

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

**APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA TRATADA DE
SUINOCULTURA EM SOLO CULTIVADO COM SOJA**

ADRIANA SMANHOTTO
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
Outubro – 2008

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

**APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA TRATADA DE
SUINOCULTURA EM SOLO CULTIVADO COM SOJA**

ADRIANA SMANHOTTO

Orientador: Prof. Dr. Antônio de Pádua Sousa
Co-orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio
Co-orientadora: Prof. Dr^a. Lúcia Helena Pereira Nóbrega

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
Outubro – 2008

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

S635a Smanhotto, Adriana, 1978-
Aplicação de água residuária tratada de suinocultura em solo cultivado com soja / Adriana Smanhotto. - Botucatu : [s.n.], 2008.
xiii, 121 f. : il. color., gráfs., tabs.

Tese (Doutorado)-Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2008

Orientador: Antônio de Pádua Sousa

Co-orientador: Silvio César Sampaio

Co-orientador: Lúcia Helena Pereira Nóbrega

Inclui bibliografia

1. Água - reutilização. 2. Lixiviação. 3. Contaminação ambiental. 4. Lisímetros. I. Sousa, 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 Agrônômicas. V. Título.

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

TÍTULO: "APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA TRATADA DE SUINOCULTURA
EM SOLO CULTIVADO COM SOJA".

ALUNA: ADRIANA SMANHOTTO

ORIENTADOR: PROF. DR. ANTÔNIO DE PÁDUA SOUSA

Aprovado pela Comissão Examinadora



PROF. DR. ANTÔNIO DE PÁDUA SOUSA



PROF. DR. RAIMUNDO LEITE CRUZ



PROF. DR. ROBERTO LYRA VILLAS BÔAS



PROF. DR. REGINALDO FERREIRA SANTOS



PROFA. DRA. MARIA MAGDALENA FERREIRA RIBAS

Data da Realização: 20 de outubro de 2008.

Os vitoriosos são aqueles que não desanimam em face das dificuldades e para os quais os obstáculos servem como degraus para a subida e para a consecução do objetivo.

DEDICO E OFEREÇO

Aos meus pais,

Neuclécio Smanhotto e Inedes Smanhotto (in memorian)

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

Já por isso seria infinitamente grata.

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

Revestiram minha existência de amor, carinho e dedicação.

Cultivaram na criança todos os valores que a transformaram em um adulto responsável e consciente.

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

Trabalharam dobrado, sacrificaram seus sonhos em favor dos meus

Não foram apenas pais, mas amigos e companheiros, mesmo nas horas em que meus ideais pareciam distantes e inatingíveis e o estudo, um fardo pesado demais.

Muitas foram às vezes em que meu cansaço e preocupações foram sentidos e compartilhados por vocês, numa união que me incentivaram prosseguir.

Hoje concluindo o DOUTORADO, procuro encontrar entre as palavras aquela que gostaria que seus corações ouvissem.

E só encontro uma simples e sincera palavra: OBRIGADO.

Obrigado meus pais, pela compreensão, quando me distanciei de vocês.

Obrigado por tudo o que fizeram por mim, sem que eu ao menos soubesse.

Obrigado por mais este sonho que realizamos em que passo a ser DOUTORA e, sobretudo, obrigado pela lição de amor que me ensinaram durante toda a minha vida.

Tomara Deus que eu possa ensiná-la aos meus filhos, com a mesma dignidade com a qual fizeram chegar a mim.

Se isto eu conseguir, estarei realizada e acima de tudo, serei sua filha.

Dividam comigo os méritos desta conquista, porque ela lhes pertence,

“Ela é nossa, a nossa conquista”.

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

A minha irmã,

***Juliana Smanhotto**, pelo amor, compreensão, apoio e incentivo.*

Ao meu noivo,

***Rosinaldo Soncela**, pelo carinho, amor com que sempre me incentivou a seguir adiante e
pela ajuda nos longos dias de trabalho.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, que sempre esteve presente, dando-me esperanças no desânimo, forças nos obstáculos e fé diante dos conflitos.

À Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, *campus* de Botucatu, ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Engenharia Rural, área de concentração Irrigação e Drenagem, pela oportunidade de realização deste curso.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), *campus* de Cascavel, em especial ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola e ao grupo RHESA (Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) pelo apoio e oportunidade de realização do experimento no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Professor. Dr. Antônio de Pádua Sousa pela orientação, oportunidade da realização do doutorado, amizade e ensinamentos.

Ao Professor Dr. Silvio César Sampaio e a Professora Dr^a. Lúcia Helena Pereira Nóbrega (UNIOESTE) pela co-orientação deste trabalho e oportunidade concedida, e também pela amizade, confiança e ensinamentos, sem os quais não seria possível a realização deste trabalho.

À Professora Simone Damasceno Gomes pelo apoio, amizade e por ter disponibilizado o Laboratório de Saneamento Ambiental da UNIOESTE, *campus* de Cascavel, para a realização das análises do experimento.

Ao Professor Dr. Miguel Angel Uribe Opazo (UNIOESTE), pelo auxílio, dedicação e orientação durante as análises estatísticas dos dados.

A minha nova grande amiga Tatiane Dal Bosco, por participar constantemente e intensamente desta etapa na minha vida. Pela amizade, aprendizagem, paciência, ajuda, incentivo e companheirismo.

A minha grande amiga Maritane Prior, pela amizade, paciência, incentivo, companheirismo em diversos momentos, ensinamentos e auxílio na execução deste trabalho.

As amigas Morgana Suszek, Dilcemara Zenatti, Elisabete Mendonça, Katiane Henning e Simone Carvalho pela atenção e colaboração dada na execução das análises laboratoriais.

Ao amigo Jhonatan Dieter, pela contribuição para a realização do experimento.

Aos amigos Maria Renata, Andréia e Handrey pela amizade, companheirismo e momentos de descontração durante este período.

Ao senhor Irno Pretto por ter cedido à água residuária de suinocultura utilizada no experimento.

A minha família e ao meu noivo pela compreensão, paciência, incentivo e ajuda e, principalmente pelas muitas vezes que abriram mão de seus compromissos em função dos meus.

Enfim, aos amigos e pessoas que de uma forma ou de outra contribuíram para a realização deste trabalho, gostaria de expressar minha profunda gratidão.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS		viii
LISTA DE FIGURAS		Xiii
1	RESUMO	01
2	SUMMARY	03
3	INTRODUÇÃO	05
4	REVISÃO DE LITERATURA	08
4.1	Reúso de água na agricultura.....	08
4.2	Suinocultura no Brasil: importância sócio-econômica.....	11
4.3	Água residuária de suinocultura	13
4.4	Biodigestão anaeróbia.....	16
4.5	Lixiviação de íons no solo.....	19
4.6	Cultura da soja: aspectos gerais.....	28
5	MATERIAL E MÉTODOS	33
5.1	Localização e caracterização da área do experimento	33
5.2	Instalação do experimento	35
5.3	Aplicação da lâmina de irrigação	38
5.4	Aplicação da água residuária de suinocultura	39
5.5	Descrição dos tratamentos	40
5.6	Coleta e análise do material percolado	43
5.7	Coleta e análise do solo	44
5.8	Delineamento experimental e análise estatística	45
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
6.1	Análise do pH do solo e do material percolado.....	46
6.2	Análise do teor de matéria orgânica e da capacidade de troca de cátions do solo.....	50
6.3	Análise do nitrogênio total, nitrato e nitrito no solo e no material percolado.....	55
6.4	Análise do fósforo e potássio no solo e no material percolado.....	66

6.5	Análise do cobre e zinco no solo e no material percolado.....	78
7	CONCLUSÕES	91
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 01	Valores médios de nutrientes dos dejetos de suínos de acordo com o teor de sólidos.....	14
Tabela 02	Produção média diária de dejetos em diferentes categorias de suínos.....	14
Tabela 03	Características físico-químicas da água residuária da suinocultura.....	15
Tabela 04	Indicação da aplicação de doses de micronutrientes no solo para a cultura da soja.....	29
Tabela 05	Indicação de adubação para a soja no Estado do Paraná em solos com teor de argila > 40 %.....	30
Tabela 06	Quantidade média de nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, cálcio, magnésio, ferro, zinco, cobre, boro, manganês e molibdênio extraído e exportado pela cultura da soja.....	31
Tabela 07	Resultado da análise granulométrica do solo da área experimental.....	34
Tabela 08	Caracterização química do solo nos lisímetros antes da instalação do experimento.....	34
Tabela 09	Produtos aplicados durante o desenvolvimento da cultura para o controle da lagarta e ferrugem.....	37
Tabela 10	Lâminas de água de irrigação aplicadas durante o experimento.....	38
Tabela 11	Caracterização da água residuária de suinocultura utilizada no experimento.....	40
Tabela 12	Descrição dos tratamentos utilizados no experimento.....	41
Tabela 13	Volume de água residuária de suinocultura em cada aplicação.....	42
Tabela 14	Quantidades totais de DBO, nitrogênio total, nitrato, nitrito, fósforo total, potássio, sódio, cálcio, magnésio, cobre e zinco de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura.....	43

Tabela 15	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH (CaCl ₂) do extrato aquoso do solo sob tratamento com as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta.....	46
Tabela 16	Médias do pH (CaCl ₂) do extrato aquoso do solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura nos períodos de 59 e 118 dias após a semeadura.....	47
Tabela 17	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH para o material percolado dos lisímetros em função dos tratamentos com as taxas de água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento do ciclo da soja.....	49
Tabela 18	Médias do pH para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento do ciclo da soja.....	49
Tabela 19	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de matéria orgânica (g dm ⁻³) no solo sob tratamento com as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura nos períodos de coleta.....	51
Tabela 20	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de matéria orgânica (g dm ⁻³) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura aos 59 e 118 dias após a semeadura.....	52
Tabela 21	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F para a CTC (mmol _c dm ⁻³) no solo sob tratamento com as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura nos períodos de coleta.....	53
Tabela 22	Resultado do teste de comparação de médias para CTC (mmol _c dm ⁻³) no solo sob tratamento com água residuária de suinocultura nos períodos de 59 e 118 dias após a semeadura.....	54
Tabela 23	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de nitrogênio total no solo (mg dm ⁻³) considerando as taxas de aplicação da água residuária de suíno.....	55

Tabela 24	Médias da concentração de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no perfil (0-60 cm) do solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura nos períodos.....	56
Tabela 25	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração nitrogênio total (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	57
Tabela 26	Médias do nitrogênio total (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento do ciclo da soja.....	58
Tabela 27	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração nitrato (mg dm^{-3}) no solo em função das taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta.....	60
Tabela 28	Médias da concentração de nitrato (mg dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura aos 59 e 118 dias após a semeadura.....	60
Tabela 29	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração nitrato (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	63
Tabela 30	Médias do nitrato (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura nos períodos de coleta.....	63
Tabela 31	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de nitrito (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	65
Tabela 32	Médias do nitrito para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento do ciclo da soja.....	65

Tabela 33	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de fósforo no solo (mg dm^{-3}) em função das taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta.....	66
Tabela 34	Resultado do teste de comparação de médias para a concentração de fósforo (mg dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e adubação na semeadura nos períodos de 59 e 118 dias após a semeadura.....	67
Tabela 35	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de fósforo (mg L^{-1}) no material percolado considerando as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta.....	70
Tabela 36	Resultado do teste de comparação de médias para a concentração de fósforo (mg L^{-1}) no material percolado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e a adubação na semeadura nos períodos de coleta.....	71
Tabela 37	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração potássio (mg dm^{-3}) no solo em função das taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta.....	74
Tabela 38	Médias da concentração de potássio (mg dm^{-3}) no perfil (0-60 cm) do solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e adubação nos períodos.....	75
Tabela 39	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de potássio (mg L^{-1}) no material percolado considerando as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	77
Tabela 40	Médias do potássio para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento do ciclo da cultura da soja.....	77

Tabela 41	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de cobre no solo (mg dm^{-3}) considerando as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta.....	79
Tabela 42	Resultado do teste de comparação de médias da concentração de cobre (mg dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta.....	80
Tabela 43	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de zinco no solo (mg dm^{-3}) considerando as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta.....	82
Tabela 44	Resultado do teste de comparação de médias para zinco (mg dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura nos períodos de 59 e 118 dias após a semeadura.....	83
Tabela 45	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração cobre (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	85
Tabela 46	Médias do cobre para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento do ciclo da soja.....	86
Tabela 47	Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração zinco (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.....	88
Tabela 48	Médias do zinco para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento do ciclo da soja.....	89

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Componentes do biossistema integrado.....	19
Figura 2	Disposição e caracterização da área experimental e sistema de irrigação...	35
Figura 3	Vista do local do experimento durante o ciclo vegetativo da cultura da soja.....	36
Figura 4	Corte lateral do lisímetro de drenagem em representação da parcela experimental.....	37
Figura 5	Ponto de coleta da água residuária de suinocultura no biossistema integrado.....	39
Figura 6	Localização dos tratamentos, repetições e blocos na área experimental.....	42
Figura 7	Pontos de coleta do percolado de cada lisímetro.....	44

1 RESUMO

Os dejetos gerados pela suinocultura vem tendo atenção especial em razão dos problemas ambientais causados pela sua destinação inadequada. A principal alternativa para o descarte do dejetos líquido de suínos é sua disposição no solo como fonte de nutrientes às plantas, além de economizar custos com fertilização e água. No entanto, faz-se necessário o estabelecimento de critérios para embasar taxas de aplicação adequadas, levando em consideração condições de solo, clima e culturas cultivadas na região. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar possíveis efeitos da aplicação de diferentes taxas de água residuária de suinocultura (ARS) no solo e água percolada de lisímetros de drenagem, cultivados com soja. O experimento foi conduzido em ambiente protegido de 90 m², no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola da UNIOESTE, cujo solo foi classificado como Latossolo Vermelho distroférico típico. Na área de implantação havia vinte e quatro lisímetros de drenagem onde foi semeada soja, cultivar CD 202. Foram aplicadas ao solo quatro taxas de ARS (0; 100; 200 e 300 m³ ha⁻¹ no ciclo), combinadas com duas adubações na semeadura (com adição e sem adição da adubação recomendada na semeadura), em três repetições por tratamento, divididas em seis aplicações ao longo do ciclo da soja. Fez-se irrigações de acordo com a precipitação média ocorrida no período, quinzenalmente, resultando em seis coletas do material percolado no qual foi determinado pH, nitrogênio total, nitrato, nitrito, fósforo, potássio, cobre e zinco. Realizou-se três coletas de solo em cada parcela experimental, antes da semeadura, aos 59 dias após a semeadura (DAS) e ao final do

ciclo da soja. Determinou-se o pH, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, nitrogênio total, nitrato, fósforo, potássio, cobre e zinco no solo. O delineamento experimental constituiu-se em blocos casualizados em esquema fatorial 4 x 2. Observou-se que a aplicação das taxas de ARS promoveram aumento do pH, do teor de matéria orgânica, da capacidade de troca catiônica e do nitrato no solo. O potássio e o fósforo no solo apresentaram maiores concentrações na presença das maiores taxas de ARS e adubação. No material percolado as concentrações de fósforo foram influenciadas pela aplicação de ARS assim como o nitrato que apresentou presença do elemento ao longo do tempo. As transferências de cobre e zinco por percolação foram pouco expressivas.

Palavras-chave: reúso de água, lixiviação, disposição de resíduos no solo, lisímetros, contaminação ambiental.

APPLICATION OF TREATED SWINE WASTEWATER IN SOIL CULTIVATED WITH SOYBEAN. Botucatu, 2008. 100 f. Tese (Doutorado em Agronomia/ Irrigação e Drenagem). – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

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

2 SUMMARY

Waste generated by swine has called special attention due to environmental problems caused by its inadequate disposal. A main alternative for the discarding of swine wastewater is its disposition in the soil as plant nutrient source, saving on fertilizing and water. However, it became necessary the establishment of criteria to ascertain adequate application rates taking in consideration soil condition, climate, and cultures planted in the region. Thus, the objective of this paper is to evaluate the possible effects in applying different rates of swine wastewater (ARS) in the soil, and drainage lysimeter lixiviated water cultivated with soybeans. The experiment was conducted in a 90-m² protect environment at UNIOESTE's Agricultural Engineering Experimental Nucleus, which soil was classified as Distroferic Red Latosol (oxisol). The implanted area contained twenty-four lysimeters of drainage where the soy cultivar CD 202 was sown. Four rates of ARS were applied (0; 100; 200 e 300 m³ ha⁻¹ in the cycle) combined with two fertilizing at sewing (with and without added fertilizing recommended at sewing), repeated three times per treatment, divided in six application throughout the cultivar cycle. Irrigation was performed every fifteen days according to the average precipitation during that period resulting in six samplings of the lixiviated material from which pH, total nitrogen, nitrate, phosphorous, potassium, copper, and zinc content was determined. Three soil samples, from each experimental parcel, were taken; one at sewing, another 59 days after sewing (DAS), and the last one at the final cycle of the cultivar. Organic matter, pH, cationic exchange capacity, total nitrogen, nitrate, phosphorous, potassium, copper, and zinc in soil were determined. The experiment delimitation was done in

random blocks in a 4 x 2 factorial scheme. It was found that ARS rates promoted an increase in pH, organic matter content, nitrate, and cationic exchange capacity in the soil. There was a higher concentration of potassium and phosphorous in the presence of higher fertilizing and ARS rates. Concentrations of phosphorous on the lixiviated material were influenced by the application of ARS, as was nitrate, which showed presence of the element during that period. Copper and zinc transfer per lixiviation was not meaningful.

Key-words: Water reuse, lixiviation, disposition of residues in the soil, lysimeters, environment contamination.

3 INTRODUÇÃO

O reúso de água é como instrumento adicional para a gestão dos recursos hídricos, visando ao controle da poluição de corpos d'água, disponibilização de água e fertilizantes para as culturas, reciclagem de nutrientes e aumento de produção agrícola.

O Paraná, ao lado dos estados de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul, abriga o maior rebanho de suínos do Brasil. Tal atividade, tem importância econômica e social por gerar divisas, emprego e renda, constituindo, dentro do sistema de produção animal, alternativa para viabilizar pequenas propriedades rurais. Segundo a Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína (ABIPECS) (2007) e EMBRAPA (2007) a suinocultura se expandiu e colocou o Paraná entre os líderes do cenário nacional: em 2007 apresentou um plantel de aproximadamente 5,1 milhões de suínos, totalizando produção de 432 mil toneladas de carne.

Por outro lado, a suinocultura nacional acarreta problemas ambientais decorrentes da destinação inadequada dos dejetos gerados nas propriedades, sendo problema crucial na criação de suínos reside no apreciável volume de dejetos produzido por animal e a sustentabilidade ambiental da sua produção. Por outro lado, podem-se avaliar também, as conseqüências negativas do manejo e da disposição inadequada deste resíduo, como é o caso do lançamento, sem tratamento, em solo, rios e riachos, acarretando riscos sanitários e poluição.

Tais problemas podem implicar, por exemplo, em perdas de solo, água e nutrientes, através do escoamento superficial que, por sua vez, poderá causar eutrofização das águas de superficiais, ou ainda, a contaminação das águas sub-superficiais, em razão da percolação de potenciais poluentes aplicados ao solo.

A região Oeste do Paraná, em especial, detém o maior plantel de suínos do estado. Conforme Associação dos Suinocultores do Oeste do Paraná (ASSUINOESTE), no ano de 2007, a região abrigou cerca de 1,67 milhões de suínos, com produção média diária de água residuária de 14362 mil m³ de acordo com BLEY JR. (2004). Assim, os suinocultores se deparam com duas situações: de um lado o aumento dos plantéis gerando maior volume de resíduos excedentes em pequenas áreas e, de outro, o conseqüente agravamento dos riscos de degradação do meio ambiente. Desta forma, o desafio resulta no desenvolvimento de processos e técnicas que viabilizem sistemas capazes de reduzir ou minimizar o poder poluente da atividade, para posterior reutilização dos resíduos. Uma das alternativas consiste no tratamento dos dejetos em biodigestores, que proporciona aproveitamento de fonte renovável de energia, o biogás, contribuindo para a prática do saneamento ambiental e da sustentabilidade da propriedade agrícola.

A reciclagem dessas águas residuárias de suínocultura tratadas é sua utilização como fertilizante, adicionadas ao solo promove mineralização dos elementos que poderão ser absorvidos pelas plantas da mesma forma que os dos fertilizantes minerais. Entretanto, ao contrário dos fertilizantes minerais, a água residuária de suínocultura possui composição química muito variável, principalmente, em função da alimentação e manejo da água empregados nos criatórios. Enquanto os fertilizantes minerais são formulados para condições específicas de cada cultura e solo, os dejetos de suínos apresentam, simultaneamente, vários nutrientes que se encontram em quantidades desproporcionais em relação à capacidade de extração das plantas. Com isso, as adubações contínuas com dejetos poderão ocasionar desequilíbrios químicos, físicos e biológicos no solo, cuja gravidade dependerá da composição desses resíduos, da quantidade aplicada, da capacidade de extração das plantas, do tipo de solo e do tempo de utilização dos dejetos.

Desta forma, estudar taxas de aplicação de dejetos suínos no solo para verificar as mais condizentes com a reposição dos nutrientes retirados pela planta, sua contribuição para conservação e fertilidade dos solos agrícolas e potencial poluidor,

considerando o tipo de solo, as características da água residuária de suinocultura, as condições climáticas da região e a cultura cultivada assume fundamental importância (DAL BOSCO, 2007).

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar possíveis efeitos da aplicação de taxas de água residuária de suinocultura, tanto no solo quanto na água percolada de lisímetros de drenagem, durante o ciclo da cultura da soja.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Reúso de água na agricultura

Conforme Paganini (2003) existem referências quanto ao reúso de águas na agricultura em épocas remotas, por meio da utilização e disposição de esgotos no solo, via irrigação, executada em Atenas antes da Era Cristã.

No começo do século XX, os Estados Unidos deram início ao desenvolvimento de programas para o uso planejado de águas residuárias, sendo o estado da Califórnia o que priorizou esforços para promover a recuperação das águas e seu reúso, publicando os primeiros regulamentos em 1918. Em 1920, foram iniciados os primeiros sistemas com a finalidade do reúso de água, através da irrigação, nos estados do Arizona e Califórnia. No entanto, foi em 1940 que ocorreu o marco do reúso de águas tratadas e cloradas em indústrias de aço e, em 1960, o desenvolvimento de sistemas de reúso público urbano no Colorado e na Flórida (ASANO e LEVINE, 1996).

No Brasil, o uso de águas residuárias, de acordo com Leite (2003), iniciou-se nos engenhos de cana-de-açúcar, com a utilização do efluente originário das destilarias de álcool para irrigar as plantações de cana. Em 1993, empresas situadas no Estado de São Paulo iniciaram um programa de reúso de água para refrigeração em seus processos de fabricação.

Desta forma, a utilização de águas residuárias não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo, há tempos e ganhou importância com a redução da disponibilidade de recursos hídricos de boa qualidade. Para a agricultura, o uso dessas águas é uma alternativa importante, pois permite o aproveitamento potencial das águas e dos nutrientes para o crescimento das plantas (PEREIRA, 2006).

Neste sentido, Beekman (1996) relatou que se deve considerar, de um lado a necessidade de controle de demanda, visando reduzir a pressão sobre os recursos hídricos, e de outro, a busca de recursos complementares. Desta forma, o conceito de reúso de água contempla dois aspectos:

- instrumento para redução do consumo de água (controle de demanda);
- a água de reúso pode ser considerada com o recurso hídrico complementar, e utilizado em algumas aplicações, disponibilizando águas de melhor qualidade para fins mais nobres.

Mancuso e Brega Filho (2003) conceituaram o reúso como o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original.

Segundo Medeiros et al. (2008), as maiores vantagens do aproveitamento da água residuária, são: conservação da água natural, grande disponibilidade, possibilidade do aporte e a reciclagem de nutrientes (reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos) e a preservação do meio ambiente.

E para Benardi (2003), as águas residuárias, de maneira geral, promove alguns benefícios:

- propicia o uso sustentável dos recursos hídricos;
- minimiza a poluição hídrica nos mananciais;
- estimula o uso racional de águas de boa qualidade;
- permite evitar a tendência de erosão do solo e controlar processos de desertificação, por meio da irrigação e fertilização de cinturões verdes;

- possibilita a economia de dispêndios com fertilizantes e matéria orgânica;
- provoca aumento da produtividade agrícola;
- gera aumento da produção de alimentos; e
- permite maximizar a infra-estrutura de abastecimento de água e tratamento de esgotos pela utilização múltipla da água aduzida.

A reutilização pode propiciar suficiente flexibilidade para atender demandas curto prazo, assim como, assegurar aumento da garantia no suprimento em longo prazo (BEEKMAN, 1996).

Hespanhol (2003), estimou a demanda de água para o setor agrícola brasileiro como 70 % do volume total captado, com forte tendência para chegar a 80 % até o final da década. Por outro lado, nas áreas urbanas, a demanda em ritmo crescente vem sendo sistematicamente reprimida, não só pela redução da disponibilidade específica, como também pela degradação dos mananciais. Ainda segundo o autor, faz-se necessário, diante deste cenário crítico, o reúso consciente e planejado de águas de baixa qualidade, ou seja, águas de drenagem agrícola, águas salobras, águas de chuva e principalmente, efluentes domésticos e industriais.

O reúso de água no Brasil é difundido de forma crescente, impulsionado pelos reflexos financeiros associados aos instrumentos trazidos pela Lei 9.433 de 1997, que visam a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos: a outorga e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (RODRIGUES, 2005).

Conforme Oliveira (2006), a temática do uso de águas residuárias no país ainda está em fase de estudos e sem diretrizes para atender às legislações vigentes, tentando buscar o manejo adequado em condições nacionais, a fim de assegurar melhores condições para a maximização dos recursos hídricos.

De acordo com Ayers e Westcot (1991), a agricultura é que utiliza maior quantidade de água e pode tolerar águas de qualidade mais baixa que a indústria e o uso doméstico; é inevitável, portanto, que exista crescente tendência para se encontrar, na agricultura, a solução dos problemas relacionados com efluentes.

No entanto, esse uso deve ser condicionado ao tratamento dessas águas, ao tipo de cultivo, à escolha de métodos de aplicação e ao controle de riscos ao meio ambiente. Em longo prazo, o uso dessas águas deve ser planejado de modo a controlar os efeitos da salinidade, sodicidade e presença de outros elementos ao solo e às culturas (AYERS e WESTCOT, 1991; HESPANHOL, 2003). A presença de sais no solo reduz a disponibilidade de água para as plantas e pode tornar os solos inadequados ao cultivo (AYERS e WESTCOT, 1991).

Para Metcalf e Eddy (2003), as águas residuárias tratadas e destinadas ao reúso agrícola também devem ser avaliadas sob aspectos de sodicidade, salinidade, excesso de nutrientes e, sobretudo, sob aspectos sanitários: bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus que criam graves problemas de saúde pública, uma vez que acarretam enfermidades.

Desta forma, o reúso de águas na agricultura deve ser condicionado ao tratamento dessas águas, ao planejamento quanto ao tipo de cultivos e a forma de aplicação desta água, além do controle da exposição humana, aspectos econômicos e ambientais (PEREIRA, 2006).

4.2 Suinocultura no Brasil: importância sócio-econômica

Desde meados dos anos 70, a suinocultura brasileira deixou de ser atividade de pouca importância e transformou-se numa moderna cadeia produtiva, operando com altos índices de produtividade integrada a um pujante complexo industrial. A primeira transformação foi resultado da consolidação do sistema de produção em regime de integração instalado, primordialmente, no Sul do país, e posteriormente, estendido para outras áreas, grandes produtoras de cereais, como o Centro-Oeste brasileiro. O desempenho dos produtores foi reforçado pelos avanços, principalmente, no campo da genética, em qual a introdução de animais produtores de carne magra levou a atividade a produzir animais de maior eficiência na conversão alimentar, culminando com a transformação do perfil do setor. Desta forma, a suinocultura industrial brasileira ostenta indicadores de produtividade competitivos com os principais países produtores (SINOTTI, 2005).

Segundo Gonçalves e Palmeira (2006), as atividades relacionadas à suinocultura ocupam lugar de destaque na matriz produtiva do agronegócio brasileiro, destacando-a como atividade de importância econômica e social. Em termos econômicos, a suinocultura não contribui apenas através de sua dinâmica econômica interna, mas também através da geração de divisas via mercado internacional.

Os quatro maiores produtores mundiais são a China, com 54 milhões de toneladas, a União Européia (com 25 países atuais), com 21 milhões, os EUA próximo a 10 milhões e o Brasil com três milhões de toneladas, totalizando juntos aproximadamente 87 % da produção mundial de carne suína (ANUALPEC, 2007).

O Brasil, em 2006 detinha de um plantel de cerca de 37 milhões de cabeças e estimava-se que mais de 700 mil pessoas dependiam diretamente da cadeia produtiva da suinocultura brasileira, sendo essa atividade responsável pela renda de mais de 2,7 milhões de pessoas. A suinocultura caminha fortemente para o sistema de integração sendo que 70 % dos suínos produzidos são sob a forma integrada e 30 % sob a forma de produtores independentes (ABIPECS, 2006).

Atualmente, a suinocultura brasileira é bastante difundida e o plantel se encontra em todas as regiões do país, com a maior concentração de animais na região Sul (57,5 % da produção) onde predomina o sistema de integração e o forte parque industrial das agroindústrias. A região Sudoeste participa com 17,6 % e a região Centro-Oeste com 14,1 % na produção nacional (EMBRAPA, 2008).

O Paraná é terceiro maior produtor de carne suína no Brasil, perdendo apenas para Santa Catarina e Rio Grande do Sul, com a concentração de 5 milhões de cabeças (EMBRAPA, 2008). A atividade é desenvolvida em 136 mil propriedades, das quais, 74 % são de pequenos produtores (IBGE, 2006).

A atividade suinícola traz claramente conseqüências econômicas e sociais positivas e importantes por apresentar elevações da oferta interna de carne suína e aumentos da participação do Brasil nas exportações mundiais. Por outro lado, a expansão da atividade é acompanhada pelo aumento na geração de dejetos que possuem elevado potencial poluidor quando não tratados adequadamente. Essa preocupação ambiental, embora reflita em todas as regiões produtoras, é notadamente mais séria na região Sul, onde há maior concentração de suínos e dificuldade de deposição dos dejetos (ANUALPEC, 2007).

4.3 Água residuária de suinocultura

A suinocultura é considerada, pelos órgãos de fiscalização e proteção ambiental, como atividade de grande potencial poluidor, face ao elevado número de contaminantes contidos nos seus efluentes, cuja ação, individual ou combinada, representa uma fonte potencial de contaminação e de degradação do ar, dos recursos hídricos e do solo (PEREIRA, 2006).

Souza, Lucas Júnior e Ferreira (2005) afirmaram que a problemática ambiental da suinocultura está no fato de que, a partir do momento em que se optou por explorações em regime de confinamento, o total de dejetos gerados, anteriormente distribuído na área destinada à exploração extensiva, ficou restrito a pequenas áreas. Além disso, houve aumento crescente da demanda por produtos de origem animal e aumento do emprego de tecnologia moderna (mecanização de operações, melhor alimentação do rebanho, controle mais eficiente de doenças, etc.), resultando em aumento efetivo do rebanho, acompanhado por índices elevadíssimos de produtividade.

De acordo com Diesel, Miranda e Perdomo (2002), a capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior a de outras espécies. Utilizando-se o conceito de equivalente populacional, um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas. Desta forma, uma granja com 600 animais possui poder poluente, semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2.100 pessoas.

Os dejetos suínos são constituídos basicamente por fezes dos animais, as quais normalmente se apresentam na forma pastosa ou sólida, além da urina e da quantidade de água utilizada na higienização das baias e bebedouros (OLIVEIRA, 2006). Além disso, a água residuária produzida depende, dentre outros fatores, do número e idade dos animais, resíduos de ração, pêlos, poeira e outros materiais decorrentes do processo criatório (CORRÊA e CORRÊA, 2003). Conforme Oliveira (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 do resíduo.

Segundo Konzen e Alvarenga (2005) a maior parte dos criatórios suínos produz dejetos com sólidos totais (ST) que variam de 0,27 % a 3,63 % e, conforme

a concentração de sólidos, os dejetos e os biofertilizantes de suínos apresentam composição variável, como pode ser observada na Tabela 01.

Tabela 01. Valores médios de nutrientes de dejetos de suínos de acordo com o teor de sólidos

Sólidos/Elementos	kg m ⁻³ ou kg t ⁻¹ de dejetos			
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	NPK
Dejetos 0,27 % de ST	0,98	0,52	0,75	2,25
Dejetos 0,72 % de ST	1,29	0,83	0,88	3,00
Dejetos 1,63 % de ST	1,91	1,45	1,13	4,49
Biofertilizante 0,41 % de ST	1,04	1,00	0,42	2,46
Biofertilizante 0,60 % de ST	1,10	0,58	0,70	2,38
Biofertilizante 1,27 % de ST	1,17	0,81	0,89	2,87

Fonte: MIRANDA et al. (1999), EMBRAPA SUÍNOS E AVES, EMATER-SC, EPAGRI-SC. EMBRAPA MILHO E SORGO (2005) citados por KONZEN e ALVARENGA (2005).

Neste sentido, Oliveira (1993) destacou que os dejetos podem apresentar variações em seus componentes, dependendo do sistema de manejo adotado, como pode ser observado na Tabela 02, na qual são apresentadas as variações de dejetos suínos produzidos.

Tabela 02. Produção média diária de dejetos em diferentes categorias de suínos

Categoria	Esterco (kg dia ⁻¹)	Esterco e urina (kg dia ⁻¹)	Dejetos líquidos (L dia ⁻¹)
Suínos de 25 a 100 kg	2,30	4,90	7,00
Porcas em gestação	3,60	11,00	16,00
Porcas em lactação + leitões	6,40	18,00	27,00
Cachaços	3,00	6,00	9,00
Leitos na creche	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: OLIVEIRA (1993).

A água residuária de suinocultura contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (DIESEL, MIRANDA e PERDOMO, 2002). Oliveira (2001) descreveu ainda, que os suínos excretam, nas urinas e nas fezes, de 40 a 60 % do nitrogênio consumido. Assim, a composição do dejetos de suíno é muito variável, ainda mais no que se refere às águas residuárias produzidas, uma vez que esta também está condicionada à forma de

manejo dos dejetos e à quantidade de água incorporada a eles (PEREIRA, 2006). A composição média das águas residuárias de suinocultura pode ser observada na Tabela 03, conforme descrito por diversos autores.

Tabela 03. Características físico-químicas da água residuária da suinocultura

Parâmetro *	Autores				
	BRANDÃO et al. (2000)	BAUMGARTNER (2003)	ANAMI (2003)	SUSZEK (2005)	DOBLINSKI (2006)
pH	-	8,13	8,00	8,63	-
N	936,00	1942,05	147,95	190,00	1296,00
P	88,00	22,50	30,80	75,00	28,00
K	504,90	565,00	450,00	200,00	0,51
Ca	130,00	-	-	-	-
Mg	50,50	-	-	-	-
Zn	1,15	-	-	-	-
Cu	1,61	-	-	7,79	-
DQO	-	3208,00	2062,00	795,00	1967,50
DBO	-	987,00	594,00	-	483,00

* Todos os parâmetros, exceto pH, estão expressos em mg L⁻¹.

Neste sentido, as águas residuárias de suinocultura podem apresentar nutrientes em quantidades suficientes para serem aproveitados na fertirrigação de culturas agrícolas, levando ao aumento da produção e produtividade (GOMES FILHO et al., 2001). Ceretta et al. (2005) relataram que a aplicação de dejetos de suínos no solo é uma forma de ciclar e disponibilizar nutrientes às plantas.

Entretanto, Basso (2003) ressaltou que o uso de dejetos como fertilizante orgânico tem sido feito porque este contém uma série de elementos químicos prontamente disponíveis, ou que, após o processo de mineralização estarão disponíveis e poderão ser absorvidos pelas plantas da mesma forma que aqueles oriundos de fertilizantes minerais industrializados. Porém, ao contrário dos fertilizantes minerais que possuem composição mínima definida para cada condição de cultura e/ou solo, a composição do dejetos é extremamente desbalanceada em relação aos fertilizantes minerais e depende da alimentação fornecida aos animais, do manejo hídrico e das condições de armazenamento, o que dificulta a recomendação de doses padronizada. Por isso, aplicações contínuas poderão ocasionar desequilíbrios de nutrientes no solo e a gravidade do problema dependerá do tempo de

aplicação, da composição e da quantidade de dejetos aplicados, além do tipo de solo e da capacidade de extração das plantas (BASSO, 2003 e BARROS et al., 2005).

Diesel, Miranda e Perdomo (2002) relataram pesquisas realizadas por Scherer et al. (1996) e de Scherer e Castilhos (1994) que o esterco de suínos quando utilizado de forma equilibrada, constitui um fertilizante capaz de substituir com vantagem parte ou, em determinadas situações, totalmente a adubação química das culturas. A reciclagem do esterco como fertilizante na propriedade, mostrou-se economicamente viável, desde que apresente no mínimo 5 kg de nutrientes por metro volumétrico, o que só ocorre quando o esterco apresenta uma densidade mínima de 1012 kg m⁻¹.

A forma em que o nitrogênio se encontra no dejetos e a inclusão ou não da urina junto às fezes são fatores que afetam o potencial fertilizante desse resíduo. Em média 20 % do nitrogênio ingerido são excretados, estando 30 % contido nas fezes e 70% na urina (CHEVERRY et al., 1986). Com mais de 50 % do nitrogênio total já na forma mineral prontamente disponível às plantas, esse resíduo tem se constituído numa ótima fonte desse nutriente e sua eficiência de uso está relacionada ao manejo durante o armazenamento e, principalmente, por ocasião de sua distribuição na lavoura.

Sendo assim, apesar do dejetos à curto prazo influenciar positivamente na produtividade das culturas, esta utilização é problemática à médio prazo, uma vez que existe desequilíbrio entre a composição química dos dejetos e a quantidade requerida pelas plantas, o que poderá resultar em acúmulo de nutrientes no solo e, conseqüentemente, ao ambiente. Portanto, deve-se assegurar que as quantidades retiradas pelas plantas sejam repostas através de adubações orgânicas ou químicas e que as quantidades de nutrientes adicionadas não sejam maiores do que aquelas possíveis de serem absorvidas pelas plantas (DIESEL, MIRANDA e PERDOMO, 2002).

4.4 Biodigestão anaeróbia

Existem diversos métodos de armazenamento e tratamento de dejetos. Entre eles as tecnologias mais utilizadas são: utilização de esterqueiras, lagoas de estabilização e sistema de biodigestor (LASLOWSKI, 2004).

Dentre as tecnologias aplicadas para o tratamento dos dejetos da suinocultura, o sistema de biodigestor é o mais vantajoso devido ao aproveitamento dos resíduos; este sistema pode agregar valor ao resultado dos subprodutos gerados pelo tratamento. Os resíduos desse sistema são chamados de biogás e biofertilizantes. O biogás é um produto da degradação anaeróbia da matéria orgânica, constituída principalmente de metano e gás carbônico. O biofertilizante é um fertilizante orgânico constituído por macrominerais e microminerais essenciais ao desenvolvimento das culturas vegetais (EMBRAPA, 2003).

De acordo com Santos (2004) na implementação das técnicas voltadas à minimização de impactos ambientais e a racionalização do uso de energia, a utilização de biodigestores no meio rural merece destaque, porque estão relacionados aos aspectos de saneamento e energia, além de estimularem a reciclagem orgânica de nutrientes. Assim, o biofertilizante e a redução dos odores desagradáveis também devem ser considerados como benefícios decorrentes da utilização do processo de tratamento em biodigestores.

Um biodigestor compõe-se, basicamente, de uma câmara fechada na qual uma biomassa (em geral detritos de animais) é fermentada anaerobicamente, isto é, sem a presença de ar. Como resultado desta fermentação ocorre a liberação de biogás e a produção de biofertilizante. É possível, portanto, definir biodigestor como um aparelho destinado a conter a biomassa e seu produto: o biogás (GASPAR, 2003).

A digestão, ou fermentação, ou, ainda estabilização anaeróbia, objetiva, basicamente, à redução ao mínimo do poder poluente e dos riscos sanitários dos dejetos, resíduos, lixos, tendo, ao mesmo tempo, como subproduto deste processo, o biogás, que pode ou não ser aproveitado e o biofertilizante com várias aplicações práticas na propriedade rural (OLIVEIRA, 2002).

A digestão anaeróbia é resultante da interação de uma população de microrganismos. Inicia-se pela degradação dos compostos orgânicos (carboidratos, proteínas e lipídios) a ácidos orgânicos seguidos da transformação desses ácidos em produtos gasosos, nos quais predominam o metano e o gás carbônico (FERNANDES JR., 1989). O processo é bastante complexo e um elevado número de espécies de bactérias, produtoras ou não de metano, contribuem de algum modo para a formação deste gás (RODRÍGUEZ et al., 1997). A redução da carga orgânica presente em um resíduo e a produção de metano são as duas

principais vantagens do tratamento anaeróbio. Os resíduos da produção agro-pastoril apresentam, na sua maioria, elevada demanda de oxigênio e sólidos na sua composição (COLEN, 2003).

Portanto, a biodigestão anaeróbia representa uma alternativa para o tratamento de resíduos, pois permite a redução do potencial poluidor e dos riscos sanitários dos dejetos ao mínimo, podendo ser utilizado como biofertilizante (SOUSA, LUCAS JÚNIOR e FERREIRA, 2005).

A produção de biofertilizante, após a realização da digestão anaeróbia em biodigestores, é ressaltada como um dos meios mais adequados de tratamento de efluentes com alta concentração de material orgânico e com possibilidades de utilização na produção agrícola, complementando fertilizantes minerais (YANG e NAGANO, 1985; BALASUBRAMANIAM e BAI, 1996).

No município de Toledo, Paraná, desde junho de 2001, o TECPAR (Instituto de Tecnologia do Paraná) em parceria com a Fundação Banco do Brasil, Sadia S/A, Instituto Ambiental do Paraná e Prefeitura do Município de Toledo, vem trabalhando com uma alternativa de visão sistêmica e integrada de várias atividades rurais: o Biosistema Integrado. De acordo com Bezerra (2002) trata-se de um sistema produtivo agroindustrial onde são integradas diversas atividades econômicas, sendo que a saída (output) de uma atividade é utilizada como entrada (input) de outra, de acordo com uma metodologia ZERI (Zero Emissions Reserch Initiative), visando ao aproveitamento total da matéria-prima, geração de emprego, renda e o desenvolvimento sustentável.

De acordo com a Figura 01, o Biosistema Integrado é composto por um biodigestor anaeróbio, responsável pela bioestabilização dos dejetos e formação do biogás; um tanque de sedimentação, para separação de fases (sólida e líquida); um tanque de algas e um tanque de peixes, sendo que na saída deste, a água residuária de suinocultura é tida como completamente tratada.

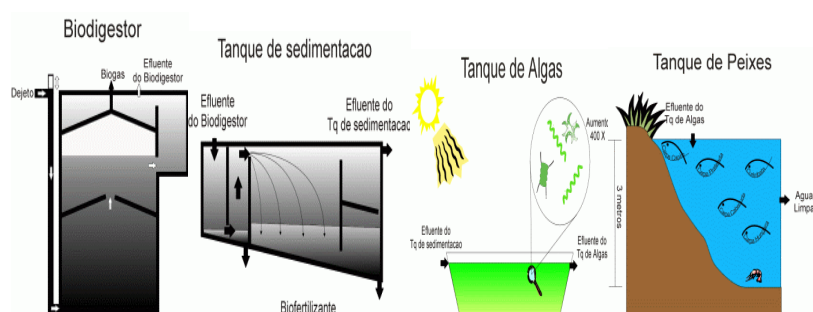


Figura 1 Componentes do Biossistema Integrado.
Fonte: BEZERRA (2002).

4.5 Lixiviação de íons no solo

De acordo com Daniel (2005) a irrigação em excesso com água residuária da suinocultura propicia uma sobrecarga da capacidade de filtração do solo e retenção de nutrientes dos dejetos de suínos, induzindo a alguns desses nutrientes atingirem as águas subterrâneas ou superficiais via lixiviação, acarretando em problemas de contaminação. Um dos principais problemas de contaminação encontrados nas águas subterrâneas é o aumento da presença de nitratos até dez vezes maior que a quantidade inicial, em função do excesso de nitrogênio disposto no solo.

Predominantemente, o nitrogênio (N) é encontrado no solo na forma orgânica, sendo que apenas uma pequena parcela é encontrada na forma inorgânica. As formas de N no solo disponíveis para absorção pelas plantas são a amônia (NH_4^+) e o nitrato (NO_3^-), também chamados de N mineral (RAIJ, 1991). Basso (2003) descreveu que na maioria dos casos, cerca de 50 % desse N total do dejetos está na forma mineral, podendo ocorrer perdas de N por volatilização na forma de amônia (NH_3^+), que além de poluir o ar também diminui o potencial fertilizante do dejetos. Aliado a isso, como geralmente a aplicação do dejetos ocorre antes da semeadura das culturas, se houver intensas precipitações pode haver movimentação vertical de NO_3^- no perfil do solo, principalmente durante os estádios iniciais de desenvolvimento da cultura, quando a demanda de N ainda é pequena (WENDLING, 2005). Isso reforça a necessidade de manter o solo sempre com alguma cultura em crescimento

(WIETHÖLTER, 1996). O efeito benéfico das plantas nesse processo de reciclagem de nutrientes deve-se ao fato dessas diminuírem a concentração de N mineral na água percolada e não no volume de água drenada (DAVIES et al., 1996).

O nitrato por ser repelido pelas partículas do solo, que geralmente apresentam carga elétrica líquida negativa, permanece livre na solução. Em consequência disso, a quantidade presente na camada arável do solo, que não é aproveitada pelas plantas, fica sujeita à lixiviação, podendo, ao longo do tempo, atingir o lençol freático e os corpos de água por ele alimentados (DYNIA et al., 2006).

Conforme Wendling (2005) diversos fatores afetam a disponibilidade de N para as culturas, assim como a necessidade das culturas é comandada por uma série de fatores. A matéria orgânica do solo é a principal fonte de N para as culturas, porém necessita ser mineralizada para que ocorra a liberação e a absorção pelas plantas. Para o autor, o nitrogênio é um elemento muito dinâmico no solo, pois sofre diversos processos que modificam sua forma, entre os quais estão os processos microbianos de mineralização, imobilização e nitrificação.

Alfaia (2006) relatou que o processo de mineralização é a transformação biológica do N orgânico do solo em N inorgânico, executada pelos microrganismos heterotróficos do solo; já o processo de imobilização refere-se ao processo inverso, ou seja, é a transformação do N inorgânico em orgânico.

Fassbender (1994) complementou que quando os decompositores atuam sobre a matéria orgânica nitrogenada, libera diversos resíduos para o meio ambiente, entre eles a *amônia* (NH_3) e combinando-se com a água do solo, a amônia forma hidróxido de amônio que, ionizando-se, produz NH_4^+ (íon amônio) e OH^- (hidroxila), denominando-se amonificação. E logo após pela nitrificação (processo de oxidação enzimática ocasionado por bactérias) transforma-se a amônia (NH_3) a nitrato. Este processo ocorre em duas etapas: a nitritação (transformação da amônia – NH_3 em nitrito – NO_2^-) e a nitratação (transformação de nitrito – NO_2^- em nitrato NO_3^-) (CARDOSO, 1992).

Desta forma o estoque de N no solo é o resultado do balanço entre a mineralização e a imobilização que ocorre no solo, ou seja, quando a mineralização é maior do que a imobilização, vai ocorrer um aumento líquido do N mineral no solo, do contrário, ocorre uma redução (WENDLING, 2005).

A redução da perda de N-nitrato (N-NO_3^-) é importante por três razões: representa perda de N do solo disponível à planta; se perdido na forma de N_2O , poderá reforçar o aquecimento global e, com isso, reduzir também a água disponível, como consequência da maior evapotranspiração e das chuvas mais intensas que escoam; o N-NO_3^- lixiviado pode atingir rios e águas subterrâneas e iniciar o processo de eutroficação em ecossistemas naturais normalmente pobres em N (PRIMAVESI et al., 2006).

O tipo de solo pode ter grande influência na magnitude do processo de lixiviação. Solos argilosos possuem maior capacidade de retenção de nitrogênio, principalmente na forma de NH_4^+ , em relação aos arenosos. A maior capacidade de armazenamento de água dos solos argilosos reduz a percolação da água pelo perfil e, conseqüentemente, o arraste de nitrato para camadas inferiores do solo (BORTOLINI et al., 2000). Além da textura, o conteúdo de matéria orgânica também pode interferir na lixiviação de nitrato, em função da maior disponibilidade de nitrogênio decorrente da decomposição da matéria orgânica, principalmente quando a área não está sendo cultivada (SANGOI et al., 2003).

Soares e Restle (2002) ressaltaram que os principais fatores que controlam a velocidade e a quantidade de nitrogênio mineral que se perde por lixiviação são textura, estrutura, porosidade, regime pluvial, capacidade de retenção de água e de cátions do solo, presença e tipo de cobertura vegetal e método de aplicação do fertilizante.

Estudo realizado por Gomes et al. (2004) testando a lixiviação do nitrato em dois tipos de solo, um com textura argilosa e outro com textura arenosa revelaram que o solo com textura arenosa apresentou maior lixiviação de nitrato.

Rosolem et al. (2003) relataram que em valores baixos de pH, a nitrificação é retardada. Com isso, aumenta a chance de existência de cargas positivas do solo, que podem inibir ou retardar a lixiviação de nitrato do solo (MANTOVANI, 2007). Raij (1991) complementa ainda que, em condições de boa aeração e pH não muito baixo, a amônia é rapidamente convertida em nitrato, o qual representa a principal fonte para as plantas nessas condições.

Basso et al. (2005) trabalhando com Argissolo Vermelho Distrófico Arênico, no sistema de rotação de aveia preta, milho e nabo forrageiro e com a utilização das doses de 0, 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos, distribuídas a lanço e em

superfície antes da semeadura de cada espécie, verificaram que com o aumento da dose de dejetos ocorreu incremento nas concentrações de nitrato na água percolada, principalmente logo após a aplicação as quais estavam acima do limite tolerável à qualidade da água. Os autores verificaram ainda que houve efeito expressivo da dose de dejetos sobre as concentrações de fósforo disponível na água percolada, entretanto observaram que as perdas de fósforo e nitrogênio por percolação, em kg ha^{-1} , são pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas via dejetos de suínos.

Caovilla et al. (2005) estudando a lixiviação de nutrientes em colunas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária de suinocultura (ARS diluída em 25 %, 50 % e 75 %), verificaram que o nitrato apresentou maior mobilidade no processo de lixiviação, seguido da concentração de sais totais e, posteriormente, do potássio, proporcionalmente aos tratamentos avaliados. De modo geral, o tratamento que apresentou 75 % de água residuária revelou, nos lixiviados, os maiores níveis de concentração de nitrato, potássio e concentração de sais.

Anami et al. (2008) estudaram o processo de lixiviação de íons nitrato e fosfato em colunas de solo e verificaram que o íon nitrato apresentou elevado potencial de lixiviação, ao contrário do que ocorreu com o íon fosfato, que apresentou baixo potencial de contaminação.

Quanto ao fósforo, à mobilidade deste elemento no solo é muito pequena, comparativamente ao NO_3^- , e as perdas pela movimentação vertical em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (HEATHWAITE et al., 2000).

O fósforo contido nos esterco difunde-se mais rapidamente no solo que o contido nos fertilizantes comerciais, pois a matéria orgânica do esterco favorece a solubilização dos fosfatos, ocorrendo principalmente, em solos altamente arenosos (OLIVEIRA, 1993). Diferente do que ocorre em solos argilosos, pois o movimento vertical do fósforo orgânico é maior que o do fósforo mineral, não podendo causar problema de contaminação em águas subterrâneas profundas (BARCELLOS, 1992). Porém, alguns trabalhos mostram que sucessivas aplicações de dejetos, em quantidades que excedem a demanda da cultura, podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido à sua diminuição da capacidade de adsorção do solo, além da possibilidade da movimentação no perfil de fósforo na forma orgânica (HESKETH e BROOKES, 2000).

Tal comportamento pode ser observado no trabalho realizado 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 14 anos de aplicação de 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ de esterco líquido de suínos, respectivamente.

Ceretta et al. (2003) também observaram que o teor de fósforo disponível no solo aumentou com a aplicação de dejetos suíno ao longo do tempo. Os autores verificaram ainda que os teores de Ca e Mg no solo elevaram-se consideravelmente.

Estudos realizados por Queiroz et al. (2004) com o objetivo de avaliar o efeito da aplicação intensiva de dejetos líquidos de suínos nas características químicas e físico-químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, cultivado com diferentes gramíneas forrageiras, verificaram que os nutrientes fósforo, potássio, sódio e zinco, se acumularam no solo, enquanto que as concentrações de Mg e Cu diminuíram e a de Ca se manteve inalterada na profundidade de 0-20 cm. O solo que recebeu o resíduo teve aumento na soma de bases, capacidade de troca de cátions e alumínio trocável e decréscimo do pH e da saturação por bases.

Conforme Barcellos (1992) aproximadamente dois terços do fósforo presente no dejetos líquidos de suínos está numa forma não solúvel em água, fazendo parte de estruturas orgânicas as quais propiciam efeito residual ao dejetos. Giusquiani et al. (1998) ressaltou que a maior presença na camada superficial do solo de fósforo é indesejável, pois favorece as perdas por escoamento superficial que, juntamente com o seu movimento no perfil do solo, podem causar eutrofização da água.

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 e pH 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 naqueles do tipo tropicais muito intemperizados. Assim, a baixa mobilidade do nutriente tem-se constituído num problema para a nutrição fosfatada das culturas (AZEVEDO et al., 2004).

Em relação ao potássio Ceretta et al. (2003) relataram que este elemento encontra-se no esterco totalmente na forma mineral, solúvel e, por isso, seu efeito

residual é muito curto. Plantas com alta taxa de absorção de potássio diminuem suas perdas potenciais no sistema.

Doblinski et al. (2007) estudaram o potencial poluidor referente à lixiviação do nitrogênio, fósforo e potássio decorrente da aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com feijão e verificaram que mobilidade no perfil do solo foi maior para o potássio, seguido do nitrogênio e do fósforo. Para os autores, altos níveis de potássio de $0,5 \text{ mg dm}^{-3}$ nas camadas mais superficiais do solo ocorreram em função da dosagem de 50, 100, 150 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ empregada no tratamento, pois, o potássio, assim como o fósforo, também apresenta fixação, em menor quantidade, mas principalmente através da adsorção no complexo de troca do solo. No entanto Bertol et al. (2004) ressaltaram que o potássio em razão de se encontrar em maiores concentrações no solo e além de ser mais solúvel e móvel no solo do que o fósforo, é mais facilmente lixiviado.

Silva (2005) não obteve diferença significativa para o K^+ quando observada a fertilização mineral, entretanto, para a fertilização com esterco bovino notou que esta afetou positivamente os teores de K até os 50 cm de profundidade.

Rosolem et al. (2006) descreveram que o K^+ disponibilizado da palha, assim como o adicionado via adubação potássica, podem ser intensamente lixiviados no perfil do solo, dependendo da quantidade de chuva, da dose de nutriente aplicado e da textura do solo, entre outros fatores, o que faz com que o manejo da adubação potássica seja importante do ponto de vista econômico e ambiental. Rosolem e Nakagawa (2001) observaram que a lixiviação de K^+ no perfil de um solo de textura média aumentou muito quando foram aplicadas doses de K_2O acima de 80 kg ha^{-1} por ano, independentemente do modo de aplicação do fertilizante.

Se o efluente for pobre em K^+ e rico em Na, para que sua disposição no solo seja sustentável, é necessária uma suplementação potássica para manter adequada a absorção dos nutrientes (OLIVEIRA, 2006). Mesmo que ocorra o aumento no teor de K, mediante a disposição de águas residuárias no solo, a quantidade desse nutriente exigida pelas plantas é tão elevada, que dificilmente a irrigação com efluente poderá suprir adequadamente as plantas (FEIGIN et al., 1991).

Luo et al. (2004) realizaram estudos com aplicação de efluentes de frigorífico tratados em processo de tratamento primário durante dois anos com uma carga de

nitrogênio média de 600 kg N ha⁻¹ ano, e apresentaram concentrações de N e P medidas na água de drenagem contida nos lisímetros, com baixas quantidades destes elementos; menos 1g de NO₃ m⁻³ e menos 1g de P m⁻³, porém aumentaram as perdas de cátions (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺) da água dos solos, onde a quantidade total de cátions nas águas de drenagem dos solos foi em geral, na ordem de Ca²⁺ > Na⁺ > Mg²⁺ > K⁺. Nos lisímetros com efluentes tratados, a perda de Ca²⁺ nas águas de drenagem foi acima de duas vezes do que o contido nos efluentes, enquanto menos de 40 % do total Na⁺ contido nos efluentes foi recuperado na água de drenagem.

Zanuzo (2007) estudou os cátions lixiviados em lisímetros cultivados com milho irrigado com cinco taxas de água residuária de suinocultura (0, 112,5, 225, 337,5 e 450 m³ ha⁻¹) e verificou concentrações médias dos lixiviados na seguinte ordem: Na⁺ > K⁺ > Ca²⁺ > Mg²⁺.

Melo et al. (2006) estudaram o processo de lixiviação dos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio em colunas de solo que foram aplicados água residuária do processamento de mandioca e verificaram que os valores mais elevados dos fatores de retardamento ocorreram para o solo argiloso, indicando maior retenção dos cátions potássio, sódio, cálcio e magnésio neste solo, sendo, portanto, influenciadas pela textura do solo.

Uma das principais implicações dos aumentos nos teores K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ 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 Ca²⁺ e Mg²⁺ adsorvidos no complexo de troca e a dispersão dos colóides. Para Oliveira (2000) tais problemas podem ser agravados em casos de aplicações sucessivas de composto de lixo em regiões com baixos índices pluviométricos. A elevada adição de Na⁺ poderá conduzir à sodicidade.

A lixiviação de metais pesados como o cobre e o zinco também requer atenção em decorrência da utilização de águas residuárias de suinocultura, como foi ressaltado por Gräber et al. (2005) e Mattias (2006) que destacaram que o fato dos dejetos de suínos apresentarem em sua composição altas concentrações de cobre e zinco, sua aplicação em doses excessivas pode resultar na contaminação do solo e da água, e também acarretar intoxicação as plantas e aos demais níveis da cadeia alimentar (FREITAS et al., 2004).

Conforme Oliveira e Mattiazzo (2001) o tipo de solo é um importante fator que controla a movimentação vertical de metais pesados no perfil do solo, pois dependendo desse, se pode ter maior interação entre o solo e solução que percola no perfil, aumentando assim a possibilidade de adsorção dos elementos. A maior ou menor mobilidade dos metais pesados será determinada pelos atributos do solo, como teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions, teor de matéria orgânica entre outros, que influenciarão as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução.

Barros et al. (2003) trabalhando com águas residuárias provenientes do tratamento integrado de dejetos de suinocultura líquido, em colunas de lixiviação, verificaram que os percolados dos solos de texturas médias, por apresentarem maiores concentrações de cobre e zinco, apresentaram maior potencialidade de poluição do lençol freático, enquanto que o inverso foi observado para os percolados dos solos argilosos. Os elevados decréscimos nas concentrações de zinco e cobre foram observados nos solos argilosos quando comparados com os solos arenosos e de texturas médias. Os solos argilosos apresentaram maior eficiência no tratamento integrado, diminuindo o potencial poluente das águas residuárias de suinocultura aos mananciais.

Dentre os metais pesados, o cobre é um dos menos móveis no solo devido a sua forte adsorção aos colóides orgânicos e inorgânicos do solo. Na matéria orgânica o cobre é retido principalmente pelos ácidos húmicos e flúvicos, formando complexos estáveis (SILVA e MENDONÇA, 2007).

Silva e Mendonça (2007) destacaram que a matéria orgânica pode funcionar como um ácido fraco, agindo como par conjugado ácido/base. A diversidade química dos componentes da matéria orgânica do solo está relacionada com a sua diversidade de grupamentos funcionais, fazendo com que a matéria orgânica tenha ação tamponante numa ampla faixa de pH do solo. A matéria orgânica do solo apresenta várias funções consideradas importantes como fornecimento de nutriente às plantas, retenção de cátions, complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes, a estabilidade da estrutura do solo, a infiltração e a retenção de água, a aeração, a atividade e biomassa microbiana (BAYER e MIELNICZUK, 1999). Desta forma, pode-se deduzir que é um componente do solo que tem papel fundamental nas perdas de nutrientes por lixiviação (EMBRAPA, 2005).

Em relação ao zinco, Richards et al. (2000) e Oliveira e Mattiazzo (2001) observaram que o elemento mostrou relativa mobilidade no perfil do solo quando aplicado lodo de esgoto no solo. Entretanto estudos realizados por Konzen e Alvarenga (2005) com o objetivo de monitorar áreas de utilização de dejetos de suínos para avaliar o perfil de um Latossolo Vermelho de Cerrado com utilização de doses crescentes de dejetos de suínos 25, 50, 75 e 100 m³ha⁻¹ durante três anos de plantio direto de soja, abrangendo as camadas de 0-20, 40-60 e 90-120 cm, obteve diferentes concentrações de cobre e zinco em função dos tratamentos aplicados. Os autores verificaram que houve uma tendência de acúmulo em profundidade no perfil e uma necessidade de monitoramento constante para a identificação de riscos e correção dos sistemas de utilização dos dejetos. O zinco mostrou movimentação bem mais reduzida dentro das camadas do solo, mantendo concentrações mais elevadas na superfície e similares nas camadas profundas.

O pH também exerce uma forte influência na dinâmica do cobre e do zinco no solo (GIROTTO, 2007). Ambientes ácidos determinam uma maior mobilidade dos metais no solo, enquanto que condições de pH acima de seis favorecem a sua retenção, principalmente em solos com elevado grau de intemperização, onde os grupos funcionais de superfície dos componentes coloidais são, na sua maioria dependentes pH (SODRÉ et al., 2001).

Abreu et al. (2007) relataram que o aumento do pH pode diminuir a presença de Cu e Zn, na solução do solo e nos pontos de troca catiônica, fato que pode ser observado através do trabalho de Borges e Coutinho (2004), os quais aplicaram biossólidos ao solo e verificaram que, com o aumento do pH do solo, ocorreu a redistribuição do Cu e do Zn da fração trocável para fração ligada à matéria orgânica do solo ou óxidos, menos disponíveis para as plantas.

No entanto, autores ressaltam que a aplicação sucessiva de dejetos líquido de suínos no sistema de plantio direto pode levar ao acúmulo de metais pesados ligados a compostos orgânicos nas camadas superficiais do solo. A associação de metais a compostos orgânicos aumenta a mobilidade dos mesmos no perfil do solo. Com isso elementos que são considerados pouco móveis na forma livre no solo, como Cu⁺² passam a ser

móveis, quando complexados a compostos orgânicos (ZHOU e WONG, 2001; HAN e THOMPSON, 2003; PLAZA et al., 2005 e ASHWORTH e ALLOWAY, 2007).

Karlsson et al. (2006) descreveu que a matéria orgânica dissolvida derivada de resíduos orgânicos como lodo de esgoto aumentariam a mobilidade de elementos como o Cu no solo, como pode ser observado através do trabalho realizado por Ashworth e Alloway (2004) que verificaram que a mobilidade do Cu através do solo foi aumentada na presença de matéria orgânica dissolvida derivada de lodo de esgoto, e que este processo aumentou o potencial de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais.

4.6 Cultura da soja: aspectos gerais

A soja (*Glycine max* L.), constitui-se um dos principais cultivos da agricultura mundial e brasileira, devido ao seu potencial produtivo e a sua composição química e valor nutritivo, que lhe confere multiplicidade de aplicações na alimentação humana e ou animal, com relevante papel sócio-econômico, além de se constituir em matéria-prima indispensável para impulsionar diversos complexos agroindustriais (HEIFFIG, 2002).

O Brasil é o segundo maior produtor mundial de soja. Na safra 2006/07, a cultura ocupou uma área de 21 milhões de hectares, o que totalizou uma produção de 58 milhões de toneladas. Os Estados Unidos, maior produtor mundial do grão, responderam pela produção de 87 milhões de toneladas de soja. A produtividade média da soja brasileira é de 2823 kg por hectares, chegando a alcançar cerca de 3000 kg/ha no estado de Mato Grosso, o maior produtor brasileiro de soja (EMBRAPA, 2008).

A necessidade total de água na cultura da soja, para obtenção do máximo rendimento, varia entre 450 a 800 mm/ciclo, dependendo das condições climáticas, do manejo da cultura e da duração do ciclo (EMBRAPA, 2004).

A soja melhor se adapta a temperaturas do ar entre 20°C e 30°C, sendo que a temperatura ideal para seu crescimento e desenvolvimento está em torno de 30°C (EMBRAPA, 2004).

Em temperaturas menores ou iguais a 10°C, o crescimento vegetativo da soja é pequeno ou nulo. Comportamento adverso na taxa de crescimento, observa-se em temperaturas acima de 40°C, o que pode provocar também distúrbios na floração e diminuição da capacidade de retenção de vagens. (EMBRAPA, 2004).

A planta de soja (bem como a bactéria simbiótica associada a ela) requer os seguintes nutrientes minerais: nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), enxofre (S), cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), boro (B), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu) e molibdênio (Mo). A maior parte desses nutrientes é absorvida do solo, porém, parte do nitrogênio é obtida por meio da fixação realizada pelas bactérias no interior dos nódulos e um pouco do enxofre é absorvido do ar (como SO₂ e H₂S). Os nutrientes são absorvidos junto com a água pelas raízes da planta e movem-se no interior desta até as folhas e outros órgãos vegetativos (EMBRAPA, 2006).

De acordo com EMBRAPA (2006), com relação ao nitrogênio mineral, a aplicação de fertilizante nitrogenado na semeadura ou em cobertura em qualquer estágio de desenvolvimento da planta, em sistemas de semeadura direta ou convencional, além de reduzir a nodulação e a eficiência da fixação biológica de nitrogênio, não traz nenhum incremento de produtividade para a soja. No entanto, se as fórmulas de adubo que contêm nitrogênio forem mais econômicas do que as fórmulas sem nitrogênio, elas poderão ser utilizadas, desde que não sejam aplicados mais do que 20 kg de N/ha.

Quanto aos micronutrientes, na Tabela 04 são apresentadas as doses indicadas para a cultura da soja. Ressalta-se que o efeito residual dessa indicação atinge, pelo menos, um período de cinco anos.

Tabela 04 Indicação da aplicação de doses de micronutrientes no solo para a cultura da soja

Teor	B	Cu	Mn	Zn
	kg ha ⁻¹			
Baixo	1,5	2,5	6,0	6,0
Médio	1,0	1,5	4,0	5,0
Alto	0,5	0,5	2,0	4,0

Fonte: EMBRAPA (2006).

Em relação ao fósforo e potássio na cultura da soja é apresentada a indicação de adubação no Paraná em solos com teor de argila maior que 40 % conforme a Tabela 04.

Tabela 05 Indicação de adubação para a soja no Estado do Paraná em solos com teor de argila > 40 %

Análise do solo			Quantidade a aplicar		
	mg dm ⁻³	Cmol _c dm ⁻³		kg ha ⁻¹	
P ⁽²⁾	K ⁽¹⁾	K ⁽¹⁾	N ⁽²⁾	P ₂ O ₅ ⁽³⁾	K ₂ O ⁽⁴⁾
< 3,0	< 40	< 0,10	0	100	90
	40 a 80	0,10 a 0,20	0	100	70
	80 a 120	0,20 a 0,30	0	100	50
	> 120	> 0,30	0	100	40
> 3,0 a 6,0	< 40	< 0,10	0	80	90
	40 a 80	0,10 a 0,20	0	80	70
	80 a 120	0,20 a 0,30	0	80	50
	> 120	> 0,30	0	80	40
> 60	< 40	< 0,10	0	60	90
	40 a 80	0,10 a 0,20	0	60	70
	80 a 120	0,20 a 0,30	0	60	50
	> 120	> 0,30	0	60	40

1- Extrator de P e K: Mehlich-I;

2- O N deve ser suprido através da inoculação

3- Pode-se usar até 10 kg a menos do que o indicado na Tabela.

4- Quando o teor no solo for muito baixo, menor que 0,08 cmol_cdm⁻³ ou 31 mg dm⁻³, fazer adubação corretiva com 140 kg de k₂O ha⁻¹ a lanço e incorporar com grade, além da adubação de manutenção na semeadura, indicada na tabela.

Fonte: EMBRAPA (2006).

Matta et al. (2002) explicam que as plantas precisam continuamente suprir-se de nutrientes que podem ser originados pela intemperização de minerais e da decomposição da matéria orgânica do solo para desempenhar as atividades metabólicas, mesmo sendo autótrofas. Esses nutrientes vão estar mais prontamente disponíveis às raízes se estiverem dissolvidos na solução do solo, em formas assimiláveis. A taxa de absorção de um determinado nutriente depende da concentração deste na solução do solo em relação ao volume ocupado pelas raízes, considerando também sua taxa específica de difusão ou fluxo em massa. Na Tabela 06 são apresentadas as quantidades médias de nutrientes, extraídos e exportados nos resíduos e grãos da cultura da soja.

Konzen e Alvarenga (2005) trabalhando com soja em um Latossolo Vermelho Distrófico na cidade de Rio Verde (GO), testaram taxas de água residuária de suinocultura (25 m³, 50 m³ e 75 m³ ha⁻¹), adubação química e testemunha e obtiveram em termos de produção, uma produtividade média entre 3106 e 3527 kg ha⁻¹, ficando um pouco aquém da média regional. Entretanto, os autores justificaram que esta baixa produtividade da

soja pode estar relacionada ao estande baixo, que é considerado bom quando atinge no mínimo a casa de 250000 plantas por hectare. Observaram ainda que a soja respondeu melhor nas doses menores, 25 e 50 m³ ha⁻¹, considerando que essas se equivalem à adubação química recomendada para a cultura da região.

Tabela 06 Quantidade média de nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, cálcio, magnésio, ferro, zinco, cobre, boro, manganês e molibdênio extraído e exportado pela cultura da soja

Parâmetros	Extraído/ Exportado (kg t ⁻¹)		
	Resíduos	Grãos	Total
N	26,1	55,1	81,2
P	2,1	4,9	7,0
K	14,2	17,8	32,0
S	7,7	4,2	11,9
Ca	9,7	4,4	14,1
Mg	4,8	2,2	7,0
Parâmetros	Extraído/ Exportado (g t ⁻¹)		
Fe	357,9	102,2	460,1
Zn	16,9	38,9	55,8
Cu	14,5	11,5	26,0
B	56,0	21,0	77,0
Mn	98,2	31,9	130,1
Mo	1,8	5,0	6,8

Fonte: MALAVOLTA, 1980; PAULETTI, 2004.

Assmann et al. (2006) aplicaram doses crescentes de dejetos suínos (0, 20, 40, 80 e 120 m³ha⁻¹) na cultura da soja em um Latossolo Vermelho aluminoférrico de textura argilosa, e obtiveram maior produtividade na maior dose aplicada 120 m³ha⁻¹, representando 2.412 kg ha⁻¹.

Vieira et al. (2005) utilizaram lodo de esgoto como fonte de fósforo na cultura da soja em dois anos agrícolas com os tratamentos: ausência de adubação química e de lodo; adubação química completa; soja com inoculação mais dose zero de lodo; soja com inoculação mais 1,5 t ha⁻¹ de lodo; soja com inoculação mais 3 t ha⁻¹ de lodo; soja com inoculação mais 6 t ha⁻¹ de lodo; e soja com inoculação mais adubação química, exceto a nitrogenada. Os autores verificaram que as maiores doses, tanto 3 quanto 6 t ha⁻¹ com

inoculação, obtiveram maiores produtividades em relação aos demais tratamentos estudados. Verificaram ainda, que a necessidade de P pela cultura pode ser suprida com adição de lodo de esgoto ao solo.

Quanto aos cálculos de adubação com dejetos de suínos em leguminosas, a dose aplicada deve ser estabelecida em função de outros nutrientes, não o nitrogênio, visto a fixação de grande parte do ar atmosférico. Sendo assim, o fósforo ou o potássio são os melhores determinantes de dosagem. Os nutrientes devem ser escolhidos principalmente em função da deficiência de nutrientes do solo (BLEY JR., 2004).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Localização e caracterização da área do experimento

O experimento foi desenvolvido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola – NEEA da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, localizado na rodovia BR 467, km 95 no município de Cascavel, Oeste do Paraná. A área está localizada geograficamente pelas coordenadas 24°48' de latitude Sul e 53°26' de longitude Oeste, com altitude de 760 metros.

O clima é do tipo subtropical úmido (Cfa), com precipitação média anual de 1800 mm, verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo, sem estação seca definida. O município apresenta temperatura média de 20° C e a umidade relativa do ar é em média de 75 % (IAPAR, 1998).

O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho distroférico típico (EMBRAPA, 2006). Foi coletado amostras de solo nas profundidades de 0-20, 20-40 e 40-60 cm a fim de realizar análise granulométrica da área experimental conforme a Tabela 07.

Na área experimental, em anos anteriores, foi aplicado água residuária de suinocultura (ARS) durante dois ciclos de cultura. No primeiro ciclo, foi realizada a aplicação de ARS na cultura da soja diretamente no solo via irrigação por gotejamento em ambiente protegido. No segundo ciclo, implantou-se lisímetros de drenagem para verificar os

efeitos da aplicação de ARS na cultura do milho. Ressalta-se que, após a implantação dos lisímetros, fez-se a caracterização química do solo da área e, visto que os resultados apresentaram heterogeneidade em relação à fertilidade, foram estabelecidos blocos, dividindo-se a área de modo a garantir a correção da acidez e adubação química conforme as necessidades dos blocos.

Tabela 07 Resultado da análise granulométrica do solo da área experimental

Profundidade	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)
0-20 cm	5,90	14,62	79,48
20-40 cm	6,40	15,82	77,78
40-60 cm	5,60	13,86	80,54

Método do densímetro de Bouyoucos.

Após a colheita do milho foram coletadas amostras de solo de cada lisímetro na profundidade de 0-60 cm e homogeneizadas por bloco, sendo que os resultados obtidos foram considerados como a caracterização da área.

Na Tabela 08 são apresentados os resultados médios das características químicas do solo em cada bloco.

Tabela 08 Caracterização química do solo nos lisímetros antes da instalação do experimento

Bloco	pH CaCl ₂	P mg dm ⁻³	M.O. g dm ⁻³	H + Al ⁺³	Al ⁺³	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺
				-----mmol _c dm ⁻³ -----				
B1	6,6	23	24	20	0	84	63	3,5
B2	6,6	17	26	23	0	133	133	2,8
B3	6,5	14	21	25	0	111	111	2,6

Bloco	SB	CTC	V	Cu	Zn	Fe	Mn	Na ⁺
	mmol _c dm ⁻³		%	-----mg dm ⁻³ -----				mmol _c dm ⁻³
B1	150	171	85	5,4	1,2	12	6,8	3,53
B2	225	248	87	5,8	0,6	13	7,3	3,97
B3	187	211	85	4,3	0,4	10	4,0	3,37

Bloco	N _{total}	N _{orgânico}	N _{inorgânico}	NH ₄	NO ₃	Condutividade
	-----mg dm ⁻³ -----					dS m ⁻¹
B1	1786,87	1706,79	80,08	25,93	54,15	0,12
B2	1883,00	1811,67	71,33	23,99	47,34	0,11
B3	1830,03	1767,11	62,93	18,49	44,44	0,08

Desta forma, na área de implantação havia vinte e quatro lisímetros de drenagem, os quais foram construídos de acordo com a FAO (1986) em ambiente protegido de 96 m² de área. Os lisímetros de drenagem estavam distribuídos em três linhas de oito lisímetros, espaçados com 0,4 m na vertical e 0,6 m na horizontal, conforme pode ser observado na Figura 2.

Observa-se na Figura 2 que, anexo ao ambiente protegido, havia um cabeçal de controle contendo quatro sistemas independentes para realização da irrigação. Cada sistema era constituído por um painel de controle, que permite sua automação, um reservatório de 1 m³, uma bomba centrífuga de 1 cv, um filtro de areia, um filtro de tela, registros e manômetros para controlar a vazão e pressão de saída, respectivamente.

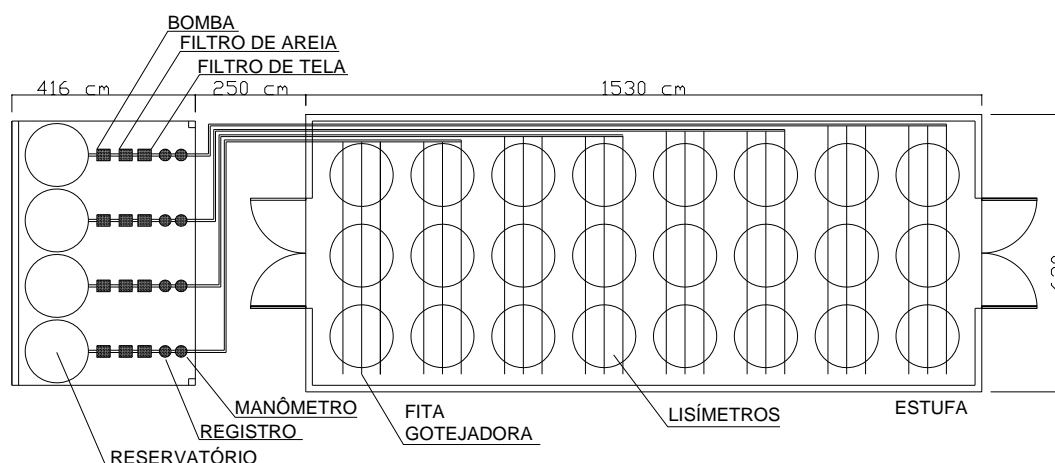


Figura 2 Disposição e caracterização da área experimental e sistema de irrigação.

5.2 Instalação do experimento

O experimento foi conduzido durante os meses de dezembro de 2006 a março de 2007.

Na área experimental semeou-se soja, cultivar CD 202 da Coodetec – Cooperativa Central de Pesquisa Agrícola – recomendada para região Oeste do Paraná e com ciclo precoce de 118 dias. Antes da semeadura, as sementes foram tratadas com fungicida e

inseticida de modo a prevenir o ataque de doenças e pragas. O ingrediente ativo do fungicida utilizado foi o fludioxonil (na dosagem de 100 mL do ingrediente ativo/100 kg de sementes) e o ingrediente ativo do inseticida foi o fipronil (na dosagem de 200 mL do ingrediente ativo/100 kg de sementes).

A semeadura foi manual e ocorreu no dia 02 de dezembro de 2006 em cada um dos lisímetros na densidade de 15 sementes por metro linear, espaçamento entre linhas de 45 centímetros, proporcionando estande de 300000 plantas por hectare (Figura 3). A adubação na semeadura foi de 250 kg ha⁻¹ na fórmula 0-20-20, de acordo com análise do solo apresentada na Tabela 08.



Figura 3 Vista do local do experimento durante o ciclo vegetativo da cultura da soja.

Cada lisímetro de drenagem apresentava um volume de 1 m³ e área de 1,60 m² (profundidade de 0,91 m e diâmetro de 1,43 m). Compreendendo uma parcela experimental. Assim, em cada parcela havia quatro linhas da cultura, sendo duas principais, as

quais foram utilizadas sempre para análises agronômicas e outras duas, em cada lateral dos lisímetros com função de bordadura, representado na Figura 4.

Sempre que constatado alguma anormalidade na soja foram realizados os tratos culturais químicos empregando-se os produtos e dosagens recomendados para a cultura.

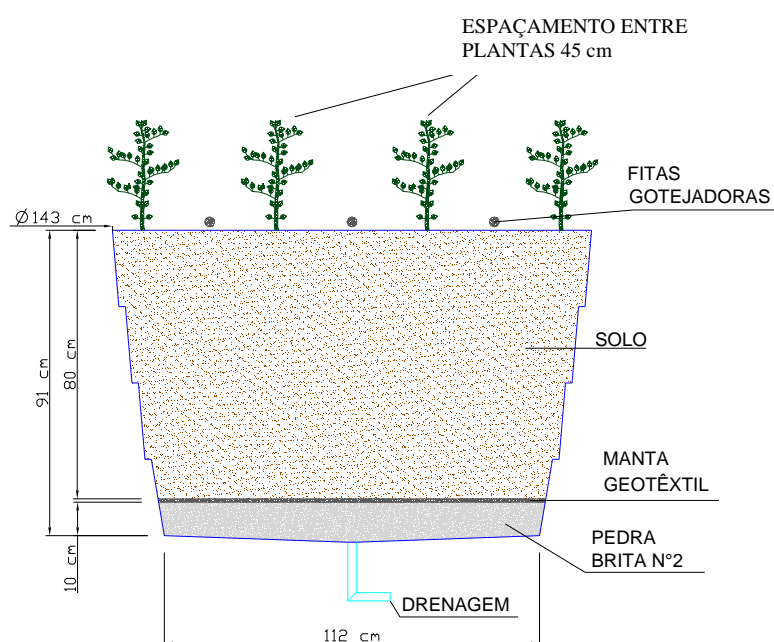


Figura 4 Corte lateral do lisímetro de drenagem em representação da parcela experimental.

Na Tabela 09 são apresentadas as datas de aplicação, os produtos e dosagens bem como a finalidade para a qual foram utilizados.

Tabela 09 Produtos aplicados durante o desenvolvimento da cultura para o controle da lagarta e ferrugem

DAS	Controle	Classificação	Ingrediente ativo	Dosagem*
34	Lagarta	Fungicida	Spinosad	49,59
		Inseticida	Myclobutanil	0,49
97	Ferrugem	Fungicida	Trifloxistlorobina	0,62
			+ Tebuconazol	

* As dosagens estão expressas em mL ha⁻¹. DAS = dias após a sementeira.

5.3 Aplicação da lâmina de irrigação

Instalou-se o sistema de irrigação por gotejamento por permitir maior controle da lâmina aplicada. As linhas laterais foram dispostas ao longo das linhas da cultura implantada. As fitas gotejadoras utilizadas foram do fabricante Amanco modelo Aqua-Traxx com espessura de 0,10 mm e os espaçamentos entre os emissores de 10 cm.

Aos quatorze dias após a semeadura (14 DAS) realizou-se a primeira irrigação, a fim de não causar estresse hídrico às plantas. A partir dos 44 DAS, semanalmente fez-se a irrigação e quinzenalmente realizou-se a fertirrigação com ARS. A quantidade de água aplicada via irrigação foi baseada segundo Longo, Sampaio e Suszek (2006) que realizaram estudos da precipitação média provável para a região de Cascavel, Paraná, como pode ser observado na Tabela 10.

Durante o desenvolvimento do experimento foram realizadas sete irrigações na cultura da soja. A pressão utilizada nas fitas gotejadoras no sistema de irrigação foi de 5 mca., com vazão por emissor de $1,02 \text{ mmh}^{-1}$. Considerando que em média nos lisímetros havia 37 emissores, a vazão de cada lisímetro era de $37,74 \text{ mmh}^{-1}$. Desta forma, visto que a quantidade aplicada na irrigação foi de acordo com Longo, Sampaio e Suszek (2006), o tempo de realização foi calculado extrapolando para a área do lisímetro e com a vazão média do total de emissores em cada parcela (lisímetro) em uma hora, obteve-se o tempo, conforme a Tabela 10.

Tabela 10. Lâminas de água de irrigação aplicadas durante o experimento

Data	Período	Quantidade irrigada ² (mm)	Tempo de irrigação ³ (min)
14 DAS ¹	P1	72	183
44 DAS	P2	79	200
58 DAS	P3	112	285
72 DAS	P4	91	232
86 DAS	P5	81	206
100 DAS	P6	65	166
114 DAS	P7	76	193

¹DAS - Dias após a semeadura.

²Quantidade de chuva segundo LONGO, SAMPAIO & SUSZEK (2006).

³Tempo necessário para a realização da irrigação de acordo com a quantidade de chuva na quinzena e a vazão média em cada lisímetro.

A água utilizada na irrigação foi de poço artesiano instalado no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola da UNIOESTE, Campus Cascavel.

5.4 Aplicação da água residuária de suinocultura

A água residuária de suinocultura utilizada foi coletada no distrito de Três Bocas, município de Toledo-Paraná em uma propriedade rural que dispõe de um Biossistema Integrado no tratamento de dejetos. A água residuária coletada foi tratada em um biodigestor seguido de um tanque de sedimentação e lagoa de estabilização, sendo na tubulação de saída desta, o ponto de coleta, como pode ser observado na Figura 5.

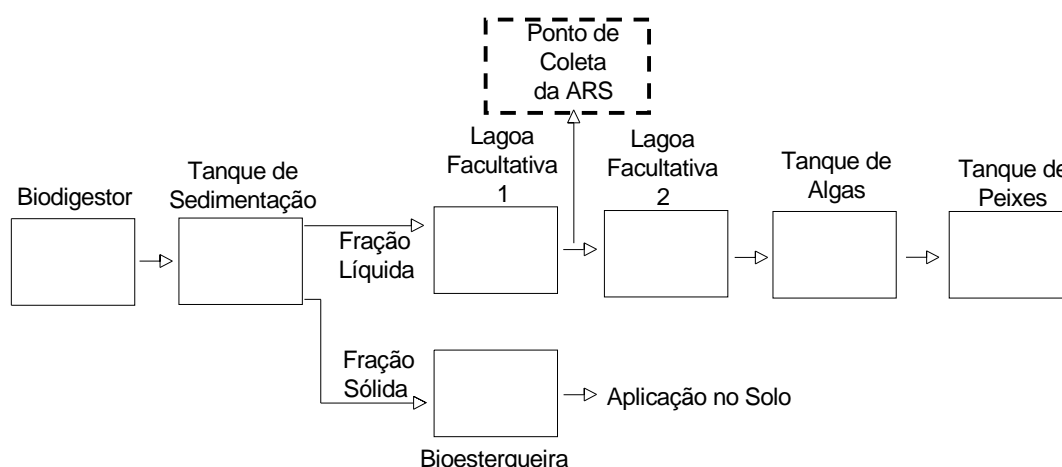


Figura 5 Ponto de coleta da água residuária de suinocultura no biossistema integrado.

Durante o desenvolvimento da cultura foram feitas seis aplicações de ARS quinzenalmente a partir dos 34 DAS. Antes de cada aplicação da ARS, era feita a coleta na propriedade e a caracterização da ARS foi realizada aos 38, 67 e 111 DAS, de acordo com a metodologia de APHA, AWWA & WEF (1998). Na Tabela 11 é apresentada a caracterização da ARS.

A ARS foi aplicada manualmente, com o auxílio de um regador, tomando-se o máximo de cuidado para que o efluente fosse distribuído uniformemente em toda a área do lisímetro.

Tabela 11. Caracterização da água residuária de suinocultura utilizada no experimento

Parâmetros	38 DAS	67 DAS	111 DAS	Média
pH (CaCl ₂)	7,50	7,40	8,30	7,73
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	5,65	4,38	4,64	4,89
Turbidez (NTU)	358,00	620,00	400,00	459,33
DBO (mg L ⁻¹)	933,33	679,80	400,00	671,04
DQO (mg L ⁻¹)	1262,22	1750,00	1320,00	1444,07
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	882,00	763,00	760,00	801,67
N-Amônical (mg L ⁻¹)	445,50	614,60	610,00	556,70
Nitrato (mg L ⁻¹)	2,10	0,95	1,50	1,52
Nitrito (mg L ⁻¹)	2,20	1,91	1,99	2,03
Fósforo total (mg L ⁻¹)	104,40	107,71	64,46	92,19
Orto fosfato solúvel (mg L ⁻¹)	76,23	142,28	72,07	96,86
Potássio (mg L ⁻¹)	440,00	510,00	680,00	543,33
Sódio (mg L ⁻¹)	28,00	9,60	17,00	18,20
Cálcio (mg L ⁻¹)	35,90	49,50	67,50	50,97
Magnésio (mg L ⁻¹)	37,70	24,00	9,60	23,77
Cobre (mg L ⁻¹)	0,27	0,15	0,19	0,20
Zinco (mg L ⁻¹)	0,22	1,80	1,50	1,17
Sólidos				
Totais (mg L ⁻¹)	2330,00	3040,00	2550,00	2640,00
Totais fixos (mg L ⁻¹)	1070,00	1500,00	1470,00	1346,67
Totais voláteis (mg L ⁻¹)	1260,00	1540,00	1080,00	1293,33
Dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	2097,00	1380,00	2180,00	1885,67
Dissolvidos fixos (mg L ⁻¹)	866,00	620,00	1310,00	932,00
Dissolvidos voláteis (mg L ⁻¹)	1231,0	760,00	870,00	953,67
Suspensos totais (mg L ⁻¹)	242,00	1020,00	490,00	584,00
Suspensos fixos (mg L ⁻¹)	213,00	500,00	180,00	297,67
Suspensos voláteis (mg L ⁻¹)	29,00	520,00	310,00	286,33

DAS = dias após a semeadura.

5.5 Descrição dos tratamentos

Trabalhou-se com quatro taxas de aplicação de ARS, as quais foram definidas com base no estudo realizado por Prior (2008) que utilizou taxas de 112,5, 225, 337,5 e 450 m³ha⁻¹ no ciclo da soja, definidas com base na quantidade de nitrogênio encontrada na análise físico-química da ARS. A quantidade de nitrogênio foi definida de acordo com a necessidade da cultura do milho de 80 kg N ha⁻¹ (FANCELI e DOURADO NETO, 2000).

Desta forma, optou-se por continuar com as taxas que vinham sendo aplicadas na área com a finalidade de formar um histórico na mesma, porém não se levou em consideração a quantidade de nitrogênio requerida pela cultura. Assim, as taxas de ARS estabelecidas para este estudo foram 100, 200, 300 m³ha⁻¹ no ciclo da cultura da soja.

Além das taxas de aplicação avaliou-se a testemunha e o efeito da adubação na semeadura. Portanto, os tratamentos aplicados às parcelas neste experimento, apresentados na Tabela 12 consistiram em quatro taxas de ARS associadas ou não com a adubação química, sendo:

Tabela 12. Descrição dos tratamentos utilizados no experimento

Tratamento	Taxa ARS (m ³ ha ⁻¹ no ciclo)	Adubação Química	
		Com*	Sem
T1	0		X
T2	0	X	
T3	100		X
T4	100	X	
T5	200		X
T6	200	X	
T7	300		X
T8	300	X	

* aplicação de adubação química equivalente a 250 Kg ha⁻¹.

Os tratamentos nas parcelas foram distribuídos obedecendo a ordem estabelecida por Prior (2008) que os sorteou aleatoriamente em cada bloco no segundo ciclo da cultura.

Os tratamentos foram distribuídos nas parcelas da área experimental, em triplicata, como mostrado na Figura 6.

As taxas de ARS foram divididas em seis aplicações: 34 DAS, 48 DAS, 62 DAS, 76 DAS, 90 DAS, 104 DAS. Na Tabela 13 é apresentado o volume aplicado por parcela bem como o total aplicado no final do ciclo. Ressalta-se que todos os lisímetros receberam a mesma quantidade em volume de água, de forma a completar a aplicação com água residuária.

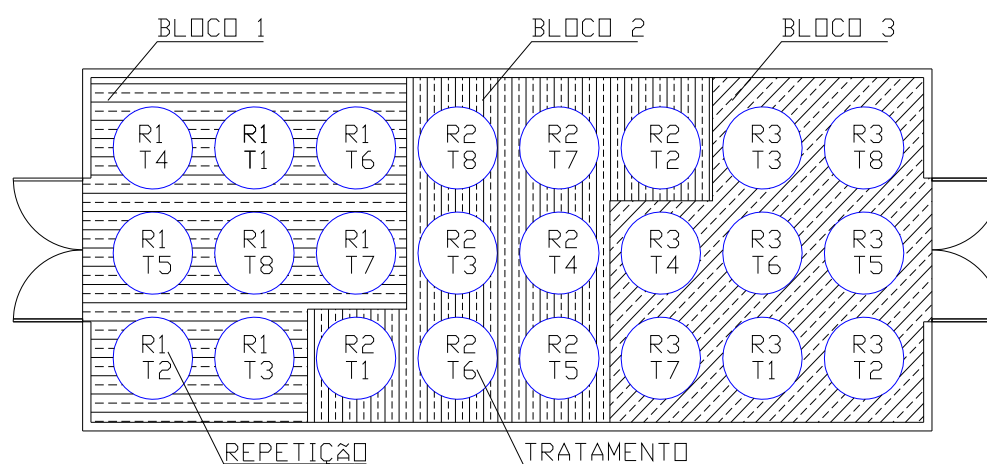


Figura 6 Localização dos tratamentos, repetições e blocos na área experimental.

Tabela 13. Volume de água residuária de suinocultura em cada aplicação

Tratamentos	Aplicação da ARS (DAS)						Total no ciclo
	Volume de ARS aplicado (L)*						
	34 DAS	48 DAS	62 DAS	76 DAS	90 DAS	104 DAS	
T1	0	0	0	0	0	0	0
T2	0	0	0	0	0	0	0
T3	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	16,2
T4	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	2,7	16,2
T5	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	31,8
T6	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	31,8
T7	8	8	8	8	8	8	48
T8	8	8	8	8	8	8	48

* Área considerada na parcela para cálculo do volume = 1,60 m²; DAS = dias após a semeadura.

Na Tabela 14 é apresentado a quantidade, em kg ha⁻¹, de DBO, nitrogênio total, nitrato, nitrito, fósforo total, potássio, sódio, cálcio, magnésio, cobre e zinco para os oito tratamentos estudados, de acordo com as concentrações médias da ARS apresentada na Tabela 11.

Tabela 14 Quantidades calculada totais de DBO, nitrogênio total, nitrato, nitrito, fósforo total, potássio, sódio, cálcio, magnésio, cobre e zinco de acordo com os tratamentos com água residuária de suinocultura

Parâmetros	Total aplicado (kg ha ⁻¹)							
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8
DBO	0,0	0,0	67,94	67,94	133,37	133,37	201,31	201,31
Nitrogênio total	0,0	0,0	81,17	81,17	159,33	159,33	240,50	240,50
Nitrato	0,0	0,0	0,15	0,15	0,30	0,30	0,46	0,46
Nitrito	0,0	0,0	0,21	0,21	0,40	0,40	0,61	0,61
Fósforo total	0,0	0,0	9,33	9,33	18,32	18,32	27,66	27,66
Potássio	0,0	0,0	55,01	55,01	107,99	107,99	163,00	163,00
Sódio	0,0	0,0	1,84	1,84	3,62	3,62	5,46	5,46
Cálcio	0,0	0,0	5,16	5,16	10,13	10,13	15,29	15,29
Magnésio	0,0	0,0	2,41	2,41	4,72	4,72	7,13	7,13
Cobre	0,0	0,0	0,02	0,02	0,04	0,04	0,06	0,06
Zinco	0,0	0,0	0,12	0,12	0,23	0,23	0,35	0,35

5.6 Coleta e análise do percolado

Durante a condução do experimento, foram coletadas de cada parcela (lisímetro) amostras do percolado em seis períodos, sempre após a realização da irrigação.

Ao início de cada irrigação, os pontos coletores de cada lisímetro (parcela) eram abertos a fim de coletar as amostras percoladas, como pode ser observado na Figura 7. Em cada ponto de coleta do percolado havia um recipiente de plástico com capacidade de 8 litros e a medida que completava a capacidade do mesmo, era transposto em outro recipiente plástico correspondente a cada lisímetro de forma a homogeneizar as amostras percoladas. Este procedimento foi feito cinco vezes em cada ponto de coleta. Desta forma, cada amostra, para a realização das análises era o resultado da homogeneização de 40 litros sendo que o restante do percolado era apenas quantificado. As amostras foram armazenadas, em frascos plásticos de 1000 mL e refrigeradas em caixa de isopor com gelo durante o deslocamento até o Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, Campus de Cascavel, onde determinou-se pH, condutividade elétrica, nitrogênio total, nitrato, nitrito e fósforo. As determinações de cobre, zinco, cálcio, magnésio,

sódio e potássio foram realizadas no Laboratório Solanálise Central de Análises de Cascavel, Paraná.

As metodologias de análise utilizadas foram: APHA, AWWA & WEF (1998) e TEDESCO et al. (1995).



Figura 7 Pontos de coleta do percolado de cada lisímetro.

5.7 Coleta e análise do solo

Durante a realização do experimento foram coletadas amostras de solo em cada parcela (lisímetro) na profundidade de 0-60, abrangendo todo o perfil da parcela experimental. As coletas foram realizadas em três momentos antes da semeadura da cultura da soja, aos 59 DAS e ao final do ciclo da soja.

As amostras foram conduzidas ao Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Recursos Naturais/Ciência do Solo da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Botucatu/SP, para determinação de pH, matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, capacidade de troca catiônica, cobre e zinco segundo metodologias de RAIJ et al. (2001). A determinação de sódio, condutividade elétrica, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico, nitrogênio orgânico, nitrato e nitrogênio amoniacal foram conduzidas ao Laboratório de Relação Solo Planta do Departamento de Produção Vegetal/Agricultura da

Universidade Estadual Paulista (UNESP), Botucatu/SP. seguindo também as metodologias descritas por RAIJ et al. (2001).

5.8 Delineamento experimental e análise estatística

O delineamento experimental foi em blocos casualizados em esquema fatorial com três repetições. Foram utilizadas quatro taxas de ARS (0, 100, 200, 300 m³ha⁻¹ no ciclo) e dois níveis de adubação (com ou sem adubação química na semeadura). As amostras foram coletadas em seis períodos (34 DAS, 48 DAS, 62 DAS, 76 DAS, 90 DAS e 104 DAS) para as análises do percolado e três para as análises do solo (antes da semeadura da cultura da soja, aos 59 DAS e ao final do ciclo da soja (118 DAS)).

Antes da realização da análise de variância (ANOVA), fez-se a análise descritiva dos dados e a verificação da normalidade dos erros. Para os parâmetros que não apresentaram distribuição normal dos erros foram feitas as transformações de acordo com Banzatto e Kronka (1989). Fez-se a análise de variância em cada período de coleta isoladamente, tanto para o percolado quanto para o solo. Utilizou-se a mesma análise estatística para os resultados do solo antes da semeadura, uma vez que na área havia sido aplicadas taxas semelhantes de ARS conforme descrito anteriormente.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Análise do pH do solo e do material percolado

Na Tabela 15 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios de pH do extrato aquoso do solo, em função dos tratamentos com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Tabela 15 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH (CaCl_2) do extrato aquoso do solo sob tratamento com as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta

Fonte de variação	F		
	0 DAS	59 DAS	118 DAS
ARS	2,33 ^{ns}	9,94 [*]	11,10 [*]
AD	0,50 ^{ns}	2,69 ^{ns}	0,01 ^{ns}
ARS x AD	2,82 ^{ns}	1,09 ^{ns}	0,06 ^{ns}
Bloco	0,26 ^{ns}	0,47 ^{ns}	1,77 ^{ns}
CV (%)	2,19	2,91	2,83
DP	0,14	0,19	0,18
Média geral	6,57	6,41	6,58

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5% de significância. ARS = água residuária de suinocultura; AD = adubação; CV = coeficiente de variação; DP = desvio padrão; DAS = dias após a semeadura.

Na Tabela 15 observa-se que o valor de F foi significativo apenas para as taxas de aplicação de ARS nos períodos de 59 DAS e 118 DAS. Isto implica que o pH do extrato aquoso do solo não variou em função da adição ou não da adubação. Nota-se ainda que a coleta do solo realizada antes da semeadura 0 DAS não apresentou diferenças significativas para os fatores analisados, embora na área avaliada vinha sendo aplicado as taxas de ARS. Os coeficientes de variação foram classificados como baixos, uma vez que foram inferiores a 10 %, representando dados homogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 16 é apresentado o resultado do teste de comparação de médias dos valores de pH no extrato aquoso do solo de acordo com as taxas de aplicação de ARS nos períodos de 59 e 118 DAS.

Tabela 16 Médias do pH (CaCl_2) do extrato aquoso do solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura nos períodos de 59 e 118 dias após a semeadura

Taxas ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	DAS	
	59 DAS	118 DAS
0	6,18 A	6,22 A
100	6,23 A	6,58 B
200	6,57 B	6,72 B
300	6,67 B	6,78 B

Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura.

Observa-se pela Tabela 16 que os valores médios do pH do extrato aquoso do solo aos 59 DAS foi maior para a maior taxa de ARS ($300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) o qual diferiu estatisticamente da testemunha ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e da taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. O menor valor do pH do solo no período foi obtido nos tratamentos sem adição ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) de água residuária de suinocultura. Verifica-se que aos 118 DAS, o menor valor médio do pH do extrato aquoso do solo foi verificado para a testemunha ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) a qual diferiu ao nível de 5 % de significância das demais taxas de aplicação de ARS. Neste período (118 DAS) a maior taxa de ARS também obteve maior valor de pH.

Neste sentido, Pereira (2006) também observou variação do pH do solo para os tratamentos que foram adicionados água residuária de suinocultura, valores que variaram de 4,2 a 5,4. Segundo o autor, atribuiu-se tal fato ao elevado valor do pH da ARS

aplicada no solo (7,0 a 8,1) o que pode estar associado ao comportamento do pH no presente estudo, uma vez que a ARS utilizada durante o ciclo apresentou pH de 7,4 a 8,3. Assmann et al. (2007) constataram em curto período de tempo, influência das doses de esterco líquido suíno sobre o pH do solo. A aplicação do esterco líquido suíno segundo os autores, aumentou o pH de 4,52 para 4,79, com as doses de 0 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente. Whalen et al. (2000) constataram que a adição de esterco de cavalo fresco aumentou o pH do solo de 4,8 até 6,0; provavelmente, pode ter ocorrido com a presença de CaCO₃ utilizado na dieta alimentar dos cavalos, o qual é excretado nos estercos. Entretanto, Ceretta et al. (2003) verificaram que o pH do solo praticamente não foi alterado com a aplicação de 20 a 40 m³ ha⁻¹ de ARS em pastagem.

Pode-se notar ainda pela Tabela 16 que com o incremento de ARS, os valores aumentaram proporcionalmente, porém, de acordo com Malavolta, Pimentel Gomes e Alcarde (2002) algumas médias obtidas nas taxas de ARS para os dois períodos (DAS) de coleta não se enquadram na faixa ideal de pH do solo, tida entre 6,0 e 6,5. Vale ressaltar que esta faixa refere-se à faixa ideal para a camada arável de 0-0,20 m. De acordo com Raij (1996) todas as médias obtidas foram classificadas como acidez muito baixa, uma vez que o pH dos solos foi maior que 6,0.

De forma semelhante ao calcário, o efeito do dejetos animal sobre o pH do solo pode persistir durante muitos anos, uma vez que os compostos orgânicos liberados durante o processo de decomposição do esterco podem formar complexos com o Al, diminuindo sua fitotoxicidade (ASSMANN et al., 2007).

Na Tabela 17 é apresentado o resumo da análise de variância do pH para o material percolado em função dos tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Verifica-se pela análise de variância apresentada na Tabela 17 que o valor de F não foi significativo ao nível de 5 % para nenhum fator avaliado em cada período de coleta. Observa-se que o coeficiente de variação indicou homogeneidade dos dados por estar abaixo de 10 % (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 17 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F do pH para o material percolado dos lisímetros em função dos tratamentos com as taxas de água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento do ciclo da soja

Fonte de variação	F					
	44 DAS	58 DAS	72 DAS	86 DAS	100 DAS	114 DAS
ARS	0,83 ^{ns}	0,58 ^{ns}	2,33 ^{ns}	0,35 ^{ns}	0,75 ^{ns}	0,75 ^{ns}
AD	0,26 ^{ns}	0,16 ^{ns}	3,32 ^{ns}	1,04 ^{ns}	1,12 ^{ns}	1,12 ^{ns}
ARS x AD	1,08 ^{ns}	0,58 ^{ns}	0,37 ^{ns}	0,35 ^{ns}	0,37 ^{ns}	0,37 ^{ns}
Bloco	2,11 ^{ns}	4,46 ^{ns}	4,79 ^{ns}	5,44 ^{ns}	1,96 ^{ns}	1,96 ^{ns}
CV (%)	3,26	7,02	4,67	5,53	5,38	5,38
DP	0,23	0,51	0,34	0,40	0,39	0,39
Média geral	7,19	7,29	7,21	7,25	7,16	7,16

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5% de significância. ARS = água residuária de suinocultura; AD = adubação; CV = coeficiente de variação; DP = desvio padrão; DAS = dias após a semeadura.

Na Tabela 18 são apresentadas as médias dos valores de pH para o material percolado sob tratamento com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 18 Médias do pH para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento do ciclo da soja

Taxas (m ³ ha ⁻¹)	AD	DAS					
		44	58	72	86	100	114
0	Sem	7,19 A	7,00 A	7,27 A	7,19 A	7,11 A	7,23 A
	Com	6,97 A	7,12 A	7,09 A	7,33 A	7,11 A	7,14 A
100	Sem	7,27 A	7,28 A	7,14 A	7,24 A	7,14 A	7,20 A
	Com	7,06 A	6,81 A	6,70 A	6,96 A	6,92 A	6,82 A
200	Sem	7,14 A	7,39 A	7,19 A	7,34 A	7,20 A	7,33 A
	Com	7,31 A	7,37 A	7,11 A	7,28 A	6,85 A	7,09 A
300	Sem	7,25 A	7,39 A	7,08 A	7,26 A	7,07 A	7,17 A
	Com	7,32 A	7,07 A	6,97 A	7,03 A	7,00 A	7,08 A

Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura.

Observa-se pela Tabela 18 que os valores de pH do material percolado não variou em função dos tratamentos com ARS bem como com a adição ou não da adubação

nem ao longo do tempo, demonstrando indiretamente que a ARS aplicada estava estabilizada, uma vez que não houve acidificação nem no solo nem no material percolado. Verifica-se que os valores de pH oscilaram durante o desenvolvimento da cultura da soja, porém os valores permaneceram numa faixa de 6,70 a 7,39. Nota-se pela Tabela 17 através das médias gerais de pH que embora obteve-se variações ao longo dos períodos, o valor médio de pH inicial (7,19) e final (7,16) foram próximos. Comportamento semelhante foi verificado nos estudos realizados Caovilla et al. (2005) que trabalharam com um resultado de dejetos de suínos e bovinos deixados ao ar e acrescentados um coquetel de microorganismos lácteos para degradar a matéria orgânica e observaram diferenças significativas nos valores de pH para o material percolado.

Como há deficiência em limites que estabeleçam os valores de pH nas águas subterrâneas, tomou-se como parâmetro o padrão de lançamento de efluentes previsto na Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) que estabelecem valores de pH entre 5,0 a 9,0. Desta forma, os valores se enquadram na faixa permitida. Ressalta-se ainda que o pH da água residuária de suinocultura (7,73) utilizada se enquadrava na faixa estabelecido para a água de irrigação que conforme Ayres e Westcot (1991) é de 6,5 a 8,4.

Segundo Ayers e Westcot (1991) o pH é um índice que caracteriza o grau de acidez ou alcalinidade de um ambiente. No caso das águas de irrigação, o pH normal se situa entre 6,5 e 8,4. As águas com pH anormal podem criar desequilíbrio de nutrição ou conter íons tóxicos. Nota-se, na Tabela 18, que o pH do material percolado em todos os tratamentos nos períodos avaliados, ficaram abaixo da média do pH verificado na ARS utilizada na aplicação Tabela 11.

6.2 Análise do teor de matéria orgânica e da capacidade de troca de cátions do solo

Na Tabela 19 é apresentado o resumo da análise de variância da matéria orgânica no solo, sob tratamento com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Tabela 19 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de matéria orgânica (g dm^{-3}) no solo sob tratamento com as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura nos períodos de coleta

Fonte de variação	F		
	0 DAS	59 DAS	118 DAS
ARS	0,48 ^{ns}	7,99 [*]	7,55 [*]
AD	2,50 ^{ns}	1,81 ^{ns}	0,17 ^{ns}
ARS x AD	0,98 ^{ns}	1,10 ^{ns}	0,83 ^{ns}
Bloco	6,79 ^{ns}	0,20 ^{ns}	2,73 ^{ns}
CV (%)	10,95	7,05	8,82
DP	2,58	1,97	2,50
Média geral	23,58	27,96	28,29

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5% de significância. ARS = água residuária de suinocultura; AD = adubação; CV = coeficiente de variação; DP = desvio padrão; DAS = dias após a semeadura.

Observa-se que o valor de F foi significativo para as taxas de aplicação de ARS nos períodos de 59 e 118 DAS. Nota-se que para o período de 0 DAS nenhum dos fatores apresentaram diferenças significativas. Embora a área experimental tenha recebido aplicações de ARS durante o ciclo da cultura do milho, a matéria orgânica após a colheita não apresentou diferenças entre as taxas de ARS. O coeficiente de variação para o período de 0 DAS foi classificado como médio e indicou homogeneidade média dos dados, uma vez que se apresentou no intervalo de 10 a 20 %. Quanto ao coeficiente de variação para os períodos de 59 e 118 DAS foram classificados como baixos, visto que foram inferiores a 10 %, representando dados homogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 20 é apresentado o resultado do teste de comparação de médias das concentrações de matéria orgânica do solo de acordo com as taxas de aplicação de ARS nos períodos de 59 e 118 DAS.

Verifica-se pela Tabela 20 que o teor de matéria orgânica variou em função da aplicação das taxas de ARS, indicando que a matéria orgânica presente no dejetos suíno proporcionou valores maiores. Observa-se que aos 59 DAS o menor teor de matéria orgânica foi obtido para a testemunha ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e que diferiu ao nível de 5 % de significância da taxa de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. A maior taxa de aplicação de ARS apresentou o maior teor de matéria orgânica, o qual foi semelhante significativamente da taxa de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e diferente das

demais. No período de 118 DAS, nota-se também que o tratamento que não recebeu ARS obteve o menor teor de matéria orgânica bem como a maior taxa de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ o maior teor e que foram diferentes ao nível de 5 % de significância.

Tabela 20 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de matéria orgânica (g dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura aos 59 e 118 dias após a semeadura

Taxas ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	DAS	
	59 DAS	118 DAS
0	25,50 A	24,67 A
100	27,00 A	28,50 AB
200	28,50 AB	28,50 AB
300	30,83 B	31,50 B

Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura.

Comparando-se a Tabela 20 com a Tabela 16 verifica-se que com o aumento da matéria orgânica houve aumento do pH no solo o que também foi observado por Hue e Licudine (1999) com aplicação de esterco de aves e lodo de esgoto no solo. Os autores atribuíram esse efeito à presença de compostos orgânicos, que aumentam significativamente no solo com a adição de grande quantidade de carbono. No entanto, Dal Bosco (2007) não verificou aumento no teor de matéria orgânica do solo com a aplicação de ARS, fato que segundo Scherer et al., (1984) citado por Bertol (2005) pode estar associado à baixa percentagem de matéria seca presente no dejetos, afetando pouco o teor de carbono no solo, uma vez que grande parte deste é perdido sob a forma de CO_2 .

Asmann et al. (2007) não observaram aumento no teor de matéria orgânica com a aplicação de dejetos líquido de suínos, o que segundo os autores deve ser considerado as características intrínsecas do esterco utilizado, em que a qualidade dos compostos orgânicos pode determinar maior ou menor acúmulo de matéria orgânica no solo. Os compostos orgânicos presentes no esterco líquido de suínos são de fácil mineralização, oxidando em poucos dias ou semanas, favorecidos pela maior atividade microbiana decorrente do esterco aplicado. Ressalta-se que o aumento verificado no estudo do teor de matéria orgânica do solo pode estar associado a um efeito residual da ARS aplicado na área.

Conforme Tomé Jr. (1997) os teores de matéria orgânica foram classificados como altos, uma vez que foram superiores a 25 g dm^{-3} , exceto para a testemunha ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) aos 118 DAS. De acordo com a classificação do autor, verifica-se pela Tabela 19, que para o período de 0 DAS a média geral do teor de matéria orgânica ($23,58 \text{ g dm}^{-3}$) foi classificado como mediano. Neste sentido, Prior (2007) verificou aumento significativo do teor de matéria orgânica após aplicação de taxas de ARS na cultura no milho. O aumento do teor de matéria orgânica no solo pode propiciar melhorias das condições físicas, aumento da infiltração da água, aumento da CTC, maior controle do pH no solo (maior poder tampão) (Malavolta, Pimentel Gomes e Alcarde, 2002). Primavesi (2002) complementou que a matéria orgânica é fonte de energia para os microrganismos, de forma que a bioestrutura granular aumenta a capacidade de armazenar umidade, reter e fixar fósforo e nitrogênio ajudando a segurar potássio, cálcio e magnésio, entre outros nutrientes disponíveis para as raízes da planta.

Na Tabela 21 é apresentado o resumo da análise de variância da CTC no solo, sob tratamento com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Tabela 21 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F para a CTC ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) no solo sob tratamento com as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura nos períodos de coleta

Fonte de variação	F		
	0 DAS	59 DAS	118 DAS
ARS	2,07 ^{ns}	6,58 [*]	3,74 [*]
AD	0,11 ^{ns}	2,12 ^{ns}	0,16 ^{ns}
ARS x AD	1,27 ^{ns}	0,64 ^{ns}	1,81 ^{ns}
Bloco	0,59 ^{ns}	0,26 ^{ns}	0,26 ^{ns}
CV (%)	9,30	13,11	18,36
DP	12,93	19,40	28,27
Média geral	139	148	154

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5% de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura.

Verifica-se pela Tabela 21 que o valor de F apresentou significância a 5 % apenas para as taxas de aplicação de ARS nos períodos de 59 DAS e 118 DAS. O coeficiente de variação para o período de 0 DAS foi classificado como baixo, uma vez que foi

inferior a 10 %, representando dados homogêneos. Para os períodos de 59 e 118 DAS os coeficientes de variação indicaram homogeneidade média por estarem compreendidos num intervalo de 10 a 20 % (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 22 são apresentadas as médias da CTC do solo de acordo com as taxas de aplicação de ARS nos períodos de 59 e 118 DAS.

Tabela 22 Resultado do teste de comparação de médias para CTC ($\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$) no solo sob tratamento com água residuária de suinocultura nos períodos de 59 e 118 dias após a semeadura

Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	DAS	
	59	118
0	122 A	128 A
100	144 AB	149 AB
200	153 AB	159 AB
300	171 B	181 B

Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura.

Pode-se observar através da Tabela 22, que a maior CTC foi verificada para a maior taxa de ARS nos dois períodos avaliados, as quais foram diferentes significativamente do tratamento sem ARS e semelhante aos demais. A menor CTC foi obtida para a testemunha ($0 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$) nos dois períodos, e estas foram semelhantes ao nível de 5 % para as taxas de 100 e $200 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$. Nota-se que, a medida em que as taxas de ARS aumentaram, também houve aumento da CTC no solo nos períodos de 59 e 118 DAS.

Comparando-se a Tabela 20 com a Tabela 22, verifica-se que houve incremento da matéria orgânica e conseqüentemente da CTC no solo o que pode estar aliado a DBO presente na ARS ($671,04 \text{ mg L}^{-1}$), pois de acordo com Sperling (1997) o lançamento de ARS no solo com elevada carga de DBO originam aumento da matéria orgânica, fato que também pode estar atrelado ao efeito residual da ARS na área experimental. Gianello, Bissani e Tedesco (1995) complementaram que com a elevação da matéria orgânica a CTC do solo pode ser aumentada e conseqüentemente o potássio no solo também apresentou elevação com aplicação de ARS conforme se verifica na Tabela 38. Queiroz et al. (2004) aplicaram ARS em

área com pastagem e também verificaram aumento da CTC em relação a testemunha que não recebeu ARS.

6.3 Análise do nitrogênio total, nitrato e nitrito no solo e no material percolado

Na Tabela 23 é apresentado o resumo da análise de variância dos valores médios de nitrogênio total do solo, sob tratamento com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Tabela 23 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de nitrogênio total no solo (mg dm^{-3}) considerando as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta

Fonte de variação	F		
	0 DAS	59 DAS	118 DAS
ARS	0,45 ^{ns}	1,18 ^{ns}	0,36 ^{ns}
AD	0,17 ^{ns}	0,98 ^{ns}	0,96 ^{ns}
ARS x AD	1,25 ^{ns}	0,99 ^{ns}	0,32 ^{ns}
Bloco	0,42 ^{ns}	9,29 [*]	0,23 ^{ns}
CV (%)	11,49	19,64	14,58
DP	210,62	416,56	299,76
Média geral	1833	2121	2056

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura.

Nota-se pela Tabela 23 que o valor de F não foi significativo para nenhum dos fatores avaliados nos períodos de coleta durante o desenvolvimento da cultura da soja, no entanto o valor de F foi significativo para bloco aos 59 DAS. Os coeficientes de variação foram classificados como médios uma vez que estão compreendidos num intervalo de 10 a 20 % (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 24 são apresentadas as concentrações de nitrogênio total do solo em função dos tratamentos com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Tabela 24 Médias da concentração de nitrogênio total (mg dm^{-3}) no perfil (0-60 cm) do solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura nos períodos

Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	AD	DAS		
		0	59	118
0	Sem	1755 A	2173 A	2043 A
	Com	1983 A	1667 A	1950 A
100	Sem	1800 A	2347 A	2109 A
	Com	1969 A	1942 A	1877 A
200	Sem	1838 A	2032 A	2202 A
	Com	1673 A	2082 A	1981 A
300	Sem	1869 A	2267 A	2109 A
	Com	1780 A	2455 A	2175 A

Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Sem = sem adubação na semeadura. Com = com adubação na semeadura.

Pela Tabela 24 nota-se que embora não tenha sido observado diferenças significativas em função das taxas de ARS e da adubação aos 59 DAS a maior concentração do parâmetro foi observado para a maior taxa de ARS e com adubação na semeadura. Aos 118 DAS, observa-se que a maior concentração foi obtida para a taxa de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ e sem adubação na semeadura. De um modo geral verifica-se que as concentrações de nitrogênio total aumentaram após a adubação e aplicação de ARS, porém no final do ciclo estas reduziram suas concentrações o que pode ser observado pela média geral dado pela Tabela 23.

Este comportamento pode estar associado à volatilização da amônia devido às altas temperaturas no período por se tratar de verão, e ainda deve-se ressaltar que o experimento foi conduzido em ambiente protegido onde a temperatura interna era mais alta que a temperatura externa. Neste sentido, Basso et al. (2005) afirmaram que há diminuição nas perdas de nitrogênio por volatilização de amônia nos períodos com menores temperaturas. Os autores complementaram ainda que o uso de menores doses de dejetos líquidos de suínos minimiza as perdas de N por volatilização de amônia e uma alternativa para à diminuição destas perdas seria sua incorporação no solo.

Comparando-se a Tabela 24 com os teores médios gerais de matéria orgânica obtida (Tabela 19) verifica-se que, de uma forma geral, a concentração de nitrogênio no solo antes da semeadura era menor e à medida que aumentou o teor de matéria orgânica no

solo esses valores também aumentaram. Neste sentido, Melo (1983) relatou que a distribuição do nitrogênio no perfil do solo varia em função da distribuição da matéria orgânica, visto que a maior parte do nitrogênio é componente dela.

Vale destacar que antes da semeadura da soja o milho era a cultura implantada na área do presente estudo o que de acordo com Aita et al. (2004) pode ter exercido influência visto que as gramíneas, embora demonstrem grande habilidade em absorver nitrato, apresentam uma palhada com elevada relação C:N, resultando, na maioria dos casos, em imobilização microbiana de nitrogênio, diminuindo a quantidade de nitrogênio disponível no solo.

Rajj (1991) descreveu que em curto prazo, a dinâmica do N no solo é difícil de ser prevista. A quantidade de N no solo depende, entre outros fatores, da disponibilidade de resíduos orgânicos, da relação C:N do solo, da umidade e do pH do solo. Em contrapartida, o teor total de N do solo praticamente não varia em curto prazo, ou mesmo no período de alguns anos.

Na Tabela 25 é apresentado o resumo da análise de variância das concentrações do nitrogênio total para o material percolado, sob tratamento com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 25 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de nitrogênio total (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	F					
	44 DAS	58 DAS	72 DAS	86 DAS	100 DAS	114 DAS
ARS	0,37 ^{ns}	0,78 ^{ns}	0,93 ^{ns}	0,45 ^{ns}	0,23 ^{ns}	0,61 ^{ns}
AD	3,49 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,03 ^{ns}	3,34 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,92 ^{ns}
ARS x AD	0,19 ^{ns}	0,04 ^{ns}	1,57 ^{ns}	0,77 ^{ns}	0,54 ^{ns}	0,35 ^{ns}
Bloco	0,01 ^{ns}	2,61 ^{ns}	2,54 ^{ns}	1,23 ^{ns}	0,23 ^{ns}	1,02 ^{ns}
CV (%)	14,55	29,08	0,93	26,10	19,89	41,56
DP	0,12	0,16	0,00	0,10	0,08	0,25
Média geral	0,85	0,56	0,01	0,40	0,38	0,60

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. Utilizou-se a transformação $\sqrt{x + 0,5}$ para o período de 69 DAS e \sqrt{x} para os demais.

Verifica-se através da análise de variância apresentada na Tabela 25, que o valor de F não foi significativo ao nível de 5 % de probabilidade para nenhum dos fatores durante o desenvolvimento da cultura da soja. O coeficiente de variação aos 72 DAS foi classificado como baixo, uma vez que foi inferior a 10 %, representando dados homogêneos. Os períodos de 44 e 100 DAS tiveram coeficientes de variação classificados como médios, pois estão compreendidos num intervalo de 10 a 20 %. Os coeficientes de variação aos 58 e 86 DAS foram considerados como altos (20 a 30 %), e aos 114 DAS o coeficiente foi maior que 30 %, indicando dados heterogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 26 são apresentadas as concentrações de nitrogênio total no material percolado em função dos tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 26 Médias do nitrogênio total (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento do ciclo da soja

Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	AD	DAS					
		44	58	72	86	100	114
0	Sem	0,82	0,49 A	0,01 A	0,42 A	0,37 A	0,49 A
	Com	0,88	0,45 A	0,00 A	0,34 A	0,39 A	0,37 A
100	Sem	0,75	0,50 A	0,01 A	0,33 A	0,31 A	0,58 A
	Com	0,89	0,46 A	0,01 A	0,29 A	0,36 A	0,48 A
200	Sem	0,78	0,64 A	0,00 A	0,66 A	0,37 A	0,70 A
	Com	0,90	0,47 A	0,01 A	0,25 A	0,42 A	0,56 A
300	Sem	0,87	0,60 A	0,01 A	0,53 A	0,48 A	1,09 A
	Com	0,92	0,84 A	0,01 A	0,35 A	0,32 A	0,52 A

As médias apresentadas são obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação \sqrt{x} . Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Sem = sem adubação na semeadura. Com = com adubação na semeadura.

Através da Tabela 26 verifica-se que as menores médias de concentração de nitrogênio no material percolado foram apresentados aos 69 DAS. No primeiro período (41 DAS) observa-se que de uma forma geral as médias foram maiores em relação aos demais períodos avaliados, exceto para a média obtida na taxa de $300 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ sem adubação na semeadura no período de 104 DAS. Neste sentido, Aguiar et al. (2006)

verificaram baixos conteúdos de nitrogênio total na água percolada após a aplicação de resíduos bovinos e palha de arroz e indicaram que a redução desse nutriente no solo não tem, como principal causa, a lixiviação, mas a forma gasosa, através do processo de mineralização e volatilização, respectivamente. Considerando que a concentração média de nitrogênio total da ARS aplicada ao solo foi de $801,67 \text{ mg L}^{-1}$, nota-se que as perdas por lixiviação foram pequenas, porém não pode-se afirmar que estas concentrações lixiadas não causariam impactos aos corpos receptores.

A resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) prevê que a concentração de nitrogênio total não deve ultrapassar $1,27 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lênticos (água parada) e $2,18 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lóticos (águas continentais moventes), para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para a eutrofização. Comparando-se os limites estabelecidos com os resultados obtidos na Tabela 26 verifica-se que as concentrações médias de nitrogênio em todas as taxas de ARS nos períodos avaliados ficaram abaixo dos limites estabelecidos para ambientes lênticos e lóticos na resolução. Entretanto, se considerar o limite de cobre no lançamento de efluentes em corpos d'água de acordo com a resolução, observa-se que todas as concentrações verificadas ficaram abaixo do estabelecido 20 mg L^{-1} .

Boeira e Souza (2007) complementaram que outros mecanismos, além da lixiviação podem afetar os estoques de N no solo, pois este elemento é sujeito a diversos outros processos e transformações no solo, como desnitrificação, volatilização, armazenamento de N inorgânico no solo e absorção pelas plantas.

Na Tabela 27 é apresentado o resumo da análise de variância das concentrações do nitrato no solo, em função dos tratamentos com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Na Tabela 27 verifica-se que o valor de F foi significativo para bloco antes da semeadura (0 DAS). Observa-se que aos 59 DAS o valor de F apresentou significância para as taxas de aplicação de ARS, ao nível de 5 % de significância. Aos 118 DAS o valor de F foi significativo para as taxas de aplicação de ARS e bloco. O coeficiente de variação para o período de 0 DAS foi classificado como médio e indicou homogeneidade média dos dados, uma vez se apresentou no intervalo de 10 a 20 %. Quanto ao coeficiente de variação para os períodos de 59 e 118 DAS foram classificados como alto, por estar

compreendido no intervalo de 20 a 30 % representando dados pouco homogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 27 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração nitrato (mg dm^{-3}) no solo em função das taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta

Fonte de variação	F		
	0 DAS	59 DAS	118 DAS
ARS	1,16 ^{ns}	19,85 [*]	3,95 [*]
AD	0,06 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,29 ^{ns}
ARS x AD	0,56 ^{ns}	0,23 ^{ns}	0,56 ^{ns}
Bloco	6,85 [*]	0,05 ^{ns}	16,54 [*]
CV (%)	11,08	23,13	26,27
DP	5,39	6,56	6,49
Média geral	48,64	28,37	24,67

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Sem = sem adubação na semeadura. Com = com adubação na semeadura.

Verifica-se através da média geral obtida na Tabela 27 que antes da semeadura a concentração de nitrato no solo era maior o que pode estar associado a um somatório do efeito residual do nitrogênio orgânico aplicado via água residuária de suinocultura e/ou a mineralização do resíduo do milho.

Na Tabela 28 são apresentados as médias da concentração de nitrato no solo em função das taxas de ARS nos períodos de 59 e 118 DAS.

Tabela 28 Médias da concentração de nitrato (mg dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura aos 59 e 118 dias após a semeadura

Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	DAS	
	59	118
0	14,05 A	17,94 A
100	25,13 B	23,40 AB
200	31,79 BC	27,26 AB
300	42,52 C	30,09 B

Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura.

Observa-se na Tabela 28 que aos 59 DAS a menor média da concentração de nitrato foi observado para a testemunha ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) a qual foi diferente significativamente das demais médias. A maior média no período foi verificada para maior taxa de ARS ($300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) a qual foi semelhante ao nível de 5 % para a taxa de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. As taxas de 100 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foram iguais significativamente. No período de 118 DAS nota-se que a maior média também foi obtida para a maior taxa de aplicação de ARS e foi diferente ao nível de 5 % de significância apenas da testemunha que apresentou a menor média e que foi significativamente semelhante para as taxas de 100 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Pode-se observar ainda pela Tabela 28 que à medida que aumentaram as taxas de ARS as concentrações de nitrato na solução do solo também foram aumentadas.

Neste sentido, Oliveira et al. (2001) avaliaram um Latossolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, com aplicação de três doses lodo de esgoto e verificaram teores máximos de nitrato na solução do solo de $48,1 \text{ mg L}^{-1}$ na menor dose de lodo e $124,5 \text{ mg L}^{-1}$, na maior dose no perfil de 0,9 m. Os autores verificaram ainda, que as concentrações de nitrato na solução do solo tenderam a diminuir com o passar do tempo, indicando a ocorrência de lixiviação do ânion para profundidade superior a 0,9 m, corroborando com o comportamento do nitrato apresentado no presente estudo, que no decorrer do tempo as concentrações de nitrato diminuíram, exceto para a testemunha ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) que aumentou a concentração de nitrato no perfil do solo após a colheita da cultura. Provavelmente o que pode ter ocorrido foi uma intensificação do processo de mineralização do nitrogênio, contido no próprio solo, com a conseqüente formação de nitrato que propiciou discreta lixiviação do ânion.

As concentrações obtidas no presente estudo estão dentro da faixa verificada no trabalho de Exner et al. (1991) que verificaram movimento profundo de nitrato, em diferentes taxas de aplicação, sob condição de irrigação, cujos resultados indicaram que 95% do nitrato aplicado foi lixiviado para baixo da zona radicular da cultura e as concentrações médias de nitrato no pulso variaram de 34 a 70 mg L^{-1} de nitrato. Assim, Vanclouster et al. (1994) citado por Costa et al. (1999) relataram que na Europa e nos Estados Unidos, áreas com concentrações de nitrato acima de 50 mg L^{-1} podem ser consideradas potencialmente poluídas.

Bley Junior (2004) descreveu que um indicativo do excesso de nitrogênio no sistema pode ser observado através do acamamento na cultura da soja em certas áreas com longo histórico de uso de esterco de animais, comprovando também o alto potencial de utilização do nitrogênio mineral (NO_3^- e NH_4^+) do solo por esta cultura. Este comportamento pôde ser verificado durante o desenvolvimento da soja no presente estudo, em que, nas parcelas que receberam maiores taxas de ARS, os sinais de acamamento eram maiores. Segundo o autor uma solução seria diminuir ou suspender o uso de esterco até que este nutriente retorne ao nível normal.

Primavesi et al. (2006) destacaram que o nitrato na solução do solo não é absorvido pelas plantas ou imobilizado pela microbiota do solo, ele pode ser facilmente lixiviado, pois apresenta carga negativa e não é adsorvido pelos colóides do solo que apresentam predominantemente cargas negativas. Rossi et al. (2007) relataram que a mobilidade do nitrato, depende do fluxo de massa (advecção) que é o único responsável pelo seu movimento no perfil do solo, dependendo estritamente do fluxo de água que arrasta os nutrientes, o que pode ter ocorrido no presente estudo, visto que antes da semeadura a concentração de nitrato no solo era maior enquanto que, após a semeadura e iniciado a irrigação, essa concentração diminuiu, provavelmente ocasionado pela lixiviação do nitrato. Desta forma, o movimento desse íon no solo foi afetado diretamente pelos fatores que modificam o movimento da água no solo, como a porosidade e a estrutura.

Na Tabela 29 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração do nitrato no material percolado, sob tratamento com ARS e adubação durante o ciclo da cultura da soja.

Pela Tabela 29, nota-se que os valores de F foram significativos para as taxas de ARS nos períodos de 86, 100 e 114 DAS. Isto implica que a concentração do nitrato no lixiviado não está associada à adubação realizada na semeadura. Observa-se que aos 44 DAS o coeficiente de variação ficou compreendido num intervalo de 10 a 20 %, sendo classificado como médio. O coeficiente de variação obtido aos 100 DAS foi considerado alto (20 a 30 %), indicando dados pouco homogêneos. Os demais coeficientes de variação verificados nos períodos foram classificados como muito alto, por estarem acima de 30 %, o que indica dados heterogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 29 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração nitrato (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	F					
	44 DAS	58 DAS	72 DAS	86 DAS	100 DAS	114 DAS
ARS	1,27 ^{ns}	0,64 ^{ns}	1,64 ^{ns}	5,30*	7,78*	6,29*
AD	0,00 ^{ns}	0,50 ^{ns}	0,23 ^{ns}	0,12 ^{ns}	1,85 ^{ns}	0,62 ^{ns}
ARS x AD	1,12 ^{ns}	2,10 ^{ns}	0,12 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,40 ^{ns}	0,35 ^{ns}
Bloco	0,44 ^{ns}	0,93 ^{ns}	1,32 ^{ns}	0,44 ^{ns}	1,13 ^{ns}	0,13 ^{ns}
CV (%)	15,33	48,47	40,70	45,83	27,86	32,20
DP	0,03	0,49	0,39	1,03	0,87	1,17
Média geral	0,21	1,02	0,98	2,25	3,12	3,63

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Utilizou-se a transformação $\sqrt{x+0,5}$.

Na Tabela 30 são apresentadas as médias da concentração do nitrato para o material percolado dos lisímetros em função das taxas de ARS nos períodos de 86, 100 e 114 DAS.

Tabela 30 Médias do nitrato (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura nos períodos de coleta

Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	DAS		
	86	100	114
0	0,39 A	0,48 A	0,43 A
100	0,62 A	2,99 AB	4,33 B
200	2,70 AB	4,99 B	4,70 B
300	5,31 B	4,02 B	5,07 B

Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura.

Observa-se pela Tabela 30 que à medida que aumentaram as taxas de ARS também houve elevações nas concentrações de nitrato no material percolado, exceto aos 100 DAS onde a taxa de 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ obteve maior concentração do que a taxa de 300 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, corroborando com estudos realizados por Basso et al. (2005) que com o aumento da dose de dejetos, observaram incremento nas concentrações de nitrato na água percolada. Verifica-se

que a menor média de nitrato foi observada para a testemunha aos 86 DAS e a maior média obtida para a maior taxa de ARS no mesmo período. Como o efeito das taxas de ARS na concentração de nitrato foi observado a partir dos 86 DAS, isto pode estar relacionado com acúmulo de nitrogênio aplicado quinzenalmente através da ARS e com isso há demanda de tempo para que ocorra a nitrificação e a nitratação do nitrogênio aplicado via ARS. Entretanto, de acordo com Almeida (2000) essa transformação pode ocorrer a partir de 20 dias da aplicação do dejetos suíno ou segundo Paul e Zebarth (1997) 21-35 dias. De acordo com Rocha et al. (2008) o processo de mineralização do nitrogênio é influenciado, dentre outros fatores, pela temperatura e teor de água do solo.

A Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) estabelece nível máximo de nitrato em rios da classe 1 e 2 de 10 mg L^{-1} . Desta forma nota-se que as concentrações de nitrato no lixiviado foram bem menores do que o estabelecido, uma vez que há inexistência de padrões para as águas subterrâneas.

É importante destacar que as leguminosas podem absorver grandes quantidades de nitrogênio mineral (NO_3^- e NH_4^+) do solo, mesmo quando estão em níveis elevados, em detrimento da fixação biológica de nitrogênio. Além disso, a inclusão da soja e outras leguminosas em rotação de culturas com gramíneas tem proporcionado baixas taxas de perda de nitrogênio na água de drenagem subterrânea, indicando alta absorção deste elemento, principalmente em profundidade, devido à morfologia do sistema radicular, principalmente das gramíneas (Bley Junior, 2004).

Na Tabela 31 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de nitrito no material percolado, sob tratamento com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Observa-se pela Tabela 31 que o valor de F não foi significativo para nenhum dos fatores avaliados durante o desenvolvimento da cultura da soja. Aos 44 DAS apenas o bloco apresentou valor de F significativo ao nível de 5 %. O coeficiente de variação para o período 86 DAS foi classificado como médio e indicou homogeneidade média dos dados, uma vez que se apresentou no intervalo de 10 a 20 %. Os demais coeficientes de variação nos períodos (DAS) foram classificados como altos, por estarem compreendidos num intervalo de 20 a 30 %, representando dados pouco homogêneos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 31 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de nitrito (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	F					
	44 DAS	58 DAS	72 DAS	86 DAS	100 DAS	114 DAS
ARS	3,48 ^{ns}	0,88 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,85 ^{ns}	0,44 ^{ns}	1,51 ^{ns}
AD	0,46 ^{ns}	3,41 ^{ns}	1,29 ^{ns}	1,36 ^{ns}	0,45 ^{ns}	0,25 ^{ns}
ARS x AD	0,63 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,12 ^{ns}	0,62 ^{ns}	0,45 ^{ns}	0,19 ^{ns}
Bloco	5,19 [*]	0,50 ^{ns}	1,06 ^{ns}	2,88 ^{ns}	2,99 ^{ns}	0,89 ^{ns}
CV (%)	23,58	20,49	27,62	13,59	21,45	25,64
DP	0,04	0,05	0,06	0,03	0,04	0,05
Média geral	0,17	0,24	0,22	0,20	0,20	0,18

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Utilizou-se a transformação \sqrt{x} para os períodos de 55 DAS, 69 DAS e 83 DAS.

Na Tabela 32 são apresentados as médias da concentração do nitrito para o material percolado dos lisímetros em função das taxas de ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 32 Médias do nitrito para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento do ciclo da soja

Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	AD	DAS					
		44	58	72	86	100	114
0	Sem	0,20 A	0,29 A	0,26 A	0,16 A	0,19 A	0,17 A
	Com	0,16 A	0,20 A	0,18 A	0,18 A	0,21 A	0,21 A
100	Sem	0,16 A	0,26 A	0,24 A	0,23 A	0,21 A	0,21 A
	Com	0,14 A	0,18 A	0,19 A	0,19 A	0,19 A	0,21 A
200	Sem	0,15 A	0,33 A	0,29 A	0,24 A	0,21 A	0,16 A
	Com	0,14 A	0,23 A	0,16 A	0,19 A	0,19 A	0,17 A
300	Sem	0,20 A	0,22 A	0,21 A	0,22 A	0,20 A	0,16 A
	Com	0,22 A	0,17 A	0,20 A	0,17 A	0,16 A	0,16 A

Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação.

Pela Tabela 32 verifica-se através das médias que a concentração de nitrito no percolado não variou com as taxas de ARS aplicadas durante o ciclo da cultura da

soja, bem como com a adubação realizada no início da semeadura. As baixas concentrações observadas no lixiviado podem estar relacionadas à baixa concentração do nitrito presente na ARS aplicada ($2,03 \text{ mg L}^{-1}$). Cabe ressaltar que o nitrito é uma etapa intermediária do processo de nitrificação a nitrato, ou seja, observa-se que de uma forma geral as concentrações lixiviadas do nitrato (Tabela 30) foram maiores que as do nitrito, pois de acordo com Silva et al. (2005) em condições favoráveis à nitrificação, a oxidação do nitrito a nitrato é rápida, motivo pelo qual, normalmente o nitrito ocorre nos solos em quantidades pequenas e conseqüentemente a lixiviação também será reduzida.

A Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) estabelece nível máximo de nitrito em rios da classe 1 e 2 de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$. Comparando com as concentrações obtidas, nota-se que em todos os períodos analisados as concentrações médias de nitrito ficaram abaixo do estabelecido.

6.4 Análise do fósforo e potássio no solo e no material percolado

Na Tabela 33 é apresentado o resumo da análise de variância das concentrações do fósforo total para o material percolado, sob tratamento com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 33 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de fósforo no solo (mg dm^{-3}) em função das taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta

Fonte de variação	F		
	0 DAS	59 DAS	118 DAS
ARS	0,65 ^{ns}	14,83 [*]	7,59 [*]
AD	1,24 ^{ns}	53,1 [*]	14,30 [*]
ARS x AD	0,42 ^{ns}	3,04 [*]	2,52 [*]
Bloco	3,39 [*]	1,87 ^{ns}	0,71 ^{ns}
CV (%)	22,14	14,33	19,08
DP	3,99	5,43	6,58
Média geral	18,12	37,92	34,50

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Utilizou-se a transformação \sqrt{x} para o período de 0 DAS.

Na Tabela 33 verifica-se que aos 0 DAS o valor de F foi significativo para bloco. Observa-se que para os períodos de 59 e 118 DAS o valor de F apresentou significância para o fator taxas de aplicação de ARS, adubação e para a interação (ARS x AD). Verifica-se que o coeficiente de variação foi classificado como médio, aos 59 e 118 DAS uma vez que os valores estão compreendidos no intervalo de 10 a 20 %, representando dados de homogeneidade média. O coeficiente de variação antes da semeadura (0 DAS) indicou que os dados são pouco homogêneos (20 a 30 %) e classificado como alto (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 34 são apresentados as médias da concentração do fósforo no solo sob tratamento com ARS e adubação aos 59 e 118 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 34 Resultado do teste de comparação de médias para a concentração de fósforo (mg dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e adubação na semeadura nos períodos de 59 e 118 dias após a semeadura

59 DAS					
AD	Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)				Médias
	0	100	200	300	
Sem	15,67 Aa	28,33Aab	35,67Ab	39,67 Ab	29,83 A
Com	37,67 Ba	45,33 Bab	47,00 Bab	54,00 Bb	46,00 B
Médias	26,66 a	36,83 b	41,33 bc	46,83 c	
118 DAS					
AD	Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)				Médias
	0	100	200	300	
Sem	16,00 Aa	32,67 Ab	34,33 Ab	34,67 Ab	29,41 A
Com	31,33 Ba	39,67 Aa	41,66 Aa	45,66 Aa	39,58 B
Médias	23,67 a	36,16 b	38,00 b	40,16 b	

As médias apresentadas aos 0 DAS são obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação \sqrt{x} . Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação.

Pela Tabela 34 verifica-se através das médias gerais das taxas de ARS que aos 59 DAS à maior concentração de fósforo foi observada para a maior taxa de ARS ($300 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$), a qual foi diferente ao nível de 5 % de significância da testemunha ($0 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$) e da taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$. A menor concentração foi obtida para a testemunha e foi diferente das

demais. As concentrações médias de fósforo para as taxas de 100 e 200 m³ ha⁻¹ apresentaram semelhanças ao nível de 5 %. Para o fator adubação, as médias gerais apresentaram diferenças significativas, ou seja, aos 59 DAS às parcelas que receberam adubação na semeadura obtiveram maior concentração de fósforo no solo em relação a aquelas sem adubação. Na interação observa-se que à medida que se foi aumentando as taxas de ARS, as concentrações também sofreram elevações. Nota-se para os tratamentos que não receberam adubação na semeadura que a testemunha foi semelhante apenas da taxa de 100 m³ ha⁻¹ que, por sua vez, obteve semelhanças com as demais. Já com adubação na semeadura observa-se que a testemunha apresentou diferenças apenas da maior taxa a qual também obteve o mesmo comportamento.

Ainda pela Tabela 34, pode-se verificar que aos 118 DAS as concentrações médias de fósforo para as taxas aumentaram com a adição de ARS, sendo que apenas a testemunha apresentou diferenças ao nível de 5 % das demais. Para a adubação também foi verificado diferenças significativas. Na interação (ARS x AD), verifica-se que apenas para a testemunha o fator AD foi diferente ao nível de 5 % de significância. Com relação às taxas de ARS para os tratamentos que não receberam adubação na semeadura nota-se que a maior concentração de fósforo foi para 300 m³ ha⁻¹, a qual foi diferente da testemunha. Para os tratamentos que receberam adubação na semeadura não foram observadas diferenças ao nível de 5 % entre as taxas de ARS no período.

De acordo com Raij (1996) os teores médios de fósforo no solo foram considerados como médios e altos, uma vez que para culturas anuais segundo o autor os intervalos estão compreendidos entre 16-40 e 41-80 mg dm⁻³ respectivamente. Os teores de fósforo no solo antes da aplicação da ARS eram considerados como médio segundo o autor, como verifica-se através da média geral (Tabela 33), fato que pode estar associado ao efeito residual da aplicação de ARS na cultura no milho e após iniciada novamente a aplicação na cultura da soja nota-se que houve um acréscimo deste elemento no solo. Entretanto, pela Tabela 34 verifica-se pelas médias gerais das taxas de ARS que apesar do fósforo ter aumentado, houve um decréscimo aos 118 DAS em relação aos 59 DAS, o que pode estar associado a absorção do fósforo pela cultura, uma vez que no início do desenvolvimento as quantidades requeridas de nutrientes são menores do que na época de fixação das vagens, onde a soja requer quantidades relativamente altas de fósforo (ROSOLEM e TAVARES, 2006).

Conforme Heathwaite et al. (2000) e Basso (2003) a mobilidade de fósforo no solo é muito pequena, e por isso as perdas por lixiviação em solos agricultáveis são consideradas insignificantes.

Raij (2004) complementou que o pH do solo aumenta a disponibilidade de fósforo para as plantas, como pode ser verificado na Tabela 16, em que o aumento das taxas de ARS elevaram o pH no solo, conseqüentemente favorecendo a maior a concentração de fósforo com a elevação das taxas de ARS.

O comportamento verificado no presente estudo pode ser observado em estudos realizados por Ceretta et al. (2003) que verificaram que o teor de fósforo disponível no solo aumentou consideravelmente com a aplicação da água residuária de suinocultura ao longo do tempo. Os autores observaram que aos 8,3 meses de aplicação de ARS, o aumento na quantidade de fósforo disponível na camada 0-10 cm foi de 242 % e 580 % com aplicação de 20 e 40 m³ ha⁻¹, respectivamente; aos 48 meses, o incremento foi de 3,94 % e 6,71 % com as doses de 20 e 40 m³ ha⁻¹, respectivamente. Hountin et al. (2000), também observaram incrementos de 16, 26, 33 e 50 % em todas as formas de P até a profundidade de 1 m após aplicação de 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ de esterco líquido de suínos, após 14 anos, respectivamente. Doblinski et al. (2007) verificaram aumento gradativo de fósforo nas camadas mais superficiais do perfil, conforme a dose de água residuária de suinocultura (50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹) e observaram que a partir da testemunha esta quantidade foi aumentando linearmente.

Galvão et al. (2008) observaram aumentos significativos no teor de fósforo total nas camadas de 0,20 - 0,40 e 0,40 - 0,60 cm, em relação às áreas não adubadas com esterco bovino, indicando deslocamento vertical desse nutriente e potencial de perda por drenagem profunda.

Djodjic et al. (2004) e Berwanger (2006) afirmaram que a elevação dos teores do fósforo no solo com o passar do tempo pela aplicação de ARS, deve-se ao fato que estas doses sempre são baseada no teor de nitrogênio e este se repete após cada cultivo, diferente do fósforo, podendo ocorrer com o tempo perdas de fósforo por lixiviação e escoamento superficial.

Cabe ressaltar que as concentrações de fósforo no solo do estudo referem-se ao perfil do solo (0-0,6 m), provavelmente se fossem retiradas amostras de solo em

várias camadas as concentrações maiores iriam ser observadas nas camadas superficiais o que de acordo com Berwanger (2006) este elemento tem a capacidade de interagir, especialmente com a fração mineral, por isso sua concentração é maior na superfície.

Malavolta (1980) citado por Lantmann e Castro (2004) complementaram que a soja necessita de uma maior quantidade de fósforo em relação ao milho e trigo, sendo que para cada tonelada de grãos produzidos necessita de 8,4 kg, justificando o fato que ao final do ciclo da cultura as concentrações médias de fósforo no solo diminuíram para todos os tratamentos. Vieira (2001) verificou a aplicação equivalente a 23 t ha⁻¹ de lodo de esgoto ao solo (base úmida) supriu as necessidades da soja em fósforo, sem que o nitrogênio oriundo do biossólido prejudicasse a fixação simbiótica do N₂.

Na Tabela 35 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de fósforo no material percolado em função dos tratamentos com ARS e adubação durante ciclo da cultura da soja.

Tabela 35 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de fósforo (mg L⁻¹) no material percolado considerando as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta

Fonte de variação	F					
	44 DAS	58 DAS	72 DAS	86 DAS	100 DAS	114 DAS
ARS	3,03 ^{ns}	24,36*	0,29 ^{ns}	11,57*	0,33 ^{ns}	2,55 ^{ns}
AD	1,09 ^{ns}	0,30 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,57 ^{ns}	8,19*
ARS x AD	0,21 ^{ns}	4,38*	0,54 ^{ns}	5,93*	0,53 ^{ns}	0,26 ^{ns}
Bloco	3,49 ^{ns}	1,14 ^{ns}	0,57 ^{ns}	1,89 ^{ns}	0,00 ^{ns}	0,77 ^{ns}
CV (%)	37,30	13,53	38,19	19,24	30,46	48,92
DP	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
Média geral	0,02	0,03	0,05	0,03	0,04	0,02

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Utilizou-se a transformação \sqrt{x} .

Na Tabela 35 observa-se que o valor de F foi significativo aos 58 e 86 DAS para as taxas de ARS bem como para a interação (ARS x AD). Aos 114 DAS, o valor de F apresentou significância para o fator AD. Observa-se que os coeficientes de variação aos 58 e 86 DAS foram classificados como médios por estarem compreendidos num intervalo de 10 a

20 % indicando dados de média homogeneidade. Para os demais períodos verifica-se que os coeficientes de variação indicaram dados heterogêneos, uma vez que foram maiores que 30 %, classificados como muito alto (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 36 são apresentados as médias da concentração do fósforo no material percolado sob tratamento com ARS e adubação aos 58, 86 e 114 dias após a semeadura (DAS).

Tabela 36 Resultado do teste de comparação de médias para a concentração de fósforo (mg L^{-1}) no material percolado em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e a adubação na semeadura nos períodos de coleta

58 DAS					
AD	Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)				Médias
	0	100	200	300	
Sem	0,02 Aa	0,02 Aa	0,03 Aab	0,05 Ab	0,03
Com	0,03 Ab	0,01 Aa	0,04 Abc	0,05 Ac	0,03
Médias	0,02 b	0,01 a	0,04 bc	0,05 c	
86 DAS					
AD	Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)				Médias
	0	100	200	300	
Sem	0,01 Aa	0,03 Aab	0,05 Ab	0,05 Ab	0,03
Com	0,01 Aa	0,07 Bb	0,03 Aa	0,03 Aa	0,03
Médias	0,01 a	0,05 b	0,04 b	0,04 b	
114 DAS					
AD	Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)				Médias
	0	100	200	300	
Sem	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02 A
Com	0,02	0,04	0,03	0,04	0,03 B
Médias	0,02 a	0,03 a	0,03 a	0,03 a	

As médias apresentadas são obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação \sqrt{x} . Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação.

Pela Tabela 36 verifica-se que aos 58 DAS à maior média de fósforo foi obtida na maior taxa de ARS ($300 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$) e que foi diferente significativamente da testemunha e da taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$. A taxa de $200 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ obteve semelhanças com a testemunha e foi diferente ao nível de 5 % da taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$. Na interação nota-se que

para os tratamentos que não receberam adubação na semeadura, a menor concentração de fósforo foi para a testemunha e que apresentou diferenças com a maior taxa de ARS e que por sua vez obteve maior média e foi semelhante à taxa de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Para os tratamentos que receberam adubação na semeadura também pode-se verificar que maior taxa apresentou maior concentração e que foi diferente ao nível de 5 % de significância para a testemunha e a taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, a qual obteve a menor média e foi diferente significativamente das demais. A taxa de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foi semelhante da testemunha e da maior taxa de ARS. No período de 86 DAS às médias gerais das taxas de ARS apresentaram diferenças, sendo que a menor concentração foi para a testemunha a qual foi diferente das demais ao nível de 5 %.

Nota-se ainda pela Tabela 36 que na interação apenas a taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ obteve diferenças para o fator adubação sendo que a maior média foi observada para com adubação na semeadura. Nos tratamentos que não receberam adubação nota-se que a menor concentração foi para a testemunha e que apresentou semelhanças apenas com a taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ que por sua vez também foi igual significativamente das demais. Com relação aos tratamentos que receberam adubação verifica-se que a maior média foi para a taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ o qual foi diferente ao nível de 5 % de significância das demais. Ainda pela Tabela 36, observa-se que aos 114 DAS que as médias gerais de adubação foram diferentes entre si significativamente.

As perdas de fósforo obtidas no estudo em relação ao aspecto ambiental tomou-se como parâmetro para o enquadramento as águas superficiais, conforme estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005), uma vez que há inexistência de limites que enquadram estes teores para as águas subterrâneas. Conforme a resolução, para corpos d'água da classe 1 o limite máximo da concentração de fósforo deve ser de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ para ambiente lântico e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para ambiente lótico e para os corpos d'água na classe 2 também não deve ultrapassar para ambiente lântico e lótico $0,03$ e $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Comparando-se os limites estabelecidos com as médias gerais de fósforo para as taxas de ARS verifica-se que para ambiente lântico da classe 1 apenas a testemunha nos três períodos e a taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aos 58 DAS se enquadrariam, e para ambientes lóticos da classe 1 todas as concentrações de fósforo estariam compreendidas no limite estabelecido. Entretanto, para a classe 2 as perdas de fósforo obtidas na testemunha nos três períodos, a taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aos 58 DAS e todas as médias das taxas aos 114 DAS

enquadraram em ambientes lânticos, sendo que as demais não ultrapassaram o limite para ambientes lóticos.

Entretanto, Basso et al. (2005) afirmaram que concentrações de fósforo de 0,2 a 0,3 mg L⁻¹ são consideradas como ideais na água percolada para um bom crescimento das plantas. Comparando-se as perdas de fósforo do estudo com as concentrações verificadas no trabalho de Hooda et al. (1999) verifica-se que estas estão abaixo das observadas pelos autores que foram de 2,5 e 8,1 mg L⁻¹ em área de pastagem natural cultivada com trevo e com aplicação de 50 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos.

Freitas (2001) estudou a movimentação do fósforo no perfil do solo com cultura do milho através de lisímetros de percolação sob aplicação de água, água residuária bruta e água residuária peneirada e verificou concentrações de fósforo na água percolada situando-se, em geral, dentro de uma pequena faixa de variação, com valores médios de 0,69, 0,84 e 0,58 mg L⁻¹ respectivamente. As baixas concentrações de fósforo no percolado corroboram com Heathwaite et al. (2000) que observaram que a movimentação deste elemento no solo é muito pequena, assim as perdas pela movimentação vertical são consideradas insignificantes, sendo este provavelmente adsorvido pelas partículas do solo, absorvido pelas plantas ou até mesmo precipitado.

Cabe ressaltar que as diferenças observadas de fósforo no estudo em relação aos trabalhos citados, pode estar relacionado ao tipo de tratamento utilizado a ARS que normalmente é lagoa de estabilização ou até mesmo resíduo bruto, diferente da ARS utilizada no presente estudo que é tratada em biodigestor, seguido de tanque de sedimentação e lagoa de estabilização, resultando em uma concentração média de fósforo de 92,19 mg L⁻¹.

Comportamento diferente deste estudo foi observado por Aguiar et al. (2006) que verificaram que nos tratamentos que receberam esterco bovino o fósforo apresentou maior lixiviação, os autores atribuíram o fato devido a ocupação dos poucos sítios de adsorção do solo por ácidos orgânicos liberados do esterco bovino, deixando-o disponível em meio à solução do solo, favorecendo a sua movimentação junto à água percolada.

Na Tabela 37 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de potássio no solo sob tratamento com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Tabela 37 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração potássio (mg dm^{-3}) no solo em função das taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta

Fonte de variação	F		
	0 DAS	59 DAS	118 DAS
ARS	7,81 [*]	7,09 [*]	19,09 [*]
AD	0,03 ^{ns}	27,80 [*]	74,79 [*]
ARS x AD	0,68 ^{ns}	2,60 ^{ns}	1,18 ^{ns}
Bloco	1,96 ^{ns}	1,54 ^{ns}	6,13 [*]
CV (%)	24,69	19,14	12,40
DP	29,43	20,89	10,24
Média geral	119,20	109,15	82,60

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5% de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura.

Na Tabela 37 observa-se que o valor de F foi significativo para as taxas de ARS nos três períodos de coleta. O fator adubação na semeadura apresentou significância aos 59 e 118 DAS. Ainda verifica-se que bloco obteve valor F significativo. O coeficiente de variação antes da semeadura (0 DAS) foi classificado como alto por estar compreendido num intervalo de 20 a 30 % indicando dados pouco homogêneos. Aos 59 e 118 DAS nota-se que os coeficientes de variação estão compreendidos num intervalo de 10 a 20 %, sendo classificados como médios (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 38 são apresentadas as médias da concentração do potássio no solo sob tratamento com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Observa-se na Tabela 38 que antes da semeadura (0 DAS) as taxas de ARS apresentaram diferenças significativas ao nível de 5 %, sendo que a maior concentração de potássio foi obtido para a maior taxa de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e foi diferente da testemunha que obteve menor média e da taxa de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, as quais apresentaram semelhanças significativas. A taxa de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foi semelhante ao nível de 5 % das taxas de 100 e $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Aos 59 DAS verifica-se para a média geral da adubação, que os tratamentos que receberam adubação na semeadura apresentaram maior concentração de potássio e que foi diferente dos tratamentos que não receberam adubação. Observa-se que neste período para as taxas de ARS que a menor concentração foi verificada para a testemunha a qual foi diferente das demais taxas que apresentaram semelhanças entre si. Ainda na Tabela 38 nota-se que para

o período de 118 DAS o maior teor de potássio foi para a maior taxa, que apresentou diferença significativa das demais. Quanto à adubação observa-se que o maior teor de potássio no solo foi verificado para o fator com adubação, o qual foi diferente dos tratamentos sem adubação. Ao analisar as médias das concentrações finais do potássio para as taxas de ARS nota-se que as mesmas representam 75,80 %, 66,03 %, 38,46 % e 46,39 % da quantidade de potássio aplicado via ARS somado ao teor do elemento no solo antes da semeadura.

Tabela 38 Médias da concentração de potássio (mg dm^{-3}) no perfil (0-60 cm) do solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e adubação nos períodos

0 DAS					
AD	Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)				Médias
	0	100	200	300	
Sem	75,47	101,83	152,23	142,83	118,09 A
Com	96,47	87,90	136,30	160,57	120,31 A
Médias	85,97 a	94,86 ab	144,26 bc	151,70 c	
59 DAS					
AD	Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)				Médias
	0	100	200	300	
Sem	49,53	92,53	99,93	114,70	86,68 A
Com	101,67	142,06	151,60	121,20	131,63 B
Médias	75,60 a	117,30 b	125,77 b	117,95 b	
118 DAS					
AD	Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)				Médias
	0	100	200	300	
Sem	48,23	56,03	61,27	92,53	64,52 A
Com	82,10	105,57	91,23	123,80	100,68 B
Médias	65,17 a	80,80 a	76,25 a	108,17 b	

Letras maiúsculas iguais na coluna e letras minúsculas iguais na linha não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura.

Marques (1997) aplicou lodo de esgoto em um solo com textura média e observou que após um ano de aplicação ocorreu aumento do potássio até a dose de 40 t ha^{-1} .

Conforme Tomé Jr. (1997) os teores de potássio nos três períodos avaliados foram classificados como médios e altos para a cultura da soja no estado do Paraná, uma vez ficaram compreendidos num intervalo de 40 a 120 e 121 a 160, respectivamente. Os elevados teores de potássio no início do experimento se devem ao efeito residual da ARS que

vinha sendo aplicado no milho antes da semeadura da soja. Os teores obtidos de potássio estão relacionados à média no perfil de 0 a 0,60 m o que provavelmente se fosse determinado em camadas poderia ser observado a movimentação do elemento para as camadas inferiores. De acordo com Bertol (2005) o potássio tem uma baixa reatividade com o solo podendo ocorrer uma maior mobilidade. Raij (1981) descreve que quanto maior a valência do íon, maior sua predisposição em se fixar no solo seguindo a seguinte ordem: $Al^{+3} > Ca^{+2} > Mg^{2+} > NH_4^+ > K^+ > H^+ > Na^+$. Neste sentido, apesar de observar que o potássio apresenta uma menor reatividade com o solo verifica-se que no estudo não ocorreu grandes perdas do elemento para as águas subterrâneas (Tabela 39), ressaltando que pode ter ocorrido movimentação do elemento no perfil do solo.

Rosolem et al. (2006) analisando índices de potássio no solo, verificaram que altos índices pluviométricos e de cargas de dejetos aplicados no solo influenciaram na condição da adubação potássica. O potássio 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 potássio trocável e não trocável com o aumento da lâmina de água da chuva, justificando a percolação deste íon no solo.

A retenção do potássio no solo pode estar associada também com o aumento da CTC provocado pela adição da água residuária de suinocultura, conforme observado por OLIVEIRA et al. (2002) e SIMONETE et al. (2003).

Na Tabela 39 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de potássio no material percolado em função dos tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Verifica-se através da análise de variância apresentada na Tabela 39, que o valor de F não foi significativo ao nível de 5 % de probabilidade para nenhum dos fatores durante o desenvolvimento da cultura da soja, sendo que apenas aos 100 DAS o bloco apresentou diferenças significativas. Os coeficientes de variação foram classificados como médios (por estarem compreendidos num intervalo de 10 a 20 %), indicando dados com homogeneidade média (PIMENTEL GOMES, 2000).

Tabela 39 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de potássio (mg L^{-1}) no material percolado considerando as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	F					
	44 DAS	58 DAS	72 DAS	86 DAS	100 DAS	114 DAS
ARS	1,74 ^{ns}	0,45 ^{ns}	1,97 ^{ns}	1,30 ^{ns}	0,89 ^{ns}	0,26 ^{ns}
AD	0,01 ^{ns}	1,24 ^{ns}	1,46 ^{ns}	0,89 ^{ns}	2,17 ^{ns}	0,78 ^{ns}
ARS x AD	0,65 ^{ns}	0,60 ^{ns}	0,56 ^{ns}	1,13 ^{ns}	0,24 ^{ns}	0,26 ^{ns}
Bloco	1,87 ^{ns}	1,09 ^{ns}	2,71 ^{ns}	3,81 ^{ns}	4,59 [*]	2,33 ^{ns}
CV (%)	16,28	16,98	17,32	19,45	15,35	17,37
DP	0,06	0,05	0,04	0,05	0,04	0,04
Média geral	0,38	0,28	0,25	0,25	0,29	0,25

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Utilizou-se a transformação $\sqrt{x+1}$.

Na Tabela 40 são apresentadas as médias da concentração do potássio no material percolado sob tratamento com ARS e adubação durante o desenvolvimento do ciclo da cultura da soja.

Tabela 40 Médias do potássio para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento do ciclo da cultura da soja

Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	AD	DAS					
		44	58	72	86	100	114
0	Sem	0,00 A	0,50 A	0,00 A	0,00 A	0,00 A	0,00 A
	Com	0,33 A	0,00 A	0,33 A	0,66 A	0,33 A	0,33 A
100	Sem	0,66 A	0,33 A	0,33 A	0,33 A	0,33 A	0,33 A
	Com	0,50 A	0,00 A	0,33 A	0,66 A	0,33 A	0,33 A
200	Sem	0,50 A	0,50 A	0,33 A	0,33 A	0,33 A	0,33 A
	Com	0,66 A	0,33 A	0,00 A	0,00 A	0,66 A	0,33 A
300	Sem	0,33 A	0,33 A	0,00 A	0,00 A	0,00 A	0,00 A
	Com	0,00 A	0,50 A	0,66 A	0,00 A	0,33 A	0,33 A

As médias apresentadas são obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação $\sqrt{x+1}$. Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação.

Verifica-se na Tabela 40, que de uma forma geral, as médias de concentração do potássio não obtiveram grandes perdas por percolação, diferente do comportamento observado por Aguiar et al. (2006) que estudaram fontes de matéria orgânica incorporada no solo e verificaram que o potássio no solo como na água percolada apresentou movimentação nas camadas em todos os tratamentos, em que os maiores valores foram observados para os tratamentos que receberam resíduo bovino. Paglia et al. (2007) verificaram aumento da concentração de potássio na solução lixiviada, a medida em que aumentou a dosagem de K_2O aplicado em um solo que havia recebido lodo de esgoto.

Já no estudo de Zanuzo (2007) que avaliou a lixiviação de cátions em solo cultivado com milho e irrigado com ARS e também não verificou nenhuma diferença significativa entre os tratamentos ou até mesmo tendência da concentração de potássio no percolado ser maior nos tratamentos com maiores taxas de ARS.

Ceretta et al. (2003) afirmaram que o potássio se encontra no esterco totalmente na forma mineral, solúvel e, por isso, seu efeito residual é muito curto, sendo que plantas com alta taxa de absorção de potássio diminuem suas perdas potenciais no sistema. No caso da soja, com exceção do nitrogênio fixado simbioticamente, o potássio é o nutriente mais extraído e o que se apresenta em maiores concentrações nos tecidos. O período de maior exigência do potássio ocorre no estágio de crescimento vegetativo da soja, apresentando a velocidade de absorção máxima do nutriente nos trinta dias que antecedem ao florescimento (OLIVEIRA et al., 2001), fato que pode justificar a maior perda de potássio aos 44 DAS.

6.5 Análise do cobre e zinco no solo e no material percolado

Na Tabela 41 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de cobre no solo em função dos tratamentos com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Tabela 41 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de cobre no solo (mg dm^{-3}) considerando as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta

Fonte de variação	F		
	0 DAS	59 DAS	118 DAS
ARS	0,03 ^{ns}	0,15 ^{ns}	0,38 ^{ns}
AD	0,68 ^{ns}	1,10 ^{ns}	1,30 ^{ns}
ARS x AD	2,23 ^{ns}	0,55 ^{ns}	0,61 ^{ns}
Bloco	5,96 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,14 ^{ns}
CV (%)	18,08	22,56	16,64
DP	0,94	1,05	0,66
Média geral	5,18	4,65	3,97

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. DAS = adubação. Utilizou-se a transformação \sqrt{x} .

Na Tabela 41 observa-se que o valor de F não foi significativo para nenhum dos fatores avaliados nos três períodos. Isto implica que a concentração do cobre no solo não variou em função da adição da ARS e da adubação. Os coeficientes de variação aos 0 DAS e 118 DAS foram classificados como médios, uma vez que estão compreendidos em um intervalo de 10 a 20 %, representando dados com homogeneidade média. Aos 59 DAS o coeficiente de variação foi maior que 20 % indicando dados com pouca homogeneidade sendo classificado como alto (20 a 30 %) (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 42 são apresentados as médias da concentração do cobre no solo sob tratamento com ARS e adubação durante o desenvolvimento do ciclo da cultura da soja. Embora as médias de cobre não apresentaram diferenças significativas, observa-se na Tabela 42 maiores concentrações de cobre para o período antes da semeadura (0 DAS). Durante o desenvolvimento da cultura da soja verificou-se que as concentrações de cobre foram diminuindo. No entanto, nota-se que mesmo antes da semeadura e no decorrer do estudo os teores de cobre no solo foram considerados como altos segundo Rajj et al. (2001), uma vez que foram maiores que $0,8 \text{ mg dm}^{-3}$.

Tabela 42 Resultado do teste de comparação de médias da concentração de cobre (mg dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta

Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	AD	DAS		
		0	59	118
0	Sem	4,94 A	4,77 A	3,80 A
	Com	5,16 A	4,20 A	3,80 A
100	Sem	6,11 A	4,63 A	4,37 A
	Com	4,28 A	4,57 A	3,47 A
200	Sem	6,11 A	4,63 A	4,37 A
	Com	4,28 A	4,57 A	3,47 A
300	Sem	4,81 A	5,53 A	4,37 A
	Com	5,59 A	4,23 A	4,03 A

As médias apresentadas são obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação \sqrt{x} . Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura.

Conforme EMBRAPA (2006) para a cultura da soja a indicação de adubação de cobre recomendada para solos com altos teores, como é o caso do solo do presente estudo mesmo na caracterização (Tabela 08), é de $0,5 \text{ kg ha}^{-1}$. Sendo assim, verifica-se pela Tabela 14 que o total de cobre aplicado via ARS na cultura foi de $0,02 \text{ kg ha}^{-1}$ (T3 e T4), $0,04 \text{ kg ha}^{-1}$ (T5 e T6) e $0,06 \text{ kg ha}^{-1}$ (T7 e T8). Desta forma, a aplicação de cobre via ARS foi menor do que a recomendada para a cultura podendo justificar a redução do elemento durante o estudo através da remoção pela cultura. De acordo com Malavolta (1980) e Pauletti (2004) o total de cobre extraído e exportado pela soja para cada tonelada é de 26 g. Além do comportamento apresentado estar associado com a remoção por parte da cultura da soja, Mancuso e Santos (2003) afirmaram que o cobre pode se acumular em altas concentrações nas raízes das plantas, porém não é transportado em altas concentrações para a parte aérea das plantas.

Neste sentido Lavado et al. (2001) pesquisaram a adsorção de metais pesados e micronutrientes por plantas de milho e soja, e verificaram que as raízes das plantas apresentam maior quantidade de cobre e zinco, comparando-se com as folhas e os grãos. As plantas de milho mostraram maior concentração de cobre na raíz enquanto que as plantas de soja tiveram maior teor de zinco.

Os resultados observados no estudo corroboram com Queiroz et al. (2004) que verificaram que o cobre, diferentemente do encontrado para outros nutrientes, teve sua concentração diminuída em ambos os tratamentos, indicando que este mineral, além de ser em parte extraído pela cultura, tornou-se menos disponível em razão da complexação pela matéria orgânica do solo que era adicionada com a ARS, tornando-se, dessa forma, não extraível com extratores fracos. MATOS et al. (1997) também não verificaram aumento nas concentrações de Cu e Zn trocáveis no perfil do solo submetido à aplicação de esterco líquido de suínos nas doses de 0, 50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹, sendo que neste caso a aplicação foi efetuada, na sua totalidade, em uma só vez.

Entretanto, Gomes et al. (2001) constataram baixa mobilidade do cobre no solo e os autores afirmaram que este elemento é, entre os metais pesados, um dos mais fortemente adsorvido pelo solo. Campelo (1999) verificou acúmulo deste metal na camada superficial do solo, entretanto, no trabalho deste autor, o solo não estava coberto com vegetação.

Barros, Amaral e Lucas Junior (2003) afirmaram que nos processos de infiltração e percolação, o cobre é retido pela maioria dos solos, principalmente quando ricos em matéria orgânica e com pH maior que 7, ou ainda por óxidos de ferro, alumínio, e manganês e pelos minerais da argila. Desta forma, mesmo com a aplicação de ARS favorecendo o aumento da matéria orgânica e CTC no solo e conseqüentemente maior retenção de cátions, ocorreu uma diminuição do cátion Cu²⁺ de cobre no solo, que pode estar associado com pontos já relacionados, uma vez que não foram observadas grandes perdas por lixiviação do elemento (Tabela 42).

Para Sodr e et al. (2001) ambientes  cidos determinam uma maior mobilidade dos metais no solo, enquanto que condi oes de pH acima de seis favorecem a sua reten ao. Oliveira e Mattiazzo (2001) complementaram afirmando que a maior ou menor mobilidade dos metais pesados ser  determinada pelos atributos do solo, como teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de c at ions, teor de mat eria org nica entre outros, que influenciar o as rea oes de adsor ao/dessor ao, precipita ao/dissolu ao, complexa ao e oxirredu ao. Neste sentido, Barros, Amaral e Lucas Junior (2003) aplicaram  gua residual em tr s solos arenosos, argilosos e de textura m dia e observaram que os solos argilosos, como

é o caso do presente estudo, retêm maiores concentrações de cobre e zinco no solo diminuindo seu potencial poluente para o lençol freático.

A ausência de diferenças significativas para o cobre entre as taxas de ARS verificado no estudo pode estar associada à baixa quantidade do elemento presente na ARS utilizada em comparação com demais ARS (Tabela 03), uma vez que o cobre e o zinco presentes nos resíduos dependem do sistema de criação de suínos (Mattias, 2006).

Silva e Mendonça (2007) afirmaram que dentre os metais pesados, o cobre é um dos menos móveis no solo devido a sua forte adsorção nos colóides orgânicos e inorgânicos do solo. Na matéria orgânica o cobre é retido principalmente pelos ácidos húmicos e flúvicos, formando complexos estáveis. Girotto (2007) após sete anos de aplicação de ARS observou aumentos dos teores de Cu e Zn no solo e movimentação destes no perfil do solo.

Na Tabela 43 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de zinco no solo em função dos tratamentos com ARS e adubação nos períodos de coleta.

Tabela 43 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de zinco no solo (mg dm^{-3}) considerando as taxas de aplicação da água residuária de suinocultura e adubação nos períodos de coleta

Fonte de variação	F		
	0 DAS	59 DAS	118 DAS
ARS	0,78 ^{ns}	16,31 [*]	11,28 [*]
AD	0,81 ^{ns}	0,38 ^{ns}	1,07 ^{ns}
ARS x AD	2,52 ^{ns}	4,55 ^{ns}	3,02 ^{ns}
Bloco	2,32 ^{ns}	0,69 ^{ns}	0,34 ^{ns}
CV (%)	18,78	19,80	24,12
DP	0,09	0,28	0,35
Média geral	0,50	1,39	1,45

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Utilizou-se a transformação \sqrt{x} .

Pela Tabela 43, nota-se que os valores de F foram significativos para as taxas de ARS nos períodos de 59 e 118 DAS. Isto implica que a concentração do zinco no solo não está associada à adubação realizada na semeadura. Observa-se que aos 0 e 59 DAS os coeficientes de variação ficou compreendido num intervalo de 10 a 20 %, sendo classificado

como médio, indicando dados de homogeneidade média. Aos 118 DAS o coeficiente de variação foi classificado como alto (20 a 30 %) indicando pouca homogeneidade (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 44 são apresentados as médias da concentração do zinco no solo sob tratamento com ARS e adubação durante o desenvolvimento do ciclo da cultura da soja.

Tabela 44 Resultado do teste de comparação de médias para zinco (mg dm^{-3}) no solo em função dos tratamentos com água residuária de suinocultura nos períodos de 59 e 118 dias após a semeadura

Taxas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	DAS	
	59	118
0	0,60 A	0,48 A
100	1,10 A	1,03 A
200	1,17 A	1,73 AB
300	2,70 B	2,57 B

As médias apresentadas são obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação \sqrt{x} . Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura.

Verifica-se pela Tabela 44 que as concentrações de zinco no solo variaram em função da aplicação das taxas de ARS, indicando que com a adição de ARS o zinco no solo proporcionou concentrações maiores. Observa-se que aos 59 DAS o maior teor de zinco foi obtido para a taxa de $300 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ e que diferiu ao nível de 5 % de significância das demais taxas, as quais foram semelhantes entre si significativamente. No período de 118 DAS, nota-se que o tratamento que não recebeu ARS obteve a menor concentração de zinco no solo, a qual foi semelhante ao nível de 5 % de significância das taxas de 100 e $200 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ e diferente da taxa de $300 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ e esta por sua vez foi semelhante significativamente apenas da taxa de $200 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$.

O comportamento semelhante foi observado por Bertol (2005) que com a aplicação de $60 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ de ARS verificou concentração de zinco 26 vezes maior em relação à parcela testemunha e à adubação química. Freitas (2005) também verificou incrementos da concentração de zinco no solo com a aplicação de água residuária de

suinocultura. O autor aplicou água residuária bruta e peneirada e verificou concentrações de 16,3 e 13,1 mg dm⁻³, respectivamente no perfil de 0 a 0,5 m, sendo que na testemunha a concentração obtida de zinco foi de 0,44 mg dm⁻³.

Oliveira et al. (2002) observaram que com a aplicação de doses do composto de lixo os teores totais de zinco no solo aumentaram linearmente, até a camada de 0,2-0,4 m no primeiro ano de aplicação e no segundo ano os autores observaram que o aumento se deu até a 0,4-0,6 m, evidenciando uma progressão dos teores em profundidade, com as aplicações sucessivas do composto de lixo. No entanto, Konzen e Alvarenga (2005) e Queiroz et al. (2004) verificaram que o zinco aplicado via ARS se acumulou mais na superfície do solo (0-0,2 m). Cabe ressaltar que a concentração de zinco no solo do presente estudo refere-se ao perfil de 0-0,6 m. Assim, a lixiviação do elemento pode ser observada apenas através do material percolado dos lisímetros.

Conforme Raij et al. (2001) os teores de zinco no solo foram considerados como baixos (0,0 – 0,5 mg dm⁻³), médios (0,6 – 1,2 mg dm⁻³) e altos (>1,2 mg dm⁻³). Vale ressaltar que mesmo na caracterização inicial do solo realizada nos blocos as concentrações foram classificadas como baixa e média.

A EMBRAPA (2006) estabeleceu para a cultura da soja uma adubação de zinco recomendada para solos com baixos, médios e altos teores, de 4,0, 5,0 e 6,0 kg ha⁻¹ (Tabela 08), respectivamente. Sendo assim, verifica-se pela Tabela 14 que o total de cobre aplicado via ARS na cultura foi de 0,12 kg ha⁻¹ (T3 e T4), 0,23 kg ha⁻¹ (T5 e T6) e 0,35 kg ha⁻¹ (T7 e T8).

Observa-se pela Tabela 44 e 42 um menor acúmulo de zinco no solo, em relação ao de cobre, nos tratamentos com aplicação de dejetos. Apesar da quantidade aplicada de zinco na ARS ter sido maior (Tabela 11), isso pode indicar que parte do Zn adicionado ao solo não permaneceu adsorvido à fase sólida. Outro fator que pode estar associado é a combinação de Cu e Zn com íons fosfatos podendo incrementar a solubilidade destes elementos na solução do solo. No caso do presente estudo houve aumento de fósforo no solo (Tabela 33) com a aplicação de ARS o que pode estar atrelado à menor concentração de zinco no solo (GIROTTI, 2007).

Paganini et al. (2004) afirmaram que grande quantidade de zinco pode ser fixada na fração orgânica do solo, podendo também ser temporariamente imobilizado nos

microrganismos quando se adiciona matéria orgânica ao solo e por outro lado, grande parte do zinco disponível em um solo mineral está associado com a matéria orgânica. Baixos níveis de matéria orgânica em solos minerais são, freqüentemente, indicativos de baixa disponibilidade de zinco. Pierangeli et al. (2004) complementaram que os elementos na matriz do solo como óxidos de ferro e alumínio, matéria orgânica e fósforo, são capazes de reter fortemente os metais pesados como o Cu e o Zn, uma vez que estão relacionados a uma maior carga líquida negativa presente nas camadas superiores do solo.

Na Tabela 45 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de cobre no material percolado em função dos tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 45 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração de cobre (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	F				
	44 DAS	58 DAS	72 DAS	86 DAS	100 DAS
ARS	1,30 ^{ns}	0,86 ^{ns}	2,30 ^{ns}	2,06 ^{ns}	0,86 ^{ns}
AD	0,09 ^{ns}	0,61 ^{ns}	1,24 ^{ns}	3,08 ^{ns}	0,28 ^{ns}
ARS x AD	1,36 ^{ns}	0,93 ^{ns}	1,52 ^{ns}	1,68 ^{ns}	1,19 ^{ns}
Bloco	44,40*	3,10*	2,10 ^{ns}	14,99*	5,44*
CV (%)	6,45	8,12	1,07	1,88	1,13
DP	0,0167	0,0089	0,0002	0,0005	0,0002
Média geral	0,26	0,11	0,02	0,03	0,02

* indica que o valor de F é significativo e "ns" que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Utilizou-se a transformação \sqrt{x} para os períodos 44 DAS e 58 DAS e a transformação $\sqrt{x+0,5}$ para os períodos de 72 DAS, 86 DAS e 100 DAS.

Observa-se pela Tabela 45 que o valor de F não foi significativo para nenhum dos fatores avaliados durante o desenvolvimento da cultura da soja. O bloco apresentou valor de F significativo ao nível de 5 % em todos os períodos, exceto aos 72 DAS. Ressalta-se que não foram observadas concentrações de cobre no material percolado dos lisímetros aos 114 DAS. O coeficientes de variação foram inferiores a 10 %, representando dados homogêneos, sendo classificados como baixos (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 46 são apresentados as médias da concentração do cobre no material percolado sob tratamento com ARS e adubação durante o desenvolvimento do ciclo da cultura da soja.

Tabela 46 Médias do cobre para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento do ciclo da soja

Taxas (m ³ ha ⁻¹)	AD	DAS				
		44	58	72	86	100
0	Sem	0,20 A	0,10 A	0,01 A	0,03 A	0,01 A
	Com	0,21 A	0,11 A	0,01 A	0,03 A	0,02 A
100	Sem	0,26 A	0,12 A	0,03 A	0,04 A	0,01 A
	Com	0,23 A	0,11 A	0,01 A	0,02 A	0,02 A
200	Sem	0,26 A	0,10 A	0,02 A	0,04 A	0,02 A
	Com	0,28 A	0,12 A	0,03 A	0,03 A	0,02 A
300	Sem	0,28 A	0,12 A	0,02 A	0,04 A	0,02 A
	Com	0,27 A	0,13 A	0,01 A	0,04 A	0,02 A

As médias apresentadas são obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação \sqrt{x} aos 44 e 58 DAS e $\sqrt{x+0,5}$ aos 72, 86 e 100 DAS. Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação.

Apesar de não ter sido observadas diferenças estatísticas entre os tratamentos avaliados notam-se que as maiores concentrações de cobre no lixiviado foram nas primeiras coletas (Tabela 46). Durante o desenvolvimento da cultura as concentrações de cobre no lixiviado diminuíram. A lixiviação de cobre observada é um indício de transferência deste elemento por fluxo preferencial no perfil do solo. Isso pode ser justificado pela alta afinidade deste elemento por compostos orgânicos solúveis em solução (Ashworth e Alloway, 2007). Desta forma, o Cu transferido não interage com os colóides de solo, porque normalmente o Cu é transferido via macroporos que possuem uma proteção em suas paredes, dificultado assim a interação entre a solução e as partículas de solo. Tanto o Cu como o Zn podem ser transportados adsorvidos em substâncias húmicas na forma de complexos móveis no perfil do solo (Gräber et al., 2005). Contudo, de acordo com Andersen et al. (2002) a constante de estabilidade do complexo formado é maior para Cu em relação ao Zn, por isso a mobilidade do Cu seria mais influenciada pela presença de substâncias húmicas em suspensão.

Freitas et al. (2004) aplicaram água residuária de suinocultura na cultura do milho e observaram maiores concentrações de cobre e zinco nos lixiviados dos lisímetros de $0,200 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,453 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente. Comparando-se com as concentrações do presente estudo, verifica-se que para o cobre as concentrações foram maiores que as observadas pelos autores apenas no primeiro período e as concentrações de zinco foram inferiores aos obtidos pelos autores.

As concentrações de cobre e zinco encontradas são inferiores às obtidas por Barros et al. (2003) exceto para as concentrações de cobre nas duas primeiras coletas (Tabela 46). Os autores verificaram que com aplicação de águas residuárias de suinocultura após a utilização de tratamento integrado, em colunas deformadas de solo, as concentrações máximas observadas nas soluções percoladas de zinco foram próximas a $0,35 \text{ mg L}^{-1}$ e de cobre próxima a $0,06 \text{ mg L}^{-1}$, o que se assemelha ao obtido no presente trabalho. Estes autores citam ainda que, dos solos estudados, o solo argiloso foi o que apresentou maior capacidade de adsorção de cobre e zinco fazendo o comparativo com solos de textura média e arenosa, no tratamento integrado, diminuindo o potencial poluente das águas residuárias de suinocultura.

Considerando que os limites máximos de cobre em rios da classe 1 e 2 (águas doces) é de $0,009 \text{ mg L}^{-1}$ conforme a Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), nota-se que em todos os períodos avaliados as concentrações médias de cobre ficaram acima do estabelecido. Entretanto, se considerar o limite de cobre no lançamento de efluentes em corpos d'água de acordo com a resolução, observa-se que todas as concentrações verificadas ficaram abaixo do estabelecido $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ (cobre dissolvido).

De acordo com Ayres e Westcot (1991) para fins de irrigação, a concentração máxima de cobre é de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$. Comparando-se o limite estabelecido com a ARS utilizada no experimento (Tabela 08) verifica-se, em média, que a concentração do cobre foi de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$, estando no limite recomendado pelos autores.

Na Tabela 47 é apresentado o resumo da análise de variância da concentração de zinco no material percolado em função dos tratamentos com ARS e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja.

Tabela 47 Resumo da análise de variância para a obtenção dos valores de F da concentração zinco (mg L^{-1}) para o material percolado dos lisímetros sob tratamento com água residuária de suinocultura e adubação durante o desenvolvimento da cultura da soja

Fonte de variação	F					
	44 DAS	58 DAS	72 DAS	86 DAS	100 DAS	114 DAS
ARS	1,82 ^{ns}	1,45 ^{ns}	2,82 ^{ns}	0,58 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,29 ^{ns}
AD	0,07 ^{ns}	0,66 ^{ns}	2,40 ^{ns}	0,00 ^{ns}	1,29 ^{ns}	2,09 ^{ns}
ARS x AD	2,94 ^{ns}	1,30 ^{ns}	1,69 ^{ns}	0,85 ^{ns}	0,70 ^{ns}	0,97 ^{ns}
Bloco	20,68 [*]	2,66 ^{ns}	1,44 ^{ns}	0,15 ^{ns}	0,02 ^{ns}	2,76 ^{ns}
CV (%)	37,19	13,77	22,67	38,08	24,07	14,76
DP	0,004	0,007	0,003	0,006	0,004	0,003
Média geral	0,01	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02

* indica que o valor de F é significativo e “ns” que o valor de F não é significativo ao nível de 5 % de significância. CV = coeficiente de variação. DP = desvio padrão. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação. Utilizou-se a transformação \sqrt{x} .

Verifica-se pela Tabela 47 que o valor de F não apresentou significância a 5 % para nenhum dos fatores avaliados. No primeiro período (44 DAS) o bloco apresentou valor de F significativo. O coeficiente de variação para os períodos de 44 e 86 DAS foram classificados como muito alto, por ser superior a 30 %, o que indica que os dados são heterogêneos. Os demais períodos os coeficientes de variação indicaram homogeneidade média por estarem compreendidos num intervalo de 10 a 20 % (PIMENTEL GOMES, 2000).

Na Tabela 48 são apresentados as médias da concentração do zinco no material percolado sob tratamento com ARS e adubação durante o desenvolvimento do ciclo da cultura da soja. Observa-se que as concentrações de zinco no percolado não variaram em função das taxas de aplicação de ARS bem como da AD em todos os períodos avaliados durante o desenvolvimento da cultura da soja. Aos 58 DAS, foram verificadas as maiores concentrações, o que provavelmente pode estar associado à maior lâmina aplicada na irrigação durante o ciclo da cultura (Tabela 10), o que pode ter provocado uma maior lixiviação de zinco no período. Entretanto, mesmo com a elevação aos 58 DAS observa-se baixas concentrações de zinco no percolado durante o ciclo da cultura da soja. De acordo com Oliveira e Mattiazzo (2001) em condições de pouca ou nenhuma acidez e elevados teores de matéria orgânica, a presença do zinco em solução e outras formas facilmente lixiviáveis é bastante reduzida. Nestas condições, o metal pode ser facilmente coprecipitado junto aos

óxidos de ferro e alumínio e formar complexos pouco solúveis com a matéria orgânica ou serem fortemente retidos por processos de adsorção específica.

Tabela 48 Médias do zinco para o material percolado dos lisímetros sob tratamento de água residuária de suinocultura durante o desenvolvimento do ciclo da soja

Taxas (m ³ ha ⁻¹)	AD	DAS					
		44	58	72	86	100	114
0	Sem	0,01 A	0,06 A	0,01 A	0,02 A	0,03 A	0,02 A
	Com	0,01 A	0,06 A	0,01 A	0,01 A	0,01 A	0,02 A
100	Sem	0,01 A	0,04 A	0,01 A	0,01 A	0,02 A	0,02 A
	Com	0,00 A	0,06 A	0,02 A	0,02 A	0,02 A	0,02 A
200	Sem	0,01 A	0,05 A	0,02 A	0,02 A	0,02 A	0,02 A
	Com	0,00 A	0,04 A	0,02 A	0,02 A	0,02 A	0,02 A
300	Sem	0,00 A	0,05 A	0,02 A	0,02 A	0,02 A	0,02 A
	Com	0,01 A	0,06 A	0,02 A	0,02 A	0,02 A	0,03 A

As médias apresentadas são obtidas das observações originais seguidas das letras obtidas na comparação de médias com a transformação \sqrt{x} . Letras maiúsculas iguais na coluna não diferem entre si de acordo com o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. DAS = dias após a semeadura. AD = adubação.

Conforme a Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) o limite de zinco no lançamento de efluentes em corpos d'água é de 5,0 mg L⁻¹. Observa-se que todas as concentrações verificadas ficaram abaixo do padrão estabelecido. Considerando também os limites máximos de zinco em rios da classe 1 e 2 (águas doces) que é de 0,18 mg L⁻¹ conforme a resolução, verifica-se que as concentrações médias de zinco foram abaixo do padrão estabelecido.

Para fins de irrigação Ayres e Westcot (1991) afirmaram que a concentração máxima de zinco é de 2,00 mg L⁻¹. Assim verifica-se que, em média, a ARS utilizada no experimento apresentou uma concentração de zinco de 1,17 mg L⁻¹ (Tabela 08), estando abaixo do recomendado pelos autores.

Diante das concentrações obtidas de cobre e zinco no material percolado e verificando os teores de cobre e zinco no solo (Tabelas 46 e 48) nota-se que o solo obteve uma capacidade de reter os metais, evidenciando, portanto um efeito depurador importante no período avaliado.

7 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho permitiram concluir que:

- a aplicação das taxas de ARS promoveu aumento do pH, do teor de matéria orgânica e da capacidade de troca catiônica do solo.
- o nitrogênio total no solo não apresentou diferenças com a aplicação de ARS e adubação, já as concentrações de nitrato no solo foram dependentes da quantidade de ARS aplicada.
- as concentrações de potássio e de fósforo no solo foram influenciadas pelas quantidades de ARS aplicadas bem como pela adubação realizada.
- as concentrações de nitrato no material percolado foram dependentes das taxas de ARS nas três últimas coletas, no entanto o nitrogênio total no material percolado não foi influenciado pela quantidade de ARS e adubação.
- o nitrito e o potássio no material percolado não dependeram da ARS aplicada e da adubação realizada, entretanto o fósforo no material percolado foi dependente da ARS aplicada e adubação realizada
- o cobre demonstrou uma maior tendência de acúmulo no solo independente da quantidade de ARS aplicada, enquanto que as concentrações de zinco no solo foram influenciadas pelas taxas aplicadas de ARS e obteve maior

concentrações no solo ao longo do tempo. As transferências de cobre e zinco por percolação foram pouco expressivas.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS - Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. **Relatório Anual 2007**. São Paulo: ABIPECS. 20 p. Disponível em: http://www.abipecs.org.br/relatorios/ABIPECS_relatorio_2007_pt.pdf>. Acesso em: 01 de mai. de 2008.

ABOUKHALED, A.; ALFARO, J.F.; SMITH, M. **Los Lisímetros**. Roma, 1986. 60p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 39).

ABREU, E. M. A. de; FERNANDES, A. R.; RUIVO, M. de L. P. Variação temporal e vertical de atributos químicos de um gleissolo do rio Guamá cultivado com canaranas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 277-285, 2007.

AGUIAR, M. I. de.; LOURENÇO, I. P.; OLIVEIRA, T. S. de.; LACERDA, N. B. de. Perda de nutrientes por lixiviação em um Argissolo Acinzentado cultivado com meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande**, v.10, n.4, p.811-819, 2006.

AITA, C., GIACOMINI, S. J., HUBNER, A. P.; CHIAPINOTTO, I.C.; FRIES, M.R. Consorciação de plantas de cobertura antecedendo o milho em plantio direto: I - Dinâmica do nitrogênio no solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 4, p.739-749, 2004.

ALFAIA, S. S.; Caracterização e distribuição das formas do nitrogênio orgânico em três solos da Amazônia Central. *Acta Amazônica*, V. 36 n. 2, p. 135-140, 2006.

ALMEIDA, A.C.R. Uso associado de dejetos líquidos de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura de milho. 2000, 114 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 1998. 1193 p.

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

ANAMI, M. H. **Transporte de nitrato e fosfato provenientes de águas residuárias em latossolo**. Cascavel, 2003. f. 71. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

ANDERSEN, M. K. REFSGAARD, A.; RAULUND-RASMUSSEN, K.; STROBEL, B.W.; HANSEN, H.C.B. Content, distribution, and solubility of cadmium in arable and forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 66, n. 6, p. 1829–1835, 2002.

ASHWORTH, D. J.; ALLOWAY B. J. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environmental Pollution*, v. 127, n. 1, p. 137–144, 2004.

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

ASANO, T.; LEVINE, A. D. Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present and future. *Water Science and Technology*, Colchester, v. 33, n. 10-11, p. 1-14, 1996.

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

AYERS, R. S.; WESTCOOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p.

AZEVEDO, W.R.; FAQUIN, V.; FERNANDES, L.A.; OLIVEIRA JÚNIOR, A.C. 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.

BALSUBRAMANIAN, P.R.; BAI, R.K. Biogás plant effluent as organic fertilizer in monosex, monoculture of fish. **Bioresouce Thechnology**, n.55, p.119-124, 1996.

BANZATTO, D.A.; KRONKA, S. N. **Experimentação Agrícola**. Jaboticabal, 247 p. 1992.

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

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

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

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, nov./dez. 2005.

BAUMGARTNER, D. **Alface (*Lactuca sativa L.*) irrigada com águas residuárias provenientes de atividades agroindustriais**. Cascavel, 2003. f. 112. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

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

BEEKMAN, G. B. **Qualidade e conservação da água**. In: ENCONTRO NACIONAL DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL, 1996, Brasília. Conferência...Brasília: Associação Brasileira das Entidades de Assistência Técnica e Extensão Rural, 1996.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C. ; CASSOL, P. C. ; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p. 485-494, 2004.

BERTOL, O, J. **Contaminação da água de escoamento superficial e da água perolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta**.

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

BERNARDI, C. C. **Reuso de água para irrigação**. 2003. 63 f. Monografia (Pós-Graduação, em Gestão Sustentável da Agricultura Irrigada) - ISEA-FGV/ ECOBUSINESS SCHOOL. Brasília, 2003.

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de Fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos**. 2006, 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BEZERRA, S.A. **Gestão ambiental da propriedade suinícola: um modelo baseado em um biossistema integrado**. 2002, 251 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

BLEY JR., C. J. **Manual de gestão ambiental na suinocultura**. Curitiba: SEMA/IAP/FUNPAR, 2004. 164 p.

BORTOLINI, C.G. **Eficiência do método de adubação nitrogenada em pré-semeadura do milho implantado em semeadura direta após aveia preta**. 2000. 48f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia)- Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido. I - Fracionamento. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, v. 28, n. 3, p. 543-555, 2004.

BRANDÃO, V. S.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M.A.; FONTES, M. P. P. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 3, p. 327-333, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. **Diário oficial da União**, 18 de março de 2005.

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

CAOVILLA, F. A.; Sampaio S.C.; Pereira J.O.; Vilas Boas M.A.; Gomes B.M. e Figueiredo, A. de C. 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.

CARDOSO, E. J. B. N. **Microbiologia do Solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. 360 p.

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

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas do solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, 2003.

CHEVERRY, C.; MENETRIER, Y. & BORLOY, J. et al. **Distribuição do chorume de suínos e fertilização**. Tradução: Osvaldo E. Aranha. Curitiba: ACARPA, 1986, 43p.

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

COLEN, F. **Potencial energético do caldo de cana-de-açúcar como substrato em reator UASB**. Botucatu, 2003. 85 f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Campus de Botucatu UNESP, 2003.

CORRÊA, L.B.; CORRÊA, E.K.; Estudos das fontes poluidoras em granjas produtoras de suínos: uma perspectiva de educação ambiental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 11., 2003. São Paulo. **Anais...** São Paulo: USP, 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.

DAL BOSCO, T.C. **Poluição difusa decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja sob condições de chuva simulada**. Cascavel, 2007. f. 128. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

DANIEL. G. **Controle da poluição proveniente dos dejetos da suinocultura, reaproveitamento e valoração dos subprodutos**. 2005. 80f. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Paraná, 2005. Curitiba – PR.

DAVIES, D.B. et al. Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. **J Agric Sci**, New York, v.126, n.1, p.75-86, 1996.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Embrapa Suínos e Aves e Extensão. EMATER/RS, ano 10, agosto/2002. (Boletim Informativo de Pesquisa n. 14).

- DJODJIC, F.; BÖRLING, K.; BERGSTRÖM, L. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. **Journal of Environmental Quality**, v.33, p.678-684, 2004.
- DOBLINSKI, A. F. **Uso de água residuária da suinocultura na conservação de um latossolo distroférrico cultivado com soja**. 2006, 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2006.
- 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 AGRÍCOLA, 36, 2007. Bonito. **Anais...** Bonito: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 2007. CD ROM.
- DYNIA, J. F.; SOUZA, M. D. de; BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.41, n.5, p.855-862, 2006.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, 1997. 221 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Tecnologias de produção de soja – Paraná 2005**. Londrina, 2004. 224 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006, 306 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Tecnologias de produção de soja – Paraná 2007**. Londrina, 2006. 220 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Dados econômicos da soja. Disponível em: <http://www.cnpso.embrapa.br/index.php?op_page=22&cod_pai=16> Acessado 01 jun. 2008.
- EXNER, M. E.; BURBACH, M. E.; WATTS, D. G.; SHEARMAN, R. C.; SPALDIND, R. F. Deep Nitrate movement in the unsaturated zone of simulated urban lawn. **Journal Environmental Quality**, n. 20, p. 658-662, 1991.
- FANCELLI, A.L.; LIMA, U.A. **Milho: produção, pré-processamento e transformação agroindustrial**. São Paulo: SICCI; PROMOCET; FEALQ, 1982. 112p. (Série Extensão Agroindustrial, 5).
- FASSBENDER, H.W. **Química de Seulos com ênfasis em suelos de América Latina**. 2 ed. – San José, Cosa Rica: ILCA, 1994.

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

FERNANDES JR., A. **Ocorrência de instabilidade e forma de seu controle na digestão anaeróbia de manipueira, em reator de bancada de mistura completa**. Botucatu, 1989. 118p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas do Campus de Botucatu – UNESP, Botucatu, 1989.

FNP CONSULTORIA & COMÉRCIO ANUALPEC 2007: **Anuário Agrícola e Pecuário**. São Paulo, 2007. p. 255-293.

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

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

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

GALVÃO, S.R.S.da.; SALCEDO, I.H.; OLIVEIRA, F.F.de. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.43, n.1, p.99-105, jan., 2008.

GASPAR, R. M. B. L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo-PR**. 2003, 106 f. Mestrado (Engenharia de Produção e Sistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. J. **Princípios de fertilidade do solo**. Porto Alegre: Departamento de solos da UFRGS, 1995. 276 p.

GIROTTO, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquidos de suínos**. 2007, 121 f. DISSERTAÇÃO (MESTRADO em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

GIUSQUIANI, P. L.; CONCEZZI, L.; BUSINELLI, M.; MACCHIONI, A. 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 FILHO, 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.

GOMES E.R. S.; SAMPAIO, S. C.; CORRÊA, M. M.; VILAS BOAS, M. A. ALVES, L. F. A.; SOBRINHO, T. A. Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.24, n.3, p.557-568, set./dez. 2004.

GONÇALVES, R. G.; PALMEIRA, E. M. **Suinocultura brasileira**. Revista acadêmica de economia. n. 71, dez., 2006.

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

GUADAGNIN, J. C.; BERTOL, I.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 2, p. 277-286, 2005.

HAN, N.; THOMPSON, M. L. Impact of dissolved organic matter on copper mobility in aquifer material. **Journal Environmental Quality**, v. 32, n. 5, p. 1829-1836, 2003.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 23, n.2, p. 337-343, 2000.

HEIFFIG, Lília Sichmann. **Plasticidade da cultura da soja (Glycine max L. Merrill) em diferentes arranjos espaciais**. 2002, 85 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 2002.

HESKETH, N.; BROOKES, P. C. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 105-110, 2000.

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

HOODA, P.S.; MOYNAGH, I.F.; EDWARDS, A.C.; ANDERSON, H.A.; SYM, G. Phosphorus loss in drainflow from intensively managed grassland soils. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.28, n.4, p. 1235-1242, 1997.

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

HUE, N.V.; LICUDINE, D.L. Amelioration of subsoil acidity through surface application of organic manures. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.28, p. 623 -632. 1999.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geográfica e Estatística**. Pecuária 2006. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/temas.php?sigla=pr&tema=pecuaria2006>> Acesso em: 15 de mai. de 2008.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Cartas Climáticas do Estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 1998.

KARLSSON, T.; PERSSON, P.; SKYLLBERG, U. Complexation of copper (II) in organic soils and in dissolved organic matter – EXAFS evidence for chelate ring structures. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 8, p. 2623–2628, 2006.

KONZEN, E.A. Manejo e utilização de dejetos suínos. **Circular Técnica 6**, Concórdia, EMBRAPA - CNPSA, 1983. 32p.

KOZEN, E. A. Aproveitamento de Dejetos Líquidos de Suínos para Fertirrigação e Fertilização em Grandes Culturas. **Circular Técnica 32**, Sete Lagoas, EMBRAPA – CNPMS, 2003.

KONZEN, E. A. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. In: SIMPÓSIO GOIANO DE AVICULTURA, 6., e SIMPÓSIO GOIANO DE SUINOCULTURA – AVESUI CENTRO-OESTE, 2., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: CNPSA, 2005. p. 56-64.

KONZEN, E.A.; ALVARENGA, R.A. Manejo e Utilização de Dejetos Animais: aspectos agronômicos e ambientais. **Circular Técnica 63**, Sete Lagoas, EMBRAPA – CNPMS, 2005.

LANTMANN, A. F.; CASTRO, C. Resposta da soja à adubação fosfatada. In: SIMPÓSIO SOBRE FÓSFORO NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 2004, São Pedro/SP. **Anais...** Piracicaba: Potafos, 2004. p. 1-239.

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

LAVADO, R.S.; PORCELLI, C.A.; ALVAREZ, R. Nutrients and heavy metal concentration and distribution in corn, soybean and wheat as affected by different tillage systems in the Argentine Pampas. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.62, p.55-60, 2001.

LEITE. A.M.F. **Reúso de água na gestão integrada de recursos hídricos**. Brasília, 2003. f.120. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos) – Universidade Católica de Brasília. 2006.

LONGO, A. J.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M. Equação de chuvas intensas e precipitação provável para o município de Cascavel PR. **Varia Scientia**, Cascavel, v. 6, n. 12, p. 16-30, 2006.

LUO, J.; LINDSEY, S.; XUE, J. **Irrigation of meat processing wastewater onto land**. New Zealand. Agriculture, Ecosystems and Environment 103 (2004) 123–148.

MALAVOLTA, E.; PIMENTEL GOMES, F.; ALCARDE, J.C. **Adubos e adubações**. São Paulo: Nobel, 2002. 199 p.

MANTOVANI, A.; ERNANI, P.R.; SANGOI, L.A. Adição de superfosfato triplo e a percolação de nitrogênio no solo. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.31. p.887-895, 2007.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. A escassez e o reúso de água em âmbito mundial. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de Água**. Barueri: Manole, 2003. p. 01-20.

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

MARQUES, M.O. **Incorporação do lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar**. 1997. f.111. Tese (Livre-docência) – Faculdade de Ciências agrárias e veterinárias – FCAV, Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, 1997.

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

MATTA, F. ; LOOS, R. ; SILVA, E. A. ; LOUREIRO, M. E. . Limitations to photosynthesis in Coffea canephora as a result of nitrogen and water availability. **Journal of Plant Physiology**, Alemanha, v. 159, p. 975-981, 2002.

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

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

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E. Uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA

DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. CD-ROM.

MELLO, F. A. F.; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C.; KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo**. São Paulo: Nobel, 1983. 400 p.

METCALF EDDY, I. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. International edition. 2003. p. 1345-1443.

OLIVEIRA, P.A.V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA,CNPSA, 1993. 188p. (EMBRAPA,CNPSA. Documentos, 27).

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

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

OLIVEIRA, R.A.; CAMPELO, P. L.G.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M.A.; CECON, P.R. **Influência da aplicação das 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, W. **Uso de água residuária da suinocultura em pastagens da *Brachiária Decumbens* e Grama Estrela *Cynodom Plectostachyum***. 2006, 104 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

PAGANINI, W. S. da. Reúso de água na agricultura. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de Água**. Barueri: Manole, 2003. p. 339-402.

PAGANINI, W.S. da.; SOUZA, A. de.;BOCCHIGLIERI, M. M. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. **Engenharia sanitária e ambiental**, Rio de Janeiro. v. 9, n. 3, p. 225-239, jul/set. 2004.

PAGLIA, E. C.; SERRAT, B.M.; FREIRE, C.A.L. de. VEIGA, A.M.; BORSATTO, R.S. Doses de potássio na lixiviação do solo com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.1, p.94–100, 2007.

PAUL, J. W.; ZEBARTH, B. J. Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. **Canadian Journal Soil Sciece**, Ottawa, v. 77, n. 2, p. 231-240, 1997.

PERDOMO, C.C.; LIMA DE, M.M.J.G.; NONES, K.; **Produção de suínos e meio ambiente**: In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., 2001, Gramado, **Anais...** Gramado, 2001. 24p.

PEREIRA, E. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola.** 2006, 129 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; ANDERSON, S. J.; LIMA, J. M. Adsorção e dessorção de cádmio, cobre e chumbo por amostras de latossolos pré-tratadas com fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 377-384, 2004.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental.** 14. ed. Piracicaba: Degaspari, 2000. 477 p.

PLAZA, C. et al. Copper (II) complexation by humic and fulvic acids from pig slurry and amended and non-amended soils. **Chemosphere**, v. 61, n. 5, p. 711-716, 2005.

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A.C.; CORRÊA, L. de A.; SILVA, A. G. da; CANTARELLA, H. Lixiviação de nitrato em pastagem de coastcross adubada com nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 683-690, 2006.

PRIOR, M. **Efeito da água residuária de suinocultura no solo e na cultura do milho.** 2008, 120 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Botucatu, 2008.

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

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

RAIJ, B. V.. **Fertilidade do solo e adubação.** Piracicaba: Ceres, Potafos, 1991, 343p.

RAIJ, B.V. Métodos de diagnose de fósforo no solo em uso no Brasil. In: YAMADA, T. & ABDALA, S.R.S., Eds. **Fósforo na agricultura brasileira.** Piracicaba. Potafos, 2004. p.563-582.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J.C. de; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Instituto Agrônômico - IAC, Campinas (SP), 285 p. 2001.

RAIJ, B. V.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas/Fundação IAC, 1996. 285 p.

RICHARDS, B. K. et al. Effect of sludge processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated leaching. **Environmental Pollution**, v. 109, n. 2, p. 327–346, 2000.

ROCHA, F.A.; MARTINEZ, M.A.; MATOS, A. T.; CANTARUTTI, R.B.; SILVA, J.O.da. Modelo numérico do transporte de nitrogênio no solo. Parte II: Reações biológicas durante a lixiviação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.12, n.1, p.54–61, 2008.

RODRIGUES, R.S. dos. **As dimensões legais e institucionais do reúso de água no Brasil**. 2005. f.192. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

RODRÍGUEZ R., J.C.; ATRACH, K.; RUMBOS, E.; DELEPIANI, A.G. Resultados experimentales sobre la producción de biogas a traves de la bora y el estiercol de ganado. **Agronomia Tropical**, Caracas. v.47, n.4, p.441-455, 1997.

ROSOLEM, C.A.; FOLONI, J.S.S. & OLIVEIRA, R.H. Dinâmica do nitrogênio no solo em razão da calagem e da adubação nitrogenada, com palha na superfície. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.38, p.301-309, 2003.

ROSOLEM, C.A.; NAKAGAWA, J. Residual and annual potassic fertilization for soybeans. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.59, p.143-149, 2001.

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

ROSSI, P.; MIRANDA, J.H.; DUARTE, S.N. Curvas de distribuição de efluentes do íon nitrato em amostras de solo deformadas e indeformadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.3, p. 675-682, set./dez. 2007.

SANGOI, L.; ERNANI, P. R.; LECH, V. A.; RAMPAZZO, C. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 1, jan./fev. 2003.

SANTOS, A. P. R. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com Capim-Tifton 85**. 2004, 79 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2004.

SEGRANFREDO. **Dejetos Animais – A dupla face benefícios e prejuízos**, Concórdia, 2004. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br>. Acesso em: 17 de outubro de 2006.

SILVA, E.C.; Buseti, S.; Guimarães, G.L.; Lazarini, E.; Sá, M.E. Doses e épocas de aplicação de nitrogênio na cultura do milho em plantio direto sobre Latossolo Vermelho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 29, n. 3, p. 353-362, 2005.

SILVA, I. R.; Sá Mendonça, E. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F. et al., (Eds) **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. n. 1, p. 275 – 374.

SILVA, J. C. P. M. da. **Esterco líquido de gado de leite e fertilização mineral influenciando a produção de silagem e propriedades químicas do solo na região dos campos gerais do Paraná**. Curitiba, 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo). Universidade Federal do Paraná.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C. de; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C.F.A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v.38, n.10, p.1187-1195, out. 2003.

SINOTTI, A. P. S. dos. **Avaliação do volume de dejetos e da carga de poluentes produzidos por suíno nas diferentes fases do ciclo criatório**. 2005. 100 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2005.

SOARES, A. B.; RESTLE, J. Adubação Nitrogenada em Pastagem de Triticale mais Azevém sob Pastejo com Lotação Contínua: Recuperação de Nitrogênio e Eficiência na Produção de Forragem. **Revista Brasileira. Zootecnia.**, v.31, n.1, p.43-51, 2002.

SANTOS, José Humberto Teixeira. **Avaliação de um sistema de aquecimento do substrato na biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos**. 2004, 66 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Universidade Viçosa. 2004.

SODRÉ, F. F.; LENZI, E.; COSTA, A. C. Utilização de modelos físico-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. **Química nova**, v. 24, n. 3, p. 324-330, 2001.

SOUZA, C.F.; LUCAS JÚNIOR, J. de; FERREIRA, W.P.M. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do substrato – considerações sobre a partida. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.2, p. 530-539, mai./ago. 2005.

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

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

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais.** Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174 p.

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

VIEIRA, R. F.; TANAKA, R.T.; TSAI, S. M.; PÉREZ, D. V.; SILVA, C.M.M.S.de; Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, n.9, p.919-926, set. 2005.

WENDLING, A. **Recomendação de nitrogênio e potássio para trigo, milho e soja sob sistema de plantio direto no Paraguai.** 2005. 124f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

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

WIETHÖLTER, S. **Adubação nitrogenada no sistema plantio direto.** Passo Fundo: EMBRAPA-CNPT, 1996. 44p.

YANG, P.Y.; NAGANO, S. A potential treatment alternative for swine wastewater in tropics. **Water Science Technology**, v.17, p.819-831, 1995.

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

ZHOU, L. X.; WONG, J. W. C. Effect of dissolved matter from sludge compost on soil copper sorption. **Journal Environmental Quality**, v. 30, n. 3, p. 878-883, 2001.