica resposta linear dos teores de K trocável e não trocável com o aumento da lâmina de água da chuva. Justificando a maior percolação deste íon no solo. A aplicação das lâminas no experimento variaram entre 64 a 100 mm. As maiores lâminas potencializaram a lixiviação do K.

De acordo com as recomendações sugeridas por Alvarez et al.; (1999), citados por Coelho (2006), valores de K acima de 120 mg $L^{-1}$, são considerados muito bons, para a fertilidade do solo. Analisando a média do período nota-se que AS os teores de K no solo eram considerados baixos, com o incremento da água residuária de suinocultura esses valores foram aumentados, passando da faixa de bom, para muito bom.

Na Tabela 19 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de potássio (mg $L^{-1}$) determinados no lixiviado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Nota-se pela Tabela 19 que as médias entre períodos diferiram estatisticamente entre si. Sendo a maior média observada aos 105 DAS, sem apresentar diferença significativa das observadas aos 90, 105, 120, 135 e 150 DAS. As menores médias foram observadas aos 60 e 75 DAS, sendo semelhantes aos 150 DAS. Para taxas de aplicação não foram verificadas diferenças significativas.

Tabela 19. Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de K (mg $L^{-1}$) determinados do lixiviado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Taxas ($m^3ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 60 | 75 | 90 | 105 | 120 | 130 | 150 | |
| 112,5 | 1,02cA | 1,12bcA | 1,25abA | 1,52abA | 1,33abA | 1,58aB | 1,12bcA | 1,27 |
| 225 | 1,23bA | 1,36abA | 1,31abA | 1,29bA | 1,34abA | 1,76aA | 1,35abA | 1,37 |
| 337,5 | 1,10bA | 1,25abA | 1,40abA | 1,46abA | 1,55aA | 1,27abB | 1,40abA | 1,30 |
| 450 | 1,03cA | 1,13abA | 1,32abcA | 1,60aA | 1,49abA | 1,50abA | 1,17abcA | 1,32 |
| Médias | 1,09c | 1,21bc | 1,40ab | 1,47a | 1,43ab | 1,39ab | 1,24abc | |

NOTA: DAS = Dias após a semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Quanto ao desdobramento, nota-se para a taxa de 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$, que a maior média foi verificada aos 130 DAS, a qual foi semelhante a observada aos 90, 105 e 120 DAS. A menor média foi aos 60 DAS, sendo semelhante a observada aos 75 e 150 DAS. Para a taxa de 225 $m^3$ $ha^{-1}$ a maior média foi aos 135 DAS, a qual foi semelhante aos 75, 90, 120 e 135 DAS. A menor média foi observada aos 60 DAS a qual foi igual aos 105 DAS, diferiu dos 135 DAS e foi semelhante aos demais. A taxa de 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$, demonstra médias mais baixas aos 60 DAS, a qual difere dos 120 DAS e é semelhante as demais. A taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$, indica menores médias aos 60 DAS, não diferindo das observadas aos 90 e 150 DAS. A maior média foi verificada aos 105 DAS a qual diferiu das observadas aos 60 DAS, sendo semelhante aos demais períodos.

Entre períodos, percebe-se que as médias somente apresentaram diferença aos 135 DAS, sendo as maiores médias verificadas para as taxas de 450 e 225 $m^3$ $ha^{-1}$,as quais apenas diferiram para as taxas de 0 e 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$.

Observa-se que as médias do $K^+$ , apesar de baixas, apresentaram tendência a aumentar ao longo do tempo. Esses índices reduzidos da concentração do elemento no percolado podem estar relacionados a baixa mobilidade do elemento. O $K^+$ em altas concentrações no solo pode vir a ocasionar salinização do mesmo, limitando a

produtividade das grandes culturas econômicas e culminando na inviabilização das práticas agrícolas. As concentrações elevadas do elemento no percolado também podem ocasionar salinização do lixiviado, através da RAS (Razão de Adsorção de sódio), quando em conjunto com elementos $Na^+$ e $Ca^{2+}$, mas como todos os elementos apresentam concentrações baixas, não há riscos de sodificação das mesmas.

De acordo com Barcellos (1992) o K, encontra-se totalmente na forma mineral, solúvel e possui um efeito residual mais curto. Plantas com alta taxa de absorção de $K^+$ diminuem suas perdas potenciais no sistema. Devido a isso, observam-se baixas concentrações no lixiviado. A ordem de absorção do elementos para o milho é N, K e P. Essa absorção aliada a pequena mobilidade do elemento pode ter originado as baixas concentrações no percolado. A exigência total de $K^+$ pelas plantas de milho, até a colheita das espiguetas é de 190 Kg $ha^{-1}$ de K, sendo exportados através das espiguetas aproximadamente 20 kg $ha^{-1}$ de K (VASCONCELLOS, 2001).

A aplicação de K foi efetuada através da adubação química + aplicação do resíduo ao longo do período. Em função disso, as diferenças entre os tratamentos podem ser justificadas pelo fato da cultura ter absorvido o elemento, ficando porém parte dele disponível para ser lixiviado.

Paglia et al. (2007) observando doses de potássio na lixiviação de solo com lodo de esgoto verificaram que os índices de Ca e Mg foram maiores nas primeiras lixiviações, através de um perfil de solo sem cultivo, o K na solução lixiviada obteve aumento a medida que se aumentou a dosagem de $K_2O$ na solução aplicada. Apesar de baixas, os elementos indicaram aumento da concentração do elemento ao longo do tempo.

Para Scherer et al. (1995) o K se encontra quase que totalmente na forma mineral em águas residuárias. Como observado na Tabela 30, houve tendência de aumento da quantidade lixiviada com o aumento da lâmina aplicada. Nota-se que após 105 DAS as concentrações de K no percolado aumentaram independente da lâmina de aplicação usada, isso pode ter ocorrido em função da absorção do K pela cultura ser maior até os 100 DAS. O que está de acordo com Malavolta (1997), pois segundo o autor nos 30 primeiros dias do ciclo da cultura do milho, a planta absorve somente cerca de 4,4 % das suas necessidades de K, sendo que até os 90 dias após o plantio estarão complet91.744(d)-1191.74.101.388(p)-1.982a( )

necessidade de todo o K na planta. Sherer et al. (1995), também observou maior lixiviação do K após os 100 DAS.

Na Tabela 20 são apresentados os valores médios dos parâmetros matéria orgânica (%) e CTC ($mmol_c\ dm^{-3}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 20. Valores médios de matéria orgânica e CTC determinados do solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Parâmetro | Período (DAS) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0 | 40 | 70 | 95 | 200 | |
| MO($g\ dm^{-3}$) | 20,56c | 21,90bc | 24,10ab | 25,16a | 23,93ab | 23,13 |
| CTC($mmol_c dm^{-3}$) | 10,57c | 12,01b | 12,18b | 12,29b | 13,69a | 12,14 |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x}$ .

Observa-se que a matéria orgânica apresentou aumento ao longo do experimento. A maior média foi observada aos 95 DAS, sem no entanto, diferir dos períodos 70 e 200 DAS. A menor média foi observada para o período que antecedeu a aplicação de ARS.

Para as médias de CTC no solo, nota-se que a maior média foi aos 200 DAS, diferindo das demais. Sendo, no entanto, a menor média observada aos 0 DAS. Nos períodos de 40, 70 e 95 DAS as médias não diferiram entre si.

De acordo com Lopes (1995) à medida que os resíduos orgânicos são decompostos no solo é que ocorrem a maioria dos benefícios oferecidos pela matéria orgânica, como melhoria das condições físicas, aumento da infiltração da água, e aumento da CTC. Como pode ser observado, na Tabela 31, a CTC do solo também apresentou aumento ao longo do estudo. O incremento da MO, e conseqüente CTC, provavelmente tenha ocorrido em função da DBO presente na água residuária aplicada (2406 $mg.L^{-1}$), pois de acordo com Von Sperling (1997), o lançamento de águas residuárias contendo elevada DBO em corpos d' água, provoca um forte crescimento de bactérias cuja função é estabilizar ou decompor essa matéria orgânica. No solo esses valores elevados de DBO originam aumento da matéria orgânica

visando não a nutrição das plantas, mas o condicionamento dos solos em função do abastecimento alimentar da sua atividade biológica. Segundo Souto (2006), os resíduos ao serem depositados no solo sofrem inicialmente decomposição parcial pela mesofauna e, posteriormente ação decompositora de microrganismos, o que ocasiona variações da mesma ao longo do tempo. Como os redísuos de suinocultura apresentam valores elevados de DBO, provavelmente o aumento da matéria orgânica tenha se dado em função desse parâmetro no solo, já que não foram encontradas taxas de DBO no lixiviado dos lisímetros.

Ainda com relação a matéria orgânica, nota-se que antes da semeadura o solo apresentava valor médio 20, 56 g $dm^{-3}$ do elemento no solo. Ao longo do estudo esses valores foram aumentados, e de acordo com Tomé Júnior (1997), solos pobres em matéria orgânica apresentam teores inferiores a 15 g $dm^{-3}$, enquanto que teores entre 15 e 25 e superiores a 25 $g.dm^{-3}$, são considerados medianos e altos.

Na Tabela 21 são apresentados os resumos da análise de variância (ANOVA) dos teores de magnésio, cálcio, sódio e razão de adsorção de sódio (RAS) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com ARS durante o desenvolvimento da cultura do milho.

Observa-se na Tabela 21 valores de F significativos para o fator DAS (Dias após a semeadura) em todos os parâmetros avaliados. A interação ARS x DAS foi significativa para o Mg e RAS; a interação bloco x DAS só não apresentou diferença significativa para a RAS.

Analisando o coeficiente de variação, nota-se que o Mg e RAS apresentam dados de pouca homogeneidade, pois seus valores estão entre 20 e 30 % (GOMES, 1987). Já os íons Ca e Na, apresentam dados heterogêneos, em função do CV ser superior a 30%.

De acordo com a Tabela 21, nota-se comportamento semelhante com o material percolado, uma vez que os valores de F para os parâmetros do solo também foram significativos para a causa de variação DAS. Para a interação ARS x DAS, apenas o magnésio não apresentou valores de F significativos. Verifica-se que para a causa de variação ARS o valor de F foi significativo apenas para o sódio.

Observa-se também, que para a interação AD x ARS os valores de F foram não significativos para todos os parâmetros analisados.

Tabela 21. Resumo da Análise de variância para obtenção dos valores de F para os teores de magnésio, cálcio, sódio e razão de adsorção de sódio (RAS) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária da suinocultura (ARS) durante o desenvolvimento da cultura do milho.

| Causas de variação | GL | F | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Mg ($mgL^{-1}$) | Ca ($mgL^{-1}$) | Na ($mgL^{-1}$) | RAS ($meqL^{-1}$) |
| Bloco | 2 | 0,78 $^{ns}$ | 1,09 $^{ns}$ | 4,08 $^{ns}$ | 4,25 $^{ns}$ |
| ARS | 3 | 6,22 $^{ns}$ | 7,86 $^{ns}$ | 0,746 $^{ns}$ | 0,09 $^{ns}$ |
| Erro I | 6 | | | | |
| AD | 1 | 0,10 $^{ns}$ | 0,09 $^{ns}$ | 1,15 $^{ns}$ | 0,207 $^{ns}$ |
| ARS x AD | 3 | 0,13 $^{ns}$ | 0,78 $^{ns}$ | 0,15 $^{ns}$ | 0,23 $^{ns}$ |
| Erro II | 8 | | | | |
| DAS | 6 | 18,22* | 8,89* | 12,57* | 5,82* |
| ARS x DAS | 18 | 2,07* | 0,98 $^{ns}$ | 1,05 $^{ns}$ | 5,01* |
| AD x DAS | 6 | 1,43 $^{ns}$ | 1,38 $^{ns}$ | 0,78 $^{ns}$ | 0,38$^{ns}$ |
| ARSx AD x DAS | 18 | 3,09 $^{ns}$ | 1,09 $^{ns}$ | 0,48 $^{ns}$ | 1,27 $^{ns}$ |
| Bloco x DAS | 84 | 2,45* | 2,01* | 2,56* | 1,52 $^{ns}$ |
| Erro III | 12 | | | | |
| Total | 167 | | | | |
| CV1 (%) | | 28,08 | 20,73 | 59,78 | 28,71 |
| CV II (%) | | 27,25 | 44,50 | 63,56 | 4,38 |
| CV III (%) | | 11,85 | 2,01 | 37,39 | 11,89 |

AD:adubação, ARS: água residuária da suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade.

Os coeficientes de variação o sódio, indicam dados heterogêneos, apresentavam heterogeneidade, pelo fato de apresentarem valores acima de 30% (GOMES, 1987). Os demais elementos, num contexto geral apresentaram coeficientes de variação de baixo a médio, isto é homogeneidade baixa e média de acordo com os intervalos sugeridos por Gomes (1987).

Na Tabela 22 são apresentadas as médias dos elementos Ca, Mg, Na e RAS obtidos no material percolado coletado ao longo do período do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Observa-se que as concentrações de Ca do lixiviado dos lisímetros, assim como os demais elementos, exceto o sódio, apresentaram, aos 150 DAS, redução nas concentrações quando relacionadas com o período de 135 DAS, sem porém diferirem

estatisticamente. Isso pode estar relacionado ao fato de que a última irrigação feita na cultura foi apenas com água, sem resíduo.

Tabela 22 Valores médios de cálcio (mg $L^{-1}$), magnésio (mg $L^{-1}$), sódio (mg $L^{-1}$) e razão de adsorção de sódio (meq $L^{-1}$) determinados do lixiviado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com as taxas de aplicação de ARS e períodos de coleta.

| Parâmetros | Períodos (DAS) | | | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 60 | 75 | 90 | 105 | 120 | 135 | 150 | |
| Ca | 0,79c | 1,29bc | 1,91ab | 2,41a | 2,45a | 2,54a | 2,41a | 1,97 |
| Mg | 0,58b | 0,75b | 1,37ab | 0,916ab | 1,54ab | 1,66a | 1,20ab | 1,14 |
| Na | 15,50b | 18,58b | 29,33a | 30,958a | 33,45a | 32,45a | 33,75a | 32,35 |
| RAS | 15,03a | 13,87a | 16,75a | 16,79a | 15,45a | 19,00a | 18,58a | 16,49 |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância.

Observa-se que as concentrações de Ca do lixiviado dos lisímetros, assim como os demais elementos, exceto o sódio, apresentaram, aos 150 DAS, redução nas concentrações quando relacionadas com o período de 135 DAS, sem porém diferirem estatisticamente. Isso pode estar relacionado ao fato de que a última irrigação feita na cultura foi apenas com água, sem resíduo.

Como as aplicações realizadas seguiram as médias das precipitações ocorridas no período e não somente a quantidade necessária para a capacidade de campo desse solo, possivelmente pode ter ocorrido em algum momento a lavagem nas camadas de solo, em determinados períodos da coleta em virtude da lâmina de irrigação aplicada, reduzindo as concentrações dos elementos observados.

Para o Ca, observa-se que a menor média foi verificada aos 60 DAS, sem diferir, no entanto, da observada aos 75 DAS. A maior média foi verificada aos 135 DAS, diferindo apenas das médias relacionadas aos 60 e 75 DAS.

O aumento das concentrações de Ca no percolado pode ter ocorrido em função da realização da correção do solo, onde foram usadas dosagens de calcário na proporção de 3,4 t $ha^{-1}$. Essas quantidades de $CaCO_3$ aliadas às quantidades existentes no resíduo, podem ter contribuído para maior lixiviação do Ca no período compreendido entre

105 DAS, a concentração de Ca no lixiviado apresentou aumento significativo em função do elemento estar disponível no solo, uma vez que a aplicação do mesmo seguiu a recomendação.

Para o elemento Mg, verifica-se pela Tabela 17 que a maior média foi aos 135 DAS, diferindo das menores médias observadas no início do estudo (60 e 75 DAS), sem diferir das médias apresentadas nos demais períodos.

A baixa mobilidade de Ca e Mg, deve-se à pequena permanência dos ânions adicionados pelo calcário na solução do solo. Sendo assim, a quase totalidade do Ca e Mg adicionada mobiliza-se para as cargas negativas criadas pelo aumento do pH, e só uma pequena parte fica na solução do solo. A taxa de movimentação do Ca e do Mg no perfil depende, portanto, da existência de outros ânions na solução do solo, particularmente nitratos, cloretos e sulfatos, oriundos principalmente da mineralização da matéria orgânica, e cujas quantidades podem explicar, pelo menos em parte, a mobilidade diferencial dos efeitos do calcário em diferentes solos (PEARSON et al., 1962; GONZALEZ-ERICO et al., 1979).

Observa-se para o Na, que as médias aos 60 e 75 DAS (início do período), diferiram das observadas a partir dos 90 DAS. A partir desse período (90 DAS), as concentrações de sódio apresentaram aumento, sem diferirem entre si. Levando-se em consideração os padrões adotados pelo CONAMA (2005), para água superficiais, os limites de Na são de 10 mg $L^{-1}$, os valores apresentados pelo sódio apresentam indícios de contaminação nas água subterrâneas por esse elemento, com o uso continuado da ARS, uma vez que para todos os períodos, foram observadas médias acima desse valor.

Comparando as concentrações lixiviadas com as concentrações do resíduo bruto, percebe-se que a lixiviação foi pequena, ficando grande parte do elemento retida no solo. Apesar de serem observadas pequenas quantidades lixiviadas, obviamente, as lâminas mais elevadas de ARS apresentaram concentrações maiores dos elementos no lixiviado. Esse fato merece atenção especial para os parâmetros Na e RAS, em função da salinização das águas subterrâneas.

Ainda na Tabela 22, verifica-se que para a RAS apesar de serem observadas as maiores médias aos 135 e 150 DAS, as mesmas não apresentaram diferença significativa para todos os períodos analisados.

Na Tabela 23 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de Ca (mg $L^{-1}$) determinados no solo

coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 23. Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de Ca (mmol $dm^{-3}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Período | Taxas de Aplicação ($m^3ha^{-1}$) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0 | 112,5 | 225 | 337,5 | 450 | |
| AS | 49,16 aA | 46,16aA | 33,00aB | 33,00aB | 38,00aC | 39,86B |
| 40 DAS | 52,83aA | 62,66aA | 61,16aA | 62,83aA | 60,16aAB | 59,93A |
| 70 DAS | 68,50aA | 63,00aA | 66,83aA | 49,16aA | 56,66aBC | 60,20A |
| 95 DAS | 51,33aA | 53,66A | 58,83aA | 66,16aA | 71,00aAB | 60,83A |
| 200 DAS | 45,00 bA | 57,66 bA | 68,33abA | 94,66aA | 94,66aA | 72,06A |
| Médias | 53,36 | 56,62 | 67,63 | 61,16 | 64,09 | |

AS = Antes da semeadura, DAS = Dias após a semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Observa-se pela Tabela 23 que as concentrações de Ca no solo, não apresentaram diferença significativa para as médias relacionadas às taxas de aplicação. Já para o período, nota-se que a menor média foi verificada AS (antes da semeadura), a qual diferiu das demais. A maior média foi observada aos 200 DAS, a qual não diferiu significativamente das demais. As médias correspondentes aos demais períodos foram semelhantes entre si.

Com relação às taxas de aplicação, nota-se que a testemunha e a dose de 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$ não apresentaram diferença significativa em função do período. Para as taxas de aplicação de 225 e 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$ verifica-se que as mesmas apresentaram menor valor para as comparações observadas antes da semeadura (AS), as quais diferiram das demais. Aos 95 DAS a taxa de 225 $m^3$ $ha^{-1}$ teve redução na concentração de Ca no solo, sem no entanto, diferir estatisticamente das médias apresentadas aos 70 e 200 DAS. Para a taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$ foram observadas maior variabilidade entre médias. Aos 200 DAS foram observadas as maiores médias, as quais não diferiram estatisticamente das observadas aos 90 e 45 DAS. A menor

média foi observada AS, a qual apenas não diferiu significativamente da observada aos 70 DAS.

Nota-se que as concentrações de Ca no solo apresentaram pouca variação, sendo mais acentuadas para a taxa de 450 $m^3 ha^{-1}$. Estudo conduzido por Mendonça e Rowell (1994), demonstrou que pequenas variações dos teores de Ca no solo podem ocorrer em função da baixa concentração do elemento Ca na água residuária, ou pela maior retenção de Ca pela matéria orgânica. Podendo ainda estar relacionada ao pH do solo, pois de acordo com Lopes (1995), valores de pH entre 6,5 e 7,0 tendem a manter constante a concentração do Ca no solo, não apresentando indícios de percolação desse elemento em função da alcalinidade do solo. Maior retenção do elemento Ca no solo também foi observada por Melo et al. (2006), com aplicações de manipueira verificaram que em solos argilosos ocorreu maior retenção dos cátions K, Na, Ca e Mg, sendo, portanto esses elementos influenciados pela textura do solo, esse fato pode ter ocorrido no estudo em questão em função do tipo de solo estudado apresentar textura argilosa.

Apesar da concentração de Ca na água residuária aplicada, ser baixa, nota-se que as concentrações encontradas no solo do elemento apresentaram valores considerados muito bons para a classe de fertilidade do solo (COELHO, et al.; 2006), onde o mesmo estipula que valores de $C^+$ acima de 800 mg $L^{-1}$ são considerados adequados. Mesmo para as médias observadas antes da semeadura, as concentrações encontradas no solo apresentam-se na faixa considerada como boa quanto a disponibilidade do elemento no solo.

Na Tabela 24 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de RAS ($meq.L^{-1}$) determinados no lixiviado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Nota-se pela Tabela 24 que as médias apresentadas pelo período diferiram entre si. A maior média foi observada aos 135 DAS, sem diferir estatisticamente das apresentadas aos 90, 105, 120 e 150 DAS. As médias observadas aos 60 e 75 DAS apresentaram os menores valores, sem diferir entre si. As médias apresentadas aos 90, 105 e 120 DAS foram semelhantes às observadas em todo o período.

Verifica-se que nas taxas de aplicação as médias totais não apresentaram diferença significativa entre si.

Tabela 24. Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de RAS (meq $L^{-1}$) determinados no lixiviado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária da suinocultura.

| Taxas ($m^3ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 60 | 75 | 90 | 105 | 120 | 135 | 150 | |
| 112,5 | 13,16bB | 14,66aA | 15,83aA | 15,83aB | 15,83aB | 13,83abC | 13,33bB | 14,78 |
| 225 | 14,50A | 14,50A | 14,83A | 15,83B | 16,00B | 16,83BC | 18,16AB | 15,87 |
| 337,5 | 11,67bB | 11,00Bb | 16,00Aab | 16,33abB | 16,66abB | 17,33aAB | 19,33aAB | 15,47 |
| 450 | 13,00bcB | 14,00cA | 15,83abA | 19,00abA | 19,50abA | 23,83aA | 23,50aA | 18,38 |
| Médias | 13,08c | 13,87c | 16,75abc | 16,79 abc | 15,45abc | 19,00a | 18,58ab | |

DAS = Dias Após a Semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância.

Observa-se pela Tabela 24 que para a taxa de 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$, as menores médias foram observadas, aos 60, 135 e 150 DAS, que foram iguais e não diferiram entre si. As maiores médias foram observadas aos 75, 90, 105 e 120 DAS, sem apresentarem diferença significativa entre si. Para a taxa de 225 $m^3$ $ha^{-1}$, as médias não apresentaram diferença significativa ao longo do tempo. Para a taxa de 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$ as menores médias foram observadas aos 60 e 75 DAS, sem diferirem estatisticamente das médias observadas aos 90, 105 e 120 DAS. As maiores médias foram observadas aos 135 e 150 DAS, as quais diferiram estatisticamente das apresentadas aos 60 e 75 DAS. Para a taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$ nota-se que as maiores médias foram observadas aos 135 e 150 DAS, as quais diferiram apenas das menores observadas aos 60 e 75 DAS. As menores médias foram observadas no início do desenvolvimento da cultura.

Para períodos, verifica-se na tabela 24 que aos 60 e 70 DAS, a menor média foi para a taxa de 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$. Para as demais, não foi observado diferença significativa. Aos 90 DAS , as médias não diferiram em função das taxas de aplicação. Aos 105 e 120 DAS, as maiores médias foram observadas para a taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$. As demais não apresentaram diferença significativa. Aos 135 DAS, as maiores médias foram observadas para a taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$, sem diferir da observada para a taxa de 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$. Aos 150 DAS a maior média foi verificada para a taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$, a qual diferiu estatisticamente apenas da taxa de 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$.

Na Tabela 25 estão apresentados os resultados referentes à avaliação da qualidade da água e das águas residuárias, quanto ao potencial de salinização do lixiviado e aos problemas relacionados com infiltração, baseado nas diretrizes propostas por Ayers e Westcot (1991).

Tabela 25. Resultados da avaliação da qualidade da água e das águas residuárias quanto ao potencial de salinização do lixiviado, em função da razão de adsorção de sódio (RAS) e da condutividade elétrica (CE).

| Taxas de aplicação ($m^3$ $ha^{-1}$) | RAS (meq $L^{-1}$) | CE (µS $cm^{-1}$) | Grau de Restrição | |
|---|---|---|---|---|
| | | | Sodicidade | CE |
| 112,5 | 13,3 | 60,78 | Médio teor | Baixa |
| 225 | 18,16 | 71,66 | Alto teor | Baixa |
| 337,5 | 19,33 | 103,64 | Alto teor | Baixa |
| 450 | 23,50 | 115,119 | Alto teor | Baixa |

FONTE: Ayers e Westcot (1991)

Observa-se pelo comportamento dos elementos RAS e CE do material percolado que a classificação quanto a sodicidade do solo apresenta alta restrição, já, a condutividade elétrica do solo foi baixa, de acordo com as recomendações sugeridas por Cordeiro (2001).

Sais dissolvidos em água residuária interagem com o solo por meio de troca iônica, dispersão e floculação de argilas (BOUWER e CHANEY, 1974), quando presentes no solo ou na água podem reduzir a disponibilidade de água para as culturas, afetando o rendimento (AYERS e WESTCOT, 1985). Maiores concentrações de sais na solução de percolação no solo pode ocorrer se a quantidade de água residuária adicionada (mais a precipitação) não for muito maior que a evapotraspiração (BOUWER e CHANEY, 1974.).

A sodicidade refere-se à elevada atividade do íon sódio em relação aos íons cálcio e magnésio. A solução do solo, quando excessivamente sódica, promove a desagregação e dispersão dos minerais de argila, que obstruem os poros do solo, reduzindo a infiltração e aumentando os riscos de erodibilidade do solo (AYERS e WESTCOT, 1991). Estes mesmos autores dividem as culturas em quatro grupos segundo a tolerância destas à

salinidade: tolerantes, moderadamente tolerantes, moderadamente sensíveis e sensíveis, sendo o milho classificado como moderadamente sensível.

Na Tabela 26 são apresentados os resumos da análise de variância (ANOVA) dos teores de magnésio, cálcio, sódio e razão de adsorção de sódio (RAS) encontrados no solo dos lisímetros sob tratamento com ARS durante o desenvolvimento da cultura do milho.

Tabela 26. Resumo da Análise de variância para os resultados de teores de magnésio (Mg), cálcio (Ca), sódio (Na) e razão de adsorção de sódio (RAS) encontrados no solo dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura (ARS) durante o desenvolvimento da cultura do milho.

| Causas de Variação | GL | F | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Mg ($mgL^{-1}$) | Ca ($mgL^{-1}$) | Na ($mgL^{-1}$) | RAS ($meqL^{-1}$) |
| Bloco | 2 | 1,32 $^{ns}$ | 0,19 $^{ns}$ | 0,50 $^{ns}$ | 0,77$^{ns}$ |
| ARS | 4 | 0,34 $^{ns}$ | 0,86 $^{ns}$ | 6,19 $^{*}$ | 2,79 $^{ns}$ |
| Erro I | 8 | | | | |
| AD | 1 | 2,14 $^{ns}$ | 1,71 $^{ns}$ | 0,02 $^{ns}$ | 0,46 $^{ns}$ |
| ARS x AD | 4 | 0,09 $^{ns}$ | 2,33 $^{ns}$ | 0,93 $^{ns}$ | 2,18 $^{ns}$ |
| Erro II | 10 | | | | |
| DAS | 4 | 10,21* | 14,11* | 53,90* | 13,24* |
| ARS x DAS | 16 | 0,58 $^{ns}$ | 2,94* | 5,12* | 2,85* |
| AD x DAS | 4 | 0,08 $^{ns}$ | 0,40 $^{ns}$ | 1,00 $^{ns}$ | 0,85 $^{ns}$ |
| ARS x AD x DAS | 16 | 0,58 $^{ns}$ | 1,21 $^{ns}$ | 0,75 $^{ns}$ | 1,059 $^{ns}$ |
| Bloco x DAS | 8 | 0,43 $^{ns}$ | 0,46 $^{ns}$ | 1,52 $^{ns}$ | 2,81* |
| Erro III | 72 | | | | |
| Total | 149 | | | | |
| CV1 (%) | | 27,95 | 20,15 | 35,65 | 3,58 |
| CV II (%) | | 24,58 | 18,20 | 42,95 | 2,78 |
| CV III (%) | | 13,77 | 15,20 | 31,18 | 3,16 |

AD:adubação, ARS: água residuária da suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade.

De acordo com a Tabela 26, nota-se comportamento semelhante com o material percolado, uma vez que os valores de F para os parâmetros do solo também foram significativos para a causa de variação DAS. Para a interação ARS x DAS, apenas o magnésio

não apresentou valores de F significativos. Verifica-se que para a causa de variação ARS o valor de F foi significativo apenas para o sódio.

Observa-se também, que para a interação AD x ARS os valores de F foram não significativos.

Na Tabela 27 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de $Na^+$ (mg $L^{-1}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 27 Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de Na (mg $L^{-1}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Taxas ($m^3$ $ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | AS | 40 DAS | 70 DAS | 90 DAS | 200 DAS | |
| 0 | 1,61aA | 2,70aA | 1,41aB | 2,10aB | 2,14aB | 1,99B |
| 112,5 | 1,99bA | 1,17bA | 3,00aAB | 3,99aAB | 3,52aAB | 2,73AB |
| 225 | 1,04bA | 1,40bA | 3,22aAB | 4,68aAB | 3,19aAB | 2,70AB |
| 337,5 | 1,10bA | 1,35bA | 3,39aA | 4,18aA | 3,50aAB | 2,70AB |
| 450 | 1,43bA | 1,49bA | 3,58aA | 5,29aA | 4,23aA | 3,20A |
| Médias | 1,43c | 1,62c | 2,94b | 4,04a | 3,32b | |

AS = Antes da semeadura, DAS = Dias após a semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Observa-se pela Tabela 27 que antes da aplicação do resíduo, o solo já apresentava concentrações de sódio, isso pode estar relacionado com o tipo de manejo que vinha sendo conduzido na área, onde a mesma já havia sido submetida a aplicações anteriores de ARS. Observa-se que os valores não apresentam diferenças significativas para a testemunha.

Nota-se que para períodos, a maior média foi verificada aos 95 DAS, a qual diferiu das demais. Aos 200 DAS, as médias de $Na^+$ apresentaram redução, com relação aos 95 DAS, sem porém diferir estatisticamente das médias observadas aos 70 DAS. As

menores médias foram observadas antes da semeadura e aos 40 DAS, as quais não diferiram entre si, porém, diferiram das demais. Para as taxas de aplicação, observa-se que a menor média foi para a taxa de 0 $m^3$ $ha^{-1}$, e a maior para a taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$, as quais diferiram entre si. Já as taxas de 112,5, 225 e 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$, não apresentaram diferença significativa.

A taxa de 0 $m^3ha^{-1}$, não apresentou diferença significativa ao longo do tempo. Para 112,5 $m^3ha^{-1}$ as menores médias foram verificadas para os valores da testemunha e 40 DAS. Para os demais períodos as médias não diferiram entre si. Para as taxas de 225, 337,5 e 450 $m^3ha^{-1}$, nota-se que as menores médias foram observadas para a testemunha, e aos 40 DAS, as quais não diferiram entre si. Para os períodos de 70, 95 e 200 DAS foram observadas as maiores médias, as quais não diferiram estatisticamente entre si, e diferiram das observadas para a testemunha e aos 40 DAS.

Verifica-se portanto, que com a aplicação da ARS, as concentrações de $Na^+$ no solo foram aumentadas, sendo que a aplicação de 450 $m^3ha^{-1}$ foi responsável pelas maiores concentrações do elemento no solo. Aos 200 DAS nota-se que apesar de não diferirem estatisticamente, os valores diminuíram em função de uma aplicação feita apenas com água para observar o comportamento dos elementos no solo. Comparando os dados de sódio no solo com os observados no material percolado (Tabela 22), percebe-se que as concentrações de sódio aumentaram ao final do período, justificando a redução do mesmo no solo, ou seja, foi observada uma lixiviação desse elemento para o percolado, indicando que o elemento não permaneceu no solo, uma vez que o $Na^+$ é um elemento com alta mobilidade no solo.

Santos (2004), trabalhando com efluente tratado, rico em sódio, verificou que o aporte e a dinâmica de sódio em solos cultivados depende de fatores como: (i) concentração de sódio no efluente, ou na água utilizada para irrigação; (ii) absorção pelas plantas; (iii) intensidade de lixiviação no perfil do solo; (iv) permeabilidade do solo; (v) dinâmica de outros íons, como cálcio, magnésio, carbonatos e bicarbonatos na solução e no complexo de troca de solo. O estudo desses fatores tem grande importância e deve constituir parte do manejo adotado em sistemas de irrigação águas residuárias em agroecossistemas, o que justifica, o comportamento do elemento sódio, uma vez que a diminuição do elemento no solo com a aplicação de uma lâmina sem a presença da ARS, a concentração do elemento

diminuiu no solo e manteve-se presente no lixiviado, consequentemente águas subterrâneas ou superficiais.

Os cátions Ca e Mg são os que predominam da solução de solo e no complexo de troca de cátions no solo. Quando, nesse solo, passa a haver acúmulo de sais solúveis, geralmente é o Na que predomina na solução de solo e, dessa forma, o Na pode passar a ser o cátion predominante no complexo de troca devido ao deslocamento de Ca e Mg e conseqüente precipitação desses cátions na soluçã

A taxa de 225 $m^3ha^{-1}$ apresentou maior média aos 90 DAS a qual diferiu estatisticamente das demais. As taxas de 337,5 e 450 $m^3ha^{-1}$, apresentaram menores médias aos 40 DAS, as quais foram semelhantes as médias apresentadas para AS e 200 DAS e diferente das médias de 70 e 90 DAS tendo essas apresentado maior média, no entanto, diferirem das verificadas para a testemunha e aos 200 DAS.

Tabela 28 Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de RAS (meq $L^{-1}$) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Taxas ($m^3$ $ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | AS | 40 DAS | 70 DAS | 90 DAS | 200 DAS | |
| 0 | 0,15b B | 0,15bB | 0,20abB | 0,23 abB | 0,24 aA | 0,19 |
| 112,5 | 0,24 aA | 0,13 b B | 0,38 aAB | 0,51 aAB | 0,36 aA | 0,32 |
| 225 | 0,25 bA | 0,29 bA | 0,40 bAB | 0,71 aA | 0,30 bA | 0,39 |
| 337,5 | 0,38 abA | 0,18 bAB | 0,51 aA | 0,51 aAB | 0,39 abA | 0,39 |
| 450 | 0,42abA | 0,19 bAB | 0,58aA | 0,54 aAB | 0,30 abA | 0,40 |
| Médias | 0,28bc | 0,25c | 0,41ab | 0,52a | 0,30bc | |

AS = Antes da semeadura, DAS = Dias após a semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Com relação ao período, percebe-se que antes da semeadura, a menor média foi verificada para a menor taxa de aplicação, a qual diferiu das demais. Aos 40 DAS nota-se que a maior média foi verificada para a taxa de 225 $m^3ha^{-1}$, sem porém, diferir estatisticamente das taxas de 337,5 e 450 $m^3$ $ha^{-1}$. Aos 70 DAS, a maior média foi observada para a taxa de 450 $m^3ha^{-1}$ a qual diferiu apenas de menor lâmina, que foi observada para a taxa de 0 $m^3ha^{-1}$. Aos 90 DAS, a maior lâmina, foi verificada para a taxa de 225 $m^3ha^{-1}$, a qual diferiu da testemunha, que, por sua vez, apresentou a menor média. Aos 200 DAS, a maior média foi observada para a taxa de 337,5 $m^3ha^{-1}$, e a menor para a testemunha, sem, porém diferirem estatisticamente das demais.

De forma geral, nota-se que a partir dos 70 DAS é que foram observadas diferenças mais acentuadas nas concentrações de RAS, onde esses valores foram aumentados ao longo do experimento, apesar de nem sempre apresentarem diferença estatística. Os valores de RAS no solo, indicam tendência de aumento do elemento. Apesar de não verificado estatisticamente, na última coleta (200 DAS), nota-se redução do elemento quando comparado com a época anterior. Esse fato provavelmente tenha ocorrido em função da irrigação feita apenas com água, o que provavelmente tenha lixiviado os elementos para as camadas mais profundas, como observado na Tabela 17, onde os valores de RAS no lixiviado apresentaram leve aumento, apesar de não serem verificadas diferenças significativas estatísticas.

Segundo Marschner (1995) ao contrário dos solos ácidos, no qual o mecanismo de lixiviação promove a retirada de cátions básicos do perfil do solo, os solos salinos se desenvolvem em conseqüencia do acúmulo de sais e, em particular, de sódio. A ausência de lixiviação pronunciada possibilita acúmulo de sais no solo, o que se agrava com a irrigação, uma vez que a água utilizada sempre carreia sais para o solo, nesse contexto observa-se que os valores de RAS apresentaram tendência a aumento com relação as taxas de aplicação e em função do tempo, porém com valores bastante reduzidos o que não ocasiona problemas de sodificação no solo uma vez que segundo a classificação de solos descrita em Rengasamy e Olsson (1991), os solos apresentam efeitos de sodicidade em valores de RAS acima de 3. Os mesmos autores descrevem que o íon Na é facilmente removido do solo por lixiviação e, em geral, há menos Na total em solos de climas úmidos, corroborando com os valores encontrados, uma vez que a presença de Na no solo (Tabela 27), foi baixa e conseqüentemente ocasionou uma RAS baixa, já para o material percolado, foi observado alta concentração de Na lixiviado (Tabela 22) e altos índices de sodicidade.

Na Tabela 29 são apresentados os resumos da análise de variância (ANOVA) para condutividade elétrica (CE), pH e PST (potencial de sódio trocável) encontrados no solo dos lisímetros sob tratamento com ARS durante o desenvolvimento da cultura do milho.

Tabela 29. Resumo da análise de variância para os resultados de condutividade elétrica (CE), pH , PST (potencial de sódio trocável) e CTC (capacidade de troca catiônica) encontrados no solo dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura (ARS) durante o desenvolvimento da cultura do milho.

| Causas de variação | GL | F | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | CE ($dSm^{-1}$) | pH | PST (%) | CTC $mmol_c\ dm^{-3}$ |
| Bloco | 2 | 0,57 $^{ns}$ | 9,29* | 0,03 $^{ns}$ | 1,02 $^{ns}$ |
| ARS | 4 | 2,52 $^{ns}$ | 8,32* | 0,47 $^{ns}$ | 5,88 $^{ns}$ |
| Erro I | 8 | | | | |
| AD | 1 | 0,58 $^{ns}$ | 0,32 $^{ns}$ | 0,16 $^{ns}$ | 0,43 $^{ns}$ |
| ARS x AD | 4 | 5,59* | 1,22 $^{ns}$ | 0,77 $^{ns}$ | 2,29 $^{ns}$ |
| Erro II | 10 | | | | |
| DAS | 4 | 8,67* | 11,80* | 10,39* | 21,70* |
| ARS x DAS | 16 | 1,96* | 0,94 $^{ns}$ | 2,55* | 2,34* |
| AD x DAS | 4 | 0,58 $^{ns}$ | 0,56 $^{ns}$ | 1,59 $^{ns}$ | 1,56 $^{ns}$ |
| ARS x AD x DAS | 16 | 0,84 $^{ns}$ | 0,40 $^{ns}$ | 1,38 $^{ns}$ | 2,02 $^{ns}$ |
| Bloco x DAS | 8 | 1,01 $^{ns}$ | 1,60 $^{ns}$ | 1,94 $^{ns}$ | 2,93* |
| Erro III | 72 | | | | |
| Total | 149 | | | | |
| CV1 (%) | | 45,18 | 7,16 | 24,75 | 14,54 |
| CV II (%) | | 21,36 | 13,67 | 40,63 | 20,07 |
| CV III (%) | | 45,32 | 5,70 | 19,95 | 10,04 |

AD:adubação, ARS: água residuária da suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade.

Pela Tabela 29, observa-se que todos os parâmetros analisados apresentaram valores de F significativos para a causa de variação DAS para solo, assim como para o percolado (Tabela 10). Apenas para o pH os valores de F foram não significativos para a interação ARS x DAS. Pelos valores de coeficiente de variação, observa-se que os dados de pH e CTC apresentaram baixa dispersão (CV entre 10-20%). A CE e PST apresentaram valores de coeficiente de variação, ou seja, dados de pouca homogeneidade

Na Tabela 30 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores do PST (%) determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 30. Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de potencial de sódio trocável (PST) (%) determinados do solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Taxas ($m^3$ $ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | AS | 40 DAS | 70 DAS | 95 DAS | 200 DAS | |
| 0 | 2,83aA | 3,16aA | 2,50aB | 2,83aB | 3,16aA | 2,90 |
| 112,5 | 3,00 abA | 2,16bB | 2,83abAB | 3,33aAB | 2,83abA | 2,83 |
| 225 | 2,66bA | 2,50bAB | 2,83bAB | 3,83aA | 3,16abA | 3,00 |
| 337,5 | 2,66bA | 2,33bAB | 3,66aA | 3,66aAB | 2,66bA | 3,00 |
| 450 | 3,16aA | 2,16bB | 3,33aAB | 3,50aAB | 3,16aA | 3,06 |
| Médias | 2,86bc | 2,46c | 3,03ab | 3,43a | 3,00ab | |

AS = Antes da Semeadura, DAS = Dias Após a Semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Pela Tabela 30, percebe-se que as médias de PST no solo diferiram estatisticamente entre períodos. Sendo a maior média observada aos 95 DAS, a qual não diferiu estatisticamente das observadas aos 70 e 200 DAS. A menor média foi verificada para os 40 DAS, sem diferir no entanto, da testemunha e aos 200 DAS. Para taxas de aplicação não foram observadas diferenças significativas.

Com relação aos desdobramentos, para testemunha não foram observadas diferenças nas médias ao longo do período. Já para a taxa de 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$ foram verificadas maiores médias aos 95 DAS, a qual diferiu da menor média que foi observada aos 40 DAS. Os demais períodos apresentaram semelhança entre si. Para a taxa de 225 $m^3$ $ha^{-1}$ a maior média também foi observada aos 95 DAS, sem diferir estatisticamente da observada aos 200 DAS. A menor média foi observada aos 40 DAS, sem diferir das apresentadas AS, aos 70e 200 DAS. Para a taxa de 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$, as médias maiores apresentaram igualdade e também foram maiores aos 70 e 95 DAS, as quais diferiram das demais. A taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$ apresentou maior média aos 95 DAS sendo diferentes da menor média que foi verificada aos 40 DAS e igual as demais.

Entre períodos antes da semeadura e aos 200 DAS não foram verificadas diferenças para as taxas de aplicação. Aos 40 DAS, a maior média foi para a

testemunha, a qual diferiu das demais. Aos 70 DAS a maior média foi observada aos 337,5 $m^3ha^{-1}$, diferindo apenas da testemunha. Já aos 95 DAS, a maior média foi observada para a taxa de 225 $m^3$ $ha^{-1}$, a qual diferiu apenas da menor média observada para a testemunha. As demais médias foram semelhantes.

Foram observados aumentos nos valores potenciais de sódio trocável ao longo do tempo para todas as lâminas aplicadas. Apesar das médias não apresentarem variações acentuadas em função dos períodos analisados, nem tão pouco para as taxas de ARS, as mesmas apresentam diferença significativa entre períodos e taxas. As menores médias de forma geral, são observadas antes da semeadura (AS) e aos 40 DAS. Com a contínua aplicação da ARS, as médias tenderam a aumento.

Aumentos de PST tem sido observados na literatura, tanto na irrigação com água quanto com efluente (FALKINER e SMITH, 1997; BALKS et al.; 1998). O aumento do PST provavelmente ocorreu devido a sodicidade e também a RAS que apresentou concentrações mais elevadas nas lâminas mais altas de aplicação de ARS. A porcentagem de sódio trocável (PST), encontrada no solo analisado apresentou diferença significativa para a interação ARS e lâminas de aplicação. Observa-se que as maiores médias (3,66, e 3,83 %) foram verificadas na maior dosagem de ARS e aos 95 DAS, porque aos 200 DAS fez-se uma aplicação somente com água, sem a presença da água residuária. Mesmo assim as maiores médias apresentadas (3,66, e 3,83 %) ficaram abaixo do limite mínimo de 15 % considerado como indicador da sodicidade do solo (RICHARDS, 1954). No entanto, de acordo com alguns autores, limites abaixo de 15 % de PST podem apresentar indícios de que o solo esteja sujeito a degradações estruturais.

Na Tabela 31 são apresentadas a análise de variância para pH e CE obtidas do material percolado coletado ao longo do período do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Nota-se pela Tabela 31 que os valores de F foram significativos para a causa de variação DAS para Ce e pH. Para a CE observa-se significância para a variação AD e interação AD x DAS. Para pH os valores de F apenas foram significativos para a causa de variação DAS.

Observando os valores de coeficiente de variação, percebe-se que a CE apresentou dados mais dispersos, seguidas pelo potássio, já o pH e fósforo apresentaram valores médios de coeficiente de variação mais próximos a 20 % .

Tabela 31.Resumo da análise de variância para obtenção dos valores de F para pH e CE para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura (ARS) durante o desenvolvimento da cultura do milho.

| Causas de Variação | GL | F | |
|---|---|---|---|
| | | CE ($\mu Sm^{-1}$) | pH |
| Bloco | 2 | 3,29 $^{ns}$ | 3,20 $^{ns}$ |
| ARS | 3 | 8,06* | 0,84 $^{ns}$ |
| Erro I | 6 | | |
| AD | 1 | 0,02 $^{ns}$ | 0,14 $^{ns}$ |
| ARS x AD | 3 | 0,24 $^{ns}$ | 1,08 $^{ns}$ |
| Erro II | 8 | | |
| DAS | 6 | 4,41* | 8,06* |
| ARS x DAS | 18 | 1,34 $^{ns}$ | 1,27 $^{ns}$ |
| AD x DAS | 6 | 3,28* | 1,74 $^{ns}$ |
| ARSx AD x DAS | 18 | 1,60 $^{ns}$ | 1,11 $^{ns}$ |
| Bloco x DAS | 84 | 0,75 $^{ns}$ | 3,65* |
| Erro III | 12 | | |
| Total | 167 | | |
| CV1 (%) | | 66,92 | 16,18 |
| CV II (%) | | 66,53 | 15,02 |
| CV III (%) | | 31,09 | 4,99 |

AD:adubação, ARS: água residuária de suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade.

Na Tabela 32 são apresentadas as médias de pH e CE obtidas do material percolado coletado ao longo do período do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Observa-se na Tabela 32 que os valores de CE aos 60 DAS e aos 135 DAS diferiram entre si, sendo o menor e maior valor encontrado, respectivamente, porém, não diferiram dos demais valores. Mesmo o valor mais elevado de CE elétrica encontrada aos 135 DAS (102, 83 $\mu S.cm^{-1}$), não apresentaram indícios de contaminação, pois, de acordo com

Paganini (2006), limites entre 0 –270 $\mu Scm^{-1}$ para CE na água para classe 2, indicam salinidade baixa, portanto, sem riscos de contaminação para o material percolado.

Tabela 32. Valores médios de condutividade elétrica (CE) e pH determinados do material percolado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com taxas de aplicação de água residuária de suinocultura (ARS) e períodos de coleta.

| Parâmetros | Períodos (DAS) | | | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 60 | 75 | 90 | 105 | 120 | 135 | 150 | |
| CE ($\mu S.cm^{-1}$) | 73,54b | 75,33b | 97,70ab | 85,08ab | 78,37b | 102,83a | 98,75ab | 87,37 |
| pH | 6,87 ab | 6,70 bc | 6,87 ab | 6,5 0 c | 7,04 ab | 7,08a | 6,87ab | 6,84 |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura.

Ainda pela Tabela 32 nota-se que para os valores de pH, o maior valor também foi verificado aos 135 DAS, o qual diferiu dos valores verificados aos 75 e 105, sem diferir dos demais. Mesmo assim, esses valores não se apresentam fora dos padrões estabelecidos pelo CONAMA (2005) para águas superficiais. É interessante destacar que, embora ocorresse variação dos valores ao longo do período, os valores médios inicial (60 DAS) e final (150 DAS) de pH foram exatamente iguais.

Na Tabela 33 são apresentados os desdobramentos da interação porcentagens de adubação química aplicada no solo x períodos de coleta para os valores médios de condutividade elétrica ($\mu Scm^{-1}$) determinados do material percolado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com taxas de aplicação de ARS.

Observa-se pela Tabela 33 que não houve diferença estatisticamente significativa para os valores de condutividade elétrica na taxa de AD de 50 %. No entanto, na taxa de 75 %, foram observadas diferenças significativas entre os valores inicial (o menor) e aos 135 (maior). Dentro de cada período, somente se verificou diferença entre as taxas de aplicação aos 60 DAS.

Apesar do aumento observado nas médias de CE, as mesmas não apresentaram indícios de contaminação (PAGANINI, 2006). Ressalta-se que, com o passar do

tempo, esses valores apresentaram aumento na taxa de adubação de 75 %, indicando que com o uso contínuo dessa água residuária, seria necessário monitorar a condutividade elétrica, pois poderia ocorrer salinidade junto ao lençol freático, se a aplicação fosse feita por longos períodos.

Tabela 33. Desdobramento da interação porcentagens de adubação química aplicada no solo x períodos de coleta para os valores médios de condutividade elétrica (CE) ($\mu Scm^{-1}$) determinados do material percolado coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com as taxas de aplicação de água residuária de suinocultura (ARS).

| AD | Períodos (DAS) | | | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 60 | 75 | 90 | 105 | 120 | 135 | 150 | |
| 50% | 75,50 aA | 78,00aA | 96,00aA | 80,42aA | 75,50aA | 92,66aA | 90,16aA | 84,03 |
| 75% | 56,58 cB | 72,66bcA | 99,42abA | 89,75abcA | 81,25 abcA | 113,00aA | 107,33aA | 88,56 |
| Médias | 66,04b | 75,33b | 97,71a | 85,08ab | 78,37ab | 102,83a | 98,74a | |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. AD = taxas de adubação química .

Freitas (2001), trabalhando com três tipos de água residuária na cultura do milho verificou que os valores médios de condutividade elétrica dos afluentes foram de 0,19, 5,42 e 5,51 dS $m^{-1}$, para os tratamentos com água, ARB (água residuária bruta) e ARP (água residuária peneirada), respectivamente. O autor observou tendência de aumento da CE aos 137 DAS, evidenciando acúmulo de sais no solo após aplicações sucessivas de águas residuárias de suinocultura, tendências essas, também observadas neste estudo. Elevados valores de condutividade elétrica nas águas de percolação podem estar associados ao carreamento de íons de alta mobilidade, como Na, K e outros, presentes principalmente nas águas residuárias.

Na Tabela 34 são apresentadas as médias de CE e pH obtidos do solo coletado ao longo do período do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 34. Valores médios de CE ($dScm^{-1}$) e pH determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com as taxas de aplicação de água residuária de suinocultura.

| Parâmetros | Taxas de Aplicação ($m^3$ $ha^{-1}$) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0 | 112,5 | 225 | 337,5 | 450 | |
| pH solo | 5,96b | 6,30ab | 6,29ab | 6,30ab | 6,42a | 6,25 |
| CE solo($dScm^{-1}$) | 0,09b | 0,10b | 0,11ab | 0,10ab | 0,14a | 0,11 |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância.

Verifica-se que as médias apresentaram diferença significativa para pH nas taxas de aplicação, sendo que o maior valor foi verificado para a dosagem de 450 $m^3ha^{-1}$. O menor valor foi observado para a testemunha (5,96), sem porém, diferir das taxas de aplicação de 112,5 225 e 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$. As médias que apresentaram diferença foram entre as taxas de 0 e 450 $m^3$ $ha^{-1}$ para o maior e menor valor encontrado, respectivamente. Ainda analisando os dados de pH, nota-se que antes da implantação do experimento, o solo apresentava valores de acidez moderada (5,9) (LOPES, 1995); e com o aumento das dosagens de ARS, esse valor aumentou, mas sem atingir a neutralidade próximo a 7,0. De acordo com o autor, a adubação nitrogenada acelera a taxa de desenvolvimento da acidez, pois com pequenas doses de nitrogênio, a taxa de acidificação é baixa, mas aumenta com o aumento das doses. Como o resíduo da suinocultura é altamente rico em nitrogênio, o uso continuado do mesmo poderia representar indícios de acidez no solo, porém, isso não foi observado neste estudo. De acordo com o mesmo autor, níveis de pH entre 6,0 e 6,5 são desejáveis para o desenvolvimento da cultura do milho. Portanto, os valores obtidos com as dosagens aplicadas encontram-se na faixa adequada para o desenvolvimento da cultura do milho.

Nota-se ainda, pela Tabela 34, que as médias de condutividade elétrica no solo apresentaram diferença significativa em função das taxas de aplicação. As menores médias foram observadas para as taxas de 0 e 112,5 $m^3ha^{-1}$ sem, no entanto, diferirem entre si, e também não diferiram das taxas de 225 e 337,5 $m^3ha^{-1}$. A maior média foi observada para a taxa de 450 $m^3ha^{-1}$, a qual diferiu das taxas de 0 e 112,5 $m^3ha^{-1}$.

Na Tabela 35 são apresentados os resumos da análise de variância (ANOVA) dos teores de cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe) e manganês (Mn) encontrados no solo dos lisímetros sob tratamento com ARS durante o desenvolvimento da cultura do milho.

Tabela 35. Resumo da análise de variância para os teores de Cu, Zn, Fe e Mn encontrados no solo dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura (ARS) durante o desenvolvimento da cultura do milho.

| Causas de Variação | GL | F | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Cu ($mgL^{-1}$) | Zn ($mgL^{-1}$) | Fe ($mgL^{-1}$) | Mn ($mgL^{-1}$) |
| Bloco | 2 | 1,72 $^{ns}$ | 4,74 $^{ns}$ | 0,29 $^{ns}$ | 3,06 $^{ns}$ |
| ARS | 4 | 0,049 $^{ns}$ | 2,27 $^{ns}$ | 1,94 $^{ns}$ | 1,68 $^{ns}$ |
| Erro I | 8 | | | | |
| AD | 1 | 1,93 $^{ns}$ | 8,42* | 0,86 $^{ns}$ | 3,87 $^{ns}$ |
| ARS x AD | 4 | 0,37 $^{ns}$ | 0,85 $^{ns}$ | 0,58 $^{ns}$ | 0,06 $^{ns}$ |
| Erro II | 10 | | | | |
| DAS | 4 | 31,94* | 40,98* | 50,53* | 0,09 $^{ns}$ |
| ARS x DAS | 16 | 2,79* | 4,07* | 5,31* | 1,58 $^{ns}$ |
| AD x DAS | 4 | 0,14 $^{ns}$ | 0,75 $^{ns}$ | 0,45 $^{ns}$ | 0,11 $^{ns}$ |
| ARS x AD x DAS | 16 | 0,66 $^{ns}$ | 0,58 $^{ns}$ | 2,02 $^{ns}$ | 0,42 $^{ns}$ |
| Bloco x DAS | 8 | 3,65* | 9,01* | 2,08 $^{ns}$ | 0,96 $^{ns}$ |
| Erro III | 72 | | | | |
| Total | 149 | | | | |
| CV1 (%) | | 37,15 | 36,34 | 11,13 | 21,83 |
| CV II (%) | | 38,66 | 28,13 | 10,33 | 19,84 |
| CV III (%) | | 18,47 | 27,27 | 10,90 | 14,50 |

AD:adubação, ARS: água residuária de suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade

Nota-se pela Tabela 35 que os elementos Cu, Zn e Fe apresentaram valores de F significativo para a causa de variação DAS e interação ARS x DAS, o zinco também apresentou F significativos para a causa de variação adubação. O elemento Mn não apresentou valores de F significativos para nenhuma das variações analisadas.

Observa-se pelos dados apresentados de coeficiente de variação que os elementos Fe e Mn apresentaram, de forma geral, homogeneidade média. Já os elementos Cu e Zn apresentaram dados mais dispersas, de acordo com Gomes (1987).

Nas Tabelas 36, 37, 38 e 39 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de Zn, Cu e Fe determinados no solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

Tabela 36. Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de Zn (mg $L^{-1}$) determinados do solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Período | Taxas de Aplicação ($m^3$ $ha^{-1}$) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0 | 112,5 | 225 | 337,5 | 450 | |
| AS | 0,16aA | 0,23bA | 0,50bA | 0,33aA | 0,33aA | 0,31a |
| 40 DAS | 0,00aA | 0,00bB | 0,00aB | 0,00bB | 0,16bB | 0,032c |
| 70 DAS | 0,00aA | 0,00bB | 0,00aB | 0,33aA | 0,33aA | 0,13b |
| | 0,05b | 0,07b | 0,16a | 0,27a | 0,27a | |

AS = Antes da Semeadura, DAS = Dias Após a Semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Tabela 37. Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores de Cu (mg $L^{-1}$) determinados do solo coletado ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

| Período | Taxas de Aplicação ($m^3$ $ha^{-1}$) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0 | 112,5 | 225 | 337,5 | 450 | |
| AS | 2,59aB | 3,94aA | 3,96aA | 4,35aA | 3,80aA | 3,73B |
| 40 DAS | 4,09aA | 4,10aA | 4,98aA | 5,12aA | 5,21aA | 5,31A |
| 70 DAS | 4,89aA | 4,02aA | 5,19aA | 5,23aA | 5,05aA | 5,31A |
| | 3,85 | 4,02 | 4,71 | 4,9 | 4,68 | |

AS = Antes da Semeadura, DAS = Dias Após a Semeadura. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Nota-se pela Tabela 36, que as médias de Zn com relação as taxas de aplicação apenas diferiram da testemunha e da taxa de 112,5 $m^3ha^{-1}$ que apresentou as menores médias, porém, não diferiram entre si. Com relação ao período verifica-se que para todas as médias ocorreram diferenças significativas, sendo a menor aos 40 DAS, seguida aos 70 DAS e a maior média foi verificada AS. Para taxas de aplicação, nota-se que a testemunha não apresentou diferença significativa. Para a taxa de 112,5 e 225 $m^3ha^{-1}$, antes da semeadura nota-se presença do elemento no solo, ao longo do tempo os valores são reduzidos e diferiu

estatisticamente. A taxa de 337,5 $m^3ha^{-1}$ demonstra que aos 40 DAS foram verificadas as menores médias e AS e aos 70 DAS observaram-se médias maiores sem diferirem entre si. A taxa de 450 $m^3ha^{-1}$ apresentou maior média aos 70 DAS e AS, e menor media aos 40 DAS.

Pela Tabela 37, percebe-se que os as médias de Cu não apresentaram diferença significativa para taxas de aplicação. Para períodos, observa-se que a menor média foi verificada antes da semeadura a qual diferiu das demais. As maiores médias foram aos 40 e 70 DAS as quais foram iguais. Para períodos as médias não diferiram estatisticamente.

Observa-se pelas Tabelas 36 e 37 que os dados de Cu e Zn, apresentaram variação ao longo do período. O Zn apresentou valores baixos (próximos a zero) do elemento no solo, sendo nulo em determinados momentos. Foram observadas diferenças em função da dose de ARS aplicadas. As maiores concentrações do elemento no solo foram para a maior dosagem de ARS. Aos 40 DAS, observa-se as menores concentrações no solo. Isso pode ter ocorrido em função do Zn ser absorvido pelas culturas no início do desenvolvimento das mesmas. Pelo fato de ser adsorvido pelos colóides no solo, favorece a sua resistência à lixiviação e a sua permanência na parte superior do solo (LOPES, 1995).

De acordo com Mattias (2006), os teores de argila no solo contribuem para a retenção do elemento. O Cu, possui grande afinidade com a matéria orgânica (Camargo et al 2001). Valores de pH ácidos encontrados nos solos diminuem a CTC do solo e também a energia de ligação do metal pesado com a fase sólida do solo alterando a capacidade de recebimento de resíduos com potencial poluente. De acordo com Raij et al (2001), concentrações de $Cu^+$ no solo acima de 0,8 mg $L^{-1}$, são considerados teores altos. Nota-se que para todos os períodos de coleta os valores se encontram acima desse limite.

Nota-se pela Tabela 38 que os valores de Fe foram não significativos para taxas de aplicação, mas o foram para o período. Antes da semeadura, percebe-se menor média para a taxa de 0 $m^3$ $ha^{-1}$. A maior média foi verificada para a taxa de 337,5 $m^3$ $ha^{-1}$ sem, no entanto, diferir das demais taxas. Aos 40 DAS a maior média foi verificada para a taxa de 0 $m^3$ $ha^{-1}$ a qual foi semelhante a taxa de 225 $m^3$ $ha^{-1}$ e diferente das demais. A menor média foi observada para a taxa de 450 $m^3$ $ha^{-1}$, sem diferir das demais taxas. Da mesma forma aos 70 DAS nota-se para a testemunha a maior média, a qual difere das menores observadas aos 225 e 450 $m^3$ $ha^{-1}$.

Para as taxas de 0, 112,5 e 225 $m^3$ $ha^{-1}$, as menores médias foram

progressivamente as quantidades retidas à medida que o meio torna-se mais ácido (LINSDAY, 1979; MATOS e SEDIYAMA, 1995). Para Kiehl (1985), a disponibilidade do Cu e Zn às plantas depende da natureza e do conteúdo de matéria orgânica, do tipo e do teor de minerais de argila presentes e do pH do solo. O efeito da aplicação de dejetos sobre o pH de determinado solo depende basicamente das características deste meio. Como os valores de pH observados no solo mantiveram valores mais reduzidos, indicando acidez moderada, a concentração de Cu no solo apresentou valores mais altos, segundo as recomendações de Coelho et al. (2006).

As concentrações de Fe e Mn também apresentaram maiores médias ao final do estudo, as concentrações de Mn não diferiram entre as dosagens aplicadas de ARS. Os valores de Mn estão abaixo dos níveis considerado médio 8293(o)-1.98293(s)-2.54668( )-073(e)2.255(n)-.

Tabela 40. Resumo da análise de variância para os dados de produtividade da cultura do milho cultivado nos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura (ARS).

| Causas de variação | GL | F |
|---|---|---|
| | | Produtividade ($t.ha^{-1}$) |
| Bloco | 2 | 0,049 * |
| ARS | 4 | 0,327 * |
| Erro I | 3 | |
| AD | 1 | $1,41^{ns}$ |
| ARS x AD | 4 | $0,41^{ns}$ |
| Total | 149 | |
| CV1 (%) | | 53,83 |
| CV II (%) | | 52,80 |

AD:adubação, ARS: água residuária de suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade

Tabela 41. Desdobramento da interação porcentagens de adubação química aplicada no solo x taxas de aplicação de ARS para os valores médios de produtividade ($t\ ha^{-1}$) da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com as taxas de aplicação de ARS.

| AD (%) | Taxas de Aplicação ($m^3\ ha^{-1}$) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0 | 112,5 | 225,0 | 337,5 | 450,0 | |
| 50 | 1,156 a | 0,884 b | 1,304 ab | 1,441 a | 1,489 a | 1,255 A |
| 75 | 1,529 a | 0,965 b | 1,374 ab | 1,478 a | 1,802 a | 1,430 A |
| Médias | 1,342 A | 0,925 B | 1,339 AB | 1,460 A | 1,644 A | |

AD = Doses de adubação. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Observa-se pela Tabela 41 que as médias relacionadas as taxas de aplicação diferiram estatisticamente. Sendo a menor média verificada para a taxa de 112,5 $m^3ha^{-1}$, a qual diferiu da testemunha e das taxas de 337,5 e 450 $m^3\ ha^{-1}$. A maior média foi verificada para a taxa de 450 $m^3\ ha^{-1}$, diferindo apenas da taxa de 112,5 $m^3ha^{-1}$. Para doses de adubação não foram verificadas diferenças significativas.

Para as doses de adubação de 50 e 75 %, ambas tiveram o mesmo comportamento. A menor média foi observada para a dose de adubação de 112,5 $m^3\ ha^{-1}$, a qual foi semelhante a de 225, diferindo das demais. A maior média foi para a dose de

450 $m^3ha^{-1}$. Entre taxas de aplicação não foram observadas diferenças significativas.

A maior produtividade foi observada na maior lâmina de aplicação de ARS, e maior adubação química (75 %). A dose de 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$, apresentou as menores médias para ambas as adubações. A produtividade média relativa a aplicação da taxa de aplicação de 450 $m^3ha^{-1}$, (1,64 t $ha^{-1}$) foi 23 % superior a da testemunha (1,34 t $ha^{-1}$). Freitas (2001), trabalhando com a cultura do milho, em diferentes formas de aplicação de ARS, verificou que a maior produtividade foi para a maior aplicação de ARS. O efeito benéfico do uso de água residuária de suinocultura também foi verificado por Chateaubriand (1988), que observou produtividades superiores às da testemunha na ordem de 19 e 65 %.

Nas Tabelas 42 e 43 são apresentados os desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores médios de altura de plantas (cm) e número de folhas da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com as taxas de aplicação de ARS.

Tabela 42. Desdobramentos da interação taxas de aplicação de ARS x períodos de coleta para os valores médio de altura de plantas (cm) da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com água residuária de suinocultura.

| Taxas ($m^3$ $ha^{-1}$) | Períodos (DAS) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 10 | 40 | 70 | 100 | 130 | |
| 0 | 7,16 | 22,50 | 41,00 | 169,66 | 185,16 | 85,09B |
| 112,5 | 8,33 | 24,50 | 48,83 | 150,83 | 182,83 | 83,26B |
| 225 | 8,83 | 26,83 | 59,33 | 175,50 | 197,83 | 93,66A |
| 337,5 | 8,66 | 24,16 | 56,83 | 171,33 | 205,50 | 93,30A |
| 450 | 8,50 | 25,33 | 66,83 | 189,50 | 214,66 | 100,96A |
| Médias | 8,29c | 24,66c | 54,56b | 171,36a | 197,19a | |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância.Para os dados de produtividade foi utilizada a transformação $\sqrt{x}$ .

Para altura de plantas a Tabela 41 indica que os períodos apresentaram diferença significativa. A menor média foi verificada aos 10 DAS e a maior aos 130 DAS. Aos 100 e 130 as médias foram iguais. Para taxas nota-se que as menores médias foram observadas para as taxas de 0 e 112,5 $m^3$ $ha^{-1}$, as quais diferiram das demais, e as maiores taxas de aplicação foram responsáveis pela maior altura de plantas.

Tabela 43. Valores médios de número de folhas ao longo do desenvolvimento da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com ARS.

| Parâmetro | Períodos (DAS) | | | | | Média |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 10 | 40 | 70 | 100 | 130 | |
| N folhas | 3d | 6c | 9b | 14a | 14a | 9 |

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de significância.Para os dados de produtividade foi utilizada a transformação $\sqrt{x}$ .

Com relação ao desenvolvimento da cultura, observa-se que o número de folhas, não apresentou diferença significativa para as doses de ARS aplicadas. Já a altura de plantas, mesmo sem diferir estatisticamente, apresentou maiores médias para as maiores dosagens de ARS, na fase final de seu estádio vegetativo. Em função disso, nota-se que a cultura apresentou a mesma fase de desenvolvimento fenológico para todas as doses de aplicação (quando relacionada ao número de folhas), à variação entre a cultura foi observada na altura de plantas, onde maiores dosagens apresentaram maiores médias de altura de plantas, concordando com Freitas et al. (2004), onde as maiores alturas de plantas foram observadas nas maiores dosagens de ARS aplicada. Isso provavelmente esteja relacionada ao fato do resíduo de suinocultura ser rico em N, o que favorece o desenvolvimento da cultura do milho (BARCELLOS, 1992) e ao ser aplicado tem efeito imediato no crescimento das plantas.

Nas Tabelas 44 e 45 são apresentados os resumos da análise de variância para os macro e micronutrientes extraídos da folha, da cultura do milho sob tratamento com água residuária de suinocultura.

Observa-se pela Tabela 44 que para a variação ARS os valores de F foram significativos para os elementos N, K e Mg, já o P não apresentou diferença significativa. Nota-se que para a interação ARS x AD os valores de F não foram significativos para todos os parâmetros. Para os microelemenots, observa-se na Tabela 45 que a interação foi não significativa para todos os parâmetros. Já a taxa aplicada apresentou diferença significativa para os elementos Fe, Cu e B.

Tabela 44. Resumo da Análise de variância para obtenção dos valores de F para os macroelementos extraídos da folha (diagnose foliar) da cultura do milho sob tratamento com água residuária da suinocultura (ARS).

| Causas de variação | GL | F | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | N (g kg$^{-1}$) | P (g kg$^{-1}$) | K (g kg$^{-1}$) | Mg (g kg$^{-1}$) |
| Bloco | 2 | 1,03$^{ns}$ | 1,0$^{ns}$ | 1,57$^{ns}$ | 0,48$^{ns}$ |
| ARS | 4 | 19,87$^{*}$ | 2,15$^{ns}$ | 7,75$^{*}$ | 1,31$^{ns}$ |
| Erro I | 8 | | | | |
| AD | 1 | 0,10$^{ns}$ | 0,66$^{ns}$ | 1,16$^{ns}$ | 0,44$^{ns}$ |
| ARS x AD | 4 | 0,82$^{ns}$ | 1,08$^{ns}$ | 2,39$^{ns}$ | 1,55$^{ns}$ |
| Erro II | 10 | | | | |
| Total | 29 | | | | |
| CV1 (%) | | 10,54 | 17,22 | 6,05 | 17,68 |
| CV II (%) | | 14,58 | 20,96 | 6,51 | 13,93 |

AD:adubação, ARS: água residuária da suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade.

Tabela 45. Resumo da Análise de variância para obtenção dos valores de F para os microelementos extraídos da folha (diagnose foliar) da cultura do milho sob tratamento com água residuária da suinocultura (ARS).

| Causas de variação | GL | F | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Fe (mg kg$^{-1}$) | Zn (mg kg$^{-1}$) | Cu (mg kg$^{-1}$) | B (mg kg$^{-1}$) |
| Bloco | 2 | 6,79$^{ns}$ | 0,003$^{ns}$ | 1,27$^{ns}$ | 3,48 |
| ARS | 4 | 4,74$^{*}$ | 3,18$^{ns}$ | 19,59$^{*}$ | 6,01$^{*}$ |
| Erro I | 8 | | | | |
| AD | 1 | 0,89$^{ns}$ | 1,67$^{ns}$ | 4,14$^{ns}$ | 0,005$^{ns}$ |
| ARS x AD | 4 | 0,76$^{ns}$ | 2,15$^{ns}$ | 3,58$^{ns}$ | 1,33$^{ns}$ |
| Erro II | 10 | | | | |
| Total | 29 | | | | |
| CV1 (%) | | 20,58 | 22,78 | 25,81 | 6,75 |
| CV II (%) | | 29,74 | 14,38 | 19,81 | 12,08 |

AD:adubação, ARS: água residuária da suinocultura, DAS: dias após a semeadura; CV: coeficiente de variação; ns: não significativo a 5 % de probabilidade; *: significativo a 5 % de probabilidade.

Na Tabela 46 são apresentados os valores médios de macro e micronutrientes extraídos da folha (diagnose foliar) da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com as taxas de aplicação de ARS.

Tabela 46. Valores médios de macro e micronutrientes extraídos da folha (diagnose foliar) da cultura do milho, nos lisímetros, sob tratamento com as taxas de aplicação de ARS.

| Parâmetros | Taxas de Aplicação ( $m^3 ha^{-1}$) | | | | | Médias |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0 | 112,5 | 225,0 | 337,5 | 450,0 | |
| Macro nutrientes (g $kg^{-1}$) | | | | | | |
| N | 13,00b | 14,33b | 16,33b | 20,83a | 22,66a | 15,02 |
| P | 2,33 | 1,83 | 2,00 | 2,33 | 2,33 | 2,16 |
| K | 21,66a | 18,66b | 20,16ab | 21,16ab | 22,33a | 20,80 |
| Mg | 4,50 | 3,83 | 3,66 | 3,83 | 3,83 | 3,93 |
| Micro nutrientes (mg $kg^{-1}$) | | | | | | |
| Fe | 195,16b | 304,33a | 237,66ab | 311,00a | 267,83ab | 263,20 |
| Zn | 13 | 11,83 | 11,83 | 14,83 | 17,16 | 13,73 |
| Cu | 9,66a | 10a | 6,83b | 8,33ab | 9,50a | 10,86 |
| B | 19,66b | 23,66a | 21,83ab | 21,66ab | 22,66a | 21,90 |

Para a análise de variância dos dados foi utilizada a transformação $\sqrt{x+1}$ .

Analisando a Tabela 46, observa-se que houve efeito significativo das fontes de variação de forma independente, ou seja, os teores de Fe, N, K, Ca e B, foram influenciados pelas doses de ARS aplicadas.

Para os macro nutrientes, nota-se para o N, que a maior média foi verificada para a taxa de 450 $m^3 ha^{-1}$, a qual não diferiu de 337,5 $m^3 ha^{-1}$. A menor média foi verificada para a testemunha, a qual não diferiu das taxas de 112,5 e 225 $m^3 ha^{-1}$. O P não apresentou diferença em função das taxas de aplicação. O K apresentou menor média para a taxa de 112,5 a qual diferiu das demais. Médias iguais estatisticamente foram observadas para as demais taxas. O Mg não diferiu estatisticamente.

Observa-se que os elementos Zn, N, K, e B apresentaram maiores concentrações desses elementos na folha para a dosagem de 450 $m^3ha^{-1}$. Já o Fe apresentou as maiores concentrações para a dose de 337,5 $m^3ha^{-1}$, os demais elementos, P, Cu e Mg apresentaram concentrações muito próximas para todos os tratamentos. Observa-se que os macronutrientes N e P, apresentaram valores abaixo do nível adequando para a o desenvolvimento da cultura que é de 28-35 g. kg para N e 2,5 a 4,0 g. kg para P. Já o K e Mg apresentam índices adequados, de acordo com MALAVOLTA (2007), que se situam num

intervalo de 17-30 para K e 2,1 a 4,0 para Mg. Da mesma forma o Zn apresenta valores abaixo dos índices adequados, mas muito próximo do ideal (20-40). Fe, Cu e B apresentam valores

adequada, por meio de programas de adubação que considerem, além da quantidade de fertilizante fornecida, também o balanço entre os nutrientes requeridos, aliado a condições climáticas adequadas, principalmente em termos de precipitação pluvial.

Sutton et al. (1986) determinaram o efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura no cultivo do milho em solos argilosos. Durante três anos foram aplicadas as doses de 90, 180 e 270 t $ha^{-1}$ no solo. Em todas as parcelas estudadas a aplicação de mais de 90 t $ha^{-1}$ de dejeto (matéria fresca) foi considerada excessiva em termos de necessidade de nutrientes para o crescimento do milho (com base na produção), na concentração de nutrientes nas folhas e no acúmulo de elementos no solo. O estudo mostrou que vários fatores estão envolvidos na resposta da planta às aplicações de esterco: variações na composição de nutrientes do dejeto, perdas de N por volatização, lixiviação de nutrientes, características de fertilidade e drenagem do solo e condições de clima.

## 7. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho permitiram concluir que:

Para os resultados do lixiviado, os valores da RAS foram altos, indicando que com o uso contínuo de altas taxas de aplicações de ARS os valores de sodicidade podem elevar-se ainda mais, ocasionando problemas para o lixiviado. As concentrações de nitrato no lixiviado não apresentaram indícios de contaminação.

O uso continuado da ARS elevou principalmente os teores de P no solo. A lixiviação de N e a elevada concentração de P na camada mais superficial do solo adubado com ARS mostraram que estes elementos podem comprometer a qualidade do ambiente, especialmente como contaminantes da água.

Com o aumento das taxas de aplicação de ARS ao longo do tempo, houve tendência do aumento do valor de sodicidade no solo, mesmo assim, os valores permaneceram abaixo do limite.

A aplicação de ARS não apresentou alterações nos valores de pH do solo.

Com relação a metais pesados, para o cobre todas as taxas de aplicação apresentaram valores médios acima dos considerados ideais para a fertilidade do solo, para o ferro esses valores foram considerados médios e o zinco apesar de apresentar aumento ao longo do período, apresentou valores abaixo do mínimo recomendado para fertilidade do solo .

A aplicação de ARS aumentou os valores de altura de planta, e produtividade da cultura do milho. A maior produtividade foi verificada para a combinação lâmina de 450 $m^3ha^{-1}$ e 75 % de adubação química sendo 23 % superior a da testemunha.

As maiores concentrações de macro e micro elementos na folha foram observadas na taxa de 450 $m^3ha^{-1}$, apenas o Fe apresentou maior concentração para a taxa de 112,5 $m^3ha^{-1}$. Os níveis de N na folha foram abaixo dos considerados normais para a cultura do milho. .

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABOUKHALED, A.; ALFARO, J. F.; SMITH, M. **Los lisímetros.** Roma: FAO, 1986. 60 p. (Estudos FAO: irrigação e drenagem, 39).

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. New York, 1995. 1193 p.

ALFAIA, S. S. Caracterização e distribuição das formas do nitrogênio orgânico em três solos da Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, p. 135–140, 2006.

ago. 2004.

AZEVEDO, W. R. et al.. Disponibilidade de fósforo para o arroz inundado sob efeito residual de calcário, gesso e esterco de curral aplicados na cultura do feijão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 995-1004, 2004.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **La calidad del agua en la agricultura**. Roma: FAO, 1987. 174 p.

AYERS, R. S., WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p. (Estudos FAO: irrigação e drenagem, 29).

BANZATTO, D. A.; KRONKA, S. N. **Experimentação agrícola**. Jaboticabal: Funep, 1992. 247 p.

BARCELLOS, L. A. R. **Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos**. 1992. 108 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1992.

BARROS, F. M, et al. Características químicas do solo influenciadas pela adição de água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 9, p. 47-51, 2005. Suplemento.

BASSO, C. L. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos de suínos**. 2003. 125 f. Tese (Doutorado em Agronomia)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BAKHSH, A.; KANWAR, R. S.; AHUJA, L. R. Imulating the effect of swine manure application on NO3–N transport to subsurface drainage water. **Transaction ASAE**, St Joseph, v. 42, p. 657–664, 1999.

BALKS, M. R.; BOND, W, J.; SMITH, C. J. Effects of sodium accumulation on soil physical properties under an effluent-irrigated plantation. **Australian Journal of Soil Research,** Collingwood, v. 36, p. 821-830, 1998.

BELING, R. R. et al. **Anuário brasileiro do milho.** Santa Cruz do sul: Gazeta Santa Cruz,

2007. 136 p.

BERNARDES, R. S. Estabilização de poluentes por disposição no solo. **Revista DAE**, São Paulo, v. 46, n. 145, p. 129-150, 1996.

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

BIDONE, F. R. A. **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais**: reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: Rima, 2001. 240 p.

BLUM, J. R .C. Critérios e padrões de qualidade da água. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Eds.). **Reuso de água**. São Paulo: USP; Manole, 2003. cap. 5. 125-175 p.

BORTOLINI, C. G. et al. Sistemas de aplicação de nitrogênio e seus efeitos sobre o acúmulo de N na planta de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas , v. 26, p. 361-366, 2002.

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.

BOWER, H.; CHANEY, R. L. Land treatment of wastewater. **Advances in Agronomy,** v. 26, p. 133-176, 1974.

BÜLL, L. T. **Cultura do milho**: fatores que afetam a produtividade. Piracicaba: POTAFOS, 1993.

CAMPELO, R. A. et al. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo podzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 2, p. 263-267, 2000.

CAOVILLA, F. A. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivados com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** Campina

Grande, v. 9, p. 283-287, 2005. Suplemento.

CAMARGO, F.A.O. et al. Reações de micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. In: FERREIRA, E (Eds). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura.** Jaboticabal. CNPQ/FAPESP/ POTAFOS, 2001. p.89-124.

CERETTA, C. A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, n. 6, p. 729-735, jun. 2003.

CHANG, C.; ENTZ, T. Nitrate leaching losses under repeated cattle freedlot manure applications in Southern Alberta. **Journal Environmental Quality,** Madison, v. 25, n. 1, p. 145-153, 1996.

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

COELHO, A. M. et al. **Interpretação de resultados de análise de solos**. 2. ed. EMBRAPA, CNPMS, 2006. 32p.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. Seja o doutor do seu milho: nutrição e adubação. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 71, set. 1995. Encarte.

COELHO, A. M.; et al. Cultivo do milho: Nutrição e adubação.. **Comunicado Técnico.** Sete Lagoas, n. 44,. 2002. Encarte.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. **Diário oficial da União**, 18 de março de 2005.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO. **Recomendações de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.** 3. ed. Passo Fundo: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995, 244p.

CORDEIRO, G. G. Qualidade da água para fins de irrigação. **Documentos.** Petrolina, n.167. 2001.

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

COSTA, S. N. da. et al. Mobilidade de nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** Campina Grande, v. 3, n. 2, p. 190-194, 1999.

CRUZ, J. C. et al. **Recomendações técnicas para o cultivo do milho**. 2. ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 1996. 204 p.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suinos**. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves e Extensão, 2002. 31 p. (Boletim informativo de pesquisa, 14).

DOBLINSKI, A. F. et al. Lixiviação "in situ" de nitrogênio, fósforo e potássio oriundos do uso de água residuária da suinocultura na cultura do feijão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRICOLA, 36., 2007. Bonito. **Anais**... Bonito: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 2007. 1 CD ROM.

DOURMAD, J. Y. et al. Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. **Livestock Production Science**, v. 58, p. 261-264, 1999.

DURIGON, R. et al. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 983-992, 2002.

EGHBALL, B. et al. Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. **Journal Environmental Quality l.** Madison, v. 26, n. 1, p. 189-193. 1997.

EGHBALL, B.; BINFORD, G. D; BALTENSPERGE, D. D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 25, p. 1339-1343, 1996.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Levantamento sistemático da produção e abate de suínos**. Brasília, DF, 2006. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/?ids=So6f90o4t>. Acesso em: 02 de jul. 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA.**Cultivo do milho**. Brasília, DF, 2006. Disponível em: <http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/milho/iviabili.htm>. Acesso em: 04 out. 2007.

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

EDWARDS, D. M.; FISCHBACH, P. E.; YONG, L. L. Movement of nitrate under irrigated agriculture. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, p. 73-75, 1972.

EXNER, M. E. et al. Deep Nitrate movement in the unsaturated zone of simulated urban lawn. **Joural Environmental Quality**, Madison, n. 20, p. 658-662, 1991.

FALKINER, R. A.; SMITH, C. J. Changes in soils chemistry in effluent-irrigated *Pinnus radiata and eucalyptus grandis.* **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 35, p. 131-147, 1997.

FANCELLI, A. L.; DOURADO NETO, D. **Produção de milho**. Guaíba: Agropecuária, 2000. 360 p.

FANCELLI, A. L.; LIMA. U. A. **Milho**: produção, pré-processamento e transformação agroindustrial. São Paulo: SICCI; PROMOCET; FEALQ, 1982. 112 p. (Série extensão agroindustrial, 5).

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

FERREIRA, A. C. B. **Efeitos da adubação com N, Mo e Zn sobre a produção, qualidade de grãos e concentração de nutrientes no milho.** 1997. 74 p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 1997.

FIORI, M. G. S. **Formas de nitrogênio no sistema solo-planta –água em função da aplicação de água residuária de suinocultura.** 2007. 72 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)–Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

FLEMING, R. J.; BRADSHAW, S. H. **Contamination of subsurface drainage systems during manure spreading**. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1992 (ASAE paper, 92- 2618).

FONSECA, S. P. P. **Tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método do escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L) Pers.)**. 2000. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Voçosa, Viçosa, 2000.

FREITAS, W. da S. et al. Efeito da aplicação de águas residuárias da suinocultura sobre a produção de milho para silagem. **Revista de Engenharia Agrícola e Ambiental,** Campina Grande**,** v. 8, n. 1, p. 120-125. 2004.

_____. **Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características agronômicas e nutricionais do milho (*Zea Mays*L.)**. 2001. 52 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)–Universidade Federal de Viçosa,Viçosa, 2001.

GIANELLO, C. et al. **Princípios de fertilidade do solo.** Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos, 1995. 276 p.

GIUSQUIANI, P. L. et al. Fate of pig sludge liquid fraction in calcareous soil: agricultural and environmental implications. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 364-371, 1998.

GOMES, F. P. **Curso de estatística experimental**. 12. ed. Piracicaba: Nobel, 1987. 467 p.

GOMES FILHO, R, R. et al. Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 131-134. 2001.

GONZALEZ-ERICO E. et al. Effect of depth of lime incorporation on growth of corn on an Oxisol of Central Brazil**. Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 43, p. 1155-1158, 1979.

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

HALLIWELL, D. J.; BARLOW, K. M.; NASCH, D. M. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties ond their implications for irrigation systems. **Australian Journal of Soil** Research, Collingwood, v. 39, p. 1259-1267, 2001.

INGRID, T. K.; KJELLERUP, V.; BENDT, J. Crop uptake leaching of N applied in ruminant slurry with selectively labelled faeces and urine fraction. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 197, p. 233-239, 1997.

IRVINE, S. A.; REID, D. J. Field prediction of sodicity in dryland agriculture in central Queensland, Australia. **Australian Journal of the Research**, Collingwood, v. 39, p. 1349-1357, 2001.

IZZO, R.; NAVARI-IZZO, F.; QUARTACCI, F. Growth and mineral absorption in maize seedlings as affected by increasing NaCl concentrations. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 14, p. 687-699, 1991.

JARDIM, S. S. Alerta: consumidores desconhecem impacto altamente poluidor da suinocultura. Jornal do Meio Ambiente, Disponível em: <http://www.jornaldomeioambiente.com.Br/JMA-txt_importante27.asp>. Acesso em: 06 abr. 2005.

KAMPF, N.; CURI, N. Argilominerais em solos brasileiros. In: CURI, N. et al. (Eds.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS, 2003. p. 1-54.

KAO, C. W.; BLANCHAR, R. W. Distribuition and chemistry of phosphorus in na Albaqualf soil after 82 year of phosphate fertilization. **Journal Environmental Quality.,** Madison, v. 2, n. 1, p. 237-240. 1973.

KARLEN, D.L.; VITOSH, M.L.; KUNZE, R.S. Irrigation of corn with simulated municipal sewage effluent . **Journal of Environmental Quality,** Madison, v.5, p.269-273, 1976.

KHALLEL, R.; FOSTER, G. R.; REDDY, K. R. A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes: a conceptual model for sediment and manure transport. **Transaction of the ASAE**, St. Joseph, v. 22, n. 6, p. 1353-1361, 1979.

KIEHL, E. L. **Fertilizantes orgânicos.** Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.

KING, L. D. Swine lagoon effluent applied to 'Coastal' Bermudagrass: II. Effects on soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 14, n. 1, p. 14-21, 1985.

KLEINMAN, P. J. et al. Survey of water-extractable phosphorus in livestock manure. **Soil Science Society American Journal,** Madison**,** v. 69, p. 701-708, 2005.

LARA CABEZAS, W. A. R. et al. Influência da cultura antecessora e da adubação nitrogenada na produtividade de milho em sistema plantio direto e solo preparado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, p. 1005-1013, 2004.

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

LINSDAY, W. L. **Chemical equilibria in soils.** New York: John Wiley, 1979. 449 p.

LONGO, A. J. et al. Precipitação provável e equação de chuvas intensas para o município de Cascavel – PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 30., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: CONBEA, 2003. 1 CD-ROM.

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

LOPES, A. S. **Micronutrientes**: filosofias de aplicação e eficiência agronômica. São Paulo: 1999. 72 p. (Boletim técnico, n. 8).

MAAS, E. V. Crop tolerance to saline sprinkling water. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 89, p. 273-284, 1985.

MAAS, E. V.; HOFFMAN, G. H. Crop salt tolerance: current assessment. **Journal of the Irrigation and Drainage Division**, Reston, v. 103, p. 115-134, 1977.

MALAVOLTA, E. **Avaliação do estado nutricional das plantas**: princípios e aplicações. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa e Potassa e do Fosfato, 1997. 319 p.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. **Reuso de água.** Barueri: Manole, 2003. 579 p.

MARCIANO, C. R. et al. Efeito do lodo de esgoto e do composto de lixo urbano sobre a condutividade hidráulica de um Latossolo Amarelo saturado e não saturado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 1-9, 2001.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. Berlin: Academic Press, 1995. 674 p.

MATIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006, 164 p. Tese (Doutorado em.Agronomia../Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

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

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

MATOS, A. T. Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos. **Caderno Didático**, Viçosa, MG, n. 37, 2004.

MELO, W. J. et al. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais **(CD-Room).** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: EMBRAPA; SBCS, 1997. 1 CD-ROM.

MELO, R. F de. et al. Deslocamento de cátions básicos provenientes a água residuára de mandioca em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** Campina Grande**,** v. 10, n. 2, p. 456–465, 2006.

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

MENGEL, D. B.; BARBER, S. A. Rate of nutrient uptake per unit of corn root under field conditions. **Agronomy Journal**, Madison, v. 66, p. 399- 402, 1974.

MOAL, J. F. et al. Ammonia volatilization following surface applied pig and cattle slurry in France. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 125, n. 2, p. 245-252, 1995.
MOORE, D. P.; OVERSTREET, R.; JACOBSON, L. Uptake of magnesium and its interactions with calcium in excised barley roots. **Plant Physiology**, Washington, DC, v. 36, p. 290- 295, 1961.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626 p.

MORELLI, J. L. et al. Calcário e gesso na produtividade da cana-de-açúcar e nas características químicas de um latossolo de textura médio alíco**. Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 187-194, 1992.

MOZAFFARI, M.; SIMS, T. S. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic Coastal plain wastershed dominated by animal based agriculture. **Soil Science**, Baltimore, v. 157, n. 2, p. 97-107, 1994.

MUCHOVEJ, R. M. C; RECHCIGL, J. E. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrasses on water quality. In: LAL, R.; Stewart, B. A. (Eds.). **Soil processes and water quality.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 91-135.

OLIVEIRA, F. C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num latossolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar.** 2000. 247 p. Tese (Doutorado em Agronomia)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo Piracicaba.
OLIVEIRA, E.; PARIZOTTO, M. L. V. **Características e uso fertilizante do esterco de suíno.** Londrina: IAPAR, 1994. 24 p. (Circular, 83).

OLIVEIRA, R. A. et al. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo podzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 2, p. 263-267, 2000.

OLIVEIRA, P. A. V. de **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M. D.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 2001, Gramado. **Anais…** Gramado:, 2001. p. 17.

PERIN, A. et al. Produção de fitomassa, acúmulo de nutrientes e fixação biológica de nitrogênio por adubos verdes em cultivo isolado e consorciado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 35-40, 2004.

PEARSON, R. W.; ABRUNA, F.; VICENT-CHANDLER, J. E. Effect of lime and nitrogen applications on downard movement of calcium and magnesium in two humid tropical soil of Puerto Rico**. Soil Science**, Baltimore, v. 93, p. 77–82, 1962.

PRATT, P. F. Management restrictions in soil application of manure. **Journal of Animal Science**, Washington, DC, v. 48, p. 134-143, 1979.

PIZARRO, F. **Drenaje agricola y recuperacion de suelos salinos**. 2. ed. Madrid: Agricola Espanola, 1985. 521 p.

QUAGGIO, J. A.; MASCARENHAS, H. A. A.; BATAGLIA, O. C. Resposta da soja a aplicação de doses crescentes de calcário em Latossolo roxo distrófico de cerrado**. Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 6, p. 113-118, 1982.

RAIJ, B. Van. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba: POTAFOS, 1991. 343 p.
RAIJ, B. Van. et al. (Eds.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

RENGASAMY, P.; OLSSON, K. A. Irrigation and sodicity. **Australian Journal of Agriculture Research**, Collingwood, v. 31, p. 821-837, 1993.

RICHARDS, L. A. (Ed). **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington, DC: United States Salinity Laboratory Staff, 1954. 160 p. (Agriculture handbook, 60).

ROSOLEM. C. R. et al. Potássio no solo em conseqüência da adubação sobre a palha de milheto e chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** Brasília**,** v. 41, n. 6, p. 1033-1040, 2006.

SÁ, J. C. M. **Manejo de nitrogênio na cultura de milho no sistema plantio direto**. Passo Fundo: Aldeia Norte, 1996. 23 p.

SÁ, J. C. M. Efeito de doses e época de aplicação de nitrogênio na produção de milho, após resteva de aveia preta (*Avena strigosa*), sob plantio direto. In: FUNDAÇÃO ABC. **Resultados de pesquisa 88/89**. Ponta Grossa, 1989. (Boletim técnico, 4).

SANTOS, A. P. R. dos. **Efeito da irrigação com efluentes de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de em argissolo**

SEGANFREDO, M. A. Dejetos animais: a dupla face benefício e prejuízo. Concórdia. EMBRAPA, Suínos e Aves, 2003. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/?/artigos/2004/artigo-2004-n026.html;ano=2004>. Acesso em: dia abr. 2005.

SERAFIM, R. S.; LUCAS JUNIOR, J. Fósforo e nitrogênio nos dejetos de suínos produzidos sob diferentes sistemas de higienização das baias. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALIZADOS EM SUÍNOS, 11., 2003, Goiânia. **Anais.**.. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves, 2003. p. 449-450.

SHARPLEY, A. N.; REKOLAINEN, S. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: TUNNEY, H.; SMYTH, T. J.; TIESSEN, H. **Phosphorus loss from soil to water**. Wallingford: CAB, 1997. p. 1-54.

SILVA, P. S. L.; SILVA, P. I. B. Efeitos de épocas de aplicação de nitrogênio no rendimento de grãos do milho. **Pesquisa agropecuária Brasileira,** Brasília, DF, v. 37, n. 8, p. 1057-1064, ago. 2002.

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

SINGH, P.; KANWAR, R. S. Simulating $NO_3$-N transport to subsurface drain flows as affected by tillage under continuos corn using modified RZWQM. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 38, n. 2, p. 499-506, 1995.

SPERLING, E. Von. Qualidade da água. In: SILVA, D. D. da; PRUSKI, F. F. **Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura**. Brasília, DF: UFV, 1997. p. 89-114.

SOMMER, S. G.; HUTCHINGS, N. J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction: invited paper. **European Journal of Agronomy,** Amsterdam, v. 15, n. 1, p. 1-15, 2001.

SOUTO, P. C. et al. Decomposição de estercos dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. n. 29, p.25-130, 2005

STEVENSON, F. J. **Cycles of soil**: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York: Journal Wiley, 1986. 380 p.

STEFANUTTI, R.; MALAVOLTA, E.; MURAOKA, T. Recuperação do fósforo residual do solo, derivado de um termofosfato magnesiano com diferentes granulometrias e do superfosfato simples granulado. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 2, n. 52, p. 233-238, 1995.

STORK, L.; ESTEFANEL, V.; GARCIA, D. C. Experimentos fatoriais: modelos de naálise pelos pacotes SAS, SAEG e SOC. Santa Maria, 1995. 52 p.

SUMNER, M. E. Sodic soils:news perspectives. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 31, p. 683-750. 1993.

SUSZEK, M. **Efeitos da inoculação na compostagem e vermicompostagem de resíduos sólidos verdes urbanos.** 2005. 76 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)–Centro de ciências exatas e tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2006.

SUTTON, A. L. et al. Comparison of solid vs. Liquid dairy manure applications on corn yield and soil composition. **Journal Enveromental Quality,** Madison, v. 15, n. 4, p. 370-375, 1986.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais.** Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos, 1995. 174 p.

TOMÉ JR., J. B. **Manual para interpretação de análises de solo**. Guaíba: Agropecuária, 1997. 247 p.

VASCONCELLOS, C.A. et al. Nutrição e adubação do milho visando obtenção do minimilho. Sete Lagoas, MG: EMBRAPA Sorgo e Milho, 2001. (Circular técnica, 9).

VILAS BOAS, E. V. B. et al.. **Manejo de resíduos da agroindústria.** Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. p. 81-95.

VLECK, P. L. G.; STUMPE, J. W. Ammonia volatilization from flooded soil. **Fertilizer. Research.,** Baltimore, p. 227-245, 1981.

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

# Livros Grátis

( http://www.livrosgratis.com.br )

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo